



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Rafael Rosas Oliveira

**Caracterização do estado trófico e da qualidade da água
de um sistema lagunar costeiro urbano: estudo de caso da
Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ**

Rio de Janeiro

2013

Rafael Rosas Oliveira

Caracterização do estado trófico e da qualidade da água de um sistema lagunar costeiro urbano – Estudo de caso da lagoa Rodrigo de Freitas, RJ



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial

Orientador: Prof^a. Dr^a. Thereza Christina de Almeida Rosso

Rio de Janeiro

2013

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

O48	<p>Oliveira, Rafael Rosas. Caracterização do estado trófico e da qualidade da água de um sistema lagunar costeiro urbano: estudo de caso da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. / Rafael Rosas Oliveira. - 2013. 287 f.</p> <p>Orientador: Thereza Christina de Almeida Rosso. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.</p> <p>1. Engenharia Ambiental. 2. Água – Qualidade - Dissertações. 3. Lagoa Rodrigo de Freitas, (RJ). I. Rosso, Thereza Christina de Almeida. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.</p> <p>CDU 628.161.1</p>
-----	---

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Rafael Rosas Oliveira

Caracterização do estado trófico e da qualidade da água de um sistema lagunar costeiro urbano – Estudo de caso da lagoa Rodrigo de Freitas, RJ.

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial

Aprovado em: 15 de abril de 2013.

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Thereza Christina De Almeida Rosso (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Nelson Francisco Favilla Ebecken (Membro externo).
Faculdade de Engenharia Civil – UFRJ

Prof. Dr. Gandhi Giordano.
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof^a. Dr^a. Rosa Maria Formiga Johnsson.
Faculdade de Engenharia – UERJ

Rio de Janeiro

2013

Dedico esta pesquisa, principalmente, aos meus familiares.

E também a todos os amigos e educadores que, ao longo dos anos, contribuíram e me apoiaram para no prosseguimento deste importante passo da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, em qualquer uma de suas etapas, mas de forma especial:

Aos meus pais e, principalmente, minha irmã, pelo apoio incondicional e pela educação que me fizeram chegar até aqui;

À minha família como um todo, pelo apoio e carinho;

À minha orientadora, por ter acreditado na minha capacidade de realizar este trabalho mesmo em condições tão adversas;

Aos amigos Vitor, Sal, Cão, Xubaca, Carol, Ana Paula, Natália, Branquinho, Lupa meu primos Fábio (e sua esposa Irá) e Daniel, dentro outros; por ouvirem os desabafos e reclamações (muitas, aliás), por estarem sempre ao meu lado e dispostos a ajudar e, enfim, pelo apoio fornecido. Em especial, à Nicole Martins, por estar sempre por perto para compartilhar ideias e angústias, por me ouvir e, principalmente, pela amizade e pelas ajudas nas interpretações das análises fitoplanctônicas;

Às amigas e amigos gerais queridos da Biologia, Oceanografia, dentre outros cursos, que ainda me acompanham e apoiam, ouvem meus desabafos, e acima de tudo, dedicam a mim amizade verdadeira;

Aos colegas do Mestrado PEAMB/UERJ turma 2011 que, apesar de pouca convivência, tiveram relevância para a finalização desta importante etapa da minha vida. Inclusive, pelas poucas idas à Lapa (que espero que continuem após o término do mestrado), pela convivência nos corredores da UERJ e ajuda durante o ano de 2011 que cursamos as disciplinas obrigatórias e eletivas do programa de pós-graduação.

Agradecimentos especiais às amigas Lilian Raschle e Catarina Peixoto por me ouvirem desabafar quando as coisas não davam muito certo. À primeira, em especial, por fazer o papel de interlocução entre a SMAC, TECMA e UERJ, fornecendo todas as informações necessárias que possibilitaram a elaboração deste trabalho;

A toda equipe da empresa TECMA TECNOLOGIA EM MEIO AMBIENTE que realizou as coletas e análises laboratoriais e forneceu o banco de dados bruto utilizado nesta dissertação. E, em especial ao Professor Gandhi Giordano, por todo o auxílio e indicação do objeto de trabalho;

Aos funcionários e administradores da Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro através da Secretaria Municipal de Meio Ambiente – SMAC e Coordenadoria de Planejamento Ambiental – CMA, por permitirem a utilização do banco de dados do Programa de Avaliação da Qualidade da Água da lagoa Rodrigo de Freitas e dos Rios e Canais a ela Ligados;

Aos meus colegas e amigos de trabalho (Aecom).

Por fim, agradeço a todos que aceitaram e/ou entenderam meu sumiço ao longo destes dois últimos anos de dedicação, praticamente exclusiva, ao meu trabalho, pós-graduação e mestrado, além de todas as outras pessoas que me esqueci de mencionar neste curto espaço para agradecimentos.

Aproveito para pedir humildes desculpas por quem não mencionei nominalmente.

“Se não buscarmos o impossível, acabamos por não realizar o possível.”

Leonardo Boff

RESUMO

OLIVEIRA, Rafael Rosas. *Caracterização do estado trófico e da qualidade da água de um sistema lagunar costeiro urbano: estudo de caso da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ*. 2013. 287 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

O estudo da dinâmica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água em lagoas costeiras é essencial para entender o funcionamento destes ecossistemas; o que por sua vez permite o desenvolvimento de estratégias adequadas de gerenciamento e conservação de seus recursos. Neste estudo, analisou-se a qualidade da água da Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro/RJ) e dos seus principais tributários. Foram utilizados os dados oriundos do projeto de monitoramento da qualidade da água realizado pela SMAC/RJ, entre dezembro de 2011 e dezembro de 2012. O objetivo precípua foi compreender a dinâmica espacial e temporal da variação do estado trófico e da qualidade da água, assim como avaliar a exequibilidade e aplicabilidade de índices multimétricos (IQA, IET, ICE, IC, TRIX) ao projeto de monitoramento ambiental da LRF. Para tanto, foram realizadas coletas mensais e semanais da água superficial em cinco pontos amostrais, na LRF, e cinco pontos nos rios/canais. Em seguida, análises físico-químicas e biológicas foram realizadas. Os resultados obtidos mostraram relativa homogeneidade espacial e elevada variação sazonal da qualidade da água superficial. Os índices aplicados aos dados indicaram uma variação temporal representativa do estado trófico e da qualidade da água, sendo as classificações para os rios e canais diferentes às verificadas na LRF. Esta apresentou variação entre supereutrófica e hipereutrófica, já os primeiros foram mesotróficos. A qualidade da água da LRF apresentou majoritariamente entre moderada a boa. Os rios e canais foram classificados ruins e médios. Concluiu-se que diferentes modelos podem resultar em diferentes classificações de níveis de trofia e qualidade da água. Análises estatísticas de tendência indicaram estabilidade da qualidade da água, sem uma projeção representativa de melhoria da qualidade hídrica. Já análises multivariadas (RDA, PCA BEST, SIMPER, ANOSIM, MDS e CLUSTER) mostraram um elevado dinamismo da comunidade fitoplanctônica com nítida resposta às oscilações de variáveis físico-químicas específicas, apesar da dominância recorrente por cianobactérias.

Palavras-chave: Índices de estado trófico; Qualidade da água; Estatística multivariada; Lagoa costeira.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Rafael Rosas. Characterization of trophic state and water quality of an urban coastal lagoon ecosystem: case study of Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. 2013. 287 f. Thesis (Master of Engineering) - College of Engineering, State University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

The study of the dynamics of physical, chemical and biological parameters in coastal lagoons is essential to understand how these ecosystems function, which enables the development of appropriate strategies for management and conservation of its water resources. This research analyzed the water quality of the Rodrigo de Freitas lagoon (LRF), located in the city of Rio de Janeiro/RJ, and its main tributaries. Data from the Water Quality Monitoring Program conducted by Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro between December 2011 and December 2012 were used. The main objective of this study is clarify the spatiotemporal dynamic of the variation of the trophic state and water quality of the LRF, and assess the applicability and feasibility of specific multimetric indices (IQA, IET, ICE, IC, TRIX). In order to achieving this goal, weekly and monthly surface water samplings were performed at five stations in the LRF and five stations in the rivers/channels. Physico-chemical and microbiological (bacteriological and phytoplankton) variables were analyzed *in situ* or in the laboratory. The results showed relative spatial homogeneity and high temporal variation of the water quality. The trophic state and water quality indices classified the rivers/channels as mostly mesotrophic and the LRF between supereutrophic and hypereutrophic. The water quality was classified between moderate to good in the LRF and medium and bad for the rivers/channels. It was concluded, therefore, that different assessment models may result in contradictory classifications of the trophic and and water quality conditions. Trend statistical analysis indicated stability of trophic conditions but without a representative prediction of improving water quality. Finally, it is emphasized that the multivariate statistical analysis (RDA, PCA BEST, SIMPER, ANOSIM, MDS and CLUSTER) demonstrated a high dynamism of the phytoplankton community in response to fluctuations in the physico-chemical characteristics, despite the recurrent dominance by cyanobacteria.

Keywords: Trophic state indices; Water quality; Multivariate statistics; Coastal lagoon.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1. Ortofoto da lagoa Rodrigo de Freitas.....</i>	<i>23</i>
<i>Figura 2. Mapa esquemático da Lagoa Rodrigo de Freitas.</i>	<i>24</i>
<i>Figura 3. Visualização esquemática dos processos de eutrofização.</i>	<i>30</i>
<i>Figura 4. Bacia hidrográfica da LRF e suas principais sub-bacias.....</i>	<i>49</i>
<i>Figura 5. Divisores de águas da bacia de drenagem contribuinte a LRF.</i>	<i>49</i>
<i>Figura 6. (a) Localização das comportas e elevatória. Fluxos de escoamento predominantes nos canais da LRF, em função da operação das comportas: (a) período seco; (b) período chuvoso.</i>	<i>51</i>
<i>Figura 7. Visualização do espelho d'água da LRF antes do aterro em 1922.</i>	<i>53</i>
<i>Figura 8. Mapa esquemático com perfil topográfico do Maciço da Tijuca. Destaque para a presença da Serra da Carioca ao centro.</i>	<i>54</i>
<i>Figura 9. Bairros cariocas inseridos na bacia hidrográfica da LRF.</i>	<i>55</i>
<i>Figura 10. Visão geral do canal Jardim de Alah com a presença de trator de dragagem.</i>	<i>56</i>
<i>Figura 11. Visão geral do canal Jardim de Alah com a presença de trator de dragagem.</i>	<i>58</i>
<i>Figura 12. Visão esquemática geral do sistema de galerias de drenagem pluvial.</i>	<i>58</i>
<i>Figura 13. Mapa batimétrico da LRF.</i>	<i>59</i>
<i>Figura 14. Estações de coleta localizadas em diferentes áreas da LRF. Números são pontos de deságue.</i>	<i>66</i>
<i>Figura 15. Estações de coleta localizadas nos rios e canais ligados a LRF, incluindo as situadas dentro da mesma.</i>	<i>68</i>
<i>Figura 16. Visão geral de uma campanha de amostragem em período chuvoso.</i>	<i>69</i>
<i>Figura 17. Amostragem de água com garrafa de van Dorn.</i>	<i>70</i>
<i>Figura 18. Preservação de amostras com gelo em caixas térmicas identificadas.</i>	<i>70</i>
<i>Figura 19. Exemplos de amostras coletadas e acondicionadas em frascos específicos.</i>	<i>70</i>
<i>Figura 20 – Aferição da penetração de luz através do disco de Secchi.</i>	<i>71</i>
<i>Figura 21. Anotação em campo dos dados obtidos in situ através de sondas multiparamétricas.....</i>	<i>72</i>
<i>Figura 22. Sequência de fotos mostrando a coleta, acondicionamento e fixação de amostras de água para análise de fitoplâncton.</i>	<i>73</i>
<i>Figura 23. Visualização geral da boia de amarração e dos processos de limpeza e manutenção da sonda multiparamétrica.....</i>	<i>74</i>
<i>Figura 24. Curvas médias de variação de qualidade das águas (CETESB, 2004).</i>	<i>88</i>
<i>Figura 25. Precipitações pluviométricas mensais registradas no período estudado.</i>	<i>101</i>
<i>Figura 26. Intensidades médias mensais de vento registradas no período estudado.</i>	<i>101</i>
<i>Figura 27. Variações de pH entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	<i>104</i>
<i>Figura 28. Variações de temperatura da água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	<i>106</i>
<i>Figura 29. Variações de OD na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	<i>108</i>
<i>Figura 30. Variações de turbidez na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.....</i>	<i>109</i>
<i>Figura 31. Variações de SST na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	<i>110</i>
<i>Figura 32. Variações de DQO na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	<i>112</i>

<i>Figura 33. Variações de DBO_{5,20} na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	113
<i>Figura 34. Variações de Coli.T (a) e E.coli (b) entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	116
<i>Figura 35. Variações de NT entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	118
<i>Figura 36. Variações de NA entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	120
<i>Figura 37. Variações de FT entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.</i>	123
<i>Figura 38. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.</i>	130
<i>Figura 39. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.</i>	130
<i>Figura 40. ACP principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.</i>	131
<i>Figura 41. Variação dos IET de Toledo nos rios e canais ao longo do ano de 2012.</i>	138
<i>Figura 42. Variação dos IET de Lamparelli nos rios e canais ao longo do ano de 2012.</i>	139
<i>Figura 43. Variação do IC-INEA/RJ nos rios e canais ao longo do ano de 2012.</i>	141
<i>Figura 44. Variação temporal do ICE nos rios e canais.</i>	144
<i>Figura 45. Evolução temporal do IQA CETESB.</i>	148
<i>Figura 46. Evolução temporal do IQA FEAM/IGAM.</i>	149
<i>Figura 47. Evolução temporal do IQA_{adaptado}.</i>	149
<i>Figura 48. Análise de agrupamento (Cluster) espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em função das estações amostrais, meses de coleta e estações do ano.</i>	152
<i>Figura 49. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em diferentes meses e estações do ano.</i>	152
<i>Figura 50. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada nos períodos chuvoso e seco.</i>	153
<i>Figura 51. Análise de agrupamento (Cluster) e MDS através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em função dos pontos amostrais.</i>	153
<i>Figura 52. Variação mensal do pH na LRF, entre dez/11 e dez/12, e média anual por estação amostral na LRF.</i>	156
<i>Figura 53. Variação mensal da salinidade na LRF, entre dez/11 e dez/12, e média mensal por estação amostral na LRF.</i>	159
<i>Figura 54. Variações de temperatura da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral na LRF.</i>	160
<i>Figura 55. Variações de OD da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral na LRF.</i>	163
<i>Figura 56. Variações de turbidez da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral (sem desvio-padrão) na LRF.</i>	164
<i>Figura 57. Variações de COT na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais e média mensal por estação amostral na LRF.</i>	167
<i>Figura 58. Variações de Coli.T. (a e c) e E.coli (b e d) entre dez/11 e dez/12 e médias e medianas por estação amostral na LRF.</i>	170
<i>Figura 59. Variações de NA entre dez/11 e dez/12 e médias por estação amostral na LRF.</i>	173
<i>Figura 60. Variações de FT entre dez/11 e dez/12 e médias por estação amostral.</i>	176

<i>Figura 61. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultado em função das estações do ano e períodos chuvoso e seco.</i>	<i>184</i>
<i>Figura 62. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultados em função dos períodos seco e chuvoso e pontos amostrais.</i>	<i>184</i>
<i>Figura 63. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultado por estação amostral.</i>	<i>185</i>
<i>Figura 64. Variação dos IET de Lamparelli na LRF ao longo do ano de 2012.</i>	<i>193</i>
<i>Figura 65. Visualização Variação do IC na LRF ao longo do ano de 2012.</i>	<i>195</i>
<i>Figura 66. Representação da variação temporal do ICE na LRF.</i>	<i>197</i>
<i>Figura 67. Evolução temporal do IET Brezonik na LRF.</i>	<i>199</i>
<i>Figura 68. Evolução temporal do TRIX estimado para a LRF.</i>	<i>201</i>
<i>Figura 69. Evolução temporal do TRIX com sistema de classificação adaptado para ambientes tropicais.</i>	<i>201</i>
<i>Figura 70. Análise de agrupamento (Cluster) espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada em função das estações amostrais, meses de coleta e estações do ano.</i>	<i>203</i>
<i>Figura 71. Análise de MDS sazonal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada em função dos meses do ano.</i>	<i>204</i>
<i>Figura 72. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada nos períodos chuvoso e seco.</i>	<i>204</i>
<i>Figura 73. Análise de agrupamento (Cluster) e MDS espaço-temporal através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada em função dos pontos amostrais</i>	<i>204</i>
<i>Figura 74. Variação temporal dos índices de diversidade entre dez/11 e dez12 na LRF.</i>	<i>207</i>
<i>Figura 75. Média anual dos índices de diversidade por estação amostral na LRF.</i>	<i>208</i>
<i>Figura 76. Variação temporal dos índices de diversidade entre dez/11 e dez/13 por estação amostral.</i>	<i>209</i>
<i>Figura 77. Análise de agrupamento (Cluster) espaço-temporal, através dos índices de diversidade.</i>	<i>210</i>
<i>Figura 78. Análise de MDS (Cluster) espaço-temporal, através dos índices de diversidade.</i>	<i>210</i>
<i>Figura 79. Análise de agrupamento (Cluster) e MDS, através dos índices de diversidade, em função das estações amostrais.</i>	<i>210</i>
<i>Figura 80. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF2 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L⁻¹ do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.</i>	<i>214</i>
<i>Figura 81. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF3 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L-1 do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.</i>	<i>215</i>
<i>Figura 82. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF4 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L-1 do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.</i>	<i>216</i>

<i>Figura 83. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF5 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L-1 do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.....</i>	<i>217</i>
<i>Figura 84. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF1 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.....</i>	<i>219</i>
<i>Figura 85. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.....</i>	<i>219</i>
<i>Figura 86. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF2 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.....</i>	<i>220</i>
<i>Figura 87. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.....</i>	<i>221</i>
<i>Figura 88. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF3 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.....</i>	<i>222</i>
<i>Figura 89. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.....</i>	<i>223</i>
<i>Figura 90. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF4 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.....</i>	<i>223</i>
<i>Figura 91. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.....</i>	<i>224</i>
<i>Figura 92. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF5 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.....</i>	<i>225</i>
<i>Figura 93. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.....</i>	<i>226</i>
<i>Figura 94. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância (RDA). O diagrama mostra as associações dos táxons e as variáveis ambientais (seta preta cheia). Todas as variáveis ambientais utilizadas na análise (pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total, fósforo total e pluviosidade) foram incluídas no diagrama. Legenda dos táxons: Synecu – Synechococcus, Cyc – Cyclotella, Hem – Hemiselmis, Kom – Komma, Pyram – Pyramimonas, Het – Heterocapsa, Synecy – Synechocystis e ACNI – alga cocóide não identificada.</i>	<i>227</i>

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1. Classificação de IET, segundo Carlson (1977).</i>	84
<i>Tabela 2 - Categoria de IET, segundo Toledo et. al. (1984).</i>	84
<i>Tabela 3. Classificação do IET modificado, segundo Lamparelli (2004).</i>	85
<i>Tabela 4. Classificação do IET, segundo Brezonik (1984).</i>	87
<i>Tabela 5. Peso dos Parâmetros (NSF, 1970; CETESB, 2004).</i>	88
<i>Tabela 6. Classificação do IQA (CETESB, 2004).</i>	89
<i>Tabela 7. Nível de qualidade (FEAM/IGAM, 2005).</i>	90
<i>Tabela 8. Classificação de acordo com Vollenweider (2004).</i>	94
<i>Tabela 9. Classificação proposta adequada para a LRF.</i>	94
<i>Tabela 10. Classes do ICE. Adaptado de CCME (2001).</i>	97
<i>Tabela 11. Níveis de diversidade.</i>	98
<i>Tabela 12. Resumo descritivo dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos rios e canais (dez/11-dez/12).</i>	103
<i>Tabela 13. Estatística descritiva anual dos resultados de pH.</i>	104
<i>Tabela 14. Estatística descritiva anual dos resultados de temperatura da água (°C).</i>	106
<i>Tabela 15. Estatística descritiva anual dos resultados de OD (mg.L⁻¹).</i>	108
<i>Tabela 16. Estatística descritiva anual dos resultados de turbidez (NTU).</i>	109
<i>Tabela 17. Estatística descritiva anual dos resultados de SST (mg.L⁻¹).</i>	110
<i>Tabela 18. Estatística descritiva anual dos resultados de DQO (mg.L⁻¹).</i>	112
<i>Tabela 19. Estatística descritiva anual dos resultados de DBO_{5,20} (mg.L⁻¹).</i>	114
<i>Tabela 20. Estatística descritiva anual dos resultados de Coli.T e E.coli (NMP.100 mL⁻¹).</i>	116
<i>Tabela 21. Estatística descritiva anual dos resultados de NT (mg.L⁻¹).</i>	118
<i>Tabela 22. Estatística descritiva anual dos resultados de NA (mg.L⁻¹).</i>	120
<i>Tabela 23. Estatística descritiva anual dos resultados de FT (mg.L⁻¹).</i>	123
<i>Tabela 24. Razão N/P nas amostras de água superficial dos rios e canais.</i>	125
<i>Tabela 25. Matriz de correlação de Spearman obtida para toda a série de dados físico-químico da água.</i>	127
<i>Tabela 26. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados da matriz transformada pelo algoritmo Varimax.</i>	128
<i>Tabela 27. Análise de similaridade (ANOSIM one-way) global e pareada entre as estações e meses amostrais.</i>	133
<i>Tabela 28. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com as principais metodologias de IET.</i>	135
<i>Tabela 29. Classificação trófica dos rios e canais em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	136
<i>Tabela 30. Classificação trófica média dos rios e canais em função dos pontos amostrais.</i>	137
<i>Tabela 31. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o IC-INEA/RJ.</i>	139
<i>Tabela 32. Classificação a partir do IC-INEA/RJ dos rios e canais em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	140
<i>Tabela 33. Valores médios de IC entre as estações amostrais.</i>	140

<i>Tabela 34. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o ICE.</i>	142
<i>Tabela 35. Classificação dos rios e canais a partir do ICE em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	143
<i>Tabela 36. Valores médios de ICE entre as estações amostrais.</i>	143
<i>Tabela 37. Variação mensal do IQA dos rios e canais.</i>	146
<i>Tabela 38. Variação mensal do IQA adaptado aos rios e canais.</i>	146
<i>Tabela 39. Valores do IQA adaptado à bacia hidrográfica da LRF em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	147
<i>Tabela 40. Valores médios do IQA entre as estações amostrais.</i>	147
<i>Tabela 41. Valores médios do IQA adaptado entre as estações amostrais.</i>	147
<i>Tabela 42. Sumário dos resultados das análises de tendências ($p < 0,05$) no período entre dez/11 e dez/12.</i>	150
<i>Tabela 43. Resumo descritivo dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados na LRF entre dez/11 e dez/12.</i>	154
<i>Tabela 44. Estatística descritiva anual dos resultados de pH na LRF por estação amostral.</i>	156
<i>Tabela 45. Estatística descritiva anual dos resultados de salinidade na LRF por estação amostral na LRF.</i>	159
<i>Tabela 46. Estatística descritiva anual da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na LRF por estação amostral na LRF.</i>	160
<i>Tabela 47. Estatística descritiva anual dos resultados de OD (mg.L^{-1}) na LRF.</i>	163
<i>Tabela 48. Estatística descritiva anual dos resultados de turbidez (NTU) na LRF.</i>	164
<i>Tabela 49. Estatística descritiva anual dos resultados de COT (mg.L^{-1}) na LRF.</i>	167
<i>Tabela 50. Estatística descritiva anual dos resultados de Coli.T e E.coli (NMP.100 mL^{-1}) na LRF.</i>	171
<i>Tabela 51. Estatística descritiva anual dos resultados de NA (mg.L^{-1}) na LRF.</i>	173
<i>Tabela 52. Estatística descritiva anual dos resultados de FT (mg.L^{-1}).</i>	176
<i>Tabela 53. Razão N/P nas amostras de água superficial da LRF.</i>	179
<i>Tabela 54. Matriz de correlação de Spearman obtida para toda a série de dados físico-químicos na LRF.</i>	181
<i>Tabela 55. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados da matriz transformada pelo algoritmo Varimax.</i>	182
<i>Tabela 56. Análise de similaridade (ANOSIM one-way) global e pareada entre as estações e meses amostrais.</i>	186
<i>Tabela 57. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (FT).</i>	188
<i>Tabela 58. Classificação trófica da LRF (IET-FT) em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	189
<i>Tabela 59. Classificação trófica (IET-FT) média da LRF em função dos pontos amostrais.</i>	190
<i>Tabela 60. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Cla).</i>	190
<i>Tabela 61. Classificação trófica (IET-Cla) média da LRF em função dos pontos amostrais.</i>	191
<i>Tabela 62. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (FT + Cla).</i>	191
<i>Tabela 63. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Secchi).</i>	192
<i>Tabela 64. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Secchi).</i>	193
<i>Tabela 65. Classificação mensal da LRF de acordo com o IC.</i>	194
<i>Tabela 66. Classificação da LRF a partir do IC em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	194
<i>Tabela 67. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o ICE.</i>	196
<i>Tabela 68. Classificação da LRF a partir do ICE em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	196
<i>Tabela 69. Variação mensal do IET Brezonik na LRF.</i>	197

<i>Tabela 70. Valores do IET Brezonik em função das estações do ano e pluviosidade.....</i>	<i>198</i>
<i>Tabela 71. Valores médios de IET Brezonik entre as estações amostrais.....</i>	<i>198</i>
<i>Tabela 72. Variação mensal do TRIX para a LRF.</i>	<i>200</i>
<i>Tabela 73. Valores do TRIX aplicado a LRF em função das estações do ano e pluviosidade.</i>	<i>200</i>
<i>Tabela 74. Variação mensal do TRIX para a LRF.</i>	<i>200</i>
<i>Tabela 75. Sumário dos resultados das análises de tendências para os principais índices utilizados ($p < 0,05$) na avaliação da qualidade da água da LRF no período entre dez/11 e dez/12.....</i>	<i>202</i>
<i>Tabela 76. Resumo mensal dos índices de diversidade.</i>	<i>205</i>
<i>Tabela 77. Média anual dos índices de diversidade por estação amostral na LRF.....</i>	<i>207</i>
<i>Tabela 78. Sumário dos resultados das análises de tendência ($p < 0,05$) para os índices de diversidade no período entre dez/11 e dez/12.....</i>	<i>208</i>
<i>Tabela 79. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF1 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em $cel.L^{-1}$ do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas , NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.....</i>	<i>213</i>
<i>Tabela 80. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.....</i>	<i>219</i>
<i>Tabela 81. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.....</i>	<i>220</i>
<i>Tabela 82. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.....</i>	<i>222</i>
<i>Tabela 83. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.....</i>	<i>224</i>
<i>Tabela 84. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.....</i>	<i>225</i>
<i>Tabela 85. Variáveis explicativas utilizadas para a RDA e suas respectivas variâncias. Os asteriscos indicam significância estatística ($P < 0,05$) das variáveis ambientais.....</i>	<i>228</i>
<i>Tabela 86. Estatística (correlação e percentual) dos dois primeiros Eixos da Análise de Redundância (RDA). ...</i>	<i>228</i>
<i>Tabela 87. Coeficientes de correlação entre os vetores ambientais e os Eixos de ordenação da RDA.....</i>	<i>229</i>

LISTA DE QUADROS

<i>Quadro 1 - Localização das estações de coleta na LRF</i>	<i>68</i>
<i>Quadro 2 - Localização e Coordenadas Geográficas das estações de coleta nos canais e rios na bacia de drenagem (incluindo as estações internas da LRF).....</i>	<i>70</i>
<i>Quadro 3 - Acondicionamento, volume e preservação de amostras por parâmetro</i>	<i>73</i>
<i>Quadro 4 - Metodologias utilizadas para análises físico-químicas in situ e LQs de cada parâmetro</i>	<i>74</i>
<i>Quadro 5 - Metodologias que serão utilizadas para análises físico-químicas e microbiológicas.....</i>	<i>78</i>

LISTA DE EQUAÇÕES

IET CARLSON	
<i>Equação (1)</i>	83
<i>Equação (2)</i>	83
<i>Equação (3)</i>	83
IET TOLEDO	
<i>Equação (4)</i>	84
<i>Equação (5)</i>	84
<i>Equação (6)</i>	84
IET LAMPARELLI	
<i>Equação (7)</i>	85
<i>Equação (8)</i>	85
<i>Equação (9)</i>	85
<i>Equação (10)</i>	85
<i>Equação (11)</i>	85
<i>Equação (12)</i>	85
IET BREZONIK	
<i>Equação (13)</i>	86
<i>Equação (14)</i>	86
<i>Equação (15)</i>	86
<i>Equação (16)</i>	86
<i>Equação (17)</i>	86
IQAs	
<i>Equação (18)</i>	89
<i>Equação (19)</i>	89
<i>Equação (20)</i>	90
<i>Equação (21)</i>	90
<i>Equação (22)</i>	91
<i>Equações (23)</i>	91
<i>Equações (24)</i>	91
<i>Equações (25)</i>	91
<i>Equações (26)</i>	91
<i>Equações (27)</i>	92
<i>Equações (28)</i>	92
<i>Equações (29)</i>	92
<i>Equações (30)</i>	92
<i>Equações (31)</i>	92
<i>Equações (32)</i>	92
<i>Equações (33)</i>	92
<i>Equações (34)</i>	93
<i>Equações (35)</i>	93
TRIX	
<i>Equações (36)</i>	93
IC	
<i>Equações (37)</i>	94
<i>Equações (38)</i>	95
<i>Equações (39)</i>	95
<i>Equações (40)</i>	95
<i>Equações (41)</i>	95
<i>Equações (42)</i>	96
<i>Equações (43)</i>	96
<i>Equações (44)</i>	96
<i>Equações (45)</i>	96
DIVERSIDADE	
<i>Equações (46)</i>	97
<i>Equações (47)</i>	98
<i>Equações (48)</i>	98
<i>Equações (49)</i>	99
<i>Equações (50)</i>	99

LISTA DE SIGLAS

SMAC/RJ	Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro
INEA/RJ	Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro
CEDAE/RJ	Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
ANA	Agência Nacional de Água
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
WQI	<i>Water Quality Index</i>
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i> (EUA)
ICE	Índice de Conformidade ao Enquadramento
LRF	Lagoa Rodrigo de Freitas
IET	índice de Estado Trófico
IQA	índice de Qualidade da Água
TRIX	<i>Trophic Index</i>
IC	Índice de Conformidade
IEM	Índice Morfoedáfico
DP	Desvio Padrão
EP	Erro Padrão
MÍN.	Mínimo
MÁX.	Máximo
MED.	Mediana
FT	Fósforo Total
NT	Nitrogênio Total
NA	Nitrogênio Amoniacal
COT	Carbono Orgânico Total
CT ou Coli.T.	Coliformes Termotolerantes
EC ou E.coli	<i>Escherichia coli</i>
SST	Sólidos em Suspensão Total
TURB.	Turbidez
SALIN.	Salinidade
T°C	Temperatura da água em graus Celsius
N/P	Razão entre nitrogênio e fósforo
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Secchi	Transparência da água a partir do disco de Secchi
UNT ou NTU	Unidade Nefrelométrica de Turbidez

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS	20
1.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	28
1.1.	Lagoas costeiras	28
1.2.	Eutrofização	29
1.3.	Índices de estado trófico e qualidade da água	32
1.3.1.	Índice de Estado Trófico – IET	34
1.3.2.	Índice de Qualidade das Águas – IQA	38
1.3.3.	Trophic Index – TRIX	39
1.3.4.	Índice de Conformidade – IC	41
1.3.5.	Índice de Conformidade do Enquadramento – ICE	41
1.4.	Índices ecológicos de diversidade	42
1.5.	Análise estatística em monitoramento ambiental	44
1.6.	Estudos recentes na bacia hidrográfica da lagoa Rodrigo de Freitas	45
2.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	48
2.1.	Bacia hidrográfica da lagoa Rodrigo de Freitas	48
2.2.	A lagoa Rodrigo de Freitas	52
2.2.1.	Histórico	52
2.2.2.	Características gerais	54
2.2.3.	Aspectos de hidrodinâmica e drenagem no sistema lagunar	57
2.2.4.	Aspectos relacionados à qualidade do sedimento	59
2.2.5.	Aspectos ecológicos	60
2.2.6.	Aspectos atuais	61
2.2.7.	Descrição do projeto atual desenvolvido pela SMAC.....	62
3.	MATERIAL E MÉTODOS	64
3.1.	Obtenção do banco de dados	64
3.2.	Frequência de coleta e parâmetros determinados	65
3.2.1.	Lagoa Rodrigo de Freitas	65
3.2.2.	Rios e canais	67
3.2.3.	Pluviosidade	68
3.3.	Amostragem em campo	69
3.3.1.	Monitoramento pontual na LRF e rios/canais	69
3.3.2.	Monitoramento contínuo da LRF (clorofila-a).....	73

3.4.	Análises em laboratório	74
3.4.1.	Metodologia de análise dos ensaios físico-químicos e microbiológicos.....	74
3.4.2.	Metodologia de análise do fitoplâncton	75
3.5.	Tratamento dos dados	76
3.5.1.	Avaliação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.....	76
3.5.2.	Avaliação do fitoplâncton	80
3.5.3.	Análises de similaridade.....	81
3.6.	Grau de trofia e qualidade da água	82
3.6.1.	Índices de diversidade	97
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	99
4.1.	Dados Meteorológicos	100
4.2.	Rios e Canais ligados a Lagoa Rodrigo de Freitas	103
4.2.1.	Variação dos Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos	103
4.2.2.	Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água	133
4.3.	Lagoa Rodrigo de Freitas	154
4.3.1.	Variação dos Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos	154
4.3.2.	Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água	187
4.3.3.	Índices de Diversidade	205
4.4.	Análise Integrada: Fitoplâncton	212
4.4.1.	Variação temporal da densidade fitoplanctônica na Lagoa Rodrigo de Freitas	212
4.4.2.	Relações entre a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais	218
4.4.3.	Associação dos táxons com as variáveis ambientais.....	227
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	231
5.1.	Recomendações	231
5.2.	Conclusão	233
	REFERÊNCIAS	238

APÊNDICES *

APÊNDICE A – Dados Físico-químicos e Microbiológicos - Rios e Canais.

APÊNDICE B – Dados Físico-químicos e Microbiológicos - LRF.

APÊNDICE C – Gráficos (*Box-plot*) Mensais e Anuais para os Rios e Canais e LRF.

APÊNDICE D – Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água para os Rios e Canais.

APÊNDICE E – Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água para LRF.

APÊNDICE F – Índices de Diversidade para LRF.

* Apêndices disponibilizados somente em formato digital (.pdf).

INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS

O estudo e a compreensão da dinâmica dos parâmetros físico-químicos e biológicos nos corpos d'água são essenciais para entender o funcionamento desses ecossistemas, o que por sua vez permite o desenvolvimento de estratégias adequadas de gerenciamento e conservação dos seus recursos e benefícios ambientais.

Os impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos apresentam diferentes origens e formas, mas, na maioria das vezes, estão associados a uma ação antrópica, como lançamento de efluentes urbanos, industriais e domésticos, alteração nos cursos e níveis d'água, retirada da vegetação marginal, dentre muitos outros fatores que contribuem para a alteração dos corpos d'água. Nesse contexto, as lagoas costeiras são reconhecidamente ambientes muito vulneráveis aos processos de poluição orgânica e inorgânica, estando severamente expostas aos impactos causados pelas atividades antrópicas, visto que a recuperação delas após um impacto é lenta, reforçando a necessidade de preservação deste tipo de ambiente.

Os ecossistemas possuem um limite de tolerância às perturbações de origem antrópica, podendo sofrer alterações irreversíveis. Na medida em que se torna mais intenso e diversificado o uso das bacias hidrográficas, maior é a necessidade de se definir formas de manejo sustentado e gerenciamento desses ecossistemas. A implantação da prevenção, controle e gerenciamento dos processos de eutrofização pode gerar oportunidades e mecanismos para recuperação dos serviços ecossistemológicos fornecidos pelos ambientes costeiros.

É neste contexto que se insere a lagoa Rodrigo de Freitas (LRF), um importante ecossistema que se incorpora à paisagem do Rio de Janeiro, sendo um exemplo claro dos efeitos da ocupação/urbanização desordenada do território. O sistema de drenagem da LRF é aqui entendido como uma unidade, uma vez que seu funcionamento é integrado, onde a alteração de um componente traz reflexos sobre outro componente, fato este que ratifica a importância em pesquisar tanto os rios quanto os canais contribuintes quanto à própria LRF.

Tendo em vista os graves prejuízos socioeconômicos e ambientais provenientes da eutrofização dos corpos d'água do sistema lagunar da LRF, torna-se de grande valia o estudo das possíveis medidas corretivas que possam ser tomadas visando à mitigação de tais prejuízos. O aporte de águas servidas e de resíduos sólidos que atingem a LRF vem prejudicando o comportamento hidráulico e a qualidade da água (redução da lâmina d'água e acúmulo de lodo), fatos estes que contribuem para frequente mortandades de peixes.

Neste sentido, destaca-se que a análise das características qualitativas (físico-químicas) e a classificação quanto ao estado trófico da LRF são fundamentais para o entendimento dos diferentes processos de degradação que a ela atingem. No Estado do Rio de Janeiro, diversos estudos enfocando a qualidade da água e comunidades planctônicas demonstraram influência antrópica sobre as lagoas costeiras. Esses estudos serviram de base para a formulação da atual pesquisa, visto que, além de dar continuidade ao monitoramento contínuo da bacia hidrográfica da LRF, foram abordadas questões ainda não elucidadas (“hiatos” metodológicos e de conhecimento).

Apesar da bacia hidrográfica da LRF possuir extensa literatura, as informações geradas ainda são publicadas de forma massiva e, à vezes, incompreensíveis à grande maioria da população. Neste sentido, destaca-se o projeto vigente realizado pela Secretaria de Meio Ambiente (SMAC/RJ), no qual se insere este estudo. As ações da Prefeitura do Rio de Janeiro que compõem a Gestão Ambiental do Sistema da Lagoa Rodrigo de Freitas envolvem a SMAC – responsável pelo monitoramento da qualidade da água – e a Secretaria de Obras (SMO) – responsável pelo manejo das comportas e vistoria das galerias de águas pluviais, através da Fundação Rio Águas. Os objetivos do programa da SMAC são: a manutenção da vida aquática e a drenagem urbana da área do entorno da LRF de forma a preservar as condições de lazer e acessibilidade. Todos os resultados obtidos são utilizados para a obtenção de boletins diagnósticos, a partir do monitoramento da qualidade da água e do acompanhamento das condições climáticas.

A Agência Nacional de Águas (ANA), sob a égide da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) tem divulgado informações disponíveis sobre qualidade de água no país utilizando dados das redes estaduais de monitoramento. A partir de 2005, a ANA vem elaborando relatórios consolidados sobre o panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil, reunindo os dados das redes estaduais de monitoramento a partir de um conjunto de indicadores. Dentre estes, menciona-se alguns índices, parâmetros e metodologias aplicadas na atual pesquisa, como: índices IQA, IET e ICE; o fitoplâncton; análises de tendência temporal e estatísticas multivariadas.

A ampliação e integração do monitoramento da qualidade de água do Brasil é um dos pressupostos do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais (PNQA), que objetiva orientar a elaboração de políticas públicas para a recuperação da qualidade ambiental, contribuindo com a gestão sustentável dos recursos hídricos. Entre os objetivos específicos destacam-se: eliminar lacunas geográficas e temporais no

monitoramento de qualidade de água; padronizar e tornar os dados e informações sobre a qualidade de água comparáveis entre estados e regiões hidrográficas brasileiras; e avaliar e disponibilizar à sociedade as informações de qualidade de água (Lei nº. 10.650/2003, conhecida como Lei de Acesso à Informação Ambiental). O atual estudo torna-se, então, importante no que tange à identificação das lacunas de informação e às incongruências que possam existir no programa de monitoramento da LRF, permitindo, assim, que seja ampliado o conhecimento sobre a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica da LRF. Desta forma, os resultados alcançados caracterizam-se como uma relevante contribuição na consolidação das redes estadual e nacional de monitoramento da qualidade das águas.

A comunidade fitoplanctônica é o grande foco dos estudos de eutrofização por diversas razões, onde se destacam: 1- o fato de o crescimento dos produtores primários estar diretamente ligado à disponibilidade de nutrientes, o que torna o fitoplâncton o grupo de organismos que mais eficientemente responde à variação dos mesmos; 2- a composição do fitoplâncton possui forte influência sobre a qualidade da água; 3- a transferência de energia dos produtores para níveis elevados das cadeias tróficas é fundamental para a manutenção das mesmas, dependendo da utilização deste compartimento como fonte de alimento.

Este estudo se propõe a consolidar as informações referentes ao primeiro ano completo de monitoramento da qualidade da água realizado pela SMAC (dez/11-dez/12). Através da análise comparativa com publicações anteriores a 2011 e a utilização de análises estatísticas multivariadas, objetivou-se confirmar ou não padrões de comportamento ambiental verificados preteritamente na LRF, além de identificar variações de longo prazo e fatores de heterogeneidade intralagunar. Uma abordagem holística foi adotada, objetivando o auxílio ao processo de tomada de decisão pelos órgãos, instituições e autarquias públicas e do setor privado que integram o Sistema Gestão Ambiental do Sistema da LRF.

Espera-se que a aplicação de índices de estado trófico e de qualidade da água aos dados obtidos durante os meses de monitoramento da LRF represente um significativo passo à criação de um conjunto consolidado de índices multiparamétricos que auxiliem a gestão participativa eficaz das lagoas do Estado do Rio de Janeiro e suas respectivas sub-bacias hidrográficas.

Caracterização da problemática e estrutura do trabalho

A justificativa de escolha do objeto de pesquisa fundamenta-se em alguns fatores precípuos:

- grande visibilidade da LRF por parte população;
- alto reconhecimento da sua importância paisagística para a cidade do Rio de Janeiro;
- facilidade de acesso ao banco de dados de programas de monitoramento ambiental;
- número elevado de publicações recentes que permitem uma análise comparativa entre os resultados encontrados.

A problemática desta pesquisa pode ser sintetizada através da seguinte pergunta: Seria viável a aplicação de índices de estado trófico e de qualidade da água como ferramenta prática ao monitoramento sistemático da qualidade hídrica da LRF, no que tange à identificação de padrões de variação espaço-temporal?

As **Figura 1** e **Figura 2** abaixo mostram representações da LRF.



Figura 1. Ortofoto da lagoa Rodrigo de Freitas.

Fonte: Adaptado de <http://portalgeo.rio.rj.gov.br/armazenzinho/web/>.

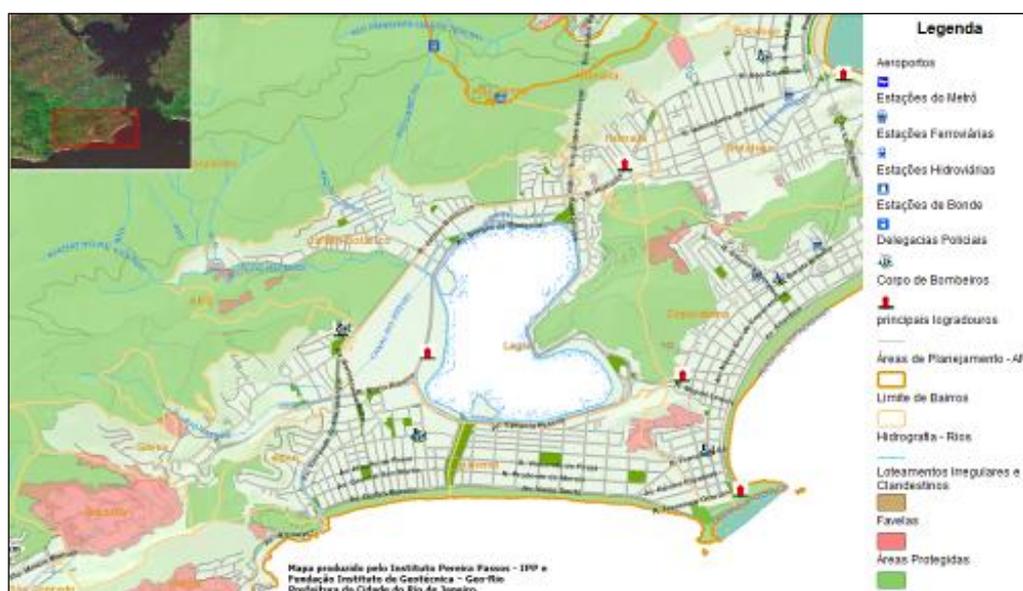


Figura 2. Mapa esquemático da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Fonte: Adaptado de <http://portalgeo.rio.rj.gov.br/armazenzinho/web/>.

Os capítulos deste trabalho foram organizados de forma a aumentar o conhecimento científico gerado pelos programas de monitoramento e gestão dos ecossistemas costeiros do Rio de Janeiro, transformando os bancos de dados em informações assimiláveis tanto pela população quanto pelo meio acadêmico. Com intuito de proporcionar maior entendimento sobre o real objetivo do trabalho, a disposição dos seis capítulos visa demonstrar os aspectos relevantes ao problema da qualidade da água da LRF, evidenciando os resultados obtidos neste estudo. Logo, o estudo foi disposto como descrito nos parágrafos a seguir.

Nos elementos pré-textuais capítulo, aos quais está inserido este subitem, é feita uma apresentação geral do estudo, destacando-se a estrutura básica da pesquisa, tais como os objetivos, relevâncias e limitações.

No segundo, apresentam-se os alicerces de conhecimento ao qual este trabalho foi embasado. A revisão bibliográfica visou reforçar a necessidade da preservação dos recursos hídricos através de programas de monitoramentos ambientais sistemáticos. Neste capítulo, foi também realizada uma explicação a cerca do processo de eutrofização com ênfase em lagoas costeiras. Aspectos metodológicos também foram abordados, justificando a escolha dos índices de qualidade da água e de estado trófico selecionados. Por fim, destaca-se a atualização bibliográfica dos principais estudos disponíveis na literatura cujo objeto de estudo tenha sido a LRF.

No terceiro capítulo foi realizada uma caracterização ampla da área de estudo. Já no quarto capítulo, são apresentadas as metodologias utilizadas, ressaltando todas as equações e

análises estatísticas utilizadas na obtenção dos resultados, que possibilitaram alcançar os objetivos específicos do trabalho.

No quinto capítulo, são apresentados os resultados obtidos através da aplicação dos índices de qualidade da água e de estado trófico, análises estatísticas e avaliações descritivas integradas e consolidadas a cerca do monitoramento sistemático da qualidade da água superficial da LRF durante o ano de 2012.

Já o sexto e último capítulo contempla as conclusões e recomendações extraídas do estudo, onde se buscou fazer uma síntese de todo conhecimento gerado. Após a conclusão do trabalho encontram-se listadas as referências bibliográficas utilizadas para o desenvolvimento dessa dissertação. Apresentam-se ainda, apenas em formato digital, os anexos A, B, C, D e F.

Objetivos Gerais

Determinação do estado trófico da LRF e os canais e rios a ela ligados através da utilização da aplicação de índices multidimensionais e da identificação das variáveis mais relevantes que possam ser monitoradas de forma sistemática visando à conservação efetiva deste ecossistema. Pretende-se, assim, aumentar o conhecimento a respeito dos índices para classificação de corpos d'água lênticos e lóticos quanto ao estado trófico; bem como avaliar a aplicabilidade de índices tróficos no gerenciamento de lagoas costeiras fluminenses.

Objetivos específicos

Seguem abaixo os objetivos entendidos como etapas para alcançar o objetivo geral:

- realizar uma revisão do referencial teórico no que tange à caracterização da LRF;
- realizar a consolidação e integração dos dados referentes a um ano de monitoramento ambiental da qualidade da água superficial da LRF;
- aplicar/comparar modelos de classificação de corpos d'água quanto ao estado trófico;
- classificar a LRF, seus contribuintes e canais quanto ao estado trófico, por meio de diferentes índices de qualidade da água;
- analisar a influência da sazonalidade sobre a classificação relativa aos estados tróficos e à qualidade da água da LRF;

- avaliar a condição limnológica da LRF através do diagnóstico de parâmetros físico-químicos e biológico (fitoplanctônico) para fins de caracterização do sistema lacustre;
- compreender a dinâmica espacial e temporal (mensal) das características físicas, químicas e biológicas da água superficial da LRF e nos rios/canais a ela ligados, comparando com outros estudos limnológicos da literatura;
- aplicar análises estatísticas uni e multivariadas para a confirmação dos padrões de variação dos descritores ambientais.

Relevância da proposta

As lagoas costeiras em ambientes urbanos são relevantes componentes da paisagem. Diante desta premissa, o estudo dos mecanismos de funcionamento e dinâmica ecológica destas lagoas passa a ter papel importante na conservação e recuperação destes ecossistemas. Em segundo lugar, cita-se o fato de a eutrofização ser um problema recorrente em vários corpos d'água no Brasil, ocorrendo representativamente em lagoas costeiras urbanas.

Tendo em vista os graves prejuízos socioeconômicos e ambientais provenientes da eutrofização, torna-se importante a avaliação das suas causas, o estudo de medidas de mitigação e o entendimento das variações observadas no espaço e no tempo. Neste sentido, análises das características qualitativas quanto à qualidade da água e o estado trófico da LRF são fundamentais. Os índices de estado trófico podem não só classificar lagoas, mas também servem para facilitar a interpretação das relações complexas entre os vários componentes do ecossistema; fornecendo subsídios para a formulação de planos de gestão de ecossistemas aquáticos por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e garantam a manutenção de seus múltiplos usos em longo prazo.

Destaca-se ainda que, a possível conclusão da construção de dutos afogados – que almejam solucionar em parte a questão da eutrofização constante da LRF – faz com que este trabalho se insira como uma relevante ferramenta no que tange a viabilização do monitoramento ambiental multiparamétrico e sistemático. A partir dos resultados obtidos, será possível avaliar a utilização de índices de qualidade da água e de estado trófico já corriqueiramente utilizados na literatura, ou então a necessidade da criação de índices específicos aplicados às lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro.

O estudo de caso aqui relatado, em suma, caracteriza-se como uma contribuição relevante para gestão deste ecossistema costeiro dinâmico e complexo, apresentando uma abordagem diferenciada ao monitoramento sistemático deste sistema lagunar.

Limitações do trabalho

A principal limitação do estudo reside no fato de, em geral, nos ecossistemas aquáticos tropicais, a alta taxa de assimilação de nutrientes associada à alta taxa de reciclagem, provoca a ocorrência de elevada produtividade. Dessa forma, as lagoas possuem maior capacidade de metabolizar quantidades de nutrientes do que em regiões temperadas. Esta capacidade permite que os valores limites para cada categoria trófica sejam mais elevados em relação a corpos d'água de clima frio. Segundo SCHAFER (1984), lagoas de regiões tropicais raramente são naturalmente oligotróficas, pois a temperatura se mantém constantemente elevada, acelerando todos os processos químicos e biológicos. No entanto, classificar todas as lagoas tropicais como eutróficas ou até hipereutróficas é generalização que necessita ser evitada.

Diferentemente do parágrafo anterior – onde foi evidenciada uma limitação “natural” –, existe uma segunda limitação, tipificada aqui como “metodológica”. Ela reside no fato deste estudo ter utilizado dados obtidos de projeto de monitoramento ambiental realizado por terceiros (SMAC e TECMA), não sendo oriundos de fontes primárias próprias. Com isso, nem todos os parâmetros necessários para a aplicação de alguns índices considerados ideais foram determinados, limitando, então, o número final de aplicações, em vista da inviabilidade e desadequação dos cálculos.

Diante do exposto, reitera-se que no atual estudo sempre foi preservada a “natureza” original de todas as equações dos índices de estado trófico e de qualidade da água selecionados como viáveis a serem aplicados aos dados obtidos. Sendo assim, generalizações, adequações e ponderações foram somente realizadas para que fosse possível manter a aplicabilidade e exequibilidade das ferramentas metodológicas utilizadas.

As limitações supracitadas não inviabilizam a realização do estudo diante da grande relevância envolvida. Além disso, as análises estatísticas e a comparação bibliográfica, somada à robustez dos dados (elevado n-amostral), sustentam a relevância dos resultados obtidos.

1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1. Lagoas costeiras

Lagoas costeiras são corpos d'água localizados no território continental, separados do oceano por uma barreira ou conectados a este por um ou mais canais ou pequenas baías, que permanecem abertos, pelo menos, intermitentemente, possuindo profundidade relativamente rasa. Esses ambientes podem ou não estar sujeitos ao regime de marés e a salinidade pode variar da água doce até uma condição hipersalina, dependendo do balanço hidrológico (KJERFVE, 1994).

Além disso, lagoas são ambientes econômica, social e ecologicamente importantes, pois muitos desses ecossistemas apresentam altas taxas de produtividade e são utilizadas como área de recreação e descarga de resíduos. Além disso, contribuem de maneira direta para a manutenção dos lençóis freáticos e para a estabilidade climática local e regional, sendo também considerados ecossistemas de grande importância para a preservação da biodiversidade (ESTEVES, 2008).

As lagoas costeiras, geralmente, retêm sedimentos inorgânicos e matéria orgânica servindo, portanto, como depósitos e/ou filtros de materiais. A alta produtividade se dá, então, em parte devido à retenção de material que ocorre nesses sistemas. Estes sistemas lacunares comumente sofrem forte ação de descargas de rios, ventos, marés, precipitação, evaporação e aquecimento superficial, respondendo de forma distinta a estes agentes (KJERFVE, 1994).

Por volta de 10% das áreas litorâneas em todo o planeta são ocupadas por lagoas costeiras, sendo que, no caso brasileiro, a maioria destas está concentrada nos estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul; e são nesses estados que os estudos desses ecossistemas são mais desenvolvidos. Entretanto, grande parte destas lagoas sofre impacto tanto por influência natural quanto antrópica. Visto isso, ressalta-se que a compreensão acerca das dinâmicas físicas, químicas, geológicas e ecológicas das lagoas é importante para o planejamento e implementação de estratégias de gerenciamento nas lagoas costeiras (ESTEVES, 2008).

Apesar de sua relevância e usos múltiplos, as lagoas costeiras são consideradas um dos ecossistemas que mais sofrem impactos antrópicos, onde se destacam: o lançamento de efluentes domésticos e industriais, ocupação e degradação da vegetação das margens, assoreamento da bacia hidrográfica etc. (SPAULDING, 1994). Os estudos ecológicos destes

ecossistemas são de suma importância na medida em que muitos deles estão fortemente alterados, especialmente no que diz respeito às características abióticas, visto que os grandes aglomerados urbanos próximos aos corpos d'água (e as ocupações da área de drenagem) da bacia apresentam a potencialidade de alterar a qualidade hídrica (ESTEVEVES, 1998).

Dentre os serviços mais relevantes inerentes à existência destes ecossistemas destacam-se: lazer, controle de inundação, receptor de efluentes, valorização imobiliária, beleza cênica, harmonia paisagística, valorização turística da região, pesca, dentre outros. Infelizmente, a degradação das condições naturais das lagoas brasileiras tem ocorrido numa escala mais rápida do que a capacidade da sociedade de gerar tecnologias e ações viáveis ecológica e economicamente de serem aplicadas à recuperação destes ecossistemas. A intensa poluição oriunda de lançamentos de efluentes sem tratamento contribui para agravar a escassez de água e reforçam a alteração da capacidade desses ecossistemas (POMPÊO, 2003).

Apesar do grande número de lagos e lagoas encontradas ao longo de toda a extensão territorial brasileira, ainda são poucos os estudos realizados nestes ambientes, principalmente, na região nordeste e em áreas que não fazem parte dos principais aglomerados urbanos. Todavia, a assertiva anterior não se aplica ao caso da LRF, visto que esta lagoa já vem sendo estudada historicamente e sistematicamente por grupos diversos grupos acadêmicos e órgãos públicos, com destaque para a última década. Ressalta-se que, para que estas ações se mantenham ocorrendo e sejam otimizadas, há a necessidade de continuidade de elaboração e publicação de estudos sobre as lagoas costeiras do Rio de Janeiro.

1.2. Eutrofização

A eutrofização (**Figura 3**) representa um dos temas centrais na ecologia aquática: a produção da matéria orgânica que forma a base da cadeia alimentar aquática (LIVINGSTON, 2001). Consiste num processo natural e lento que, em lagoas costeiras estritamente urbanas, pode ser acelerado por ações antrópicas como descargas de efluentes, aportes terrígenos através da bacia contribuinte, lixiviação urbana etc. Este processo causa profundas mudanças quali-quantitativas no meio aquático e aumenta a produtividade, podendo comprometer significativamente a qualidade de suas águas e a dinâmica do ecossistema (ESTEVEVES, 1998).

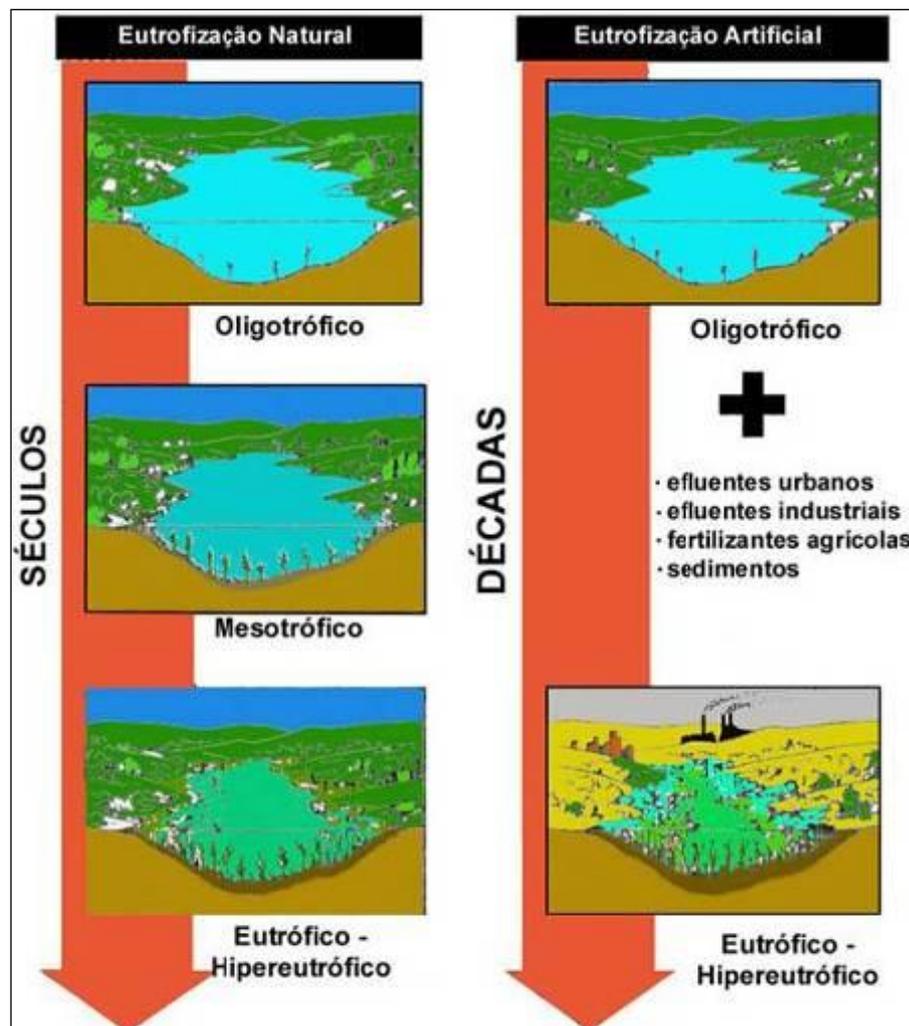


Figura 3. Visualização esquemática dos processos de eutrofização.

Fonte: Projeto Lagoa Limpa (<http://www.lagoalimpa.com.br>).

Em síntese, o termo “eutrofização” pode ser considerado como o processo onde um ecossistema torna-se mais produtivo pelo enriquecimento de nutrientes e crescimento de produtores primários. O aumento da entrada de nutrientes em um sistema pode ocorrer de forma natural (eutrofização natural) ou por influência humana (eutrofização cultural ou artificial). O nitrogênio e fósforo podem entrar nos corpos hídricos dissolvidos em águas de escoamento superficial, aderidos aos sedimentos ou dissolvidos em águas de percolação (CAIADO, 2005). Já o estado trófico diz respeito ao nível de produtividade de um ecossistema (DODDS, 2002).

A ideia de controle de nutrientes para proteger as funções do corpo d’água iniciou-se com o limnólogo Einar Naumann, que elucidou a maior parte do “paradigma de nutrientes”,

em 1929. Suas ideias sobre a relação entre nutrientes e funcionamento de lagos podem ser resumidas nas seguintes passagens (EPA, 2000):

- a quantidade de biomassa vegetal do corpo d'água lântico aumenta com o passar do tempo, ocorrendo envelhecimento natural e gradual;
- alterações na biomassa afetam a estrutura biológica de todo o lago;
- a geologia e o tipo de uso do solo da bacia hidrográfica determinam a quantidade de nutrientes que entram no corpo d'água lântico;
- os principais nutrientes que afetam a biomassa algal são o fósforo e nitrogênio.

De forma geral, as consequências ambientais estão associadas à florações de algas, acentuado crescimento de macrófitas aquáticas, acumulação excessiva de matéria orgânica, problemas de mau cheiro, diminuição dos níveis de oxigênio com o aumento da profundidade e mudanças na estrutura da cadeia alimentar (SMOL, 2002). Os principais efeitos da eutrofização são, portanto, anaerobiose no corpo d'água, mortandade da fauna, toxicidade algal, altos custos para o tratamento da água e redução da capacidade de usos múltiplos pela população (VON SPERLING, 2005).

No sistema lagunar da LRF o impacto antropogênico é evidenciado pela ocupação urbana desordenada, que resulta no aporte de efluentes sem adequado tratamento, além dos assoreamentos e aterros acelerados. Tal fato tem modificado a composição de suas águas através da estagnação e desoxigenação da coluna d'água, o que tem provocado periodicamente mortandades maciças de peixes e florações de algas e/ou microalgas produtoras de toxinas (SILVA, 2006). Situação semelhante pode também ser verificada corriqueiramente no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, mostrando que este fato é comum à praticamente todas as lagos costeiras do estado do Rio de Janeiro.

A eutrofização atualmente apresenta uma perspectiva de preservar a qualidade ecológica das águas, como nas diretivas da União Europeia e vários tratados internacionais. Na União Europeia a eutrofização é mais um estado do que uma tendência de qualidade. Esse termo descreve as condições qualitativas de um ambiente aquático que foi interrompido, não apenas sua produtividade quantitativa (VOLTERRA; BOUALAM, 2002). O processo de eutrofização, nas águas interiores, ocorre principalmente em lagoas, lagos e reservatórios (ambientes lânticos). Nos rios, ambientes lóticos, as condições ambientais, como baixa turbidez e circulação/renovação hídrica elevada, resultam em menor ocorrência de eventos eutrofização (PORTO *et. al.*, 1991).

Um dos fatores mais importantes para estudos limnológicos refere-se ao estado nutricional de sistemas aquáticos, definidos pelo teor desses nutrientes ou pela biomassa de algas e plantas aquáticas. Atualmente a tipologia de lagos a partir do estado trófico é feita não só com base em um único parâmetro, mas sim em vários concomitantemente, como por exemplo: produção primária do fitoplâncton, concentração de clorofila, concentração de nutrientes, biomassa e diversidade do plâncton, concentração de matéria orgânica do sedimento, dentre outros parâmetros. Todas estas e outras variáveis, em conjunto, possibilitam distinguir os diferentes tipos de ambientes lênticos em grupos tróficos segundo o nível de produção do ecossistema (ESTEVES, 1988).

1.3. Índices de estado trófico e qualidade da água

Neste subitem a revisão da literatura resultou do processo de levantamento e análise do que de relevante já foi publicado sobre os índices de estado trófico e de qualidade da água a serem aplicados aos dados do monitoramento mensal da LRF e os rios/canais a ela ligados. Buscou-se realizar o “estado da arte” a cerca do histórico de aplicação destes índices, fornecendo, assim, uma fundamentação teórica sobre o assunto. Contudo, ressalta-se que não objetivou-se listar a totalidade dos estudos que utilizaram estas ferramentas na caracterização e gestão de rios e lagoas; mas sim, mostrar um breve histórico de seus usos e a relevância de suas aplicações.

O conceito de trofia em ecossistemas aquáticos representa a intensidade de produção primária nesses ambientes. Quanto maior o grau de trofia, mais intensa é a formação de biomassa e, portanto, maior será o consumo de oxigênio para a sua decomposição. O nível trófico de uma lagoa pode ser indicado pela medição dos parâmetros relacionados com o conteúdo de oxigênio dissolvido, produtividade das algas e quantidade de nutrientes (SILVA,1998).

Para Carlson e Simpson (1996), a classificação trófica de um corpo d’água está relacionada à produção quantitativa do fitoplâncton, e o nitrogênio e o fósforo eram os fatores determinantes dessa produção. Dessa forma, o estado trófico não pode ser medido diretamente, tendo-se que recorrer a índices que refletem ou se correlacionam com o estado trófico “real” de um corpo d’água.

Desde a proposição inicial de Naumann na década de 1920, o estado trófico vem sendo designado pelos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico (*oligo* significa “pouco”, *trófico* é “alimento”, *eutrófico* significa “muito alimento”, e *mesotrófico* é o meio termo entre as duas categorias). De forma a se caracterizar os corpos d’água com uma especificidade mais elevada, foram desenvolvidas outras classificações com outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico, eupolitrófico e hipereutrófico (VON SPERLING, 2005).

A classificação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos é de grande valia, pois permite a comparação da produtividade de ecossistemas intra e inter-ecorregiões, além de oferecer uma noção inicial acerca da extensão de eutrofização antrópica sofrida pelo sistema (DODDS, 2002). O estado trófico de um ambiente é considerado um fenômeno multidimensional e, portanto, um só indicador trófico não mede adequadamente este conceito (CARLSON, 1977). O melhor indicador de estado trófico pode variar de um corpo d’água para outro e também sazonalmente, de forma que o melhor índice deve ser escolhido de forma pragmática (NOGUEIRA e RAMIREZ, 1998).

O índice ideal seria aquele que preserva as vantagens de ser multidimensional e conserva a simplicidade do unidimensional. Outra questão é que os corpos d’água podem não cair em uma categoria individual em nenhum sistema de classificação. Por exemplo, as concentrações de fósforo podem ser altas o suficiente para uma lagoa ser classificada como eutrófica, mas a atenuação da luz por partículas em suspensão pode manter os níveis de clorofila na faixa mesotrófica.

A partir dos anos sessenta, os limnólogos, ao estudarem essa questão em lagos e lagoas sufocadas, principalmente de zona temperada, criaram critérios indicadores de eutrofização. Assim como para o grau de estado trófico, a qualidade da água também está relacionada ao uso que se faz dela, a definição de características para mostrar se a mesma está apta a um determinado uso é feita utilizando-se de indicadores, importante instrumento que pode ser composto por variáveis individuais ou por um conjunto delas denominado de índices de qualidade da água (CARLSON, 1977; WALKER, 1979).

Khan *et al.* (2003) salientam que os índices de qualidade da água são ferramentas de simples compreensão e fundamentados em bases científicas. Portanto, é esperado que estes transmitam resumidamente a condição global dos corpos hídricos ao longo do tempo. A combinação e interação entre diferentes variáveis de qualidade da água transformadas em simples valores podem resultar em perda de informações (ZANDBERGEN e HALL, 1998).

Os índices de qualidade da água permitem uma análise integrada das variáveis de qualidade da água no sistema, possuem a vantagem da facilidade de entendimento e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço das condições hídricas (RÖRIG, 2005). A escolha dos indicadores que farão parte de um índice depende dos objetivos de qualidade desejados e das características do corpo hídrico analisado. Os índices de qualidade da água podem ser utilizados para diversas finalidades, dentre elas, as que mais se encaixam com o presente estudo são: análise de tendências; informação ao público; identificação de problemas de qualidade de água que demandem estudos especiais e aplicação para a gestão dos recursos hídricos.

Pizella (2006) comenta que somente 11 estados brasileiros utilizam índices de qualidade da água para avaliar o estado de suas águas (Amapá, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul e São Paulo) que diferem entre si pelas variáveis de qualidade da água e nas metodologias adotadas. No geral, estes índices não são destinados à avaliação do atendimento ao enquadramento dos corpos hídricos (MMA, 2003). A seguir, são apresentados separadamente alguns índices utilizados para a indicação do nível trófico e da qualidade da água no sistema lagunar da LRF.

1.3.1. Índice de Estado Trófico – IET

Vollenweider (1976) quantificou o processo de eutrofização por meio do desenvolvimento de um modelo de equilíbrio de massa, utilizando dados da literatura a respeito de lagoas/lagos de clima temperado. Seu estudo pioneiro demonstrou uma forte relação entre as entradas de nutrientes e a concentração dos mesmos; confirmando, então, que a carga de nutrientes, as alterações da morfologia e hidrologia, e o assoreamento de ambientes lênticos são os principais fatores que causam eutrofização (EPA, 2000).

O estudo de Silva (1998) comparou modelos de eutrofização, sendo um deles o de Vollenweider (1976). Os resultados (que utilizaram o fósforo total) mais eficazes em caracterizar a eutrofização foram os do modelo de Salas e Martino (1991), o qual foi adaptado para ambiente tropical. Estes autores, a partir do índice de Vollenweider e considerando o

estudo de 40 lagos/lagoas sufocadas e reservatórios da América Latina/Caribe, desenvolveram um modelo matemático empírico para o fósforo total através de limites fixos (entre 0,030 e 0,070 mg.L⁻¹), que separa as classificações oligotrófica/mesotrófica e mesotrófica/eutrófica.

A partir dos estudos pioneiros como o de Salas e Martino (1991) em lagos, lagoas e reservatórios tropicais de águas quentes e de outros estudos relevantes em ambientes temperados (VOLLENWEIDER, 1976; WALKER, 1977), foi possível gerar modelos matemáticos para determinação da curva de probabilidade do estado trófico. No entanto, tais modelos apresentaram melhores resultados em ambientes tropicais devido à inclusão de taxas de perda global de fósforo total construídas através da análise de regressão para lagos e reservatórios na América Latina. Já os modelos de Vollenweider (1976) e Walker (1977) apresentaram maiores erros médios. Isto ratifica a necessidade de adaptação dos modelos oriundos de lagos temperados para aplicação em lagoas de clima tropical, como a LRF.

Ressalta-se que, neste primeiro momento, em função da ausência ou não disponibilidade de dados robustos como a taxa de aplicação hidráulica (m.ano⁻¹) e a taxa de carga (entrada) de fósforo total superficial (g.m⁻².ano⁻¹), não foi possível calcular a distribuição probabilística de estado trófico para o sistema da LRF.

Há a possibilidade também de se estimar a concentração “natural” de fósforo total na lagoa, sem a influência antropogênica, fazendo uso do índice morfoedáfico (IEM). O uso da relação fósforo total (FT) e IEM permite uma simples estimativa quantitativa da percentagem de carga de fósforo afluente a lagoa que pode ser controlada, tal que restaure o seu nível trófico natural. IEM corresponde a razão entre os sólidos dissolvidos totais e a profundidade média de uma lagoa, e tem sido calculado também pelos valores de alcalinidade e condutividade. (SILVA; MENDONÇA, 2000). Como para o atual estudo não foram utilizados dados de condutividade e alcalinidade, o IEM também não foi calculado.

O Índice de Estado Trófico (IET) foi proposto por Carlson em 1977, sendo um dos mais utilizados para se estimar o estado trófico dos sistemas aquáticos lacustres até os dias atuais. Este índice relaciona as concentrações de fósforo total, clorofila-*a* e a transparência da água (os as analisa de forma individualizada) para avaliar a situação trófica do ambiente. Este índice engloba corpos hídricos lênticos numa escala numérica de 0 a 100, sendo que cada divisão (10, 20, 30...) representa a capacidade de dobrar a biomassa algal, porém não indica o estado trófico do lago. Para esta finalidade Kratzer e Brezonick (1981), descreveram o nível trófico de lagos baseados no IET.

Os primeiros modelos oriundos do IET de Carlson (1977) eram baseados em dados obtidos em lagoas de clima temperado. As diferenças existentes entre estas regiões e países como o Brasil, de clima predominantemente subtropical e tropical, podem alterar significativamente as respostas dos organismos aquáticos aos fatores que influem em suas atividades vitais, superestimando, assim, o estado trófico de um ambiente lântico. O IET de Carlson pode ser considerado como restritivo e conservador.

Além dos valores de biomassa algal, Carlson (1977) também utilizou os valores de transparência da água medida pelo disco de Secchi. A visibilidade do disco de Secchi é sensível ao número de partículas que absorvem e dispersam a luz, e em alguns casos a pouca transparência pode ser um resultado de um grande número de células de algas, sendo inversamente relacionada com a concentração de clorofila-*a* (COLE, 1994).

Alguns estudos avaliaram a aplicabilidade do IET de Carlson para lagos e lagoas subtropicais e tropicais, concluindo que era necessário modificar a estrutura do índice. As modificações propostas foram feitas através dos dados levantados em um reservatório tropical, onde foram determinados os coeficientes de sedimentação e exportação do fósforo a partir de seu balanço de massa. A partir da redefinição das cargas críticas permissíveis e excessivas para quatro variáveis (fósforo total, clorofila *a*, Secchi e ortofosfato) foi feita uma classificação do estado trófico para o reservatório (MERCANTE; TUCCI-MOURA, 1999).

Para satisfazer essa classificação limnológica, o IET de Carlson (1977) foi então recalculado por Toledo (1983). Os estudos que utilizaram este IET_{Carlson} constataram que se tratava de uma ferramenta útil para a definição referente à qualidade da água e ao manejo de lagoas costeiras tropicais, trazendo soluções eficazes. Ressalta-se que a versão modificada por Toledo (1984) se mostrou mais adequada para a determinação do estado trófico em lagos tropicais, segundo Tundisi *et al.* (1985), Calijuri (1988) e Ceballos (1995).

Estudos realizados por Fraga (2005) indicaram que o IET_{Carlson} modificado por Toledo (1983) era mais adequado a lagos tropicais por ponderar as variáveis e possuir uma maior sensibilidade em relação ao critério de trofia. Carlson (1984) assinalou a fragilidade do uso do IET a partir dos resultados de clorofila por não considerar mudanças na biomassa das macrófitas, enfatizando que este fato não é contemplado nem nos índices nem nos modelos da carga de nutrientes (WETZEL; LIKENS, 2000). Já o IET de Toledo *et al.* (1983) foi alterado por Lamparelli (2004) a partir de dados da CETESB. As equações propostas por Lamparelli (2004) para o cálculo de IET incluíram fósforo total e clorofila. O IET de Lamparelli (2004)

se mostrou muito eficiente em classificar corpos d'água lênticos e lóticos, visto que foram propostas fórmulas matemáticas para ambos os tipos de corpos d'água separadamente.

O estudo de Garcia *et al.* (2007) classificou o reservatório de Ilha Solteira entre ultraoligotrófico e eutrófico, segundo o IET de Lamparelli (2004). Essa amplitude de grau trófico mostrou a maior sensibilidade a mudanças desse índice, quando comparado ao IET de Carlson modificado por Toledo. Já o estudo de Leal (2006), realizado na Lagoa Jacuném/CE, o IET de Carlson modificado por Toledo foi o mais adequado, pois a partir da utilização do parâmetro ortofosfato, foi possível realizar um diagnóstico mais eficiente sobre a influência da concentração de fósforo em relação ao processo de eutrofização na lagoa. Em contrapartida, o estudo de Mendonça (2011), sobre a classificação de estado trófico no reservatório de Rio Bonito/ES, revelaram que o modelo mais rigoroso na classificação foi o IET de Carlson (1977). O modelo de probabilidades de Salas e Martino (1991) foi o menos rigoroso.

Já o estudo de Hennemann (2011), realizado na Lagoa Costeira de Peri/SC, mostrou que os índices de estado trófico utilizados para classificar a lagoa resultaram em classificações variadas e, em alguns casos, inapropriadas. Os índices de Salas e Martino (1991) e o modificado por Toledo *et al.* (1983) mostraram-se mais adequados. Resultado semelhante foi verificado por Santos e Florencio (2001) que, a partir da concentração de fósforo total obtida pela aplicação do modelo simplificado de Salas e Martino (1991), mostrou que o reservatório de Duas Unas/PE se apresentava em estado inicial de eutrofização. Destaca-se ainda o estudo de Saraiva *et al.* (2009) que avaliou o IET como ferramenta adequada ao monitoramento da qualidade da água da lagoa do Parque Solon de Lucena/PB.

É válido citar que a OECD (*Organisation for Economic Cooperation and Development*), em 1982, publicou um estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização em ambientes hídricos em países da Europa e da América do Norte, no qual estabeleceu limites para a classificação trófica. Este sistema de classificação desenvolvido continua sendo largamente utilizado nestas regiões (GUNKEL, 2000).

Outro índice importante derivado do IET_{Carlson} foi desenvolvido para a Flórida/EUA – o TSI de Brezonik (1984). O TSI considera os parâmetros fósforo, clorofila-*a* e nitrogênio total, em função do nutriente limitante. Ao total, para seu desenvolvimento, foram realizadas 313 análises em lagoas e lagos. Caso o lago apresente relação nitrogênio/fósforo (N/P) maior que 30, o fósforo foi considerado o limitante. O nitrogênio foi considerado limitante se a relação N/P for menor que 10. Quando a relação resulta entre 10 e 30 os dois nutrientes são

considerados equilibrados. O índice do nutriente é baseado unicamente em fósforo se a relação for superior a 30, exclusivamente baseado em nitrogênio se inferior a 10, ou em ambos, se o valor for entre 10 e 30 (PAULIC, 1996; SIGUA, 2006).

1.3.2. Índice de Qualidade das Águas – IQA

Em 1970, um estudo financiado pela *National Sanitation Foundation* (EUA) desenvolveu o *Water Quality Index (WQI)*. Este índice (IQA-NSF) combinou as opiniões de especialistas, baseado na técnica de *Delphi da Rand Corporation*. O resultado desta pesquisa foi a indicação das variáveis de qualidade de água que deveriam entrar no cálculo, o peso relativo das mesmas e a condição em que se apresentava cada uma delas, de acordo com uma escala de valores. Inicialmente, foram selecionadas trinta e cinco variáveis indicadoras de qualidade da água e destas, nove foram selecionadas para compor o IQA-NSF, sendo elas: OD, coliforme fecal, pH, DBO, temperatura, fósforo total (FT), nitrato, turbidez e resíduo total. Para cada variável foi estabelecida curvas de variação da qualidade da água, de acordo com o estado ou condições de cada variável (DERÍSIO, 1992).

A estrutura proposta originalmente por Brown *et al.* (1970) resulta de uma combinação linear com pesos dos subíndices. Apesar de a forma aditiva ser muito utilizada, uma forma multiplicativa foi proposta por Landwehr & Deininger (1976) para evitar eventuais problemas de resultados mascarados, que ocorriam quando um subíndice apresentava valores extremamente baixos de qualidade de água. Na forma multiplicativa, os mesmos pesos tornam-se potências dos subíndices. Neste caso, se qualquer dos subíndices aproxima-se de zero e o índice global também se aproxima de zero.

A partir de 1975, a CETESB adaptou o WQI e desenvolveu um IQA com as variáveis: OD, temperatura, coliformes fecais, pH, DBO, nitrogênio total (NT), FT, resíduo total e turbidez. O IQA-CETESB é determinado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes a estes parâmetros. No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado. A partir do cálculo, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, variando numa escala de 0 a 100 CETESB (1997).

O Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA), em seu subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água incentivou e implementou um Sistema de Cálculo da

Qualidade da Água (SCQA) através do estabelecimento das equações do IQA. O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) vem monitorando as águas superficiais do Estado de Minas Gerais em parceria com a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM/MG) através do Projeto Águas de Minas. Este monitoramento realizado desde 1997 avalia a qualidade das águas em 244 estações de amostragem distribuídas em oito bacias hidrográficas, com abrangência em cerca de 95% da área total do estado de Minas Gerais (FEAM, 2000).

O IQA-IGAM utiliza os parâmetros OD, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, temperatura, turbidez e sólidos em suspensão totais (SST). Para cada parâmetro foram traçadas curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações. A cada parâmetro foi atribuído um peso, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA. Então o IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros (FEAM, 2000).

A utilização do IQA e suas variações é uma ferramenta rotineira para a gestão e monitoramento da qualidade da água no Brasil, principalmente, nos estados de São Paulo e Minas Gerais. Dois exemplos da diversidade de aplicação do IQA correspondem aos estudos de Piasentin *et al.* (2009), realizado no reservatório de Tanque Grande (SP), e Gonçalves (2009), realizado no rio Uberabinha (MG). Ambos estudos apresentaram resultados consistentes quanto ao uso do IQA, entretanto, o primeiro ressaltou a existência de processo de estabilização temporal dos valores de IQA através de uma compensação entre as variáveis utilizadas, ratificando a necessidade de uma análise crítica isolada de cada variável do IQA durante os processos de tomada de decisão e ação em relação à gestão da bacia hidrográfica.

1.3.3. Trophic Index – TRIX

Uma abordagem um pouco semelhante ao índice trófico da OCDE (1962) é aplicada através do *Trophic Index* (TRIX), proposto por Vollenweider *et al.* (1998) para sistemas marinhos. Ele baseia-se nas concentrações de nutrientes (nitrogênio inorgânico e fósforo total), clorofila-*a* e saturação de OD, sendo um índice quantitativo para expressar o estado trófico. Esta abordagem foi originalmente desenvolvida para ser usado em águas do Mediterrâneo. Tentativas preliminares de usar essa abordagem para a avaliação de enriquecimento de nutrientes em uma série de sistemas costeiros do norte da Europa pela

Agência Europeia do Ambiente (EEA) indicou algumas dificuldades na sua utilização, no entanto, eles concluíram que a abordagem geral utilizada possui grande potencial para avaliar o grau de eutrofização (EEA, 2001).

De acordo com Giovanardi e Vollenweider (2004) e Penna *et al.* (2004), valores que variam de 0 a 4 correspondem a alta qualidade, 4 a 5 corresponde a boa qualidade, 5 a 6 a moderada, e 6 a 10 às condições degradadas. As tentativas recentes de aplicar esta medida em águas do Báltico (VASCETTA, 2004) apresentaram relativo sucesso. Ressalta-se que os valores de TRIX são muito sensíveis a qualquer pequena mudança de OD, clorofila-*a*, NI e FT, mas este índice se mostrou eficiente em sintetizar as variáveis-chave da eutrofização em uma expressão numérica simples, tornando a informação gerada comparável para uma ampla gama de situações (BOIKOVA, 2008).

Resultados de Salas *et al.* (2008) mostraram que a interpretação do TRIX para as águas transicionais (lagoas costeiras e estuários) não é simples. Uma fragilidade específica é que este índice é derivado da combinação de quatro parâmetros que não são totalmente independentes e, por conseguinte, podem superestimar (GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004). Coelho *et al.* (2007) –com base nos resultados obtidos após a aplicação do índice na lagoa Foz do Almargem (Portugal) – sugerem que critérios de classificação específicos devem ser elaborados para melhorar o desempenho deste índice na avaliação da qualidade da água em lagoas tropicais.

Uma vez que as classes de valores do TRIX foram desenvolvidas para águas mediterrânicas, a sua aplicação pode também se limitar a essas águas. Salas *et al.* (2008) apoiam este ponto de vista, o que reduziria a utilidade geral do índice TRIX. As etapas envolvidas no ajuste dos critérios envolve a seleção de um conjunto de dados de referência – que engloba condições de degradação e não degradação para cada modelo de habitat a ser estudado – que contenham informações sobre os indicadores de pressão local. Obviamente, isso implica amplo conhecimento destes sistemas, bem como a disponibilidade de um grande conjunto de dados para validar os critérios a serem selecionados.

Uma primeira iniciativa para contornar esta situação foi realizada no atual estudo, onde a aplicação do TRIX foi realizada para a LRF. Independente de não ter sido aplicado em outras lagoas costeiras no sudeste do Brasil em condição de não degradação, as ponderações realizadas neste trabalho apresentam-se como um avanço às adequações de índices de trofia para ambientes transicionais ou salinos.

1.3.4. Índice de Conformidade – IC

O Índice de Conformidade é utilizado pelo INEA/RJ para avaliar a conformidade dos dados do monitoramento de água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá em relação à Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras classe 2 (enquadramento da LRF), sendo divulgado em forma de boletins mensais. Este índice é derivado do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), em inglês CWQI, desenvolvido pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2001). Os parâmetros considerados são OD, NA, nitrato (NO₃), FT e *E.coli*. O percentual de desvio em relação ao padrão gera uma classificação de conformidade dividida em 4 categorias: Satisfatório, Regular, Ruim ou Péssimo. O IC, entre 2007 e 2011, calculado pelo INEA/RJ, com base em medições em sete pontos, revelou que a qualidade da água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá é, em geral, péssima na maior parte do tempo. Nenhum artigo científico foi publicado utilizando este índice.

1.3.5. Índice de Conformidade do Enquadramento – ICE

O desenvolvimento do ICE (Índice de Conformidade do Enquadramento, em inglês, CWQI) partiu de outros métodos de avaliação da qualidade da água adotados pelas diversas instituições atuantes no Canadá. Em 2001, o CCME decidiu por um método fundamentado no uso de diretrizes de qualidade da água do país. A definição deste índice está baseada na comparação dos resultados dos monitoramentos realizados com os valores (padrões) estipulados pela legislação, definidos cientificamente (CCME, 2001).

As vantagens de aplicação deste índice são: fácil comunicação, flexibilidade de adaptação às diversas situações, simplificação estatística, adaptabilidade às exigências jurisdicionais; facilidade para divulgação da qualidade da água e de gerenciamento e facilidade de interpretação. Entretanto, existe uma desvantagem relevante: o fato de a abrangência e o número de variáveis terem um peso maior no valor final do índice quando existirem poucas variáveis de qualidade da água (CCME, 2001).

A escolha deste índice se deu pela sua facilidade de aplicação e por permitir sua adaptação à verificação da condição de conformidade da situação do corpo hídrico ao seu

enquadramento segundo os usos preponderantes. Este índice é baseada na comparação dos valores das variáveis de qualidade da água com os padrões de qualidade da água, combinando os valores de três fatores que representam “desconformidade” (i.e. não atendimento aos padrões de qualidade existentes). Os três fatores que compõem o índice representam a abrangência do impacto causado pela desconformidade; a frequência com que as desconformidades ocorrem; e a amplitude da desconformidade, produzindo resultados mais elevados quanto melhor for a qualidade de água.

1.4. Índices ecológicos de diversidade

Existem basicamente três razões para se estudar a biodiversidade: Primeira; necessidade de se conhecer a diversidade biológica dos ecossistemas, visto que o Brasil é signatário da Convenção sobre Diversidade Biológica. Segundo; a diversidade continua sendo um dos temas centrais da ecologia. E terceiro; a existência de uma enorme gama de índices e modelos para a medição diversidade faz com que exista a necessidade de avaliação dos seus usos e adequações em ambientes distintos (GROOMBRIDGE; JENKINS, 1996).

Índices de diversidade são utilizados para estudos de estrutura de comunidade, porém, por refletirem as condições ambientais, acabaram sendo usados na avaliação da qualidade de ecossistemas. A combinação entre a abundância relativa de organismos e a riqueza reflete o estado da comunidade. Como a comunidade é dependente da integridade do local (p.ex. características físico-químicas), na maioria dos índices, os valores de diversidade aumentam em função da qualidade da água (MELO e HEPP, 2008).

O uso de organismos indicadores pode ser considerado como uma alternativa ao uso de monitoramento físico-químico, com a intenção de identificar a integridade das populações envolvidas (SPERLING, 1994). Ressalta-se que a aplicação de índices biológicos como ferramenta de monitoramento vem sendo utilizada sistematicamente em pesquisa científica (BARBOUR, 1995). Whitton, *et al.* (1991) mostraram que a aplicação de índices ecológicos depende de aspectos geográficos e da escolha do organismo indicador. Danilov e Ekelund (1999) estudaram o emprego de índices de diversidade/similaridade em lagos com diferentes estados tróficos. Os resultados mostraram que o uso de indicadores biológicos foi eficiente, mas seu uso requer também a caracterização estrutural total da população.

Apesar de amplo uso, índices de diversidade são também fortemente criticados na literatura ecológica. Uma solução para superação das limitações é a utilização de mais de um índice, na forma de perfis (ou séries) de diversidade (KARYDIS; TSIRTISIS, 1996). Uma segunda solução é a não confusão dos dois componentes do índice diversidade e usar riqueza e equabilidade como respostas separadas (MELO, 2008). Uma síntese dos índices de diversidade selecionados neste estudo é apresentada a seguir.

Índice de Margalef (d): Possui uma capacidade muito boa discriminação, entretanto, é sensível a variações no tamanho da amostra. É uma medida do número de espécies presente para um dado número de indivíduos, pesando mais para a riqueza de espécies. A vantagem deste índice comparado com índice de *Simpson* índice é que os resultados podem variar em números maiores do que 1,0, ao contrário de vários outros índices que variam entre 0 a 1. Desta forma, a comparação da riqueza de espécies entre diferentes pontos amostrais é facilitada (IUCN, 2000).

Índice de Simpson (D): Mede a probabilidade de quaisquer dois indivíduos aleatórios de uma comunidade infinitamente grande pertencerem a espécies diferentes. Este índice valoriza as espécies mais abundantes, sendo menos sensível à riqueza de espécies. O resultado deste índice varia entre zero e um (1,0) e, à medida que aumenta este valor, diminui a diversidade real. Também chamado de índice de dominância é corriqueiramente utilizado em estudos de monitoramento de poluição e identificação e discriminação de perturbações. É considerado um índice robusto e significativo, pois captura bem a variação das distribuições de abundância e estabiliza com menores tamanhos de amostras. No entanto, ele estabiliza rápido porque não dá muito peso às espécies raras, o que o torna, geralmente, inadequado para a maioria dos ambientes tropicais (GIMARET-CARPENTIER, 1998).

Índice de Shannon-Wiener (H'): Assume que indivíduos são amostrados aleatoriamente a partir de uma grande população. O índice também assume que todas as espécies são representadas na amostra. O valor de diversidade de Shannon usualmente situa-se entre 1,5 e 3,5 e raramente ultrapassa 4,5. Para a população com distribuição normal, 105 espécies são necessárias para produzir um valor de diversidade superior a 5. Este índice também é largamente utilizado em comparações entre diferentes ambientes (CLARKE e WARWICK, 2001). Testes empíricos indicam que para amostras menores que 50 indivíduos a diversidade é subestimada e que o índice perde a capacidade de discriminar entre comunidades. Outra limitação é que os parâmetros utilizados no cálculo são da amostra e não da comunidade “real”, sendo inadequado em estimar o H' da comunidade “real”. Apesar das

limitações, é o índice mais utilizado na literatura, além de ser sensível a espécies raras (% maior de raras, menor valor) e a variações nas abundâncias. (HUBÁLEK, 2000).

Índice de Pielou (J): É também conhecido como índice de equitabilidade, sendo largamente utilizado em estudos ecológicos. É um componente importante dos índices de diversidade e expressa a uniformidade como os indivíduos são distribuídos entre as diferentes espécies (PIELOU, 1967; BEGON, 2007). A equitabilidade, portanto, representa a razão entre a diversidade observada e a diversidade máxima teórica (LEGENDRE, 1984).

1.5. Análise estatística em monitoramento ambiental

Programas de monitoramento são empregados atualmente por órgãos governamentais em diversas regiões do mundo, existindo diferentes abordagens estatísticas na análise dos dados obtidos. Uma delas envolve o desenvolvimento e aplicação de índices multimétricos (GERRITSEN, 1995). Estes índices são compostos por diversas variáveis sensíveis a perturbações antrópicas e podem envolver riqueza de *taxa*, composição de espécies e categorias tróficas, abordagem esta bastante comum nos EUA (BAPTISTA, 2007).

Já na Inglaterra e Austrália, a abordagem principal consiste em produzir inicialmente modelos preditivos da composição de espécies para um dado local com base nas características ambientais do local (KARR; CHU, 1999). A lógica é que locais impactados terão poucos dos táxons previstos para o local (NORRIS, 1995). No Brasil, esforços significativos mais recentes vêm focando na avaliação do uso e elaboração de índices multimétricos, com destaque para as colaborações entre universidade e órgãos públicos.

As análises univariadas são testes estatísticos a serem utilizados quando temos apenas uma variável-resposta e esta tem natureza quantitativa. Em casos onde esta variável é quantitativa e discreta, os testes adequados são baseados na distribuição de Poisson, embora pesquisadores em geral usem a distribuição Normal. As diversas análises estatísticas nada mais são do que variações do tipo e quantidade de variáveis explanatórias e generalizações de uma regressão linear simples (KUTNER, 2004).

Já análises multivariadas são aquelas em que temos várias variáveis respostas. A situação mais simples em monitoramento ambiental é quando não se está interessado em uma

espécie em particular ou uma métrica composta, mas nas respostas de várias espécies e/ou descritores ambientais.

Podemos separar as análises multivariadas em dois grandes grupos. No primeiro, as análises são feitas apenas com as variáveis respostas, não sendo utilizadas variáveis explanatórias. Estas análises incluem técnicas de ordenação e classificação. O objetivo nestas análises é procurar por semelhanças entre as amostras, semelhança esta baseada na composição de espécies ou características físico-químicas dos locais estudados. O segundo grupo de análises multivariadas inclui técnicas que possuem variáveis explanatórias. Neste segundo grupo estão inclusos, por exemplo, a Análise de Correspondência Canônica (CCA), Análise de Componentes Principais (PCA), Análise de Redundância (RDA), Análise de Variância Multivariada (MANOVA) e Teste de Mantel (MELO e HEPP, 2008).

1.6. Estudos recentes na bacia hidrográfica da lagoa Rodrigo de Freitas

Neste item foi realizada uma síntese das publicações recentes cujo objeto de estudo tenha sido a LRF e/ou a sua bacia hidrográfica, considerando os estudos mais relevantes realizados a partir de 2009. Em função deste corte temporal, não foram aprofundados os relevantes estudos de Alves *et al.* (1998), que avaliou a qualidade ambiental da lâmina d'água da lagoa a partir de uma abordagem em sensoriamento remoto; de Ferreira (2006), numa investigação sobre a contaminação mercurial em pescado capturado na LRF; e de Araújo (2008), que realizou análises da concentração de metais no fitobentos da lagoa.

Machado (2009), ao estudar a degradação ambiental da bacia hidrográfica da LRF, confirmou que a mesma apresentava alto grau de descaracterização do ecossistema, com eventos de mortandades de peixes, aterramentos das margens em decorrência da intensa expansão imobiliária, tendo já ocorrido até extinção de espécies da flora e fauna nativas. A partir dos resultados obtidos, a autora propôs sugestões de ações sustentáveis visando à prevenção, mitigação da degradação, controle sanitário e recuperação do potencial turístico.

Pereira e Medeiros (2009) avaliaram a aplicação dos instrumentos de gestão e do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos na LRF, onde foi concluído que a implementação das políticas de recursos hídricos na sua bacia é incipiente, havendo a

necessidade de mobilização urgente na direção ao fortalecimento do sistema de gerenciamento com a integração das ferramentas de gestão.

Já Lima (2010) produziu uma das mais relevantes contribuições acerca de medidas de mitigação e ações gerenciais de intervenção sobre a LRF, visando solucionar dois dos desafios mais prementes: a melhora da qualidade hídrica e a diminuição de eventos de mortalidade de peixes. A autora estudou a hidrodinâmica ambiental e mudanças na qualidade das águas da LRF após a sua possível ligação com o mar via dutos afogados. Os resultados demonstraram que, após a abertura dos dutos afogados, provavelmente, haverá alterações iniciais e transientes das variáveis abióticas e biológicas, podendo ser tanto positivas quanto negativas, onde destacam-se: aumento da DBO para oxidação da biomassa morta durante o período inicial de mudança dos padrões de salinidade e circulação; disponibilização de metais pesados no sedimento resultante da alteração de salinidade; redução da biomassa fitoplanctônica em função das alterações no padrão de circulação e do tempo de residência da água; aumento da diversidade biológica; e alteração no ciclo de vida de peixes.

Os resultados deste estudo foram confirmados por Rosman *et al.* (2012), que demonstrou que os dutos afogados teriam capacidade de escoar águas de chuvas sem inundações marginais, cessando com o continuado processo de assoreamento no Canal do Jardim de Alah, restaurando as características de sistema estuarino (presença de gradientes horizontais e verticais de salinidade).

Em 2012, uma série de estudos simultâneos foi publicada em uma edição especial da revista *Oecologia australis*, tendo como base dados de monitoramentos e estudos pontuais da década entre 2000 e 2010. Diversas abordagens foram focadas, desde estudos de curto e longo prazos em relação à qualidade da água, até estudos com foco social e de gerenciamento. Os parágrafos a seguir sumarizam os principais resultados obtidos.

Menezes *et al.* (2012) apresentaram informações sobre a composição florística e a distribuição espaço-temporal das espécies de cianobactérias e microalgas no Canal do Piraquê e no corpo principal da LRF a partir de amostras coletadas entre 2007 e 2008. Foi concluído que a diferença na distribuição espacial e temporal das microalgas entre os dois compartimentos deve-se à ocorrência de florações pontuais, formadas por espécies típicas encontradas no canal. Já Domingos *et al.* (2012) investigaram eventos de mortalidade de peixes associados a florações fitoplanctônicas a partir dos dados de 10 anos de monitoramento na LRF. Os eventos de mortalidade de peixes revelaram dois padrões distintos de resposta, associados à estrutura do fitoplâncton: um relacionado à ocorrência de chuvas (dominância de

Pseudoanabaena limnetica foi substituída por *Prorocentrum cordatum*) e outro com ausência de chuvas (dominância de *Synechocystis aquatilis*).

Outro estudo que abordou também a variação do compartimento fitoplanctônico, além das variáveis físico-químicas da água, foi elaborado por Soares *et al.* (2012), onde verificou-se uma tendência de melhora na qualidade da água. Os resultados demonstram que este ambiente ainda se encontra sob influência crônica de águas residuárias, ricas em matéria orgânica. Apesar de serem observados progressos quanto à questão sanitária – com redução dos lançamentos de esgoto – permanece ainda o risco de mortandade de peixes no verão associada à elevação dos índices de pluviosidade e carga orgânica.

Já van Weerelt *et al.* (2012) avaliou a variação espacial e temporal da balneabilidade da LRF, no inverno de 2011, durante cinco dias consecutivos em três horários distintos. Os dados revelaram que há ainda a descarga representativa de material de origem fecal na LRF, tornando a água imprópria ao contato primário inclusive no período seco. Nesta mesma temática, Vieira *et al.* (2012) avaliou a contaminação por agentes etiológicos da gastroenterite viral aguda em águas superficiais da LRF. Os dados obtidos indicaram a presença de vírus mesmo em águas que estão dentro dos padrões aceitáveis para *E.coli*, enfatizando a necessidade de medidas de controle de contaminação ambiental.

Dois estudos (MAROTTA, 2012; BARROSO-SANTOS, 2012) com foco em variações de curto prazo merecem destaque quanto à elucidação dos processos biogeoquímicos preponderantes na LRF. O primeiro abordou as variações de curto prazo no metabolismo e pressão de dióxido de carbono ($p\text{CO}_2$), evidenciando um elevado dinamismo deste ecossistema, onde processos naturais e antropogênicos podem contribuir para mudanças no metabolismo aquático, especialmente devido às altas temperaturas e ao aporte de nutrientes. Já o segundo, avaliou mudanças de curto prazo e heterogeneidade intralagunar na emissão de amônia à atmosfera, cujo os resultados mostraram que as emissões de amônia em águas superficiais podem ser altamente dinâmicas, mostrando grandes variações de curto prazo e alta heterogeneidade intralagunar.

A partir de amostras de sedimento coletadas no ano de 2003, Loureiro *et al.* (2012) investigaram a distribuição dos metais pesados em sedimentos da LRF. Os resultados mostraram um acréscimo gradual das concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, indicando um aumento no aporte de esgoto doméstico para a lagoa, com intensificação da ocupação urbana. Foram registradas ainda concentrações elevadas de Hg, Cu, Pb, Zn e Cd em pontos específicos da LRF. Tais resultados sugerem uma alteração das condições de

oxigenação das águas durante o período de deposição dos sedimentos. As camadas mais recentes dos testemunhos obtidos ratificaram os efeitos do aporte antrópico na LRF.

Trabalhos relevantes não relacionados à qualidade da água contemplaram também aspectos de temáticas diferentes das supracitadas, como: o uso do hábitat e táticas de forrageamento de aves aquáticas na (ALVES, 2012) e reprodução e alimentação de espécies de peixes (ANDREATA, 2012).

É essencial evidenciar outros estudos que abordaram questões relacionadas à gestão e ocupação do território da bacia hidrográfica da LRF. Dentre os temas, avultam-se: problemas de drenagem urbana e ações integradas de revitalização ambiental (MIGUEZ, 2012); histórico de ocupação desordenada (RODRIGUES, 2012); e contribuições para a gestão eficiente sob a ótica das políticas brasileiras de gestão dos recursos hídricos (RICCI e MEDEIROS, 2012).

Todos os estudos apresentados anteriormente foram enfáticos em ressaltar que ações de recuperação ambiental na LRF têm acarretado efeito positivo sobre o sistema de drenagem urbana da bacia do rio dos Macacos, abrindo portas para futuras ações complementares no controle de cheias. Em adição, os resultados apontaram que houve um significativo avanço nos últimos anos no que concerne a implantação de instrumentos “modernos” de gestão, havendo ainda a necessidade de atualização e criação de novos mecanismos de gerenciamento.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1. Bacia hidrográfica da lagoa Rodrigo de Freitas

A bacia hidrográfica da LRF (**Figura 4**) está localizada da zona sul do município do Rio de Janeiro, formada pelas sub-bacias dos rios Cabeça, Macacos e Rainha e pelas praias de Ipanema e Leblon. Caracteriza-se por ser uma pequena bacia drenante, com uma área de cerca de 23,0 km², que pode ser dividida em dois compartimentos geomorfológicos distintos: o Maciço Costeiro e a Planície Costeira (LOUREIRO *et. al*, 2006).

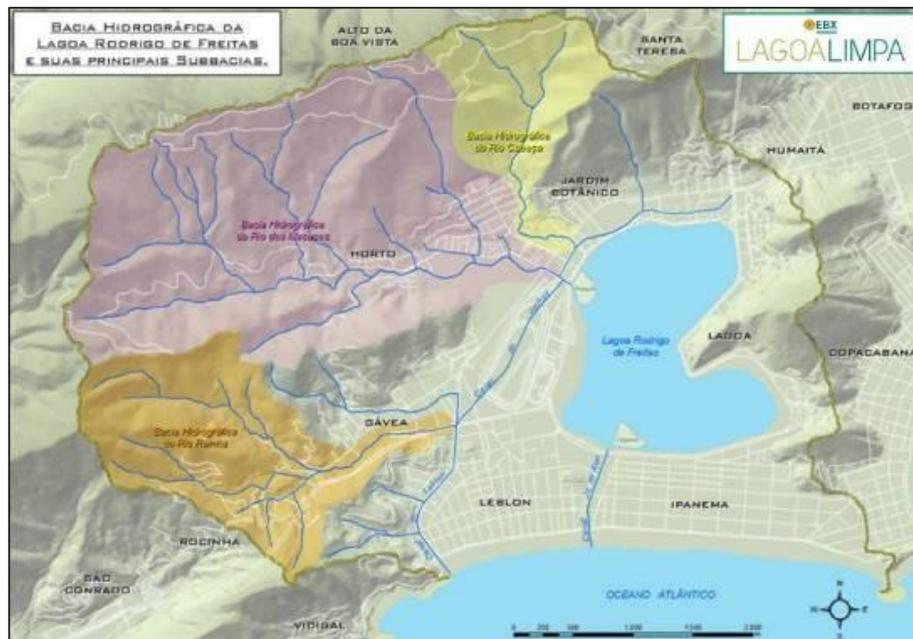


Figura 4. Bacia hidrográfica da LRF e suas principais sub-bacias.

Fonte: Projeto Lagoa Limpa (<http://www.lagoalimpa.com.br>).

Os divisores de águas que limitam a área da bacia (**Figura 5**) vão desde a praia do Arpoador, passando pelos cumes dos morros dos Cabritos e Saudade, chegando até os morros do Corcovado, Alto Sumaré, Pico Carioca, Morro do Queimado, Mesa do Imperador, Morro Dois Irmãos, Alto Leblon e retornando até a praia do Leblon. A bacia de drenagem abrange os bairros de Ipanema, Leblon, Lagoa, Jardim Botânico e Gávea, sendo vizinha ao Maciço da Tijuca, em sua vertente sul, junto a Serra da Carioca (MACHADO, 2009).

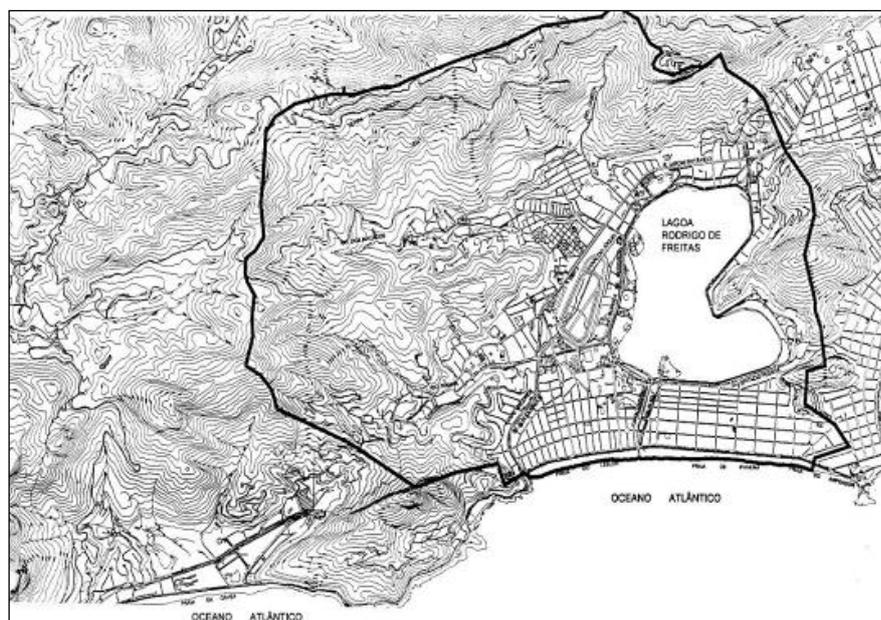


Figura 5. Divisores de águas da bacia de drenagem contribuinte a LRF.

Fonte: Ambiental apud Machado, 2009.

Esta bacia encontra-se emoldurada pela presença de diversas áreas institucionais de preservação ambiental, ainda que muitas dessas áreas sejam ameaçadas pela expansão urbana. Nas partes mais altas, os mananciais encontram-se protegidos pela existência do Parque Nacional da Tijuca, o que não acontece em relação aos pontos localizados em cotas mais baixas, cujo desmatamento foi provocado pelo aumento do volume de construções de ocupação subnormais e de elevado padrão. O Parque Nacional da Tijuca, o Jardim Botânico e o Parque da Cidade compõem as três áreas de conservação ambiental inseridas na região e ocupam parte das sub-bacias dos rios Cabeça, Macacos e Rainha (LOUREIRO *et. al*, 2006).

O controle de uso e ocupação das encostas reflete nas partes mais planas da bacia, sobretudo sob a forma de assoreamento do sistema de drenagem da bacia hidrográfica da LRF. A rede de drenagem foi modificada através da retificação dos rios e canais, alterando a área de contribuição da bacia drenante que primeiro causou a diminuição da quantidade de sedimentos que chegava à lagoa. À medida que a densidade urbana foi aumentando o despejo de esgoto e resíduos sólidos se tornou comum e a qualidade dos sedimentos e águas que chegavam à LRF também mudou (AMBIENTAL, 2002).

Os rios dos Macacos e Cabeça desembocam na LRF através de um único canal, o canal do Piraquê, nas proximidades da ilha do Piraquê, através do canal da rua General Garzón. É pelo canal do Piraquê (extensão do canal da Gal. Garzon) que deságuas cerca de 50% da drenagem da bacia da Lagoa. O rio Rainha teve seu curso desviado para o canal da Av. Visconde de Albuquerque, que deságua, em tempos de chuva intensa, na praia do Leblon. Em períodos de tempo seco, a comporta fica fechada, sendo o volume d'água bombeado para o emissário de Ipanema (LOUREIRO *et. al*, 2006).

Para evitar o maior comprometimento na qualidade das águas da lagoa, grande parte das águas escoadas pelos rios Cabeça e dos Macacos é desviada pelos canais da Av. Lineu de Paula Machado, da rua Gal. Garzon e o do Jockey Club para o canal da Av. Visconde de Albuquerque, com auxílio de um sistema de comporta (**Figura 6**). Essa comporta, instalada no canal da Gal. Garzon, permite, ainda, o extravasamento dos rios Cabeça e dos Macacos para a LRF, podendo originar episódios de cheias. Com a mesma intenção, a maioria das águas provenientes das galerias de águas pluviais foi interceptada e desviada para o sistema de esgotamento sanitário através de uma galeria de cintura que abrange cerca da metade da orla da Lagoa (FEEMA 2005). Ressalta-se que estas informações são de suma importância para o entendimento dos resultados obtidos neste estudo.

O rio Rainha deságua diretamente no canal da Av. Visconde de Albuquerque, sendo seu destino final, atualmente, controlado por um sistema de comporta e recalque, que permite direcionar o escoamento dos efluentes desse corpo d'água, em tempo seco, para o sistema de esgotamento sanitário da CEDAE e, daí, para o Emissário Submarino de Ipanema. Caso contrário, a comporta é ativada, restabelecendo o fluxo anterior até o mar. Este rio se divide em dois trechos bastante distintos, um trecho inicial que possui declividade bastante acentuada com ampla cobertura vegetal e o trecho final com pequenas declividades e solo densamente urbanizado e ocupado; com a sub-bacia costeira, apresentando características semelhantes ao segmento final dos rios (FEEMA, 2006).



Figura 6. (a) Localização das comportas e elevatória. Fluxos de escoamento predominantes nos canais da LRF, em função da operação das comportas: (a) período seco; (b) período chuvoso.

Fonte: www.rio.rj.gov.br/web/smac.

Os dois rios considerados no atual estudo apresentam vazão média (QM) igual a $300,0 \text{ L.s}^{-1}$ e os canais entre $1,0$ e $45,0 \text{ L.s}^{-1}$. Estas informações tratam-se de dados secundários disponíveis nos estudos de hidrodinâmica realizado por ROSMAN (2009).

Sub-bacia do rio Cabeça: Localizada em grande parte no Jardim Botânico, possui uma área de drenagem de cerca de $2,0 \text{ km}^2$. Nasce nos contrafortes do morro do Corcovado em cotas de 520 m, dentro do Parque Nacional da Tijuca, e deságua no canal da Av. Lineu de Paula Machado que desemboca no rio dos Macacos, no trecho da Rua Gal. Garzón.

Sub-bacia do rio dos Macacos: Nasce nos contrafortes dos morros dos Queimados e Sumaré, em cotas perto 520 m, na área do Parque Nacional da Tijuca. O rio dos Macacos é formado pelos tributários Algodão, Caixa-d'água, Cachoeira, Andaraí e Lagoinha; possui área de drenagem de cerca de $8,0 \text{ km}^2$ e drena os bairros do Alto da Boa Vista e Jardim Botânico.

Em seu trecho final, há um desvio do rio dos Macacos para uma comporta na rua Gal. Garzón para o canal do Jockey e deste ponto até o mar.

Sub-bacia do rio Rainha: Nasce na encosta Sul da Serra da Carioca com cotas de 680 m, possuindo área de drenagem de aproximadamente 4,5 km². Drena o bairro da Gávea e deságua diretamente no Canal da Av. Visconde de Albuquerque, sendo seu destino final controlado por um sistema de comporta e recalque. Esta é a sub-bacia que apresenta o pior estado de desflorestamento, com vegetação bastante fragmentada pela malha urbana, com ocupação composta por condomínios de alto luxo e habitações subnormais (favelas), recebendo, inclusive, esgotos domésticos *in natura* provenientes da favela da Rocinha.

2.2. A lagoa Rodrigo de Freitas

2.2.1. Histórico

O processo de formação da LRF está diretamente associado aos períodos de transgressão e regressão marítima, que se repetem alternadamente ao longo do tempo. A alternância destes movimentos proporcionou a formação do cordão arenoso que vai da Ponta do Arpoador à Ponta do Vidigal, local onde atualmente existem os bairros de Ipanema e Leblon. Este cordão arenoso passou então a represar as águas que desciam das encostas da Serra da Carioca, que assim passaram a se acumular na parte baixa daquela bacia hidrográfica, formando, naturalmente, a lagoa (RANGEL, 2002).

Nos períodos de chuvas o grande acúmulo de água fazia com que o cordão arenoso que separa a lagoa do mar fosse rompido, o que permitia o contato com o mar e, com isso, uma renovação sazonal das águas da LRF. Com o processo de ocupação populacional que ocorreu em meados do século XVI devido à expansão da cidade, que se deu a partir do Centro, a Lagoa passou a enfrentar uma série de modificações.

No início do século XX, parte de seu espelho d'água foi aterrado e sua conexão com o mar estabelecida permanentemente através da construção do canal do Jardim de Alah, em 1922 (**Figura 7**). Já nos meados do mesmo século o processo de urbanização continuou de forma desordenada e mal planejada, acompanhada de uma explosão demográfica não enquadrada em sistemas de drenagem de águas residuais e que conduziu a execução de áreas

de aterros marginais que reduziram a área do espelho d'água e restringiram as dimensões do canal de ligação com o mar (LNEC, 2000).

Com o início do processo de ocupação da região do entorno e da forma como ele ocorreu, a LRF passou a sofrer uma série de impactos, como o aporte de matéria orgânica por despejos de efluentes domésticos, gerando um grande estoque de nutrientes, um progressivo processo de aterro de suas margens, gerando uma perda de aproximadamente 50% de seu espelho d'água original e o aporte de material em suspensão, acarretando em assoreamento. Estes fatores contribuíram diretamente para a aceleração de um processo natural que ocorre nas lagoas costeiras: a eutrofização (TORRES, 1990) (ver também **Figura 3**).



Figura 7. Visualização do espelho d'água (em amarelo) da LRF, antes do aterro, em 1922.
Fonte: Projeto Lagoa Limpa (<http://www.lagoalimpa.com.br>).

No ano de 1890 consta que a área da LRF tinha uma população de 4.712 residentes. Em censo realizado em 1966, a Região Administrativa da Lagoa aparecia como a segunda maior concentração demográfica favelada, com 26 favelas e 85.518 pessoas, distribuídas em 21.606 moradias, removidas em grande parte entre 1968 e 1975. No início da década de 70 o bairro foi atingido de forma mais agressiva pelas especulações imobiliárias de construtoras que passaram a realizar aterros para a construção de edifícios residenciais. Assim, a lagoa que já vinha sofrendo aterros desde 1808, perdeu quase a metade da área original. Contudo, em 1975, a LRF e sua orla foram tombadas pelo patrimônio histórico (GEORIO, 2012).

O censo de 2000 revelou uma população de 18.221 habitantes com 6.652 domicílios, enquanto que em 2010 já se verificavam 21.198 habitantes e 9.361 domicílios, considerando exclusivamente a área em torno da lagoa.

Conclui-se, então, a partir do histórico de ocupação, que a rede de drenagem foi sendo extremamente modificada ao longo dos anos de ocupação do bairro através da canalização e a retificação dos rios que alteraram a contribuição destes contribuintes para o corpo lagunar (GEORIO, 2012). Todavia, os problemas ambientais que se apresentam nos grandes centros urbanos muitas vezes não surgem apenas em decorrência das altas densidades populacionais.

2.2.2. Características gerais

A LRF encontra-se situada na vertente sul da Serra Carioca (**Figura 8**), zona sul (**Figura 9**) da cidade do Rio de Janeiro (entre as longitudes $43^{\circ}11'09''$ e $43^{\circ}13'03''$ O e as latitudes $22^{\circ}57'02''$ e $22^{\circ}58'09''$ S), área que caracterizada por ter grande parte de suas encostas cobertas por florestas em bom estado de conservação. Entretanto, se localiza em uma região com alta densidade populacional, que recebeu despejos domésticos por longo período, e ainda os recebe acidentalmente nos dias atuais, encontrando-se em processo de eutrofização.

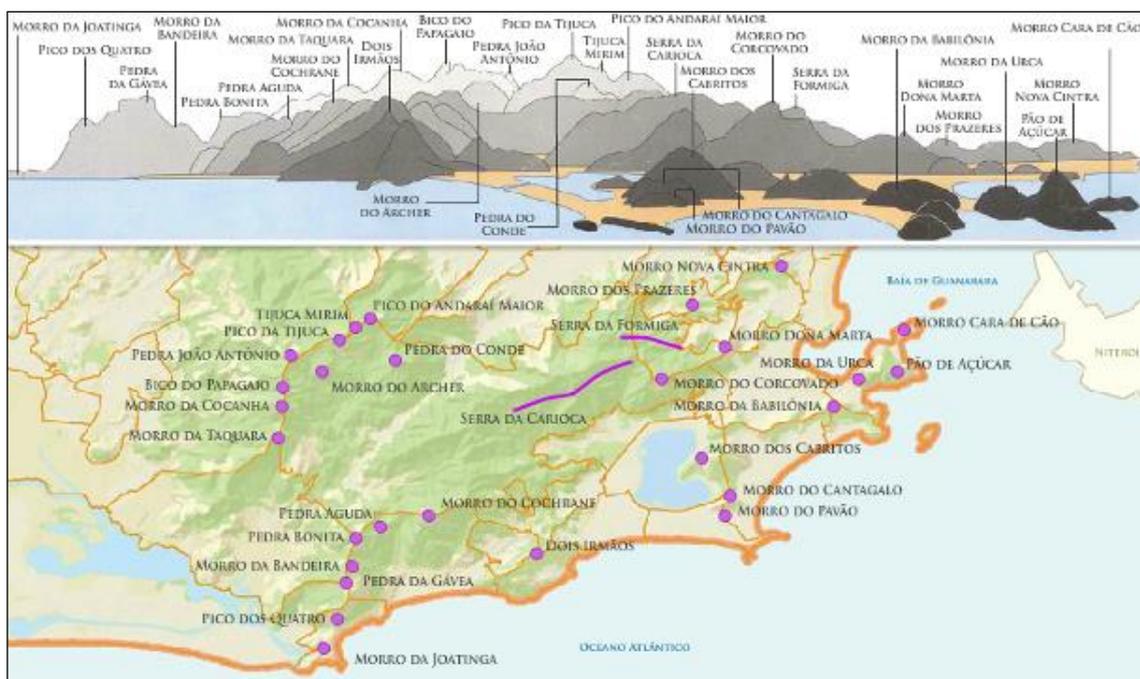


Figura 8. Mapa esquemático com perfil topográfico do Maciço da Tijuca. Destaque para a presença da Serra da Carioca ao centro.

Fonte: Adaptado de <http://portalgeo.rio.rj.gov.br/armazenzinho/web/>.

A localização em uma região plana entre o mar e as encostas do Maciço da Tijuca mantém a lagoa clima mais ameno do que na bacia de drenagem, com temperaturas inferiores a 23 °C e umidade acima dos 78%, caracterizando-se como uma área de clima tropical úmido e com curta estação seca (MACHADO, 2009). A LRF possui 3 km de largura máxima, 7,5 km de perímetro, espelho d'água com cerca de 2,5 milhões de m², profundidade média de 2,8 m e volume aproximado de 6.500.000 m³ (ANDREATA, 1997); sendo regulamentada como Área de Proteção Permanente pela Lei Orgânica do Município do Rio de Janeiro, conforme artigo 463, tendo seu espelho d'água tombado pelo Decreto Municipal Nº 9.396, de 13 de junho de 1990.

Há para a bacia da LRF duas diretrizes do órgão ambiental estadual: DZ115 (classificação da LRF) e DZ116 (classificação da bacia hidrográfica da LRF) (INEA, 2009). Esta classificação dada para a bacia apresenta grandes restrições de usos, destinando o baixo curso de todos os corpos hídricos apenas a fins estéticos e de conservação da flora e da fauna. Já as águas da LRF são destinadas ao contato secundário e ao fornecimento de espécies destinadas à alimentação humana.

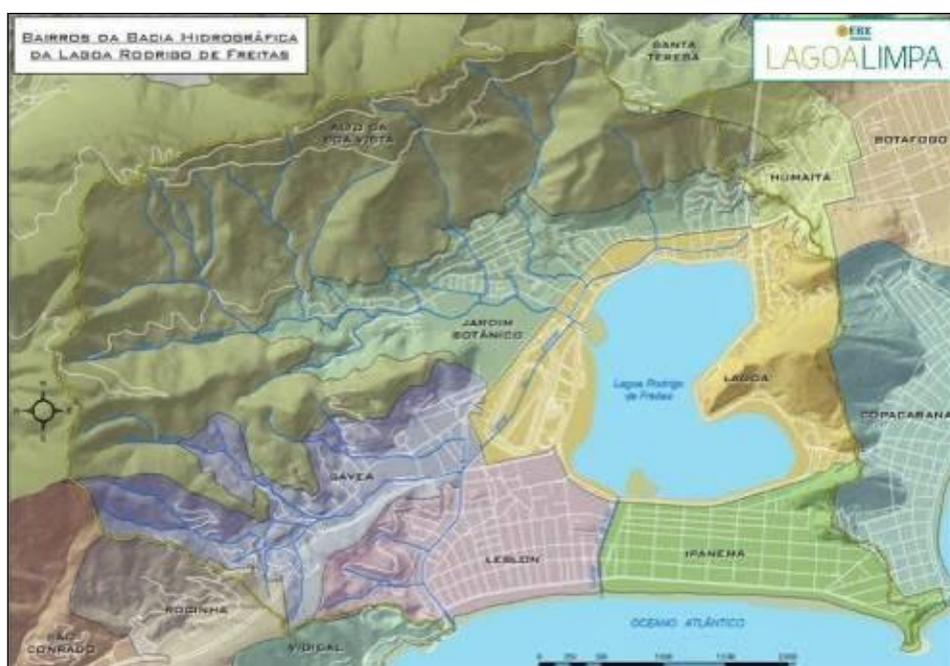


Figura 9. Bairros cariocas (coloridos) inseridos na bacia hidrográfica da LRF.

Fonte: Projeto Lagoa Limpa (<http://www.lagoalimpa.com.br>).

Existem quatro parques públicos municipais inseridos na área da LRF: o Parque Natural Municipal da Catacumba (desde 1977); situado numa área de 30 há no Morro da

Catacumba à beira da LRF. Parque Tom Jobim; possui área de lazer de 21 ha onde pode ser contemplado o espelho d'água da lagoa. Localiza-se numa ampla área verde, sendo equipado com quadras para jogos, parques infantis e ciclovia. Parque das Taboas; situado entre os clubes Caiçaras e de Regatas do Flamengo, caracterizado por ser um local de agrupamento de praticantes de futebol, tênis e skate. Parque dos Patins; localizado entre o clube Piraquê e o heliporto, sendo mais uma alternativa de lazer na região.

A LRF se enquadra na categoria de lagoa sufocada (KJERFVE, 1986), por apresentar uma única via de comunicação com o mar. O seu balanço hídrico com o ambiente marinho se dá através do canal do Jardim de Alah – com 800 m de extensão e entre 10 e 18 m de largura (**Figura 10**) –, principalmente no período da preamar das marés de sizígia, e/ou através do canal de recirculação (canal do Jóquei) para o canal da rua Visconde de Albuquerque, canal do Leblon e em seguida para o mar (MACHADO, 1998). A foz do canal do Jardim de Alah é sistematicamente obstruída por areias transportadas pelas ações das vagas (ondas) e correntes a elas associadas assim como pela ação dos ventos, razão pela qual necessita ser permanentemente dragada (ALVES, 1998).

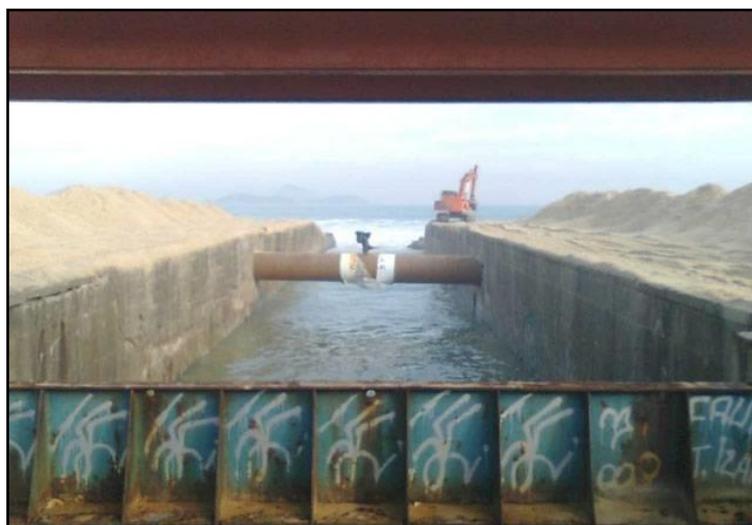


Figura 10. Visão geral do canal Jardim de Alah com a presença de trator de dragagem.
Fonte: www.bigjungle.org.

Devido à baixa troca de suas águas com o mar, defini-se o longo o tempo de residência das massas d'água da LRF (chegando até 365 dias em pontos mais afastados do ponto de troca), gerando um acúmulo de materiais em suspensão e matéria orgânica. Há registros da ocorrência de estratificação junto ao fundo que impede a mistura das diferentes massas de água, tornando a camada salgada rapidamente anaeróbica e rica em gases como metano e sulfeto, em consequência da decomposição da matéria orgânica acumulada (MACIEL, 2007).

2.2.3. Aspectos de hidrodinâmica e drenagem no sistema lagunar

Salienta-se que a água da LRF é caracterizada como salobra, sendo influenciada pela maré (água salgada) e pelas contribuições de águas fluviais e pluviais (água doce), apresentando em seu entorno aspectos peculiares quanto à questão de circulação das águas e saneamento. O resultado da mistura de águas doce e salgada determina o grau de salinidade da água, que pode ser o fator determinante para o estabelecimento ou não de muitas espécies de animais e vegetais (RANGEL, 2002). A hidrodinâmica deste sistema lagunar urbano é regido principalmente pelas descargas fluviais, ação direta do vento e pela variação de maré meteorológica. Já a maré astronômica tem sua influência restrita ao Canal do Jardim de Alah, não afetando o padrão de circulação no interior da lagoa (AMBIENTAL, 2002).

As águas provenientes da LRF tendem a seguir em direção à Baía de Guanabara, não sendo esperado que detritos derivados desta baía entrem regularmente na lagoa. A LRF é atualmente um sistema com velocidades da ordem de $0,01 \text{ m.s}^{-1}$. As variações de nível d'água associadas aos períodos semidiurno e diurnos são considerados desprezíveis. Os níveis na lagoa são fundamentalmente controlados pelas afluências de descargas fluviais, apresentando nível médio aproximadamente 0,5 m acima do nível médio do mar (AMBIENTAL, 2002). Em consequência das baixas velocidades, ocorrem duas zonas prioritárias de retenção no interior da lagoa, a Norte e a Leste. Admite-se que apenas os ventos e pequenas afluências marginais à Lagoa consigam misturar a água retida nas duas zonas de retenção (LIMA, 2010).

As condições de operação do sistema de drenagem permitem que se observe ainda a dificuldade em esgotar boa parte das águas das chuvas que ali ocorrem, até mesmo as consideradas de média intensidade. A situação tem se agravado com a deterioração do sistema de drenagem existente, causando enchentes e, até mesmo, transbordamento em alguns pontos da LRF, que resultam em grandes prejuízos e interrupção da circulação viária, apesar de a maior parte da bacia ter cobertura florestal e apenas um quarto ser urbanizado (**Figura 11**).



Figura 11. Visão geral do canal Jardim de Alah com a presença de trator de dragagem.

Fontes: www.diariodonordeste.globo.com e <http://www.not1.xpg.com.br/>.

No âmbito da macrodrenagem, os problemas se devem à insuficiência da calha do rio dos Macacos, do canal da Gal. Garzon, do canal do Jockey e da Visconde de Albuquerque, agravados pelas travessias existentes sobre esses leitos, ocasionando “perdas de carga”, em especial a obstrução causada pela comporta da Gal. Garzon e pela a ponte da Av. Borges de Medeiros. As inundações frequentes destas áreas se devem a um conjunto de fatores que podem ser resumidos pelo aumento dos volumes de água escoada nas chuvas em função da impermeabilização do terreno, insuficiência da condução do fluxo drenante (**Figura 12** e **Figura 13**) nos canais e galerias e estrangulamento das seções de escoamento (SOARES, 2012).

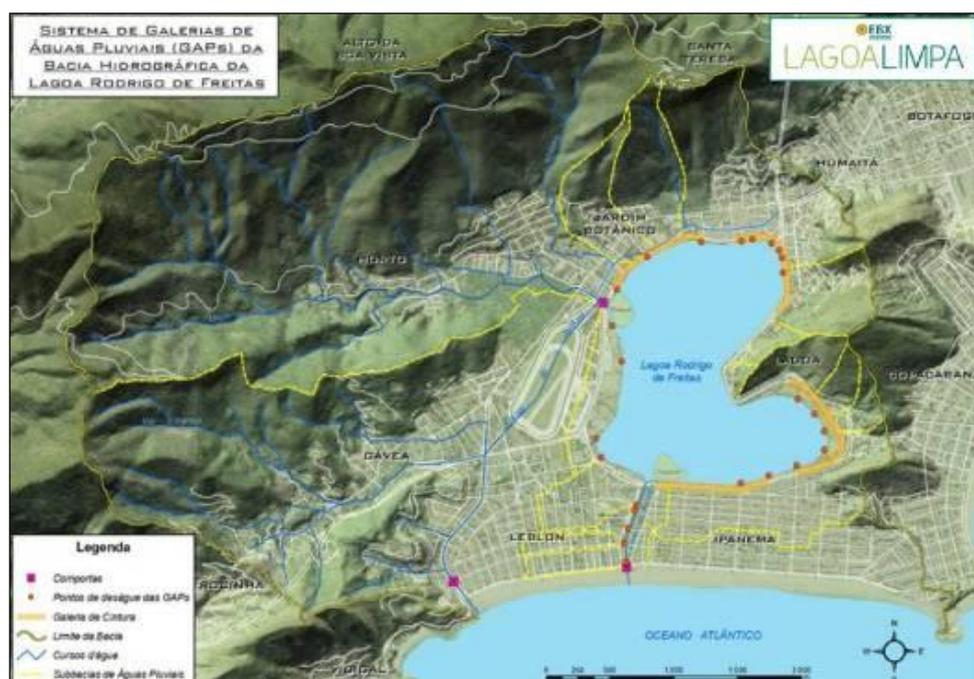


Figura 12. Visão geral do sistema de galerias de drenagem pluvial.

Fonte: Projeto Lagoa Limpa (<http://www.lagoalimpa.com.br>).

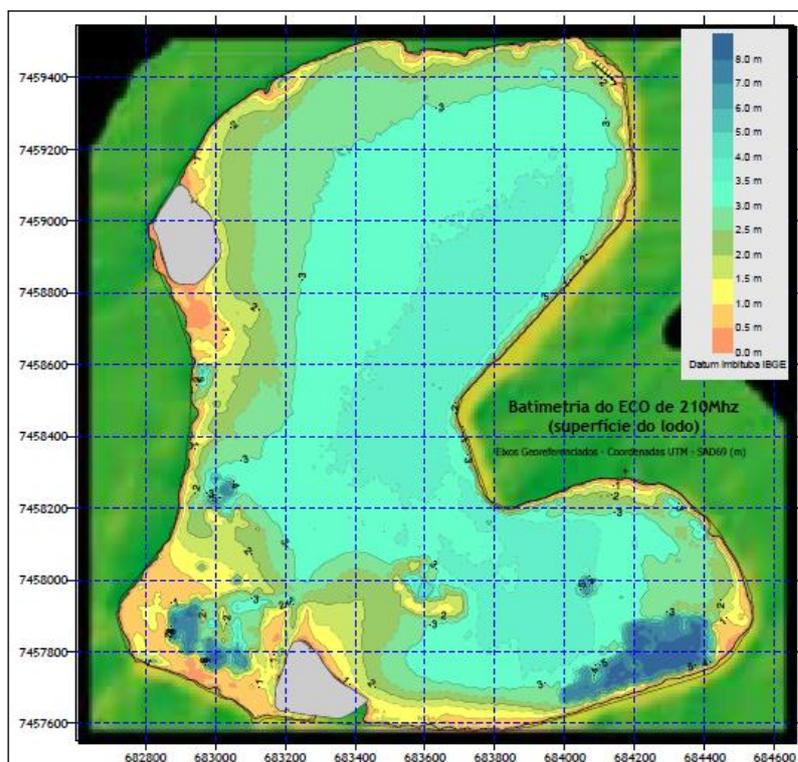


Figura 13. Mapa batimétrico da LRF.

Fonte: ROSMAN, 2012.

2.2.4. Aspectos relacionados à qualidade do sedimento

O substrato de fundo da LRF é recoberto por uma camada espessa e irregular de sedimento, majoritariamente por grãos de granulometria arenosa (entre 30% e 80% areia média e entre 7% e 30% de areia fina. Associados aos sedimentos são encontrados fragmentos biogênicos (restos de carapaças de moluscos, diatomáceas, foraminíferos, celenterados, poríferos, artrópodes e briozoários (BRITO; LEMOS, 1982). No ano de 2000, o volume total calculado de lodo não consolidado era de aproximadamente 660.000 m³ (ROSMAN, 2009).

Como as águas do fundo da LRF são total ou parcialmente estagnadas, o sedimento é composto por uma vaza muito fina onde são retidos metais pesados e gases tóxicos. O lodo de coloração cinza escura é formado por material vegetal que prolifera na LRF e material orgânico em decomposição procedente de esgotos que se acumulam no fundo devido ao efeito da floculação e da gravidade. O gás sulfídrico originado do lodo gera corriqueiramente odor fétido. A formação de vasa negra no substrato é um fenômeno natural, pois suas águas são

calmas e recebem o afluxo de detritos inorgânicos. A decomposição da matéria orgânica pode representar uma parte significativa do consumo de oxigênio na LRF (MACHADO, 2009).

2.2.5. Aspectos ecológicos

A produtividade primária na LRF é dominada pelo fitoplâncton e por combinação entre populações de macroalgas e macrófitas, podendo passar por um processo de sucessão destas de acordo com variações ambientais (KNOPPERS, 1994).

A influência antrópica nos ciclos de variações ambientais naturais (regimes de ventos, luz, precipitação, circulação e sedimentação) causam diversos impactos às comunidades fitobentônicas, fitoplanctônicas, macroalgais e macrófitas no que tange a distribuição, biomassa e diversidade destes compartimentos da LRF (BRANCO, 1998). A ressuspensão do sedimento de fundo promove o grande acúmulo de materiais em suspensão e nutrientes na coluna d'água da LRF, impulsionando flutuações do fitoplâncton, principalmente nos grupos das cianobactérias, dinoflagelados e criptofíceas (MACHADO, 2009).

As variações de oxigênio dissolvido alteram diretamente a concentração de oxigênio dissolvido na LRF. Em dias com temperaturas mais elevadas e alta insolação há uma tendência à supersaturação de oxigênio na coluna d'água mediante as elevadas taxas de produtividade do fitoplâncton. A lixiviação, em dias chuvosos (menor insolação), aumenta a carga de material orgânico e, conseqüentemente, eleva a turbidez, resultando numa queda da atividade fotossintética e diminuição do oxigênio dissolvido na água, podendo levar a ocorrência de episódios de mortandade de peixes.

Eventos sazonais de crise distrófica (com mortandade de peixes e florações fitoplanctônicas) foram registrados em diversos anos desde 1930 (TORRES, 1990) até 2012, em consequência de fortes chuvas e/ou despejos de grandes volumes de esgotos, que causaram desequilíbrios produtivos/metabólicos no sistema lagunar.

Com relação à vegetação marginal da LRF, cita-se que a mesma sofreu grande alteração devido à redução do espelho d'água da lagoa. Entretanto, na década de 90, a formação vegetal do entorno sofreu um processo de recuperação através do replantio de espécies de mangue, proporcionando a estabilidade de sua cobertura, restauração paisagística o retorno da fauna e o conseqüente aumento da qualidade ambiental (AMBIENTAL, 2002). Um dos maiores benefícios desta recuperação refere-se à caracterização da avifauna, visto que

as aves que povoam a LRF foram atraídas pela vegetação peri-lagunar “recuperada”. As espécies de aves usam a vegetação de seu entorno para pernoitar, como apoio para a pesca e como abrigo, inclusive para fazer seus ninhos. As espécies mais observadas foram o biguá (*Phalacrocorax olivaceus*), a garça-moura (*Ardea cocoi*), a garça-branca-grande (*Casmerodius albus*), a garça-branca-pequena (*Egretta thula*), o socozinho (*Butorides striatus*), o savacu (*Nycticorax nycticorax*), dentre outras (ALVES *et al.*, 1998).

Com exceção dos estudos que abordam as mortandades de peixes, poucas abordagens fazem menção a ictiofauna deste sistema. Dentre estes, pode-se destacar o estudo desenvolvido por Andreatta (2005), que objetivou estudar a ictiofauna com vistas a contribuir para o manejo pesqueiro. Os principais gêneros capturados no acervo supracitado foram Mugil (paratis e tainhas) e por Centropomus (robalos). Dentre as espécies dulcícolas, destacam-se os barrigudinhos (*Poecilia vivipara*, *Phalloptychus januarius* e *Jenynsia multidentata*). A importância destes últimos está no controle das larvas de insetos transmissores de doenças, além de serem forrageiros, servindo de alimento para peixes carnívoros e aves.

A variação no gradiente de salinidade modificou consideravelmente a atual situação da ictiofauna, fazendo com que a maioria dos peixes marinhos deixasse de frequentar o ambiente estuarino. Com isso, a LRF deixou de ser um berçário de muitas espécies marinhas, pois estas não reconhecem o ambiente como estuarino. Atualmente, vêm sendo coletadas, pela atividade de pesca, cerca de dez espécies marinhas, de um total de cinquenta e uma que foram registradas ao longo do histórico de estudos da LRF (*Projeto Lagoa Limpa - <http://www.lagoalimpa.com.br>*).

2.2.6. Aspectos atuais

Este relevante corpo hídrico tem por função primária construir um ecossistema equilibrado, que proporcione o suporte à vida. Sem a presença de um ecossistema saudável não é possível garantir as características estéticas que são esperadas deste ambiente, nem a sua função de proporcionar à população que usufrui de suas margens e de seu espelho d'água condições que garantam o respectivo uso sem risco à saúde. Os problemas atuais da LRF vão além da mortandade de peixes, onde destacam-se também condições estéticas e organolépticas indesejáveis, revelando um estado de equilíbrio ecológico vulnerável.

Mais recentemente, com o objetivo de identificar as ligações irregulares de esgoto nas galerias de águas pluviais que deságuam na LRF, o Projeto Lagoa Limpa financiou um trabalho que identificou um total de 52 pontos de ligações irregulares após a vistoria de 4 km de rede de águas pluviais vistoriadas. Os reparos necessários ficaram sobre responsabilidade da CEDAE. Salienta-se que as principais ações, resultados obtidos e ainda esperados do referido projeto podem ser mais bem descritas no sítio “www.lagoalimpa.com.br”.

O sistema de esgotamento sanitário da região é do tipo separador absoluto, portanto, sem nenhum acréscimo de vazão devido a chuvas ou outras causas, ou seja, não deveria haver escoamento de esgotos sanitários para a lagoa; entretanto, devido aos problemas de manutenção e operação do sistema, tem ocorrido uma grande sobrecarga na rede, causando extravasamentos ocasionais, cujo destino final é a rede de drenagem pluvial, os cursos d’água e, por fim, as águas da LRF (SOARES, 2012).

Cabe ressaltar, todavia, que a construção da galeria de cintura na orla da LRF, a implantação de novas linhas de recalque e a reforma das elevatórias, além da diminuição de ocorrência de acidentes no sistema de elevatória/recalque da CEDAE – que contribuem para o aporte de carga orgânica e de outros contaminantes –, aparentemente, têm diminuído, mas não evitado, danos mais severos ao corpo d’água (ENRICH-PRAST, 2012).

A relação das principais ações desenvolvidas na bacia da LRF é listada a seguir: galeria de cintura, sistema de comporta e recalque, programa de dragagem, ampliação do monitoramento sistemático, criação do sistema de alerta, programa de revitalização da Serra da Carioca, elevatória de esgoto José Mariano, implantação da linha de recalque entre as elevatórias de esgoto da Hípica e da Saturnino Braga, reforma da comporta do canal da Gal. Garzon, dragagem da lagoa na área do remo, reforma das oito elevatórias de esgoto da LRF e implantação do projeto Lagoa Limpa e manutenção do monitoramento sistemático ampliado da bacia da LRF com inclusão do monitoramento contínuo através de um sonda multiparamétrica em tempo-real. Atualmente, o grupo de trabalho formado pelo INEA, CEDAE, SMAC, COMLURB e RIO ÁGUAS desenvolve ações visando à revitalização da bacia hidrográfica da LRF.

2.2.7. Descrição do projeto atual desenvolvido pela SMAC

O monitoramento da qualidade da água da LRF e dos canais/rios visa acompanhar as alterações físicas, químicas e biológicas decorrentes de atividades antrópicas e de fenômenos naturais, que podem tanto comprometer a qualidade da água para proteção das comunidades aquáticas, como para as práticas esportivas de contato secundário. Estão em andamento dois tipos de monitoramento na LRF:

- *Contínuo*: através de sonda multiparamétrica instalada no ponto central da Lagoa (estação LRF3), com transmissão de dados de hora em hora;
- *Pontual*: com coletas de amostras duas vezes por semana em seis estações de amostragem (LRF1, LRF2, LRF3, LRF4, LRF5 e LRF6).

O monitoramento contínuo possibilita o acompanhamento da variação da qualidade da água da lagoa em tempo real, permitindo uma rápida ação em situações de desequilíbrio. Já o monitoramento pontual permite a avaliação setorizada do corpo hídrico considerando a dinâmica local e as alterações provocadas por cargas de poluição que chegam à lagoa.

O principal parâmetro de qualidade da água monitorado é o OD por ser essencial à manutenção e proteção das comunidades aquáticas. Além deste, também são monitorados contínua e pontualmente a temperatura, turbidez, salinidade, pH e clorofila-*a*. O monitoramento pontual também inclui os seguintes parâmetros: nitrogênio amoniacal, fósforo total, carbono orgânico total, *E. coli*, coliformes totais e comunidade fitoplanctônica.

Além do monitoramento da qualidade da água, também é realizado o monitoramento das condições climáticas, através de uma estação meteorológica instalada próximo à lagoa, que avalia os seguintes parâmetros: pluviosidade, radiação solar, umidade e temperatura do ar, pressão atmosférica, velocidade e direção dos ventos. O conhecimento das condições meteorológicas proporciona um melhor entendimento dos fenômenos climáticos da região e permite a associação do clima com as alterações da qualidade da água.

Todos os resultados do monitoramento são utilizados na obtenção dos diagnósticos da qualidade da água voltados para as práticas esportivas e para a vida aquática. Considerando as práticas esportivas permitidas nas águas da lagoa, a classificação será de “própria” ou “imprópria”, conforme dispõe a Resolução CONAMA 357/05.

Em relação à vida aquática, a água pode receber uma das seguintes classificações:

- *estado de equilíbrio*: quando não há risco para as comunidades aquáticas;
- *estado de alerta*: quando as condições da Lagoa se encontram em desequilíbrio, com redução dos valores de parâmetros avaliados, principalmente do OD;

- *estado crítico*: quando há risco de mortandade da ictiofauna.

Esta classificação é divulgada em dois pontos às margens da lagoa, nos Parques dos Patins e Cantagalo com o hasteamento de bandeira de cor verde (estado de equilíbrio), amarela (estado de alerta) ou vermelha (estado crítico).

As ações da Prefeitura do Rio de Janeiro que compõem a Gestão Ambiental do Sistema da LRF envolvem a SMAC, responsável pelo monitoramento da qualidade da água e a Secretaria de Obras, através da Fundação Rio Águas, responsável pelo manejo das comportas e vistoria das galerias de águas pluviais que desembocam no sistema da lagoa. Os objetivos desta gestão ambiental são a manutenção da vida aquática da Lagoa e a drenagem da área do entorno, de forma a preservar as condições de lazer e de acessibilidade de um dos principais pontos turísticos da cidade.

O boletim, além das classificações relativas à proteção das comunidades aquáticas e ao contato secundário, também contém informações sobre a variação do nível d'água da lagoa, o manejo das comportas existentes nos canais do Jardim de Alah e nas avenidas Visconde de Albuquerque e General Garzon, os pontos de lançamento de efluentes em tempo seco que reagem ao Reativo de Nessler (substância indicadora de compostos de amônia) e as condições meteorológicas. A divulgação dos resultados é feita através de boletins disponibilizados no Centro de Operações Rio e no Portal da Prefeitura (<http://www.rio.rj.gov.br/web/smac>).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Obtenção do banco de dados

As amostragens efetuadas para este trabalho se inserem no programa de monitoramento sistemático da lagoa Rodrigo de Freitas realizado pela SMAC/RJ. Portanto, os dados utilizados nesta dissertação pertencem à população, sendo geridos pela SMAC. Tais dados consistem nos resultados obtidos no âmbito do projeto intitulado “Avaliação da Qualidade da Água da Lagoa Rodrigo de Freitas e dos Rios e Canais a ela Ligados” que está sendo conduzido atualmente pela empresa Tecnologia em Meio Ambiente Ltda. – TECMA.

Após a concepção do tema e objeto de estudo, foi solicitado à SMAC, através da TECMA, o fornecimento dos dados para uso neste estudo. Diante do consentimento e aceitação formal (comprovada por carta registrada e nominada) por parte da SMAC, os resultados requeridos foram liberados pela TECMA.

Salienta-se que apenas uma parte do banco de dados foi cedida. Torna-se válido mencionar que os referidos dados foram enviados sob a forma de planilhas brutas (formato *.xls*) sem qualquer tipo de tratamento. Apesar de se tratar de um estudo que utilizou dados secundários – visto que a coleta e análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos foram realizadas pela TECMA –, foi realizado um acompanhamento do processo de amostragem em campo e das análises laboratoriais na empresa TECMA. Os subitens a seguir referem-se somente aos dados selecionados para o atual estudo.

3.2. Frequência de coleta e parâmetros determinados

3.2.1. Lagoa Rodrigo de Freitas

As estações de coleta da lagoa Rodrigo de Freitas (**Quadro 1** e **Figura 14**) representam pontos de amostragens na coluna d'água e no sedimento de fundo em regiões com profundidades distintas e sob a influência de diferentes fatores. As quatro estações situadas mais próximas às margens da lagoa apresentam idiossincrasias: influência de banco de algas permanentes (LRF1), aporte de águas pluviais e trocas com o canal de ligação com o mar (LRF5), zonas de maior profundidade ou cavas (LRF4) e zona intermediária/transição (LRF3). Salienta-se que as estações LRF1, LRF2 e LRF3 apresentam profundidades semelhantes (entre 3,0 e 3,5 m). Já a estação LRF5 é a mais rasa (aproximadamente 1,5 m) e a LRF4 a mais profunda (aproximadamente 4,0 m).

Quadro 1. Localização das estações de coleta na LRF.

Estações de Coleta	Coordenadas Geográficas (UTM) - Datum SAD69	
	X	Y
LRF1	682976,30	7458969,00
LRF2	683543,20	7459147,80
LRF3	683309,50	7458545,08
LRF4	684124,40	7457883,66
LRF5	683096,20	7457680,00

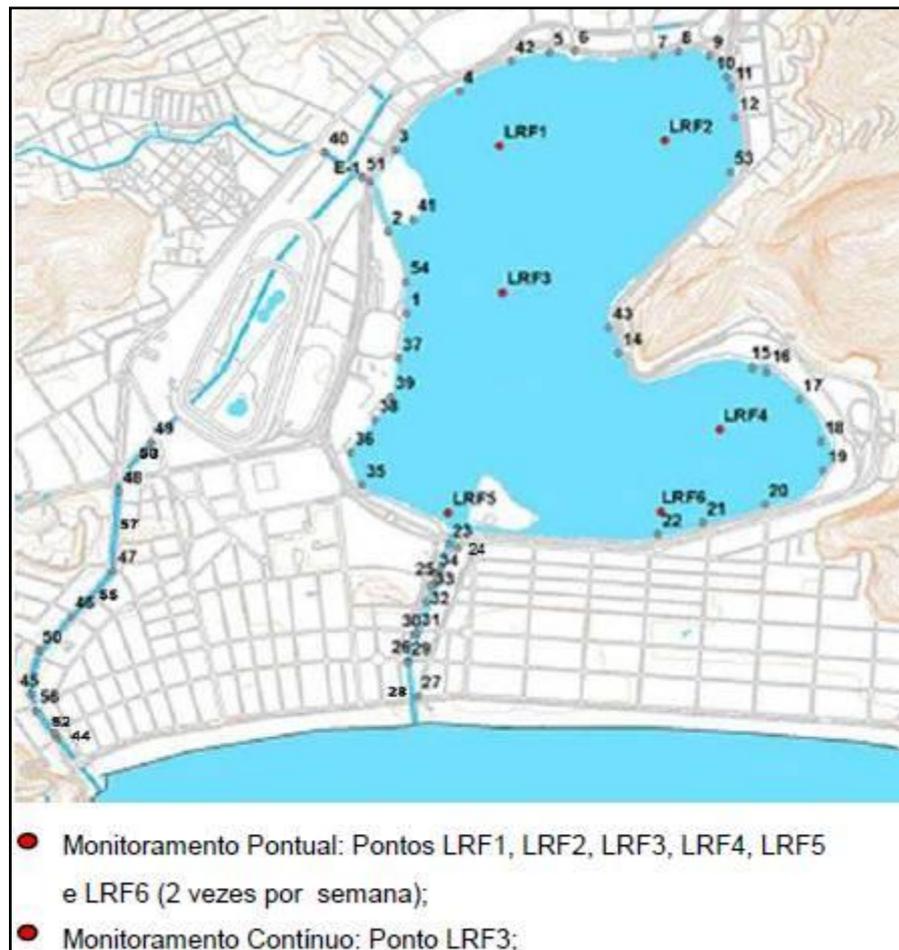


Figura 14. Estações de coleta localizadas em diferentes áreas da LRF. Números são pontos de deságue.

Fonte: Adaptado de www.rio.rj.gov.br/web/smac.

Monitoramento Contínuo da LRF: Na estação central da lagoa (LRF3) está fixada uma boia de apoio para a sonda multiparamétrica do monitoramento contínuo. Os dados obtidos são transferidos através de telemetria que utiliza um sistema de comunicação via celular para uma estação remota localizada na SMAC a cada meia-hora. De todos os parâmetros que a sonda possui capacidade de medir, somente a clorofila-*a* foi utilizada neste estudo. Este parâmetro foi quantificado somente entre os meses de agosto e dezembro de 2012, diferentemente dos demais. A explicação reside em dois fatos: 1- agosto foi o mês de início de operação sistemática da sonda; 2- a clorofila-*a* foi utilizada no cálculo de dois índices de estado trófico, sendo extrapolada aos demais meses através de extrapolação e correção dos resultados obtidos (detalhes, ver subitem 4.5.1).

Monitoramento Pontual da LRF: Nesta abordagem foi obtida a maioria dos dados coletados na LRF. Para avaliação da qualidade da água foram realizadas duas campanhas

semanais, geralmente, na segunda-feira e quinta-feira, com coleta de amostras da camada subsuperficial da coluna d'água entre os meses de dezembro de 2011 e dezembro de 2012. Em cada estação, foram realizadas ao todo 545 amostragens. Ou seja, para cada parâmetro analisado foi obtido um n-amostral de 545, num total de 109 campanhas de coleta em campo. Os parâmetros analisados nas amostras de água coletadas foram: T°C, Salin, pH, OD, Turb, NA, FT, COT e Secchi (DS). Com relação aos parâmetros biológicos, foram analisados o fitoplâncton (Fito), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E.coli*) (**Quadro 3**).

3.2.2. Rios e canais

A localização exata das estações de coleta nos trechos centrais dos canais e rios pode ser visualizada no **Quadro 2** e na **Figura 15**. Salienta-se que, durante as atividades de coleta, as coordenadas foram sempre confirmadas em campo através de um aparelho GPS. Mensalmente, foram coletadas amostras de água para análise de DBO, DQO, NT, FT e SST entre dezembro de 2011 e dezembro de 2012, num total de 13 campanhas de coleta em campo. Com isso, obteve-se para cada parâmetro um total de 64 amostragens. Na estação CJOQ1 não foi realizada amostragem no mês de dezembro de 2011. Com isso, somente esta estação apresenta um n-amostral igual a 12.

Quadro 2. Localização e Coordenadas Geográficas das estações de coleta nos canais e rios na bacia de drenagem (incluindo as estações internas da LRF).

Estações de Coleta	Localização	Coordenadas Geográficas (UTM) - Datum SAD69	
		X	Y
CJA1	Canal do Jardim de Alah, em ponto central.	0683001	7457353
CGG1	Canal da rua General Garzon, junto à comporta (dentro do canal).	0682751	7459006
RMAC1	Rio dos Macacos, no interior do Jardim Botânico, antes do recebimento da rua Pacheco Leão.	0682613	7459128
CJQQ1	Canal do Jóquei, junto à primeira ponte, dentro do Jóquei Cub.	0682684	7458954
RCAB1	Rio cabeças, próximo à rua Batista da Costa.	0682763	7459173

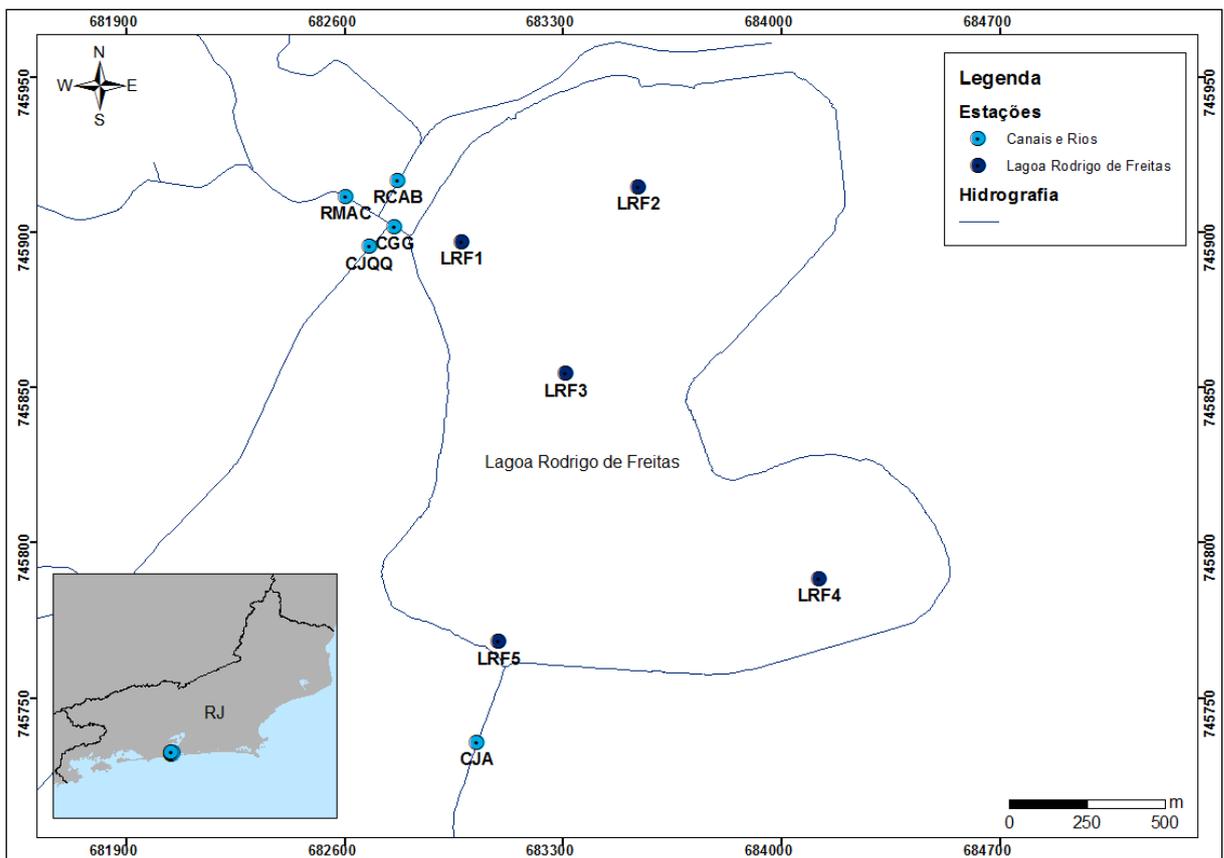


Figura 15. Estações de coleta localizadas nos rios e canais ligados a LRF, incluindo as situadas dentro da mesma.

3.2.3. Pluviosidade

Apesar de existir uma estação meteorológica específica do projeto desenvolvido pela SMAC, para este estudo os dados de pluviosidade foram obtidos da Estação Meteorológica do Jardim Botânico, disponíveis no banco de dados da Fundação Instituto de Geotécnica do Município do Rio de Janeiro (Geo-Rio - www2.rio.rj.gov.br/georio/site/alerta/alerta), pois a estação do projeto gerou dados somente a partir do mês de agosto de 2012. Dos acumulados mensais obtidos, foi realizada a quantificação de pluviosidade (mm) por estações do ano e por período seco e chuvoso. Foram obtidos também os dados de pluviosidade quinzenal, utilizado na análise do fitoplâncton.

3.3. Amostragem em campo

As metodologias de coleta e preservação de amostras (ou determinação instrumental *in situ*) correspondem às preconizadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater*, APHA-AWMA-WPCF, 21^a Edição, 2005; conforme os documentos do Sistema da Qualidade da empresa TECMA. A equipe de coleta para a realização das campanhas de coleta na LRF era composta por 02 técnicos ambientais e 01 barqueiro, sendo as coletas realizadas com o auxílio de veículos e barcos apropriados, com auxílio de GPS. Os equipamentos utilizados foram calibrados por laboratórios acreditados pelo INMETRO e aferidos com soluções padrões de referência, com rastreabilidade ao NIST (*National Institute of Standards and Technology*). Ratifica-se que em todas as campanhas foram realizadas verificações confirmatórias dos equipamentos *in situ* durante o serviço de amostragem. As fotografias representativas das campanhas de coleta foram realizadas pelo próprio autor.

3.3.1. Monitoramento pontual na LRF e rios/canais

Em cada campanha de campo (**Figura 16**), as coletas foram iniciadas na LRF através da estação LRF5, seguida por LRF4, LRF3, LRF2 e LRF1, sempre em subsuperfície (0,3 m de profundidade). Toda a amostragem na LRF foi realizada em aproximadamente quatro horas, sempre entre 08:30h e 12:30h. As demais coletas nos rios e canais tiveram início pelo ponto RCAB1, seguido pelos pontos RCMAC1, CJOQ1, CGG1 e finalizado no ponto CJA1, totalizando aproximadamente três horas de amostragem (08:30 e 11:30h).



Figura 16. Visão geral de uma campanha de amostragem em período chuvoso.

As amostras de água subsuperficial da LRF, rios e canais foram coletadas com auxílio de uma garrafa de *van Dorn* (**Figura 17**), acondicionadas em frascos de polietileno em volumes apropriados, devidamente etiquetados e preservados, acondicionadas em caixas térmicas com gelo (**Figura 18**) e encaminhadas para a análise em laboratório (**Quadro 3** e **Figura 19**). A transparência na coluna d'água foi avaliada com auxílio de um disco de *Secchi* de 0,2 m de diâmetro (**Figura 20**).



Figura 17. Amostragem de água com garrafa de van Dorn.



Figura 18. Preservação de amostras com gelo em caixas térmicas identificadas.



Figura 19. Exemplos de amostras coletadas e acondicionadas em frascos específicos.

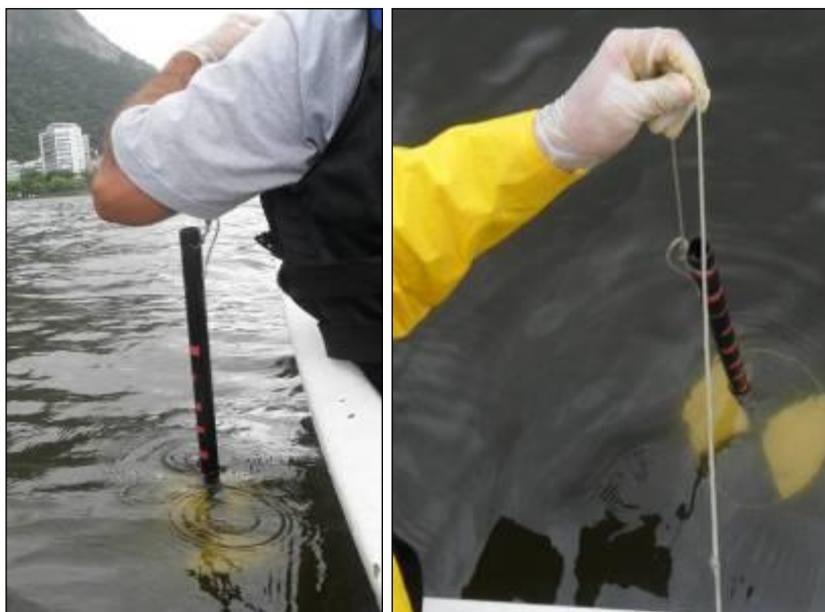


Figura 20 – Aferição da penetração de luz através do disco de Secchi.

Quadro 3. Acondicionamento, volume e preservação de amostras por parâmetro.

Parâmetro	Tipo de Frasco	Volume (mL)	Preservação
Sólidos em Suspensão Total	Polietileno	200	Refrigeração
Nitrogênio Total		500	Refrigeração - H ₂ SO ₄ - pH<2
Nitrogênio Amoniacal		1000	Refrigeração - H ₂ SO ₄ - pH<2
Fósforo Total		100	Refrigeração - H ₂ SO ₄ - pH<2
DBO		1000	Refrigeração
DQO		100	Refrigeração - H ₂ SO ₄ - pH<2
Coliformes Totais		250	Refrigeração <10 °C
<i>E. coli</i>			
Carbono Orgânico Total		Vidro bromosilicato	100

As concentrações de OD, temperatura, pH, salinidade e turbidez foram determinadas *in situ* utilizando-se equipamentos portáteis de campo com eletrodos específicos (métodos eletrométricos), conforme metodologias específicas. Todas as determinações *in situ* foram anotadas em planilhas de campo (Quadro 4 e Figura 21).

Quadro 4. Metodologias utilizadas para análises físico-químicas *in situ* e LQs de cada parâmetro.

Parâmetro	Método	Limite de Quantificação (LQ)
Oxigênio dissolvido	SM 21 ^a ed 2005 - 4500 (B)	0,2 mg.L ⁻¹
pH	SM 21 ^a ed 2005 – 4500 H ⁺ (B)	1 a 14
Salinidade	SM 21 ^a ed 2005 – 2520 (A, B)	0,1
Temperatura	SM 21 ^a ed 2005 – 2550 (B)	1 °C
Turbidez	2130 (B)	1,5 NTU



Figura 21. Anotação em campo dos dados obtidos *in situ* através de sondas multiparamétricas.

Ao término da amostragem, as amostras foram encaminhadas imediatamente para análises nos laboratórios da TECMA, garantindo, assim, a integridade e preservação das mesmas, de forma que os ensaios ocorressem dentro do prazo de validade (*holding time*). Salienta-se que o tempo decorrido entre a coleta e o início das análises bacteriológicas não ultrapassou o limite de armazenamento das mesmas (*Standard Methods 22^a Edition*).

Para a análise qualitativa do fitoplâncton, as amostras foram coletadas com o auxílio de uma rede cônica com abertura de malha de 20 μm , através de arrastos horizontais na subsuperfície da coluna d'água. Parte dessas amostras foi mantida viva e a outra parte fixada em solução de *Transeau*. Para a análise quantitativa, foram coletadas amostras utilizando-se garrafa de *van Dorn*, sendo imediatamente fixadas com solução de lugol acético. Todas as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno. As amostragens ocorreram quinzenalmente durante 13 meses entre dezembro de 2011 e dezembro de 2012. Eem todas as campanhas de coleta de fitoplâncton foram também coletadas amostras de água para análise dos parâmetros físico-químicos, além dos parâmetros medidos *in situ* (**Figura 22**).



Figura 22. Sequência de fotos mostrando a coleta, acondicionamento e fixação de amostras de água para análise de fitoplâncton.

3.3.2. Monitoramento contínuo da LRF (clorofila-a)

Os dados de clorofila-*a* foram obtidos a partir do monitoramento contínuo através de uma boia de amarração localizada no centro da LRF, mais especificamente na estação LRF3, com uma sonda multiparâmetros acoplada (**Figura 23**) (*Eureka*, modelo *Manta 2*), que analisa diversos parâmetros simultaneamente. Após o envio de todo material coletado para a TECMA nas coletas semanais, a equipe retornava para a LRF, onde eram realizadas a limpeza, aferição e verificação da sonda. Ao final de todo o processo, após o mês de dezembro/2012, os dados foram disponibilizados para o atual estudo (**Figura 23**).



Figura 23. Visualização geral da boia de amarração e dos processos de limpeza e manutenção da sonda multiparamétrica.

3.4. Análises em laboratório

Ao chegar à empresa TECMA, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Amostragem para que fossem registradas no Programa de Gerenciamento do Laboratório e encaminhadas imediatamente para execução dos ensaios. O Laboratório realizou também o registro dos resultados contidos nas planilhas de campo. Após os registros, as planilhas foram encaminhadas para avaliação crítica dos resultados e então armazenadas no banco de dados.

3.4.1. Metodologia de análise dos ensaios físico-químicos e microbiológicos

As metodologias de análise seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater*, APHA-AWMA-WPCF, 21ª Edição, 2005; conforme o **Quadro 5**.

Quadro 5. Metodologias que serão utilizadas para análises físico-químicas e microbiológicas.

Parâmetros	Métodos	Limites de Quantificação
------------	---------	--------------------------

COT	SM 21 ^a ed 2005 - 5310 (B)	1,0 mg.L ⁻¹
DBO _{5,20}	SM 21 ^a ed 2005 - 5210 (B)	3 mg.L ⁻¹ de O ₂
DQO	SM 21 ^a ed 2005 - 5220 (B)	15 mg.L ⁻¹
Fósforo Total	SM 21 ^a ed 2005 - 4500-P (B e E)	0,016 mg.L ⁻¹ de P
Nitrogênio Amoniacal Total	SM 4500 NH ₃ (F)	0,016 mg.L ⁻¹
Nitrogênio Total	SM 4500 NO ₃ (E), 4500 N _{org} (B, C) e 4500 NH ₃ (F)	0,1 mg.L ⁻¹
Sólidos em Suspensão Total	SM 21 ^a ed 2005 - 2540 (D)	3 a 20.000 mg.L ⁻¹
Coliformes Totais	SM 21 ^a ed 2005 - 9223 (B)	1,1 NMP/100 mL
<i>Escherichia coli</i>	SM 21 ^a ed 2005 - 9223 (B)	1,1 NMP/100 mL
Clorofila- <i>a</i>	SM 21 ^a ed 2005 - 10200 (H)	0,004 µg.m ³

3.4.2. Metodologia de análise do fitoplâncton

A análise da composição específica e da densidade celular do fitoplâncton, incluindo as cianobactérias, foi efetuada em microscópio óptico invertido (*Zeiss Oberkochen*, modelo *Axiovert 10*) a partir de alíquotas de 2 ou 10 mL, de acordo com a concentração de microalgas (UTHERMÖHL, 1958), para quantificação das populações, deixadas em repouso por pelo menos três horas em câmaras de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). A estimativa da densidade celular, expressa em células por litro (cel.L⁻¹) foi efetuada a partir da contagem em campos aleatórios (UHELINGER, 1964) até o alcance de 100 indivíduos (células, colônias, filamentos) da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20% (p<0,05; LUND, 1958). Esta metodologia segue recomendação da Organização Mundial da Saúde (OMS) - “*Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*” (CHORUS; BARTRAM 1999).

A identificação, baseada nas características morfológicas e morfométricas dos organismos, foi efetuada em nível de espécie sempre que possível. Entretanto, em função da limitação do método de análise e das particularidades específicas, alguns organismos foram classificados em categorias supragenéricas ou mesmo individualizados em morfotipos de acordo com sua forma e o tamanho (características morfométricas das vidas vegetativa e reprodutiva das populações). A análise das amostras qualitativas foi realizada em microscópio *Olympus BH2*. A identificação dos organismos baseou-se em bibliografia específica e atualizada, por exemplo, o sistema de classificação seguiu Round *et al.* (1990) para diatomáceas e Hoek *et al.* (1995) para outras divisões algais. Outros exemplos: (TOMAS 1997; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS 1999, 2005; SPAULDING, 2010).

Os táxons que contribuíram com pelo menos 5% da densidade celular total, além das cianobactérias, foram selecionados para compor a Matriz Biótica que subsidiou o teste

estatístico da Análise de Redundância (RDA). Os gráficos descritivos da distribuição do fitoplâncton foram organizados no software Excel[®] por meses e por estação de amostragem de forma a acompanhar as estações do ano e auxiliar na investigação dos padrões.

3.5. Tratamento dos dados

3.5.1. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Os dados foram avaliados para a definição de características e padrões para cada estação de amostragem, assim como para a variação mensal e sazonal. Os dados obtidos foram interpretados utilizando-se estatística descritiva básica, onde foram calculadas as médias aritméticas, medianas, erros padrão, desvios padrão, mínimos, máximos. De acordo com a necessidade de cada abordagem, gráficos de linha, coluna e área (*software* Excel 2007) e *box-plot* (*software* STATISTICA 8.0) foram elaborados.

Considerando o conjunto de dados e sua flutuação no tempo, optou-se por utilizar os valores médios mensais uma vez que a mediana é uma medida de localização do centro da distribuição dos dados, definida como aquela que divide o conjunto dos dados ao meio, isto é, 50% dos elementos da amostra são menores ou iguais à mediana e os outros 50% são maiores ou iguais à mediana. Como medida de localização, a mediana é mais robusta do que a média, pois é menos sensível aos dados extremos (MAGALHÃES; LIMA, 2004).

Entretanto, a mediana foi utilizada somente para os dados bióticos. Como um dos objetivos era essencialmente identificar padrões temporais e espaciais de variação da qualidade da água, utilizar a média é mais adequado, buscando, justamente, manter a sensibilidade perante a presença de um valor extremo. Esta decisão foi embasada pelos baixos desvios padrões (DP) e coeficientes de variação (CV), analisando previamente às análises. Com isso, utilizando-se a média, ficou facilitada a identificação de variações dos parâmetros químicos em função de variáveis físicas e climáticas, como pluviosidade e temperatura.

Todos os índices tróficos e de qualidade da água utilizados foram aplicados através da programação dos mesmos em planilhas do *Microsoft Office Excel 2007*. Os resultados foram gerados de forma a minimizar o risco de erros durante a aplicação das equações. Para isso, foram utilizadas ferramentas de ligação e formatação condicional de planilhas, onde, por fim,

foi gerado um banco de dados com todas as interfaces vinculadas automaticamente. Assim sendo, os resultados brutos de cada índice foram gerados a partir da simples inclusão dos valores brutos de cada variável no banco de dados dinâmico.

Em função da ausência de alguns parâmetros (p.ex. nitrogênio total e fosfato para a LRF) requeridos para a aplicação de alguns índices específicos, onde a não disponibilidade dos dados inviabilizaria a aplicação dos mesmos, foram realizadas estimativas dos seus valores a partir dos dados disponibilizados em estudos recentes realizados na LRF (n-amostal superior a 300 amostras) (MACHADO, 2009; SOARES, 2012; DOMINGOS, 2012). A partir destes, foi avaliada a correlação entre as diferentes formas do parâmetro (nitrogênio total, amônia e nitrato; e fósforo total e fosfato). A partir do coeficiente de correlação obtido entre as variáveis, o mesmo foi utilizado para estimar um valor provável da variável. Desta forma, foi possível, quando necessário, obter um resultado mais aproximado da realidade, sendo possível, então, realizar as avaliações das variações espaço-temporal no da qualidade da água. Reitera-se que, nos casos supracitados, a interpretação dos resultados foi sempre feita com ressalvas, evitando, assim, generalizações e conclusões precipitadas dos mesmos.

Já para a variável clorofila-*a*, quando necessário, foram realizadas estimativas do seu valor em função da densidade fitoplanctônica de cada estação amostral. A partir dos dados de clorofila obtidos na estação LRF3, foi realizada uma correlação linear de *Spearman* seguida de uma regressão linear, onde, a partir da confirmação da relação significativa positiva ($p < 0,001$) entre as variáveis densidade fitoplanctônica e clorofila-*a*, foi utilizado o coeficiente angular para realizar a estimativa de clorofila-*a* para as estações LRF1, LRF2, LR4 e LRF5.

Para analisar a relação entre a pluviosidade e os parâmetros físico-químicos, foram realizadas regressões lineares. Já a correlação entre todas as variáveis foi verificada a partir da matriz de correlação de *Spearman* ou de análises multivariadas. Para analisar se as diferenças mensais ou sazonais eram significativas, foi realizado o teste de *Kruskal-Wallis*. Para avaliar as diferenças anuais entre as estações de coleta foi aplicado o teste *U-de-Mann-Whitney* (não paramétrico). Os testes foram realizados através dos *softwares* STATPLUS e STATISTICA.

Com intuito de verificar a existência de diferença significativa no perfil físico-químico entre os grupos de estações e meses do ano avaliados, foi realizada a análise de Similaridade (ANOSIM). Pode-se dizer que esta análise foi empregada para avaliar a significância dos agrupamentos formados na análise de MDS. O coeficiente de Bray-Curtis foi utilizado por ser considerado o mais eficiente na realização da ANOSIM (CLARKE, 1993). A ANOSIM avalia se os grupos observados podem ter sido formados pelo acaso ou não. A hipótese nula então é

a ausência de diferenças significativas entre os grupos. A aplicação deste teste obtém um R global que avalia a existência de grupos significativos. Havendo grupos significativos foram realizados testes pareados para identificá-los. Trata-se de um teste não paramétrico de significância entre dois ou mais grupos, sendo baseado na comparação das distâncias entre os grupos com as distâncias dentro dos grupos. Quando o valor de R é alto significa diferenças entre os grupos. A significância da diferença é calculada por permutações “aleatorizando” as características abióticas pertencentes a cada grupo (CLARKE, 1993). Em suma, através da ANOSIM foi possível comprovar, com elevado refinamento estatístico, que duas áreas, duas estações ou dois meses são realmente estatisticamente diferentes.

A análise de tendência foi realizada para as médias mensais (13 meses: dez/11-dez/12) dos índices de estado trófico e de qualidade da água por meio do teste de Mann-Kendall, seguido de análise de regressão linear. A tendência foi calculada para todos os índices tanto para os dados dos rios e canais quanto para os dados da LRF. O teste de Mann-Kendall é utilizado para identificar tendência em uma série de dados (KENDALL; GIBBONS, 1990). Trata-se de um teste não paramétrico, portanto, não há a premissa de conformação da série com uma distribuição específica. Outra premissa do teste é a ausência de autocorrelação na série temporal. Como a maioria das séries temporais de dados com intervalos inferiores a um ano são correlacionadas, foram utilizadas as médias mensais dos índices selecionados para cada estação de monitoramento, obtendo, assim, um n -amostral superior a 12.

Os pontos que apresentam uma tendência no teste de Mann-Kendall para um nível de significância inferior a 0,1 foram submetidos a uma análise de regressão linear, que é um teste paramétrico e admite uma distribuição normal da amostra. Para verificação da normalidade da série, utilizou-se o teste de *Shapiro-Wilk*. Consideraram-se como tendência aqueles pontos que passaram pelo teste de Mann-Kendall e que, após passarem pelo teste de normalidade (caso não passassem os mesmos foram normalizados, apresentaram um valor de correlação linear superior ao valor crítico em função do número de meses analisados - 0,6 para $n=13$). O programa MHTS foi utilizado para realizar o teste de tendência (HIPEL e MCLEOD, 1994).

Antes da transformação de dados para elaboração das análises multivariadas foi realizado um procedimento que escolheu a transformação adequada que foi aplicada aos dados abióticos, a chamada análise de Box-Cox (GOTELLI; ELLISON, 2011). Thorne *et al.* (1999) comentam que a transformação de dados é recomendada, facilitando a discriminação das estações e locais com diferentes qualidades de água. Esse critério levou à transformação

dos dados em Log ($\lambda=0$) para os parâmetros químicos e $\text{Log}^{[x+1]}$ para pluviosidade, turbidez, temperatura e microbiológicos.

A técnica classificatória multivariada da análise de agrupamento (*cluster*) foi utilizada para explorar as similaridades entre as estações e/ou meses de coleta, a partir da definição de grupos. Essa análise agrupa um conjunto de n amostras com m variáveis, de acordo com as suas similaridades, utilizando conceitos geométricos. O método de agrupamento escolhido para avaliação abiótica para ser aplicado foi o de variância mínima (YUNG, 1999), uma das mais eficientes e mais utilizadas estratégias de agrupamento hierárquico. Nesse método, o enfoque é dado sobre a variabilidade que existe dentro de cada caso, e os agrupamentos são efetuados ao se determinar que pares de casos, quando tomados em conjunto, apresentam o menor acréscimo de variabilidade. Já o coeficiente de similaridade utilizado foi a distância euclidiana, e_{ue} é simplesmente a distância geométrica no espaço multidimensional (LANDIM, 2000). O programa PRIMER[®] v.6 foi utilizado para esta análise.

Para análise de ordenação espacial MDS (escalonamento multidimensional) fez-se necessário a estimação da semelhança entre as estações baseada nos dados abióticos. Para isto, construiu-se uma matriz de associação das distâncias entre os objetos transformados pela raiz quadrada. A distância entre os mesmos foi estimada através da distância euclidiana, que não considera dupla-ausência. O método MDS distribui espacialmente os sistemas (estações, meses e descritores) de tal maneira que a ordem das distâncias esteja de acordo com a ordem das associações, ou seja, sistemas similares aparecem com coeficientes de valores próximos. O valor do estresse foi utilizado como medida da representatividade dos agrupamentos e valores menores que 0,20 foram considerados aceitáveis (CLARKE, 2001).

Os dados abióticos foram ordenados também através da Análise de Componentes Principais (PCA), a partir de uma matriz de correlação. A associação entre as variáveis que influenciam a qualidade da água do sistema lagunar da LRF foi identificada mediante o uso desta técnica. Para a análise dos dados utilizou-se o software PCORD 6.0.

A PCA consistiu no cálculo dos autovalores e correspondentes autovetores de uma matriz de correlações. Nesta matriz simétrica os elementos da diagonal principal foram as variâncias das frequências absolutas padronizadas de cada classe (variáveis padronizadas) e os demais elementos os valores de covariância entre pares de variáveis padronizadas. A padronização das variáveis foi feita dividindo-se os desvios em relação à média de cada variável por seu desvio padrão.

De posse dessa matriz de dados determinou-se a matriz de correlação [R] ($p \times p$), para p igual a 11 e 13 variáveis de qualidade de água, analisadas, respectivamente, na LRF e nos contribuintes. A principal razão para se usar a matriz de correlação é se eliminar o problema de escalas e unidades diferenciadas em que as variáveis são medidas. A eficiência da descrição dos dados por meio das componentes vai depender da porcentagem de variação total que cada componente contém, a qual é representada pelos autovalores (HAIR, 2005).

A PCA buscou transformar o conjunto original das variáveis observadas em novos conjuntos de variáveis, denominados componentes principais. A principal característica dessas, além da ortogonalidade, é que são obtidas em ordem decrescente de máxima variância. Portanto, são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explique o máximo da variabilidade restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira, e assim sucessivamente.

De acordo com Andrade *et al.* (2007a), nem sempre a matriz das componentes principais obtida na fase de extração é de fácil interpretação. Para eliminar tal limitação, utilizou-se do procedimento de rotação ortogonal da matriz das cargas fatoriais, gerando uma nova matriz de cargas fatoriais que apresenta melhor significado interpretativo aos fatores. Neste estudo usou-se a rotação ortogonal através do método *Varimax*.

3.5.2. Avaliação do fitoplâncton

Na abordagem específica da densidade fitoplanctônica, foi utilizado, preferencialmente a mediana, porém a média também foi utilizada em abordagens específicas, principalmente, nas análises integradas multivariadas. Ressalta-se que anteriormente à cada análise estatística específica, os dados foram transformados (quando necessário) e os pressupostos de normalidade e homocedasticidade verificados.

Nas análises multivariadas realizadas as variáveis respostas foram as abundâncias de espécies. Foi observado que algumas espécies são extremamente abundantes e que a maioria é considerada rara. Por esta razão, foram realizadas transformações para $\text{Log}^{[x+1]}$ e padronizações (divisão da abundância da amostra pela abundância máxima da espécie em todas amostras) dos dados, de acordo com Marchant (1999).

3.5.3. Análises de similaridade

A partir da matriz de dados bióticos, composta por 11 grupos taxonômicos (Charofíceas, Clorofíceas, Criptofíceas, Euglenofíceas, Primnesiofíceas, Dinoflagelados, Crisofíceas, Diatomáceas, Rafidofíceas, Cianofíceas e Fitoplâncton Não Identificado) e 26 amostras, foi realizada a Análise de Agrupamento (Cluster) através do Método de Bray-Curtis (Média por Grupos) para cada ponto de amostragem, objetivando avaliar as similaridades da distribuição do fitoplâncton a partir da composição específica e da densidade celular. As medidas de similaridades entre as amostras foram representadas esquematicamente em um dendrograma. As análises foram realizadas no programa PRIMER[®] v.5.

A densidade celular foi transformada em $\log_{10}^{(X+1)}$ visando à normalização dos dados (CLARKE, 1999). A caracterização dos agrupamentos foi efetuada a partir da estatística descritiva da densidade celular do fitoplâncton e do percentual de contribuição dos grupos taxonômicos por grupo identificado. Já a caracterização dos agrupamentos foi efetuada a partir da estatística descritiva das variáveis ambientais (pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total, fósforo total e pluviosidade), da densidade celular fitoplanctônica, assim como do percentual de contribuição dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo identificado.

A partir das matrizes de similaridade construídas utilizando a composição do fitoplâncton e dos dados ambientais, foram realizadas as análises BIO-ENV e BVSTEP através do programa PRIMER6. Esta análise correlaciona os dados bióticos com as variáveis ambientais utilizando a correlação de *Spearman*, permitindo encontrar qual(is) a(s) variável(is) que melhor explica(m) a ocorrência e distribuição dos táxons do fitoplâncton. Em resumo, é uma forma de confirmar o que foi verificado na ACP e RDA. O teste foi realizado correlacionando a matriz de dados ambientais (distância euclidiana normalizada) e a matriz do número de indivíduos e do peso total de cada espécie por poças (similaridade de *Bray Curtis*; calculada sobre dados transformados pela raiz quarta). Esse teste determina a melhor combinação de variáveis que explica a correlação entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade (CLARKE; WARWICK, 1994).

Já a análise SIMPER (Similaridade Percentual) foi realizada com o objetivo de confirmar secundariamente as principais características da comunidade fitoplanctônica. Esta

análise busca hierarquizar a contribuição relativa de cada espécie para cada um dos grupos identificados nas análises de agrupamento e entre os meses/quinzenas amostrais analisados.

Análise de ordenação direta

A relação entre a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais foi avaliada através da Análise de Redundância (RDA), realizada no Programa CANOCO[®] v. 4.5. A RDA é um método linear de ordenação direta que reduz a complexidade dos dados e representa-os em um sistema de novas variáveis ou dimensões, os eixos. Para tal, a Matriz Biótica (8 táxons x 130 amostras) foi associada à Matriz Abiótica (8 variáveis x 130 amostras), composta pelas variáveis ambientais: pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total, fósforo total e pluviosidade. A densidade celular foi transformada em $\log_{10}^{(X+1)}$ visando à normalização dos dados (CLARKE, 1999).

O critério para a análise RDA ser estatisticamente válida baseou-se no número dos descritores (táxons) e variáveis ambientais inferiores ao número das amostras. Os dados da densidade celular (centralizados e *estandarizados*) foram analisados (seleção *a posteriori*) para determinar o número mínimo de variáveis que poderiam explicar as proporções estatisticamente significativas ($P < 0,05$) da variação dos dados. O teste de permutação de Monte Carlo (com 999 permutações irrestritas) forneceu o nível de significância das variáveis ambientais (CLARKE, 2006).

O resultado gráfico da RDA é representado em um diagrama tridimensional com as amostras, os táxons, as variáveis ambientais e as suplementares dispostas em um plano cartesiano. Na ordenação do diagrama, a proximidade dos táxons às setas representativas das variáveis ambientais indica o grau de associação: proximidade na mesma direção (oposta) que a seta indica uma relação positiva (negativa), enquanto que o táxon posicionado distante da seta (ou sua projeção negativa) indica nenhuma relação (PETERSON *et al.*, 2007).

3.6. Grau de trofia e qualidade da água

Após uma robusta pesquisa bibliográfica, foram adotados quatro diferentes índices para a determinação do grau de trofia no atual estudo: IET de Carlson (1977), IET de Toledo

(1983), IET de Lamparelli (2004) e IET de Brezonik (1984). Os parâmetros utilizados, quando disponíveis ou estimados, foram: clorofila-*a*, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e transparência de Secchi, de acordo com as equações fornecidas por cada índice. Para os dados dos rios e canais (lóticos) os IETs foram aplicados somente a partir dos valores de fósforo total. Já para os dados da LRF (lêntico) foram usados todos os parâmetros (resultados efetivos ou estimados).

Para avaliação da qualidade da água, foram aplicados o Índice de Qualidade da Água (IQA), através das abordagens e critérios da CETESB/SP (2004) e FEAM/MG (2005), para os dados dos rios/canais (lóticos); o *Trophic Index* (TRIX) de Vollenweider, 1998), para os dados da LRF (lêntico – água salobra); e os Índice de Conformidade (IC) do INEA/RJ e Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) do CCME (2001), tanto para os rios e canais quanto para a LRF. Algumas adaptações e ponderações foram aplicadas aos dados e às fórmulas originais para garantir a viabilidade do cálculo dos índices selecionados. As adequações aos dados foram elucidadas nos subitens anteriores. Já a adaptação/modificação do IQA é apresentada na explicação específica deste índice nos parágrafos subsequentes.

IET (CARLSON, 1977): este índice engloba lagoas numa escala numérica de 0 a 100, sendo que cada divisão (10, 20, 30, etc.) representa a capacidade de dobrar a biomassa algal. O índice é calculado para fósforo total (*PT*), clorofila-*a* (*Cla*) e transparência da água (*DS*) individualmente ou através da média entre os três índices (IET_M), sendo:

Equação (1)

$$IET(DS) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln DS}{\ln 2} \right) \right]$$

onde:

$\ln DS$ = logaritmo neperiano da transparência da água através do disco de Secchi (m),
 $\ln 2$ = logaritmo neperiano de 2.

Equação (2)

$$IET(Cla) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,68 \ln Cla}{\ln 2} \right) \right]$$

onde:

$\ln Cla$ = logaritmo neperiano da clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Equação (3)

$$IET(PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln 48/PT}{\ln 2} \right) \right]$$

onde:

$\ln PT$ = logaritmo neperiano de fósforo total (FT) (mg.L^{-1}).

O *IET* médio é calculado a partir da média aritmética entre as três equações. A ponderação das categorias do IET de Carlson é mostrada abaixo (**Tabela 1**) (KRATZER; BREZONICK, 1981):

Tabela 1. Classificação de IET, segundo Carlson (1977).

Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	$IET < 20$
Oligotrófico	$21 < IET \leq 40$
Mesotrófico	$41 < IET \leq 50$
Eutrófico	$51 < IET \leq 60$
Hipereutrófico	$IET > 61$

IET (TOLEDO, 1984): Toledo *et. al.* (1984) modificaram o IET de Carlson (1977) para adaptá-lo a ambientes subtropicais e tropicais, sendo:

Equação (4)

$$IET(DS) = 10 \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2} \right) \right]$$

Equação (5)

$$IET(Cla) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln Cla}{\ln 2} \right) \right]$$

Equação (6)

$$IET(PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln 80,32 / PT}{\ln 2} \right) \right]$$

O *IET* médio é calculado utilizando a media ponderada das três equações, atribuindo-se peso 2 ao fósforo total e clorofila-*a*. Os níveis tróficos baseados no *IET* segundo Toledo *et. al.* (1984) são apresentados na **Tabela 2**.

Tabela 2 - Categoria de IET, segundo Toledo *et. al.* (1984).

Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$
Hipereutrófico	$IET > 74$

IET (LAMPARELLI, 2004): O *IET* de Carlson (1977) foi modificado por Toledo *et. al.* (1984). Esse novo índice foi alterado por Lamparelli (2004). As equações 7, 8 e 9 foram propostas por Lamparelli (2004) para o cálculo do *IET* para fósforo total e para clorofila, gerando um *IET* “global” para ambientes lênticos.

Equação (7)

$$IET(PT) = 10 \times [6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT / \ln 2))]$$

Equação (8)

$$IET(CL) = 10 \times [6 - (0,92 - 0,34 \times (\ln CL / \ln 2))]$$

Equação (9)

$$IET = [IET(PT) + IET(CL)] / 2$$

onde:

CL = clorofila-*a* total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Já as equações 10, 11 e 12 apresentam as equações propostas do *IET*, modificado por Lamparelli (2004), para fósforo total, clorofila-*a* e “global”, para ambientes lênticos.

Equação (10)

$$IET(CL) = 10 \times [6 - ((-0,7 - 0,6(\ln CL)) / \ln 2)] - 20$$

Equação (11)

$$IET(CL) = 10 \times [6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)] - 20$$

Equação (12)

$$IET = [IET(PT) + IET(CL)] / 2$$

A **Tabela 3** apresenta as classes de *IET* modificado por Lamparelli (2004), de acordo com a transparência, concentrações de fósforo total e clorofila *a*, e ponderação. Geralmente, este índice é mais sensível a mudanças do estado trófico.

Tabela 3. Classificação do *IET* modificado, segundo Lamparelli (2004).

Categoria Trófica	<i>IET</i>
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$

Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

IET (BREZONIK, 1984): Baseia-se no IET de Carlson (1977), porém desenvolvido para o tropical Estado da Flórida/EUA (TSI, em inglês). Este índice, que é baseado em estudos de lagos, lagoas e reservatórios, foi aplicado somente aos dados da LRF. Neste estudo, foi utilizada a o cálculo da equação que utiliza o fósforo total, profundidade de Secchi, clorofila-*a* (corrigida) e nitrogênio total (estimado), revelada abaixo:

Equação (13)

$$IET_{total} = (IET(CLA) + IET(NUTR)) / 2$$

onde:

Equação (14)

$$IET (CL) = 16,8 + 14,4 \cdot \ln(CL), (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$$

Equação (15)

$$IET (NT) = 56 + 19,8 \ln(NT), (\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$$

Equação (16)

$$IET = (PT) - 18,4 + 18,6 \cdot \ln(PT), (\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$$

Equação (17)

$$IET(NUTR) = (IET(PT) + IET(NT)) / 2$$

Optou-se pela fórmula completa a partir de três estudos (MACHADO, 2009; SOARES, 2012; DOMINGOS, 2012) desenvolvidos na LRF, que mostraram que a razão NT/FT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) variam entre brandamente inferior a 10 a até superior a 30, sendo, portanto, um ambiente em que a limitação de nutrientes ocorre em função da forma oxidada (nitrato). Entretanto, as formas reduzidas de nitrogênio (orgânica e amoniacal), além do nitrogênio atmosférico, fazem com que não haja uma limitação geral por nitrogênio total, e sim por nitrato. Esta é uma das razões das cianobactérias dominarem neste ambiente, visto que alguns taxa possuem capacidade de assimilar a amônia e/ou nitrogênio molecular. Esta opção de cálculo foi baseada em um número robusto de dados históricos fornecidos por tais estudos (n-amostral superior a 400).

A **Tabela 4** apresenta as classificações de corpos hídricos, baseadas nos Padrões de Qualidade de Água da Florida (PAULIC, 1996), de acordo com o IET da Flórida (IET total).

Tabela 4. Classificação do IET, segundo Brezonik (1984).

Classificação	IET
Boa	0 - 59
Aceitável	60 - 69
Ruim	70 - 100

IQA (NSF, 1970; CETESB, 2004; FEAM/IGAM, 2005): Os principais parâmetros estabelecidos para este índice foram estabelecidos pela *National Sanitation Foudantion* (NSF in BROWN, 1970; 1974) nos EUA. Nove (9) parâmetros foram considerados mais representativos: OD, coliformes fecais, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fosfato total (FT), temperatura da água (T°C), turbidez (Turb.) e sólidos em suspensão totais (SST). Para cada parâmetro foram traçadas curvas médias da variação da qualidade da água (**Figura 24**) em função das suas respectivas concentrações. A cada parâmetro foi atribuído um peso, listados na **Figura 5**, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA.

FEAM/IGAM (2005), através de curvas médias de variação obtidas a partir de dados do monitoramento sistemático das águas do Estado brasileiro de Minas Gerais, utilizou alternativamente os parâmetros fosfato e nitrato ao invés de nitrogênio total e fósforo total sem alterar os pesos específicos de cada parâmetro e sem alterar a natureza da fórmula original. A decisão foi suportada pela comparação entre as curvas médias de qualidade da água com outros estudos, permitindo, assim, a comparação dos resultados obtidos com a literatura.

Visto que o IQA modificado por FEAM/IGAM (2005) vem apresentado maior aceitação e precisão em estudos ambientais, no atual estudo foram aplicadas tanto a metodologia da CETESB quanto da FEAM/IGAM. Todavia, o monitoramento sistemático dos rios e canais contribuintes da LRF realizado pela SMAC não quantifica os parâmetros nitrato e fosfato continuamente, sendo avaliado o nitrogênio amoniacal (NA) e fósforo total (FT). Desta forma, igualmente ao estudo IQA (FEAM/IGAM, 2005), foi necessário realizar uma adaptação ao IQA no atual estudo, sem alterar a natureza da fórmula original, não havendo alguma modificação no somatório dos pesos relativos de cada parâmetro e nem na fórmula utilizada.

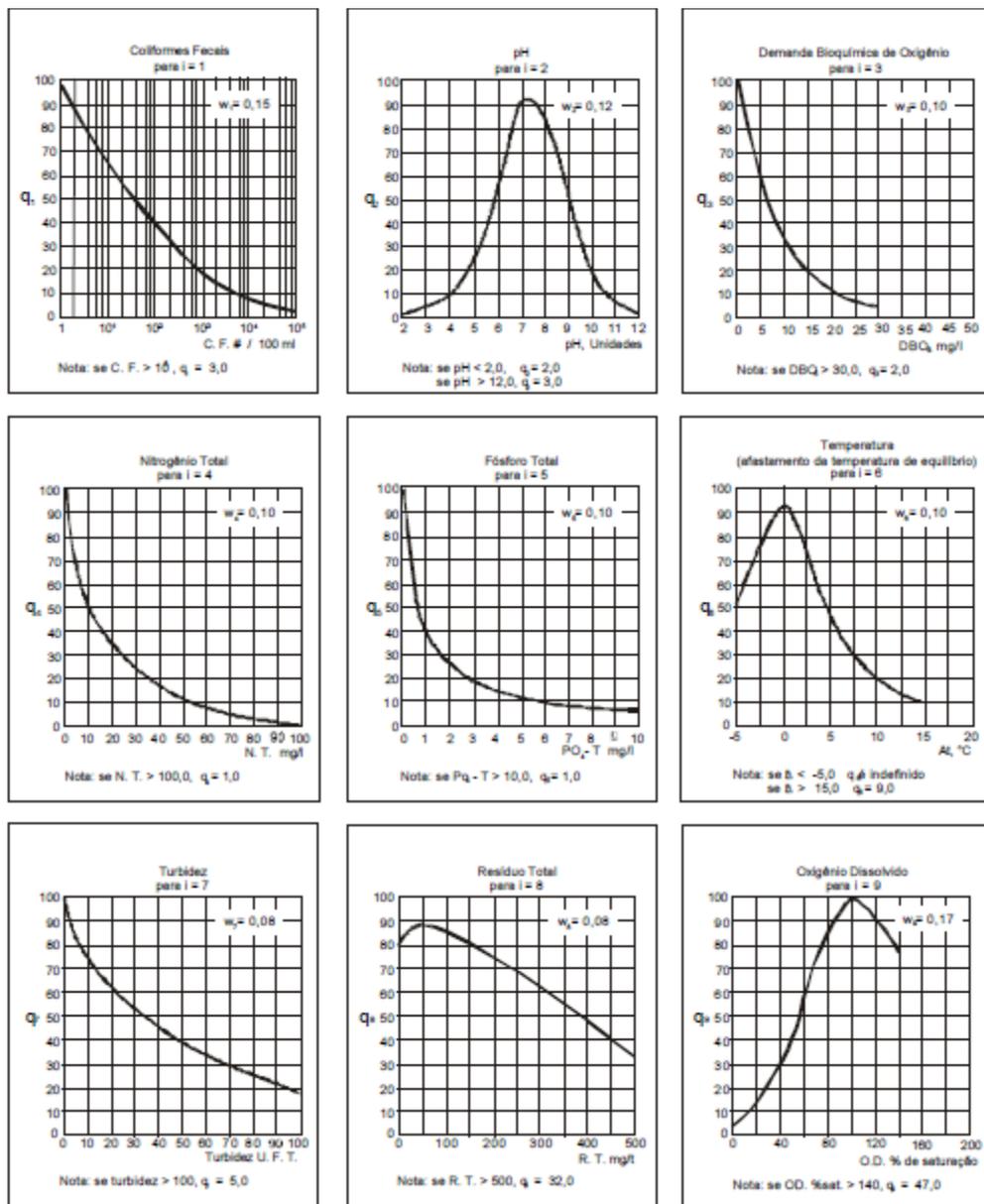


Figura 24. Curvas médias de variação de qualidade das águas (CETESB, 2004).

Tabela 5. Peso dos Parâmetros (NSF, 1970; CETESB, 2004).

Parâmetro	Peso - w_i
OD (% OD)	0,17
Coliformes fecais (NMP.100M mL ⁻¹)	0,15
pH	0,12
DBO (mg.L ⁻¹)	0,10
NT (mg.L ⁻¹)	0,10
FT (mg.L ⁻¹)	0,10
Varição na Temperatura (°C)	0,10
Turb (UNT)	0,08
SST (mg.L ⁻¹)	0,08

Para alcançar tal objetivo, os pesos dos parâmetros NA e FT foram corrigidos para a realidade do comportamento das águas da LRF. A ponderação foi realizada, primeiramente, a partir da análise de correlação de *Spearman* entre os dados de NA e FT (0,06). Além disso, foram comparados os coeficientes de variação (CV) dos dados de NA (0,6) e FT (0,5) atuais com estudos da literatura entre os anos de 2000 e 2010 (0,5 – NA e FT – 0,7). Além destes valores, foi obtida a importância (fator de correlação com o eixo cartesiano principal) acumulada dos parâmetros NT e NA (0,14) e relativa FT (0,06) na variação dos dados dos rios e canais entre dez/11 e dez/13, a partir dos resultados da análise multivariada de componentes principais (PCA), realizada com os dados abióticos. Com isso, como foram utilizados os pesos (w_i) 0,13 para o NA e 0,07 para o FT para o cálculo do IQA FEAM/IGAM (2005).

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice. A seguinte fórmula é utilizada:

Equação (18)

$$IQA = \prod_{j=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e, w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

Equação (19)

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

em que:

n = número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado nas **Tabela 6** e Tabela 7.

Tabela 6. Classificação do IQA (CETESB, 2004).

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Tabela 7. Nível de qualidade (FEAM/IGAM, 2005).

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado, sendo que o parâmetro “coliformes fecais” pode ser substituído pela variável *Escherichia coli*. Além disso, no caso de algum parâmetro ficar abaixo do limite de quantificação (LQ), este valor pode ser substituído pelo limite de detecção do método, que é um valor inferior ao LQ, impossibilitando, assim, que haja superestimação do valor de IQA. Desta forma, é mais plausível assumir o risco e a incerteza de se subestimar o resultado final. Em adição, ratifica-se que, quando houve mais de um valor inferior ao LQ, o IQA amostral não foi utilizado. Salienta-se ainda que, em função deste índice ser um produto ponderado de nove parâmetros, a variação brusca de apenas um parâmetro pouco altera o valor final do IQA.

A equação global apresentada anteriormente foi obtida a partir das equações que foram utilizadas para o cálculo do índice de qualidade para cada parâmetro (qs). Seguem-se as equações obtidas para o IQA:

Oxigênio dissolvido: O primeiro passo para a obtenção do índice para OD é a determinação da concentração de saturação de oxigênio:

Equação (20)

$$C_s = (14,2 \times e^{-0,0212T} - (0,0016 \times C_{Cl} \times e^{-0,0264T})) \times (0,994 - (0,0001042 \times H))$$

onde:

C_s – concentração de saturação de oxigênio (mg.L^{-1}),

T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$),

C_{Cl} – Concentração de Cloreto (mg.L^{-1}),

H – Altitude (m), aqui definida como 5 m,

Depois se calcula a porcentagem de oxigênio dissolvido, dada pela fórmula:

Equação (21)

$$\%OD = (OD/C_s) \times 100$$

onde:

OD% – porcentagem de OD,

OD – oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹),

C_s – concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹).

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro OD são:

Para OD% saturação ≤ 100:

Equação (22)

$$q_s = 100 \times (\text{sen}(y_1))^2 - [(2,5 \times \text{sen}(y_2) - 0,018 \times \text{OD}\% + 6,86) \times \text{sen}(y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}}$$

onde:

Equações (23)

$$y_1 = 0,01396 \times \text{OD}\% + 0,0873$$

$$y_2 = \frac{\pi}{56} \times (\text{OD}\% - 27)$$

$$y_3 = \frac{\pi}{85} \times (\text{OD}\% - 15)$$

$$y_4 = \frac{(\text{OD}\% - 65)}{10}$$

$$y_5 = \frac{(65 - \text{OD}\%)}{10}$$

Para 100 < OD% saturação ≤ 140:

Equações (24)

$$q_s = -0,00777142857142832 \times (\text{OD}\%)^2 + 1,27854285714278 \times \text{OD}\% + 49,8817148572$$

Para OD% saturação > 140:

$$q_s = 47,0.$$

Coliformes fecais (CF): Neste estudo avaliado como *E.coli*.

Para CF ≤ 100.000 NMP.100 mL-1:

Equações (25)

$$q_s = 98,24034 - 34,7145 \times (\log(\text{CF})) + 2,614267 \times (\log(\text{CF}))^2 + 0,107821 \times (\log(\text{CF}))^3$$

Para CF > 100.000 NMP.100 mL-1:

$$q_s = 3,0.$$

pH: As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Potencial Hidrogeniônico (pH) são:

Para pH ≤ 2,0:

$$q_s = 2,0.$$

Para 2,0 < pH ≤ 6,9:

Equações (26)

$$q_s = -37,1085 + 41,91277 \times \text{pH} - 15,7043 \times \text{pH}^2 + 2,417486 \times \text{pH}^3 - 0,091252 \times \text{pH}^4$$

Para $6,9 < \text{pH} \leq 7,1$:

Equações (27)

$$q_s = -4,69365 - 21,4593 \times \text{pH} - 68,4561 \times \text{pH}^2 + 21,638886 \times \text{pH}^3 - 1,59165 \times \text{pH}^4$$

Para $7,1 < \text{pH} \leq 12,0$:

Equações (28)

$$q_s = -7.698,19 + 3.262,031 \times \text{pH} - 499,494 \times \text{pH}^2 + 33,1551 \times \text{pH}^3 - 0,810613 \times \text{pH}^4$$

Para $\text{pH} \geq 12,0$:

$$q_s = 3,0.$$

DBO: As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro DBO são:

Para $\text{DBO} \leq 30 \text{ mL-1}$:

Equações (29)

$$q_s = 100,9571 - 10,7121 \times \text{DBO} + 0,49544 \times \text{DBO}^2 - 0,011167 \times \text{DBO}^3 + 0,0001 \times \text{DBO}^4$$

Para $\text{DBO} > 30 \text{ mg.L-1}$:

$$q_s = 2,0.$$

Nitrogênio Total (NT) ou Amoniacal (NA): As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro NT ou NA são:

Para $\text{NT} \leq 10 \text{ mg.L-1}$:

Equações (30)

$$q_s = -5,1 \times \text{NT} + 100,17$$

Para $10 < \text{NT} \leq 60 \text{ mg.L-1}$:

Equações (31)

$$q_s = -22,853 \times \ln(\text{NT}) + 101,18$$

Para $60 < \text{NT} \leq 90 \text{ mg.L-1}$:

Equações (32)

$$q_s = 10.000.000.000 \times (\text{NT})^{-5,1161}$$

Para $\text{NT} > 90 \text{ mg.L-1}$:

$$q_s = 1,0.$$

Fósforo Total (FT): As equações para o cálculo do q_s para o FT são:

Para $\text{FT} \leq 10 \text{ mg.L-1}$:

Equações (33)

$$q_s = 79,7 \times (\text{FT} + 0,821)^{-1,15}$$

Para $\text{FT} > 10 \text{ mg.L-1}$:

$$q_s = 5,0.$$

Turbidez (Tu): As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Tu são:

Para $Tu \leq 100$ NTU:

Equações (34)

$$q_s = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$$

Para $Tu > 100$ NTU:

$$q_s = 5,0.$$

Sólidos Totais (ST): As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro ST são:

Para $ST \leq 500$ mg.L-1:

Equações (35)

$$q_s = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + [(-6,2 \times e^{(-0,00452 \times ST)}) \times \text{sen}(0,0146 \times ST)]$$

Para $ST > 500$ mg.L-1:

$$q_s = 30,0.$$

Variação da Temperatura ($T^\circ\text{C}$): Como a LRF não recebe cargas térmicas elevadas, a variação da temperatura de equilíbrio é próxima de zero, então temos $\Delta T \cong 0$. Assim sendo, o q_s utilizado para variação de temperatura neste estudo é constante e igual a 93.

TRIX (VOLLENWEIDER, 1998; GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004): O *Trophic Index* (TRIX) foi calculado objetivando determinar o nível de eutrofização e qualidade da água da LRF. O índice foi obtido a partir da seguinte equação:

Equações (36)

$$\text{TRIX} = [\log_{10}(\text{Cla} \cdot \text{D\%OD} \cdot \text{NA} \cdot \text{FOT}) + 1.5] / 1.2$$

onde:

Cla = Clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) medida ou estimada,

D%OD = desvio absoluto da saturação de OD (%),

N = nitrogênio inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$), neste estudo foi considerado o nitrogênio amoniacal (NA),

FOT = fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), neste estudo foram utilizados o fósforo total (FT) e a estimativa de POT a partir do FT.

O TRIX varia de uma escala entre 0 e 10, correspondendo a quatro estados tróficos (baixa eutrofização, média eutrofização, alta eutrofização e elevadíssima eutrofização), conforme a classificação da **Tabela 8** (GIOVANARDI; VOLLENWEIDER., 2004). Todavia, como este índice foi desenvolvido para ambientes de águas salgadas e/ou salobras de clima temperado ou subtropical, a classificação a partir da classificação original superestima os resultados obtidos para a LRF. Analisando os limites de nutrientes e clorofila-*a* para a classificação de estados tróficos adotados por Penna *et al.* (2004) e Crouzet *et al.* (1999), foi

proposta neste estudo uma nova classificação de estado trófica (**Tabela 9**) baseada nos dados históricos destes parâmetros para lagos costeiras do Rio de Janeiro (a partir de MACHADO, 2009 e SOARES, 2012).

Tabela 8. Classificação de acordo com Vollenweider (2004).

TRIX	Qualidade da Água
0 - 4	Excelente
4 - 5	Boa
5 - 6	Moderada
6 - 10	Degradada

Tabela 9. Classificação proposta adequada para a LRF.

TRIX	Qualidade da Água
0 - 4	Excelente
4 - 5	Boa
5 - 6	Satisfatória
6 - 8	Moderada
8 - 10	Degradada

IC (INEA/RJ): Este índice, chamado de índice de conformidade trata-se de uma adequação do INEA/RJ ao índice ICE, utilizado no Canadá. O resultado do IC geral é igual a média das razões [Valor(V)/Padrão (P)] dos parâmetros coliformes fecais, OD, NA, e FT com os respectivos valores preconizados na Resolução CONAMA 357/05. No atual estudo, assim como o utilizado pelo INEA para o sistema lagunar de Jacarepaguá, foi utilizado o enquadramento relativo às águas salobras classe 2 da resolução brasileira.

ICE (CCME, 2001): Ratifica-se que este índice foi aplicado tanto aos dados da LRF quanto dos rios e canais a ela ligados. Como elucidado na “Fundamentação Teórica” deste estudo, o índice proposto pelo CCME é composto pelos fatores:

Fator 1 - Abrangência/Espaço: representa a abrangência das desconformidades, isto é, o número de variáveis de qualidade da água que violaram os limites desejáveis pelo menos uma vez no período de observação, conforme equação abaixo:

Equações (37)

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variáveis que falharam}}{\text{Número total de variáveis}} \right) \cdot 100$$

Fator 2 - Frequência: representa a porcentagem de vezes que as variáveis de qualidade da água estiveram em desconformidade em relação ao número de observações, isto é, aos testes para comparar o valor observado com o padrão (critério) estabelecido, conforme equação a seguir.

Equações (38)

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de testes que falharam}}{\text{Número total de testes}} \right) \cdot 100$$

Fator 3 - Amplitude: representa a quantidade pela qual o valor testado falhou, isto é, a diferença entre o valor observado e o valor desejado de acordo com o objetivo de qualidade da água. O fator F3 é calculado em três etapas:

- 1) O número de vezes em que a concentração individual é maior que (ou menor que, quando o objetivo é um mínimo), ou seja, quando o valor do teste não deve exceder o objetivo:

Equações (39)

$$\Delta V = \text{variação} = \left(\frac{\text{Valor testado que falhou}}{\text{Objetivo}} \right) - 1$$

Para os casos em que o valor do teste não deve ser abaixo do objetivo a equação é expressa por:

Equações (40)

$$\Delta V = \text{variação} = \left(\frac{\text{Objetivo}}{\text{Valor testado que falhou}} \right) - 1$$

- 2) A reunião dos testes individuais que estão fora da conformidade é calculada somando todas as variações individuais que não atenderam aos objetivos e dividindo pelo número total de testes. Esta variável denominada como a soma normalizada das variações, ou *snv* é calculada da seguinte maneira:

Equações (41)

$$snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta V_i}{\text{Número total de testes}}$$

- 3) O valor de F_3 é calculado pela soma normalizada das variações dos objetivos (snv), sendo que estas foram reduzidas a uma variável entre 0 e 100:

Equações (42)

$$F_3 = \left(\frac{snv}{0,01 \times snv + 0,01} \right)$$

O índice ICA é, então, calculado da seguinte forma:

Equações (43)

$$CCME.WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right)$$

O fator de 1,732 é utilizado, pois cada um dos três fatores individuais pode chegar até 100. Isto significa que o comprimento do vetor pode alcançar:

Equações (44)

$$\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2} = \sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = \sqrt{30000} = 173,2$$

Logo, a divisão por 1,732 faz com que o comprimento do vetor não exceda a 100, logo a segunda parcela do CCME WQI fica limitado ao valor 100:

Equações (45)

$$\left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) = \frac{173,2}{1,732} = 100$$

Os resultados do índice são divididos em cinco categorias. As categorias devem estar baseadas nas melhores informações disponíveis e no julgamento técnico. Como é a primeira vez que o ICE é aplicado na bacia hidrográfica da LRF, optou-se por utilizar todos os parâmetros disponíveis que possuem valor limite de qualidade preconizado pela Resolução CONAMA 357/05. Sendo assim, para as águas salobras da LRF foram utilizados os parâmetros OD, pH, *E.coli*, NA, COT e FT (corpo d'água da LRF) e OD, pH, *E.coli*, NA e FT, para os dados do Jardim de Alah (estação CJA). Já para as águas doces dos rios e canais, foram utilizados as variáveis OD, pH, Turb, *E.coli*, NA, DBO e FT.

Assim sendo, para o ICE, as categorias de qualidade da água são apresentadas da seguinte forma (**Tabela 10**):

- Excelente: (95 - 100) – a qualidade da água é protegida, ausência de ameaça ou impacto virtual; condições muito perto dos níveis naturais. Estes valores de índice podem somente ser obtidos se todas as medidas estiverem dentro dos objetivos durante todo o tempo;

- Bom: (80 – 94) - a qualidade de água é protegida, apresenta somente um grau pequeno de ameaça ou impacto; as circunstâncias ocorrem raramente nos níveis naturais ou desejáveis;
- Mediano: (65 – 79) - a qualidade de água geralmente é protegida, mas ameaçada ocasionalmente ou danificada; as circunstâncias ocorrem às vezes nos níveis naturais ou desejáveis;
- Marginal: (45 – 64) - a qualidade da água frequentemente é ameaçada ou danificada; as circunstâncias ocorrem frequentemente nos níveis naturais ou desejáveis; e
- Ruim: (0 – 44) - a qualidade de água quase sempre é ameaçada ou danificada; as circunstâncias ocorrem geralmente nos níveis naturais ou desejáveis.

Tabela 10. Classes do ICE. Adaptado de CCME (2001).

ICE	Classes
94 < ICE	Ótima
79 < ICE ≤ 94	Boa
64 < ICE ≤ 79	Regular
44 < ICE ≤ 64	Ruim
ICE ≤ 44	Péssima

3.6.1. Índices de diversidade

Para melhor compreender a estrutura da comunidade, foram empregadas medidas de diversidade não paramétricas, representadas por índices de diversidade específica e equitabilidade. Para cálculo da diversidade específica, foi utilizado o índice de *Shannon* (1948) (ou *Shannon-Wiener*), através da seguinte fórmula:

Equações (46)

$$H' = \sum pi \times \log_2 pi \therefore pi = \frac{ni}{N}$$

onde:

- H' = índice de Shannon,
- pi = probabilidade de coleta da espécie i na população,
- ni = número de indivíduos (células) de cada espécie;
- N = número total de indivíduos, sendo os resultados expressos em bits.cel⁻¹.

Os resultados foram apresentados em termos de bits por células, sendo 1 bit equivalente a uma unidade de informação (VALENTIN et al., 2000). Os resultados podem ser considerados como (Tabela 11):

Tabela 11. Níveis de diversidade.

H' (bits.cel. ⁻¹)	Diversidade
≥ 3,0	Alta
2,0 < 3,0	Média
1,0 < 2,0	Baixa
< 1,0	Muito baixa

Quanto maior for o número de espécies presentes na amostra, maior será a diversidade. O máximo teórico pode ser descrito como:

Equações (47)

$$H_{\max} = \log_2 S$$

onde:

S = número total de espécies em cada estação/ponto amostral.

Quanto mais igualmente distribuído estiver o total de indivíduos nas n espécies, maiores serão a equitabilidade e a diversidade. A equitabilidade (J') foi calculada a partir de H' de *Shannon*, de acordo com *Pielou* (1967), expressa por:

Equações (48)

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

onde:

J' = índice de *Pielou*,

H' = índice de *Shannon*,

S = número total de espécies de cada amostra.

Os valores próximos de zero representam uma baixa equitabilidade e os próximos de 1 são consideradas como alta equitabilidade, encontrando-se os indivíduos bem distribuídos nas espécies.

Outra forma de se analisar a diversidade é através do índice de Simpson (reflete a dominância), que é baseado em grupos probabilísticos, expressando a probabilidade que duas amostras individuais, escolhidas ao acaso e de comunidades independentes podem ser da mesma espécie. - Este possui uma vantagem em relação aos índices de *Margalef*, *Gleason* e *Menhinick*, pois não somente considera o número de espécies (S) e o total de números de indivíduos (N), mas também a proporção do total de ocorrência de cada espécie. Quanto

maior o índice, maior a dominância e menor a diversidade. A dominância de Simpson foi estimada através da seguinte equação abaixo:

Equações (49)

$$\lambda = 1 - \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

onde:

n_i = é o número de indivíduos de cada espécie,

N = é o número de indivíduos total,

Lambda (λ) = índice de *Simpson*.

Outra forma de analisar a riqueza taxonômica, além do número de espécies distintas (riqueza absoluta ou número de táxons), é índice de *Margalef*, uma medida da quantidade de espécies que é baseada na relação linear presumida entre o número de espécies e o logaritmo do número de indivíduos. É dado pela equação a seguir:

Equações (50)

$$D = \frac{S - 1}{\ln N}$$

onde:

N = número total de indivíduos coletados,

S = número total de espécies.

Para o cálculo deste e dos demais índices de diversidade, foi utilizado o programa PRIMER[®] v.6.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados foi dividida em Itens (LRF, Canais/rios e Fitoplâncton) e Subitens referentes aos índices de estado trófico e de qualidade da água; índices de diversidade do fitoplâncton; variação espaço-temporal dos dados físico-químicos e análises do fitoplâncton integradas aos parâmetros abióticos. Inicialmente, para cada compartimento (LRF - água salobra e rios/canais - água doce) foi realizada uma caracterização geral através das variáveis limnológicas. Em seguida, são discutidos especificamente os índices multimétricos. A significância das diferenças espaço-temporais verificadas para cada

parâmetro foi confirmada através dos testes estatísticos não paramétricos de *Kruskal-Wallis (priori)* e *Student-Newman-Keuls (post hoc)*, com 95% de confiança.

Para a discussão dos dados quanto à conformidade com o preconizado pela legislação vigente, foram consideradas as diretrizes elaboradas pelo INEA/RJ, que estabelece as águas dos ambientes monitorados como voltadas à preservação de flora e fauna, estético, espécies destinadas à alimentação humana e recreação por contato secundário (DZ 115). Para fins de comparação e avaliação da qualidade de água adotou-se a Resolução CONAMA N° 357/2005, que enquadra a lagoa como água salobra de classe 2. Para os rios e canais foi adotado, neste estudo, mesma classe (2), como águas doces, com exceção do ponto CJA, referente ao jardim de Alah, que possui águas também salobras.

Os resultados completos (dados físico-químicos e microbiológicos brutos e os respectivos gráficos do tipo *box-plot*; as séries completas dos índices de estado trófico, qualidade da água e diversidade e as matriz brutas de densidade fitoplanctônica) podem ser visualizados nos anexos situados no final do relatório.

4.1. Dados Meteorológicos

Anteriormente ao início da discussão dos dados limnológicos é fundamental mostrar os dados secundários de pluviometria e intensidade dos ventos na cidade do Rio de Janeiro. Ambos os parâmetros foram coletados em estação meteorológica em área próxima à LRF. Estas variáveis climáticas, juntamente com a intensidade luminosa e temperatura, se configuram como agentes diretos da variação das variáveis físico-químicas da água, visto que, sem os mesmos, não é possível realizar uma interpretação fidedigna dos padrões ambientais identificados.

Como um dos objetivos é avaliar perfis mensais de variação na qualidade da água, foram utilizados somente os valores de pluviosidade acumulada mensal e a intensidade média mensal dos ventos, sem abordar questões relacionadas à variação diária de chuvas e à direção (resultante vetorial) preferencial dos ventos. Uma abordagem (acumulado pluviométrico quinzenal) mais detalhada foi realizada somente no item **4.4**, que versa sobre a avaliação integrada entre as variáveis físico-químicas e o compartimento fitoplanctônico, numa tentativa de elucidar os padrões verificados a partir somente dos dados abióticos.

As **Figuras Figura 25** e **Figura 26** mostram, respectivamente, os valores das precipitações acumuladas e intensidades médias de ventos mensais, registradas entre dez/2011 e dez/2012, na estação pluviométrica situada próxima a LRF, no bairro Jardim Botânico.

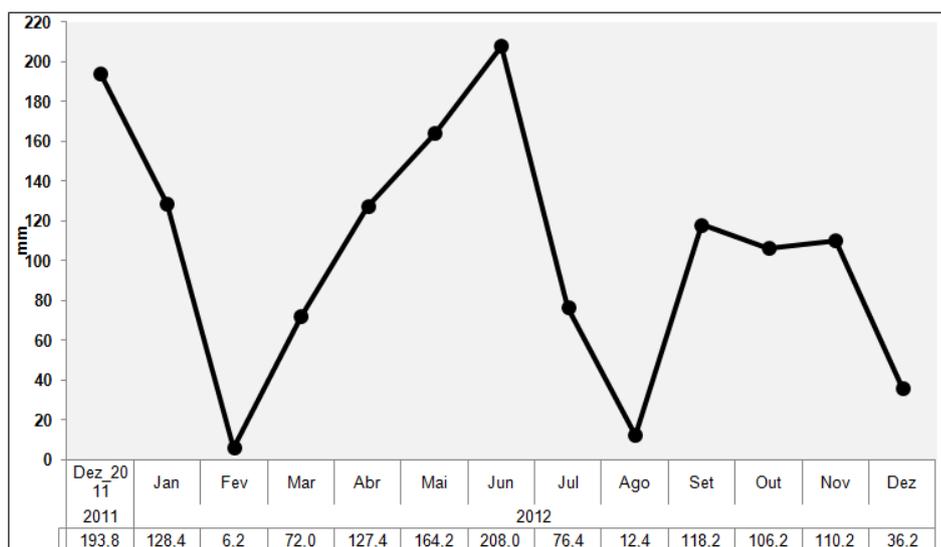


Figura 25. Precipitações pluviométricas mensais registradas no período estudado.

Fonte: <http://www0.rio.rj.gov.br/alertario>.

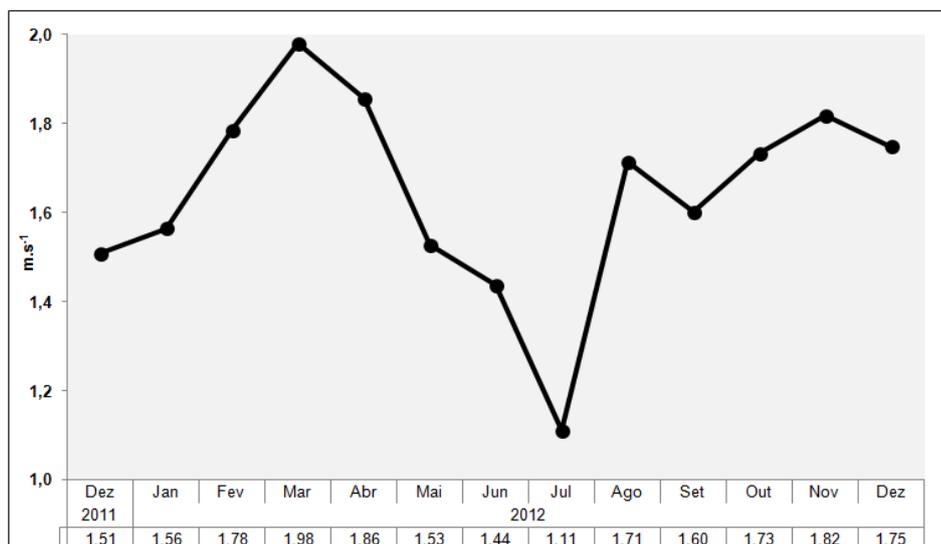


Figura 26. Intensidades médias mensais de vento registradas no período estudado.

Fonte: <http://www0.rio.rj.gov.br/alertario>.

O total de precipitação pluviométrica referente ao ano de 2012 foi de 1.166 mm. Já a média mensal das precipitações para o período de treze meses estudado foi de 105 mm. Os meses que apresentaram maiores acumulados pluviométricos foram junho, dezembro (2011), maio, janeiro e abril. Os que apresentaram menores precipitações pluviométricas foram fevereiro, agosto, dezembro, março e julho. Apesar de uma primavera chuvosa em 2011,

como verificado a partir do mês dez/2011, o verão de 2012 apresentou apenas 69 mm de pluviosidade média, valor idêntico ao verificado para o inverno deste mesmo ano (mínimo). A primavera apresentou valor médio intermediário (84 mm) quando comparado ao outono (167 mm), onde foi obtido o valor médio máximo, evidenciando assim, uma assinatura de chuvas específica para esta região do Rio de Janeiro.

Um fato singular e notório a se destacado é a alta variabilidade mensal de chuvas no município do Rio de Janeiro. Apesar de existirem períodos chuvosos e secos marcados, a previsibilidade de início e fim dos mesmos torna-se cada vez mais incerto. Por exemplo, a relativa estiagem verificada nos meses de fevereiro e março, apesar de parecer contraditória, já ocorreu em anos anteriores. Ainda neste sentido, destaca-se que o ano de 2012 foi marcado por um prolongamento do período chuvoso, causando elevada pluviosidade em meses comumente mais frios. Além disso, os ciclos de estiagens e chuvas intensas repentinas – como verificado em dez/ 2012 – tornam o entendimento da variação da qualidade da água da LRF uma tarefa cada vez mais complexa.

Geralmente, como a variação das chuvas e a intensidade luminosa (inferida através de análises sazonais – a partir das estações do ano) somente não explicam a variabilidade de dados ambientais, são mostrados também (**Figura 26**) os dados de ventos. Apesar da existência de grandes amplitudes de variações diárias, verifica-se que os dados médios mensais são extremamente úteis no que tange a identificação do perfil de variação anual. O valor de intensidade média dos ventos foi de $1,65 \text{ m.s}^{-1}$, com máximo em março ($1,9 \text{ m.s}^{-1}$) e mínimo em abril ($1,1 \text{ m.s}^{-1}$). Nota-se uma variabilidade mensal da intensidade dos ventos inferior ao verificado para a pluviometria. Um resultado essencial na avaliação climática do período pesquisado foi a correlação significativa negativa de *Spearman* entre a intensidade e pluviosidade média mensal ($\rho=0,4$).

O atual estudo levou em consideração somente estas duas variáveis climáticas, apesar da existência de outros fatores também preponderantes para o “padrão comportamental” da LRF. Como no atual estudo somente foi avaliada a qualidade da água superficial da LRF, apresentando um horário fixo de coleta (período da manhã), torna-se necessário reforçar que fatores como abertura e fechamento de comportas fluviais e pluviais, variação de entrada de maré, vazões afluente e efluente específicas de rios e canais e *inputs* repentinos e significativos de efluentes sanitários não foram utilizados, sendo somente inferidos. Diante da evidente complexidade dos dados supra-apresentados, ressalta-se, de antemão, a necessidade

de estudos que abordem as variações físico-químicas diárias (nictemerais) em meses específicos, utilizando também as forçantes anteriormente citadas.

4.2. Rios e Canais ligados a Lagoa Rodrigo de Freitas

4.2.1. Variação dos Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos

O resumo descritivo das medições feitas na amostragem de caracterização dos principais rios e canais ligados a LRF é apresentado na **Tabela 12**. No **Anexo A** estão contidos todos os parâmetros avaliados (dados mensais) por estação amostral.

Tabela 12. Resumo dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos rios/canais (dez/11-dez/12).

Meses/ Parâmetros	pH	T	Salin	OD	Turb	CT	EC	NT	NA	DQO	DBO	SST	FT
Unidade	-	°C	-	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	NMP.100.mL ⁻¹	NMP.100.mL ⁻¹	mg.L ⁻¹					
Dez	7,09	27,2	3,1	4,09	6,64	322200	29789	1,195	1,975	26,0	7,3	6,3	0,153
Jan	7,37	26,2	1,9	3,95	2,66	148000	7096	3,060	1,100	16,4	4,0	3,8	0,108
Fev	7,06	27,5	2,0	3,88	6,53	440000	122780	3,080	0,100	24,0	7,6	7,0	0,292
Mar	7,45	27,6	4,1	3,80	5,19	969380	91176	2,040	0,082	23,6	4,0	5,6	0,180
Abr	7,54	25,7	4,1	4,82	4,45	141090	16972	1,160	0,680	24,6	3,8	4,6	0,166
Mai	7,36	21,7	3,3	5,89	4,56	469000	180000	2,340	1,464	35,4	8,6	5,0	0,184
Jun	7,57	23,8	2,1	4,13	3,95	266100	21565	2,240	0,546	30,0	3,0	6,8	0,128
Jul	7,63	21,3	1,7	5,47	2,76	480800	89896	2,360	0,648	21,8	6,8	11,6	0,180
Ago	7,64	21,8	1,9	4,91	4,02	89556	47167	1,662	1,418	16,6	3,0	10,4	0,126
Set	7,50	24,2	3,1	5,66	8,53	66840	7991	1,880	0,706	20,4	3,6	12,2	0,070
Out	7,33	23,8	2,6	5,07	7,84	828000	87600	1,320	0,492	25,2	11,6	9,0	0,074
Nov	7,59	25,9	3,1	4,63	6,53	413700	30740	1,920	1,394	21,2	4,0	4,8	0,109
Dez	7,60	27,2	2,2	5,73	6,41	59404	1896	0,810	0,266	16,8	3,4	6,4	0,037
Min.	7,06	21,3	1,7	3,80	2,66	59404	1896	0,810	0,082	16,4	3,0	3,8	0,037
Máx.	7,64	27,6	4,1	5,89	8,53	969380	180000	3,080	1,975	35,4	11,6	12,2	0,292
Med	7,50	25,7	2,6	4,82	5,19	322200	30740	1,920	0,680	23,6	4,0	6,4	0,128
Média	7,44	24,9	2,7	4,77	5,39	361082	56513	1,928	0,836	23,2	5,4	7,2	0,139
DP	0,19	2,3	0,8	0,76	1,85	285579	53970	0,701	0,586	5,4	2,7	2,8	0,065
EP	0,05	0,6	0,2	0,21	0,51	79205	14969	0,194	0,163	1,5	0,7	0,8	0,018

A **Figura 27** e **Tabela 13** apresentam as variações de pH entre as estações amostrais, juntamente com a estatística descritiva. A influência do pH sobre ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies.

Existe também o efeito indireto, visto que determinadas condições de pH contribuem, por exemplo, para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Já outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais. Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6,0 e 9,0 como ideal.

Nas medições realizadas, nenhum valor ultrapassou ou ficou abaixo do limite preconizado. O valor máximo e a maior amplitude de PH foram obtidos na estação CJA, o que indica um caráter mais básico da água decorrente da presença de sais nesta estação, já que a mesma é a única que se caracteriza como água salobra. Não é possível concluir se possíveis aportes antropogênicos estejam contribuindo para a variação deste parâmetro. Segundo Talamoni (1995), baixas flutuações nos valores de pH nos corpos d'água sugerem que há um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica do meio (relação decomposição/fotossíntese).

Não foram verificadas diferenças estatísticas significativas entre as estações de coleta (*Kruskal-Wallis* – $p= 0,351$), entre os meses analisados ($p= 0,148$) e entre as estações do ano ($p= 0,122$). A correlação linear de *Spearman* entre a pluviosidade e pH foi negativa, inversa e não significativa ($\rho= -0,123$), revelando que o aumento da pluviosidade não aparenta influir no sistema de controle intrínseco de pH destes corpos d'água. Já a correlação entre pH e as demais variáveis foi avaliada especificamente através da **Tabela 25**.

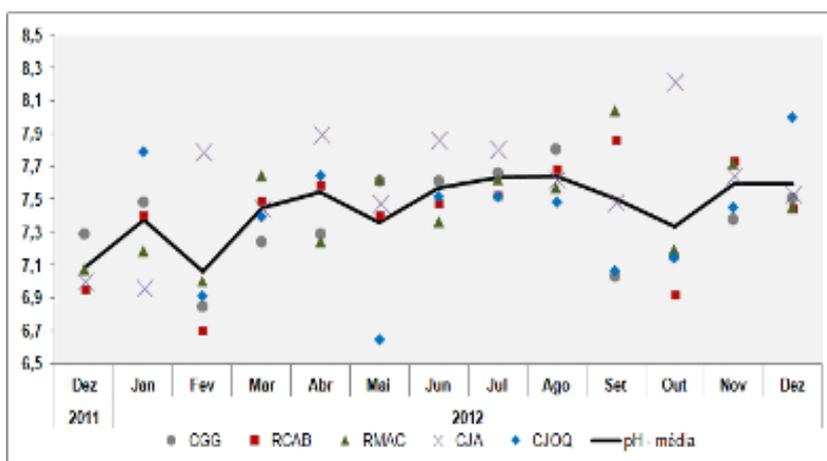


Figura 27. Variações de pH entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 13. Estatística descritiva anual dos resultados de pH.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	6,86	7,82	7,39	7,39	0,27	0,07
RCAB	6,71	7,87	7,48	7,41	0,34	0,09

RMAC	7,01	8,05	7,46	7,45	0,30	0,08
CJA	6,97	8,22	7,63	7,60	0,35	0,09
CJOQ	6,65	8,01	7,48	7,39	0,38	0,10

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 6,0 – 9,0.

A salinidade (dados não mostrados – ver **Anexo A**), com exceção do ponto CJA (água salobra) apresentou variação dentro do esperado (1,7 – 4,1), característica de água doce (< 0,5). Contudo, os valores apresentados permitem inferir a quantidade de sais existentes na água, representando uma medida indireta da concentração de poluentes. Nota-se que houve uma correlação linear moderada, porém positiva entre a salinidade e a pluviosidade ($p= 0,292$) e temperatura ($p= 0,201$), indicando que as elevações da pluviosidade e temperatura, provavelmente, estejam relacionadas ao aumento de sais dissolvidos (> 0,1) nos rios e canais. Já com relação ao ponto CJA, a variação da salinidade se deu em função da entrada de água salgada do mar no canal. Esta entrada é controlada pelas variações de maré e pelo sistema de abertura das comportas que ligam o mar à LRF.

A temperatura deve ser medida, não somente com uma importante propriedade física da água, mas também porque ser uma variável que afeta os processos físicos, químicos e biológicos e, portanto, a concentração de uma série de parâmetros relevantes à sua caracterização. Uma elevada temperatura faz diminuir a solubilidade dos gases, por exemplo, o OD, além de aumentar a taxa de transferência de gases, o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis. Os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, além de temperaturas ótimas para crescimento e preferencial em gradientes térmicos. Variações de temperatura são partes do regime climático normal e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas.

Com relação a todo período analisado não foram verificadas diferenças significativas entre as estações de coleta ($p= 0,430$). Entretanto, a avaliação individualizada dos meses permite pontuar que, de forma geral, as temperaturas máximas e as maiores amplitudes foram obtidas nos canais (CGG, CJA e CJOQ). Em épocas de maior incidência luminosa, a temperatura tende a ser superior em áreas mais assoreadas, de menor profundidade, menor vazão e maior tempo de residência, maior urbanização (margens concretadas), ausência de vegetação marginal e cobertura marginal (menor área de sombra); condições estas mais acentuadas nos canais do que em relação aos pontos amostrais nos rios (RMAC e RCAB) (**Figura 28**).

Já com relação aos meses analisados, foram verificadas diferenças significativas entre os mesmos ($p < 0,001$), principalmente entre os meses de maio a outubro com os meses entre novembro e abril (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,01$). A temperatura média máxima foi obtida no mês de fevereiro (27,6 °C) e a pontual no mês de março na estação CJA, meses estes que, apesar de quentes, apresentaram baixas pluviosidades. Já a menor média correspondeu ao mês de julho (21,3 °C) e maior temperatura pontual na estação CGG (21,0 °C), em agosto, meses também de baixa pluviosidade. As diferenças entre o verão e o outono e primavera chegam até 5 °C. Já a primavera apresentou temperatura intermediária.

A correlação linear de *Spearman* entre a pluviosidade e temperatura foi negativa, inversa e não significativa ($\rho = -0,103$), revelando que o aumento da pluviosidade não aparenta ser capaz de diminuir a temperatura água representativamente nos corpos d'água monitorados. Já a correlação entre temperatura da água e as demais variáveis foi avaliada especificamente através da **Tabela 14**.

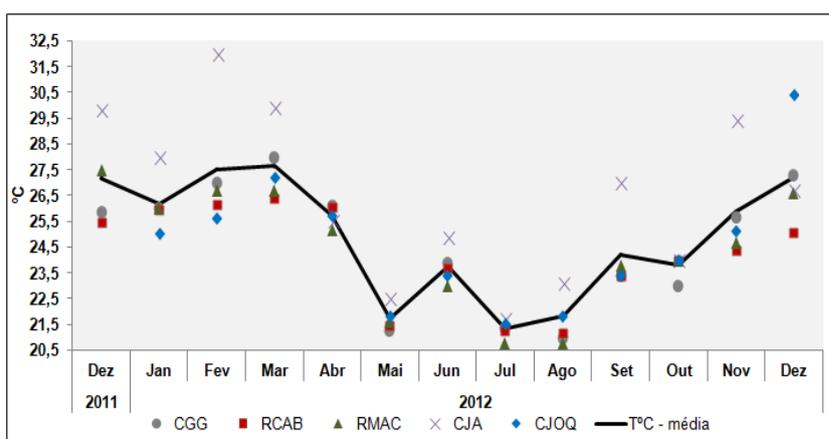


Figura 28. Variações de temperatura da água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 14. Estatística descritiva anual dos resultados de temperatura da água (°C).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	21,00	28,00	25,70	24,62	2,42	0,67
RCAB	21,20	26,40	24,40	24,22	1,91	0,53
RMAC	20,80	27,50	24,70	24,42	2,32	0,64
CJA	21,70	32,00	26,70	26,50	3,22	0,89
CJOQ	21,50	30,40	24,50	24,58	2,55	0,71

A mensuração das concentrações de oxigênio dissolvido possibilita avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (JORDÃO, 2007). Os resultados encontrados sobre a concentração de oxigênio dissolvido estão apresentados na **Figura 29** e **Tabela 15**. Os menores valores de OD foram

medidos nas estações amostrais correspondentes aos canais (CJA, CJOQ e CGG). Já as máximas foram obtidas nas estações correspondentes aos rios (RMAC e RCAB). Este resultado, igualmente a temperatura, ocorreu em função dos diferentes graus de urbanização no entorno de cada ponto amostral. Apesar de serem ambientes lóticos, os rios e canais analisados apresentam baixas vazões e turbulência, principalmente em épocas secas. Lima (2010) considerou a vazão dos canais entre 1,0 e 45,0 L.s⁻¹, já para os rios a vazão é superior, em torno de 300,0 L.s⁻¹.

A média mensal mínima foi obtida no mês de março (3,9 mg.L⁻¹) e a maior no mês de maio (5,9 mg.L⁻¹). Ressalta-se a branda variação interna entre os meses amostrais, observada a partir dos baixos valores de DP, EP e a proximidade entre as médias e medianas mensais. Não foram observadas condições de supersaturação de OD (> 8,0 mg.L⁻¹) em nenhuma amostragem realizada. Entretanto, o desequilíbrio é notório quando visualizados os valores mínimos por estação e as médias mensais, onde 56,3% as medições foram inferiores a 5,0 mg.L⁻¹, limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 para o enquadramento destes corpos d'água (classe 2 – águas doces).

A correlação entre o OD e a pluviosidade foi negativa ($\rho = -0,08$), porém não significativa. Já com a temperatura, correlação foi negativa moderada ($\rho = -0,4$). De acordo com MATOS (2006), é comum observar, em períodos de maiores precipitações, menores concentrações de OD, devido ao arraste de materiais orgânicos e de lodos, o que aumenta o consumo deste na decomposição. Já altas temperaturas diminuem a solubilidade do OD, por isso, esta correlação negativa mais acentuada. Este fato explica os resultados de OD no verão, que foram de até 1,0 mg.L⁻¹, inferiores às concentrações nas outras estações do ano.

Apesar dos baixos desvios, não foi verificada diferença estatística significativa ($p = 0,091$), entre os meses analisados quando avaliados os resultados das médias mensais de todos os pontos. No entanto, caso seja avaliado cada estação amostral separadamente, existiriam tais diferenças. Este fato é corroborado pela diferença significativa somente entre a estação RMAC e as demais ($p = 0,04$).

Este resultado permite inferir que os aportes antrópicos (esgotos domésticos) e a lixiviação natural do solo urbano ainda são agentes causadores de depleção de OD na bacia hidrográfica monitorada. Já a contribuição fotossintética não aparentou ser significativa para a oxigenação das águas nos trechos analisados. Provavelmente, a turbidez, os trechos subterrâneos e as construções do entorno, principalmente dos canais, dificultam a penetração dos raios solares, favorecendo o crescimento de bactérias em detrimento do fitoplâncton. A

contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido.

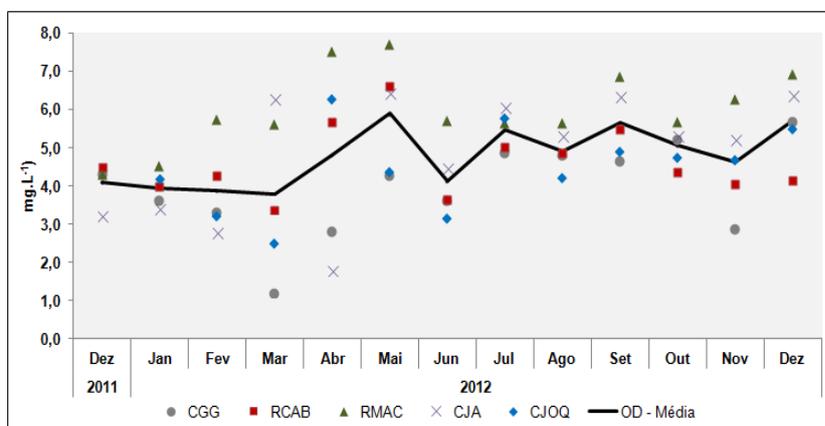


Figura 29. Variações de OD na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 15. Estatística descritiva anual dos resultados de OD (mg.L⁻¹).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	1,2	5,7	4,3	3,9	1,2	0,3
RCAB	3,4	6,7	4,4	4,6	0,9	0,2
RMAC	4,3	7,7	5,7	6,0	1,0	0,3
CJA	1,8	6,4	5,3	4,9	1,6	0,4
CJOQ	2,5	6,3	4,5	4,5	1,1	0,3

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: não inferior a 5 mg.L⁻¹.

As variações do parâmetro turbidez nos pontos de coleta e suas médias ao longo do período estudado encontram-se ilustradas na Tabela 16 e no gráfico da Figura 30. Nelas é possível verificar que a variação média nos meses ficou entre 2,6 NTU em janeiro e 8,5 NTU em setembro, com média anual de 5,5 NTU. As médias mensais e por estação foram semelhantes às medianas, mostrando que os valores extremos (obtidos nas estações RMAC e CJA) pouco influíram na variação geral dos dados. A maior amplitude e média de turbidez foi verificada na estação RMAC, provavelmente, associado ao aporte terrígeno (material particulado) oriundo das margens.

Entretanto, não foram verificadas correlações representativas entre pluviosidade e turbidez ($\rho = -0,07$). Já a temperatura apresentou correlação positiva significativa ($\rho = 0,300$), principalmente nos canais CJOQ, CJA e CGG ($\rho = 0,521$). Este resultado demonstra que o crescimento bacteriano e fitoplanctônico em meses quentes pode, provavelmente, elevar a turbidez das águas superficiais. Entretanto, somente a primavera apresentou diferença representativa superior quando comparada com as outras estações do ano.

Nenhuma amostra ultrapassou o limite preconizado pela legislação, tanto considerando classe 2 quanto à classe 1. Não foram verificadas diferenças significativas de turbidez entre os meses analisados ($p=0,387$). Já entre as estações só houve distinção entre as estações RMAC e CJA e as demais ($p=0,019$) (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,05$).

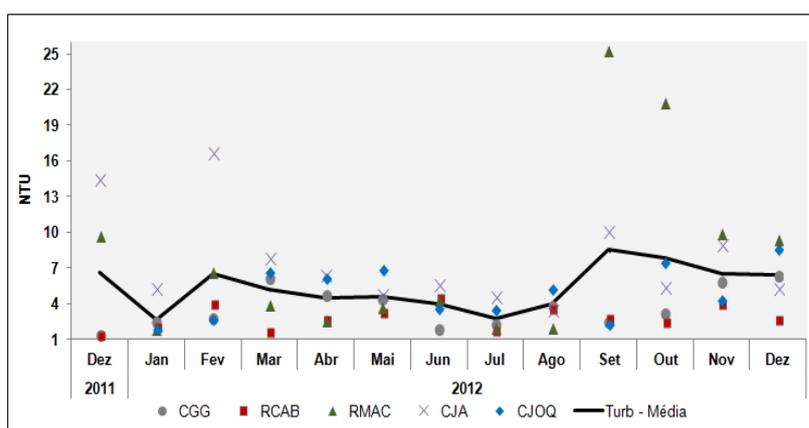


Figura 30. Variações de turbidez na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 16. Estatística descritiva anual dos resultados de turbidez (NTU).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	1,3	6,3	3,1	3,6	1,7	0,5
RCAB	1,3	4,5	2,7	2,8	1,0	0,3
RMAC	1,8	25,2	4,3	7,8	7,4	2,1
CJA	3,4	16,7	5,6	7,6	4,0	1,1
CJOQ	1,8	8,6	4,8	4,9	2,2	0,6

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 100 NTU.

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) está relacionada com a precipitação, inclinação dos trechos, vegetação, pedologia, e com uso e ocupação do solo da bacia e os possíveis impactos antrópicos causados, como lançamento de efluentes, os quais resultam no aporte de partículas, além disso, há também a influência da correnteza e da turbulência que podem suspender partículas presentes no fundo dos rios (SANTOS, 2000).

A variação na concentração de sólidos totais, nos três pontos de amostragem, está apresentada na **Figura 31** e **Tabela 17**. A variação no período se deu entre $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (janeiro) e $12,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (setembro). Já a média foi de $7,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Entre as estações amostrais a variação anual entre as mesmas ficou entre $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (CGG e RCAB) e $9,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (CJA). As maiores amplitudes foram verificadas nos pontos CGG e RMAC e a menor no RCAB.

Este resultado foi condizente com o apresentado para a turbidez. Provavelmente, a origem dos sólidos é diferente entre os dois pontos com maiores médias, onde no CJA os

elevados níveis de SST estão associados com a entrada de material arenoso e também fino através da maré e também em função das constantes dragagens que ocorrem no local constantemente assoreado. Tais dragagens são responsáveis pela ressuspensão de particulados. Não descarta-se ainda a influência dos despejos de galeria pluviais que deságuam neste canal. Já o aumento de SST no RMAC seria originado de forma semelhante ao da turbidez.

Novamente, não foram verificadas diferenças significativas entre as médias de SST mensais ($p=0,428$). Já entre as estações de coleta foram verificadas diferenças significativas, confirmando os resultados de turbidez ($p < 0,0001$) (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,05$), o que demonstra uma não uniformidade espacial no que tange os diferentes processos de entrada de material particulado na bacia hidrográfica analisada. A correlação entre os teores de SST e pluviosidade e temperatura, apesar de negativas ($\rho = -0,302$ e $-0,256$, respectivamente), revelam que os SST apresentam-se mais elevados nos meses secos e frios. Isto é um indicativo que fatores antrópicos estejam governando representativamente a entrada de material particulado nos trechos analisados. Apesar da chuva, este *input* seria constante e agravado nos meses de seca, onde o fator diluição é menos atuante.

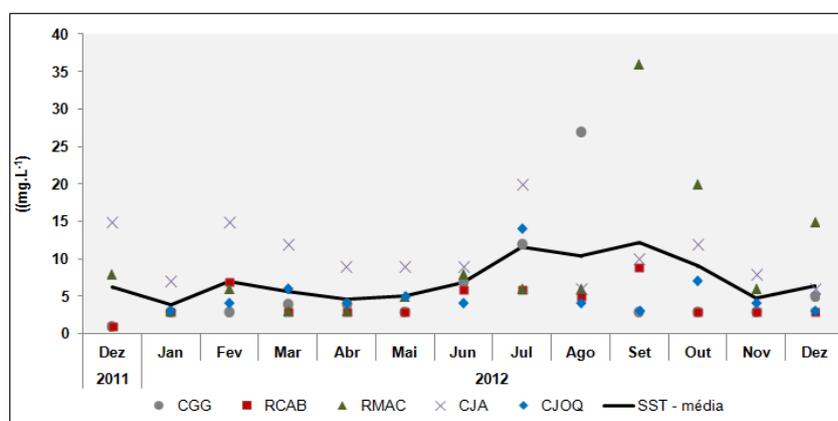


Figura 31. Variações de SST na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 17. Estatística descritiva anual dos resultados de SST (mg.L⁻¹).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	1,0	27,0	3,0	6,0	6,9	1,9
RCAB	1,0	9,0	3,0	4,2	2,2	0,6
RMAC	3,0	36,0	6,0	9,6	9,3	2,6
CJA	6,0	20,0	9,0	10,6	4,1	1,1
CJOQ	3,0	14,0	4,0	5,1	3,1	0,8

A demanda química de oxigênio (DQO) é uma medida equivalente do conteúdo de matéria orgânica de uma amostra susceptível de ser oxidada por um oxidante químico. Junto com a DBO é uma variável importante para determinar as características da água. A análise da DQO é útil para detectar a presença de substâncias resistentes à degradação biológica.

As variações das concentrações da DQO nos pontos de coleta e suas médias ao longo do tempo encontram-se ilustradas na **Tabela 18** e no gráfico da **Figura 32**. As maiores amplitudes foram verificadas nas estações CJA e CJOQ. Já o mínimo mensal foi obtido no mês de janeiro ($16,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e o máximo em maio ($35,4 \text{ mg.L}^{-1}$). Entre as estações, as médias e medianas foram semelhantes, com máximo na estação CJA e mínima nos rios e no ponto CGG. A diferença estatística entre as estações se deu somente entre o ponto CJA e as demais ($p < 0,0001$) (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,05$). Entre os meses analisados não foram verificadas diferenças estatísticas em função dos elevados desvios-padrões ($p = 0,089$). Entretanto, fica nítido o pico de DQO nos meses de maio e junho, apesar de não representativos, mostrando que a de DQO foi relativamente superior no outono.

A correlação entre DQO e temperatura variou entre as estações no período analisado, sendo levemente negativa ($\rho = -0,152$). Já entre DQO e pluviosidade a relação se apresentou forte e positiva ($\rho = 0,604$). Com isso, afirma-se que o aumento da pluviosidade e, conseqüentemente, do aporte de material orgânico recalcitrante para os rios e canais são fatores representativos no que concerne às alterações na qualidade hídrica superficial da bacia da LRF. Além disso, a temperatura baixa colabora para a menor degradação dos contaminantes orgânicos da água. Infere-se, então, que o volume de matéria orgânica que chega nestes corpos d'água aumenta no período chuvoso, fator de agravamento na qualidade das águas superficiais, pois demonstra a relevância de aportes antropogênicos diretos ou indiretos através de fontes difusas ou pontuais. Todavia, este resultado não correspondeu ao verificado para SST e turbidez, evidenciando que diferentes processos de degradação podem estar atuando em locais distintos da bacia.

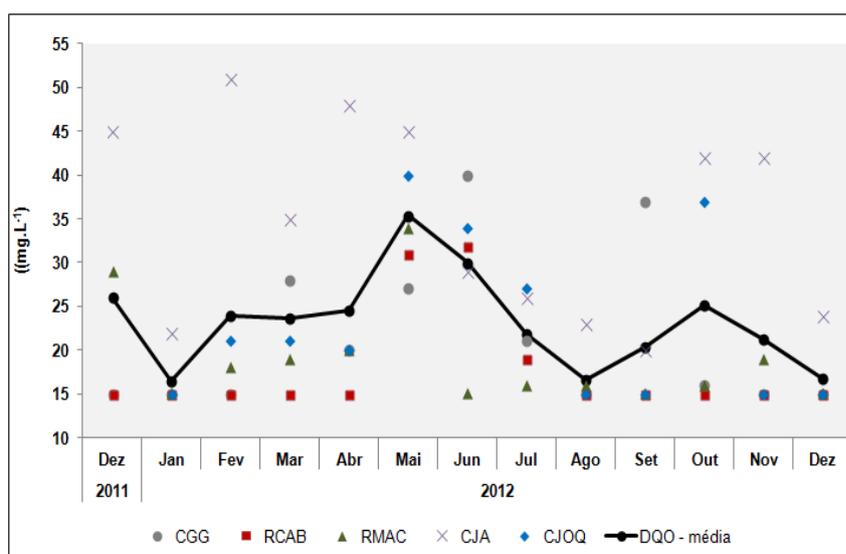


Figura 32. Variações de DQO na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 18. Estatística descritiva anual dos resultados de DQO (mg.L^{-1}).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	15,0	40,0	16,0	21,5	8,9	2,5
RCAB	15,0	32,0	15,0	17,8	6,2	1,7
RMAC	15,0	34,0	16,0	19,0	5,9	1,6
CJA	20,0	51,0	35,0	34,8	11,2	3,1
CJOQ	15,0	40,0	20,5	22,9	9,3	2,6

A demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$) de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Os valores encontrados de DBO, nos pontos e meses amostrados, estão apresentados na **Figura 33** e na **Tabela 19**. A variação de DBO ficou entre $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $35,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Ressalta-se que este último valor obtido na estação CJOQ em outubro caracteriza-se, possivelmente como discrepante. Neste mesmo mês, nenhum outro ponto apresentou teor semelhante; além disso, a DBO apresentou, de forma geral, baixos desvios, o que corroboraria a hipótese de um possível erro metodológico. Caso não o seja, tal amostra se configuraria como sendo um valor extremo causado por um evento atípico de entrada pontual de grande quantidade de matéria orgânica. Este contraponto pode também ser comprovado através da análise de DQO, indicando que, possivelmente, houve uma entrada significativa de matéria orgânica neste ponto na época da coleta, provavelmente causado por despejo de esgoto doméstico irregular.

As médias entre os meses variaram muito, com máxima observada para o mês de maio ($8,6 \text{ mg.L}^{-1}$). As diferenças temporais foram significativas ($p < 0,0001$) (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,05$), causada pelos maiores valores de DBO nos meses de fevereiro, maio, julho

e outubro. Entre as estações, as maiores médias foram observadas nos pontos CJOQ, RMAC e CJA, revelando diferenças espaciais representativas. Salienta-se que a estação CJA, por apresentar água salobra, pode ter apresentado resultados espúrios para DBO. As distinções espaciais foram confirmadas estatisticamente, pois se mostraram significativas ($p < 0,0001$).

Destaca-se que 34,4% das amostras analisadas ficaram abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira. A correlação entre DBO e pluviosidade foi positiva não significativa ($\rho = 0,080$). Já com a temperatura foi insignificante, porém negativa ($\rho = -0,140$), ratificando os resultados obtidos para turbidez e SST, onde verifica-se que o efeito diluidor da chuva diminui nos meses secos. Matsuzaki *et al.* (2004) relata que em corpos aquáticos com pouca profundidade, como os aqui avaliados, pode ocorrer ressuspensão do material do fundo, o que acarreta a elevação da taxa de decomposição, resultando em aumento da DBO. Nos períodos chuvosos há o aumento do volume e da vazão da água, o que pode favorecer tal processo pelo aumento da turbulência da água.

O ponto RCAB apresenta baixa demanda de oxigênio, assim, há uma reduzida quantidade de matéria orgânica biodegradável, o que nos levar a concluir que o processo de autodepuração é eficiente nesse trecho analisado do rio Cabeças. Os principais fatores que influenciam na DBO são os lançamentos domésticos de águas residuárias, carreamento por chuvas de compostos que demandam oxigênio para sua estabilização, concentração de compostos orgânicos e inorgânicos, revolvimento do sedimento de fundo e a turbulência (PERES, 2002).

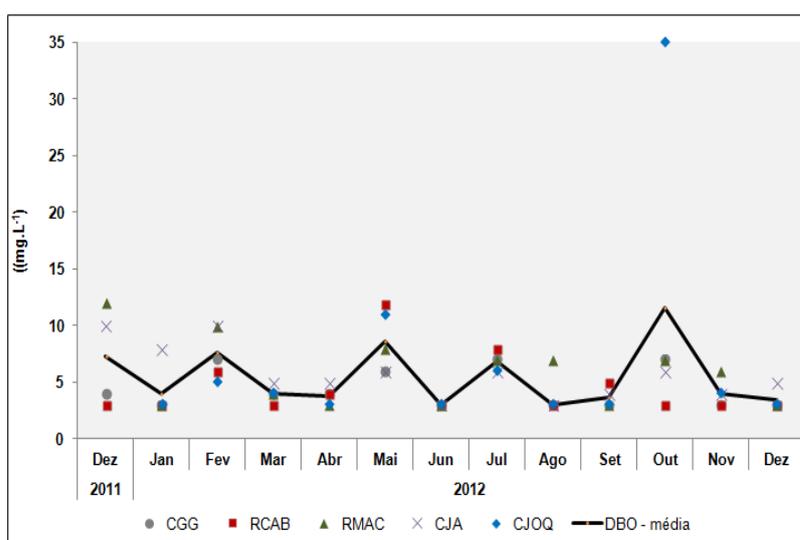


Figura 33. Variações de DBO_{5,20} na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 19. Estatística descritiva anual dos resultados de DBO_{5,20} (mg.L⁻¹).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	3,0	7,0	4,0	4,4	1,7	0,5
RCAB	3,0	12,0	3,0	4,5	2,7	0,8
RMAC	3,0	12,0	6,0	5,8	3,0	0,8
CJA	3,0	10,0	5,0	5,8	2,3	0,6
CJOQ	3,0	35,0	3,5	6,9	9,1	2,5

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 5,0 mg.L⁻¹.

Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de possíveis processos de despejos constantes. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será o montante de matéria orgânica que chega ao ambiente aquático. Valores da razão DQO/DBO por volta de 5,0 indicam que o aporte orgânico seja majoritariamente de origem doméstica (esgoto bruto) sendo, portanto, não persistente quando em concentrações dentro do preconizado pela legislação (METCALF; EDDY, 1992).

Os parâmetros OD, DBO, SST e turbidez indicaram a contribuição constante e relevante de aporte de efluentes sanitários e águas residuárias nos rios e canais avaliados no atual estudo. Não obstante o fato de os valores de DBO e OD não terem sido tão alarmantes, os parâmetros coliformes totais (Coli.T.) e termotolerantes – aqui representado pela variável biológica *Escharichia coli* (*E.coli*) – confirmaram não só as inferências feitas anteriormente, como corroboraram com estudos anteriores (MACHADO, 2009; DOMINGOS, 2012 e van WEERELT, 2012). Todas as amostras deste estudo são provenientes de águas brutas, onde bactérias estão sempre presentes. Este fato torna os coliformes totais um indicador secundário, isto é, confirmador, somente da presença de bactérias tipicamente encontradas em águas e solos contaminados, visto que a determinação de *E.coli* (termotolerantes) se ajusta melhor a esta realidade, já que sua presença indica provável contaminação fecal, seja por material fecal de animais ou por esgotos.

As variações das concentrações de Coli.T. e *E.coli* nos pontos de coleta e suas médias mensais ao longo dos treze meses analisados encontram-se ilustradas na **Tabela 20** e no gráfico da **Figura 34**. Primeira questão importante a ser salientada é a elevada variabilidade deste parâmetro, fato comprovado através das discrepâncias entre as medianas e as médias e a partir dos elevados erros e desvios padrões. As maiores médias e medianas para Coli.T. foram obtidas nas estações amostrais CGG e RMAC. Já para *E.coli*, as maiores concentrações foram encontradas nas estações CJAQ e CJOQ, revelando uma heterogeneidade espacial da bacia

quanto a presença de material fecal. Esta aparente discrepância pode ser facilmente justificada em função de o Coli.T. ser também de origem natural, ou seja, são bactérias encontradas comumente em diferentes matrizes analíticas e compartimentos ambientais. Enquanto *E.coli* indica indubitavelmente presença de contaminação fecal.

Em relação à variação temporal, nota-se que os meses de verão e primavera apresentam as maiores médias e medianas para as variáveis microbiológicas. A maior média mensal de Coli.T. foi obtida no mês de março, que foi quente e relativamente “seco”, já a menor deu-se no mês de dezembro de 2012, também quente e “seco”. Já para *E.coli* a maior média foi obtida no mês de maio (frio e chuvoso em 2012) e a menor também em dezembro de 2012 (assim como para o Coli.T.). Apesar das diferenças mensais aparentes, estas não foram confirmadas estatisticamente (Coli.T. - $p=0,156$; *E.coli* - $p=0,054$) em função dos altos desvios.

A correlação entre as duas variáveis e a pluviosidade mensal acumulada média se mostrou negativa e fraca (Coli.T. - $\rho=-0,024$; *E.coli* - $\rho=-0,136$), assim como verificado para a temperatura (Coli.T. - $\rho=-0,063$; *E.coli* - $\rho=-0,057$). Tal resultado demonstra que, apesar de apresentarem resultados distintos no tempo e no espaço, a pluviosidade e temperatura não são fatores que explicariam as causas das variações.

Os valores elevados de ColiT. nas estações RCAB e RMAC (rios) e as baixas concentrações relativas de *E.coli* permitem inferir que a contaminação fecal é representativamente inferior nestes pontos, onde bactérias podem ocorrer naturalmente frente aos altos teores de matéria orgânica, provavelmente oriunda de material vegetal e solo em processo de decomposição. Ressalta-se que foram nestas estações onde ocorreram as maiores amplitudes e os mínimos de ColiT. e *E.coli*. No geral, os canais apresentaram os maiores valores de ambos os parâmetros, o que pode ser explicado pela baixa capacidade de diluição nos mesmos.

Outra questão essencial a ser mencionada é o fato de *E.coli* ter sido a segunda variável que mais apresentou não conformidades com o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, onde 67,2% das amostras apresentaram concentrações superiores ao limite. Segundo Roslev *et al.* (2004), a descoberta de contaminantes fecais deve ser umas das principais prioridades no controle da qualidade da água. A presença destes microrganismos nos níveis verificados no atual estudo indica a possibilidade da existência de microrganismos intestinais patogênicos como vírus, bactérias, vermes e protozoários (BRANCO, 1996) nas águas superficiais destes rios e canais, apesar de alguns autores discordarem desta correlação.

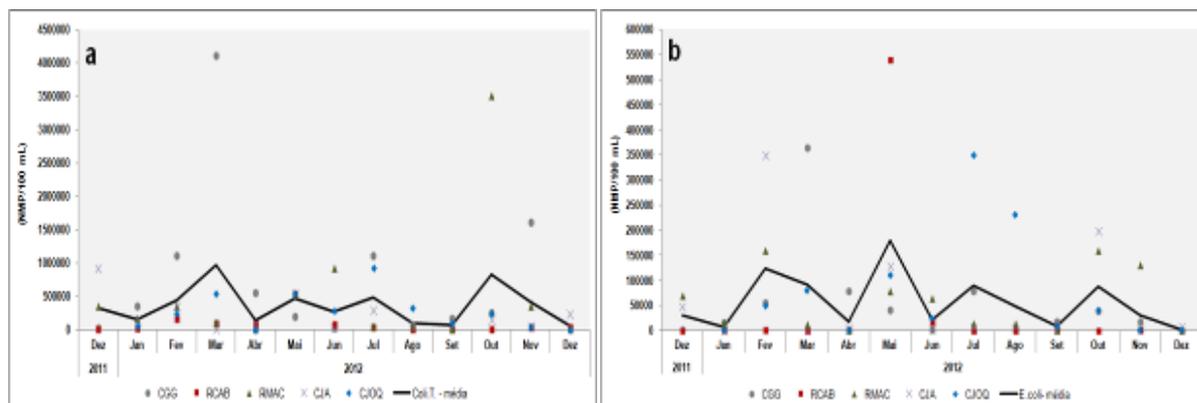


Figura 34. Variações de Coli.T (a) e *E.coli* (b) entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 20. Estatística descritiva anual dos resultados de Coli.T e *E.coli* (NMP.100 mL⁻¹).

Parâmetro / Estação	CGG	RCAB	RMAC	CJA	CJOQ	
Min.	Coli.T.	11000	2	2	4900	450
	<i>E.coli</i>	64	2	2	200	79
Máx.	Coli.T.	4100000	540000	3500000	920000	920000
	<i>E.coli</i>	365000	540000	160000	350000	350000
Med.	Coli.T.	240000	35000	160000	160000	240000
	<i>E.coli</i>	17000	680	16000	7800	31000
Média	Coli.T.	729115	82808	491470	229646	272698
	<i>E.coli</i>	54397	43396	54965	60075	74142
DP	Coli.T.	1133372	144860	942469	257001	278362
	<i>E.coli</i>	97483	149281	60889	106203	109665
EP	Coli.T.	314341	40177	261394	71279	77204
	<i>E.coli</i>	27037	41403	16888	29455	30416

Limite CONAMA 357/05 Classe 2 – termotolerantes (*E.coli*): 1.000 NMP.100 mL⁻¹.

As fontes de nitrogênio nas águas são diversas. Os esgotos sanitários constituem, geralmente, a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água. O ar atmosférico é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a fixação biológica por bactérias e microalgas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, também acarreta a presença de amônia e nitratos nas águas, pois a chuva transporta tais substâncias, bem como as partículas contendo nitrogênio orgânico para os corpos hídricos. Em áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associada às deficiências do sistema de saneamento público, constitui fonte difusa de difícil caracterização (MACEDO, 2001).

Em relação ao aspecto sanitário e à poluição orgânica, as águas dos principais rios e canais da bacia da LRF foram avaliadas quanto aos teores de nitrogênio (somatório de todas as formas nitrogenadas, dissolvidas e particuladas) e fósforo total, além do nitrogênio amoniacal (indicativo de contaminação recente – $\text{NH}_4^+\text{-NH}_3$). Ratifica-se que o monitoramento sistemático da SMCA/RJ não contempla os nutrientes nitrato e fosfato e a forma de nitrogênio intermediária, o nitrito.

A **Figura 35** e **Tabela 21** apresenta a concentração de nitrogênio total (NT) nos meses e nos pontos amostrados. Verifica-se um padrão com tendência declinante para o NT entre os meses analisados, isto é, a carga de nitrogênio presente nas águas superficiais dos rios e canais, aparentemente, apresentou um caráter de decaimento para o ano de 2012, fato este não verificado para o nitrogênio amoniacal. Os teores médios máximos de NT foram obtidos nos meses de janeiro ($3,06 \text{ mg.L}^{-1}$) e fevereiro ($3,08 \text{ mg.L}^{-1}$), já o mínimo ($0,81 \text{ mg.L}^{-1}$) foi obtido no mês de dezembro de 2012. A média de todo o período analisado foi de mínimo ($1,92 \text{ mg.L}^{-1}$). Apesar de uma maior concentração de NT no verão, não foram verificadas grandes diferenças temporais quando levadas em consideração as diferentes estações do ano. Contudo, o teste estatístico de valores médios independentes entre os meses ratificou que ($p= 0,007$) existem diferenças significativas na variação temporal mensal. Tais diferenças foram ocasionadas pelos baixos valores observados para os meses de abril, outubro e dezembro de 2012 (*Student-Newman-Keuls* – $p= 0,007$).

Em relação às estações amostrais, o resultado estatístico foi mais representativo, revelando diferenças estatísticas significativas entre os teores de NT nos trechos de rios e canais monitorados ($p= < 0,001$). Tais distinções espaciais foram causadas, principalmente, pelos teores médios mais baixos nos pontos CJA ($1,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e RCAB ($1,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e mais elevado no CGG ($2,6 \text{ mg.L}^{-1}$) (*Student-Newman-Keuls* – $p= < 0,001$). A estação CJOQ apresentou carga mínima ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) de NT no mês de dezembro de 2012. Já o teor máximo foi obtido na estação ($3,08 \text{ mg.L}^{-1}$) RMAC, em janeiro.

A correlação entre o NT e a pluviosidade não se mostrou significativa ($\rho= -0,054$), assim como verificado para a temperatura ($\rho= -0,054$). Assim sendo, é possível afirmar que estas variáveis climáticas avaliadas isoladamente não acrescentam potencial explicativo para o entendimento do padrão de variação temporal do NT.

Apesar de não significativo, é possível identificar um declínio aparente na concentração de NT do período seco para o chuvoso. Tal fato deve-se à redução do nível de água devido à falta de chuvas, o que gerou aumentando da sua concentração na água. Com a

chegada das primeiras chuvas, após períodos de relativa “seca”, ocorre a elevação na concentração de NT, devido ao primeiro escoamento superficial. Todavia, a ausência de um padrão nítido de variação não permitiu confirmar tais inferências com precisão.

A complexidade desta interpretação se deve, dentre outras razões, a ausência de dados das formas oxidadas inorgânicas de nitrogênio, o nitrito e, principalmente, o nitrato. Além disso, é possível apenas inferir sobre os teores destes componentes e do total de nitrogênio orgânico, visto que também não há dados de nitrogênio de Kjeldahl. Como o NT indica tanto compostos de nitrogênio orgânico (proteínas, amidas, amins etc) quanto de nitrogênio inorgânico, a tarefa de avaliação ambiental fica prejudicada. Para alcançar este objetivo, análises multivariadas e uma matriz de correlação foram feitas (mostradas nos parágrafos seguintes).

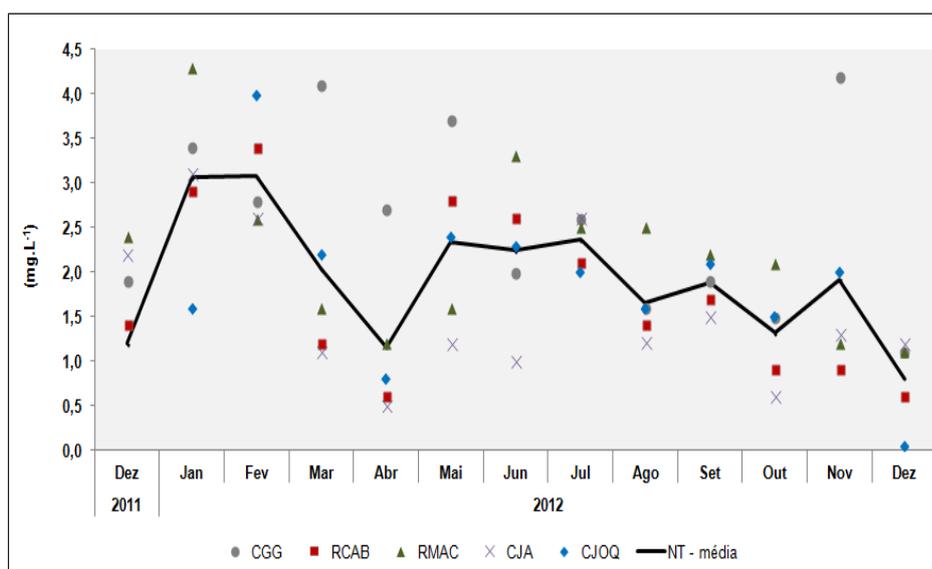


Figura 35. Variações de NT entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 21. Estatística descritiva anual dos resultados de NT (mg.L⁻¹).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	1,10	4,20	2,60	2,58	1,02	0,28
RCAB	0,60	3,40	1,40	1,73	0,94	0,26
RMAC	1,10	4,30	2,20	2,20	0,91	0,25
CJA	0,50	3,10	1,21	1,55	0,81	0,23
CJOQ	0,05	4,00	2,00	1,88	0,95	0,26

Antes de analisar o fósforo total, torna-se essencial discutir os resultados obtidos para o nitrogênio amoniacal (NA). As variações das concentrações do NA nos pontos de coleta e suas médias mensais encontram-se ilustradas na Tabela 22 e no gráfico da Figura 36. A disparidade entre a mediana (0,680 mg.L⁻¹) e a média (0,836 mg.L⁻¹) anual do NA foi superior

ao verificado para o NT. A menor média mensal foi de 0,082 mg.L⁻¹, obtida para o mês de março. Já a maior foi de 1,975 mg.L⁻¹, no mês de dezembro de 2011. Não foram verificadas diferenças significativas entre os meses analisados ($p=0,283$), diferentemente ao verificado para o NT. Entretanto, se observarmos os resultados em função das estações do ano, nota-se que o inverno e o outono apresentam teores de NA relativamente maiores que o verão e primavera.

As médias de todo o período analisado entre as estações de coleta foram semelhantes, com exceção do ponto CGG, que apresentou maior concentração média de NA (1,233 mg.L⁻¹), praticamente o dobro das demais ($\pm 0,6$ mg.L⁻¹). O menor teor (0,020 mg.L⁻¹) de todas as amostras foi verificado no mês de dezembro de 2012 na estação CJOQ. Já a maior foi verificada (4,080 mg.L⁻¹) no mês de novembro. Os valores extremos obtidos foram responsáveis por este aparente nivelamento das médias. No entanto, o teste estatístico confirmou a heterogeneidade espacial entre os rios e canais analisados ($p=0,001$). Já o teste de *Student-Newman-Keuls* confirmou que as estações CJA (menores concentrações) e CGG (maiores concentrações) foram estatisticamente distintas das demais ($p < 0,001$). Observa-se que as médias apresentaram-se altas no ponto CGG em função das ações antropogênicas, e pelo carregamento de matéria orgânica e sua decomposição no corpo do referido canal.

Ao contrário do NT, o NA apresentou fortes correlações negativa com a temperatura ($\rho = -0,351$) e positiva com a pluviosidade ($\rho = 0,449$). Provavelmente, o aumento da temperatura acelera as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos aquáticos, elevando a taxa de decomposição da matéria orgânica, contribuindo para o aumento das formas inorgânicas oxidadas de nitrogênio, visto que as concentrações de OD, em geral, não foram fatores limitantes para a degradação de moléculas. Ou seja, o aumento da temperatura ocasionou a diminuição dos teores de nitrogênio orgânico (inferido) e amoniacal (medido), fato este corroborado pelas fracas correlações também negativas entre o NT e a temperatura.

Ratifica-se que apenas 3,1% das amostras ultrapassaram o limite estabelecido pela legislação. A porcentagem média de NA do total de nitrogênio entre as estações variou de 31% (RMAC) a 48% (CGG). Já entre todas as amostras analisadas, variou entre 2% (março e abril) e 98% (setembro e novembro). A contribuição média de NA para o NT foi de 40%. Em condições de aeração moderada da água (como verificado no atual estudo) pode-se inferir que as formas reduzidas (orgânica e amoniacal) e oxidadas (nitrito e nitrato) do N estejam desbalanceadas, com tendência a um caráter mais redutor da água. Entretanto, o estudo de Machado (2009), a partir de dados coletados entre os anos de 2003 e 2005, mostrou que os

trechos mais baixos (a jusante) dos rios Cabeças, Rainha e Macacos apresentam teores semelhantes de NA e nitrato, com o primeiro chegando a passar o segundo nas áreas mais antropizadas. Sendo assim, conjectura-se que processos de decomposição ativa e de recuperação (nitrificação) ocorram de forma complexa e simultânea.

Os altos valores encontrados de NA e NT nas águas superficiais – apesar de estar em sua maioria dentro do limite estabelecido – indicam que o aporte de nitrogênio é alto na bacia, e que a descarga de esgotos domésticos tem influência significativa na concentração de NA e, provavelmente, de nitrato na água. Os altos valores da concentração de NA são devido à entrada de nitrogênio (N) no ambiente, o que gera altas concentrações de NT e NA nas amostras de água. Além disso, salienta-se que o íon é rapidamente assimilado pelo fitoplâncton, o qual, segundo WETZEL (2001), é a fonte de N mais importante para estes organismos, por ser absorvido com gasto menor de energia.

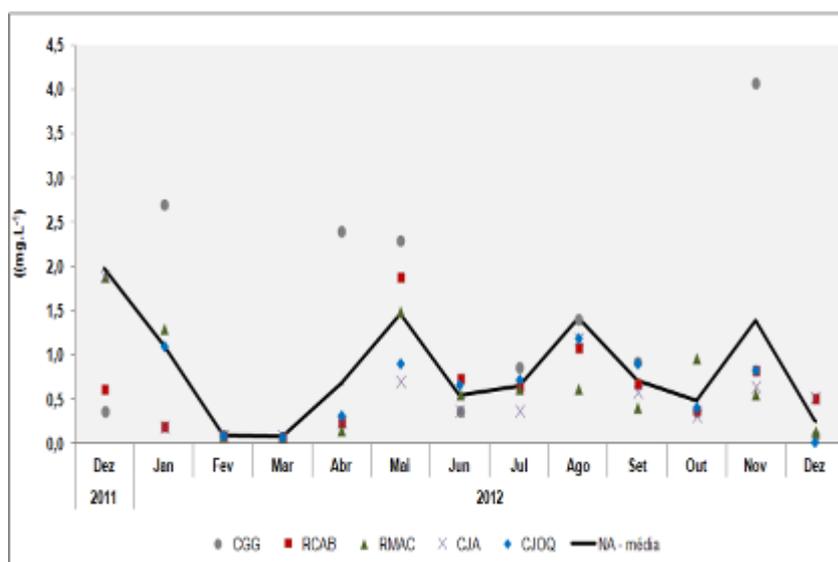


Figura 36. Variações de NA entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 22. Estatística descritiva anual dos resultados de NA (mg.L^{-1}).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	0,070	4,080	0,860	1,233	1,265	0,351
RCAB	0,090	1,900	0,620	0,622	0,489	0,136
RMAC	0,080	1,900	0,570	0,689	0,576	0,160
CJA	0,090	1,900	0,380	0,565	0,500	0,139
CJOQ	0,020	1,200	0,695	0,605	0,409	0,113

Limite CONAMA 357/05 Classe 2 (mg.L^{-1}): 13,3 para $\text{pH} \leq 7,5$; 5,6 para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 2,2 para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; 1,0 para $\text{pH} > 8,5$.

O fósforo total (FT) aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes empregados em larga escala

domesticamente constituem a principal fonte. As águas drenadas em áreas urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de detergentes. Os ortofosfatos são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas e os polifosfatos (polímeros de ortofosfatos). Esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque sofre hidrólise rapidamente por fosfatases, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais. (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

No presente estudo, foi analisado somente a variável FT, que corresponde ao somatório das formas inorgânicas dissolvidas (fosfatos) e orgânicas particuladas (principalmente associado à biomassa). As variações das concentrações de fósforo nos pontos de coleta e suas médias mensais encontram-se ilustradas na **Tabela 23** e no gráfico da **Figura 37**. De forma geral, assim como para o NT, o FT apresentou um declínio aparente das concentrações de FT ao longo dos meses de coleta.

Com exceção da estação CJA (que apresentou mínimo de $0,037 \text{ mg.L}^{-1}$ em dezembro), todas as demais apresentaram teores mínimos inferiores ao limite de quantificação ($< \text{LQ}$), também em dezembro de 2012. Para efeito de aplicação do FT nas análises dos índices de estado trófico e de qualidade da água (mostradas no próximo item deste relatório), considerou-se a concentração de $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ em amostra de água onde não foi possível obter o teor efetivo de FT. Mesma estratégia foi adotada na elaboração das análises estatísticas descritivas mostradas a seguir, partindo-se do pressuposto da existência de um mínimo de FT em cada amostra. Somente em 4 (6,2%) das 64 amostras analisadas foram obtidas concentrações inferiores ao LQ.

O teor máximo foi de $0,430 \text{ mg.L}^{-1}$, obtido na estação CGG para o mês de março. Nesta mesma estação foi verificada a maior média para todo o período analisado ($0,164 \text{ mg.L}^{-1}$). Apesar dos elevados desvios, as amplitudes foram semelhantes entre as estações amostrais. Além disso, os valores de média e mediana ficaram próximos, revelando a não existência de um número elevado de valores discrepantes (*outliers*). Os teores médios de cada estação apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p = < 0,001$) (*Student-Newman-Keuls* - $p = 0,01$). A estação CJOQ foi a responsável pela distinção estatística.

O teor médio considerando os treze meses amostrados foi de $0,139 \text{ mg.L}^{-1}$, com mínimo em dezembro e concentração média máxima em fevereiro ($0,292 \text{ mg.L}^{-1}$). Assim

como na avaliação espacial, a diferença entre os meses avaliados foi significativa ($p= 0,001$), principalmente em função das baixas concentrações de FT entre agosto e dezembro de 2012. De forma geral, o verão apresentou uma tendência a maiores teores de FT. Esta variável apresentou correlação negativa fraca com a pluviosidade ($\rho= -0,161$) e positiva fraca ($\rho= 0,101$) com a temperatura. Este resultado revela-se como uma contradição, visto que seria esperada uma elevação da concentração de FT durante o período chuvoso devido ao escoamento superficial da bacia de drenagem, assim como o maior revolvimento do fundo provocado pelo aumento da vazão da água nos rios e canais (aumento da turbulência).

O FT foi o parâmetro que mais apresentou não conformidades com a legislação vigente (85,9% das amostras acima do limite estabelecido). Sabe-se que o ciclo do fósforo é influenciado por fatores ambientais tais como potencial redox, temperatura, e atividades biológicas como a decomposição (BORGES, 1999). Independente dos fatores reguladores da dinâmica do fósforo nos corpos d'água analisados, conclui-se que o aporte artificial antrópico de FT através, principalmente, da lixiviação do solo urbano e despejos irregulares de esgoto sanitário, configura-se como um agente de elevação de fósforo na água. Salienta-se que, segundo Chapman (1992), as concentrações de FT na maioria das águas naturais encontra-se entre 0,05 e 0,020 mg.L⁻¹, valores representativamente inferiores aos obtidos no atual estudo.

No atual estudo, não foi quantificado a variável fosfato (forma inorgânica oxidada do fósforo), porém, ressalta-se que o estudo de Machado (2009) mostrou que a contribuição relativa de fosfato para o FT nos rios Rainha, Cabeças e Macacos varia entre 10 e 90%, a partir de dados entre 2003 e 2005. A manutenção deste composto em baixas concentrações é importante para minimizar problemas referentes à eutrofização. Além disso, está intimamente envolvido com a produção biológica, por ser liberado na degradação das substâncias orgânicas, sendo rapidamente assimilados por outros organismos como as microalgas. As baixas concentrações de ortofosfato na LRF, inferidas a partir de estudos anteriores, podem estar relacionadas com o baixo aporte de formas fosfatadas, e a fácil capacidade de assimilação deste nutriente pelo fitoplâncton.

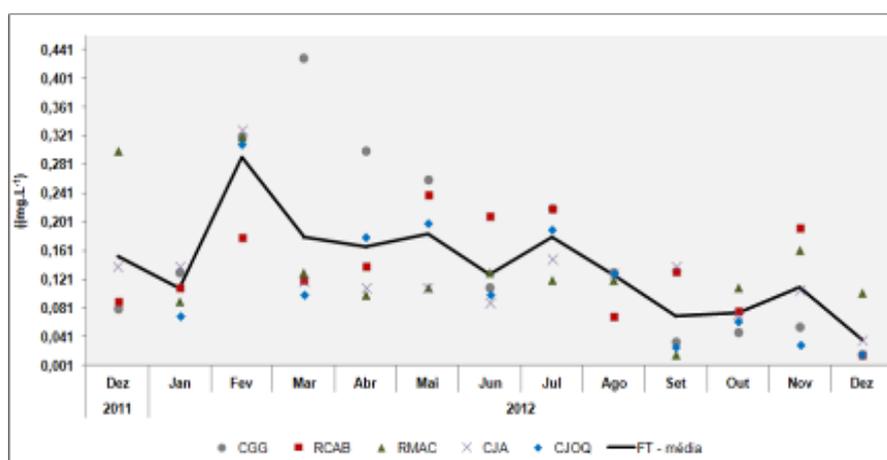


Figura 37. Variações de FT entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais.

Tabela 23. Estatística descritiva anual dos resultados de FT (mg.L⁻¹).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Med.	Média	DP	EP
CGG	0,016	0,430	0,130	0,164	0,130	0,036
RCAB	0,016	0,240	0,132	0,138	0,067	0,019
RMAC	0,016	0,320	0,120	0,139	0,083	0,023
CJA	0,037	0,330	0,120	0,129	0,068	0,019
CJOQ	0,016	0,310	0,100	0,118	0,088	0,024

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 0,050 mg.L⁻¹.

É válido salientar que para a estação CJA, por apresentar água salobra mesohalina, foram considerados os limites preconizados pela resolução CONAMA 357/05 de classe 2 – águas salobras. Com relação as não conformidades específicas desta estação, foi verificado que 30,8%, 7,7%, 23,1% e 84,6% das amostras analisadas apresentaram-se em discordância com a legislação, respectivamente, para as variáveis OD, FT, NA e *E.coli*.

O conhecimento do nutriente limitante auxilia na compreensão do fenômeno de eutrofização e seu combate por meio da eliminação ou impedimento do aporte desse nutriente ao corpo hídrico (VON SPERLING, 2001). O nutriente limitante é aquele que irá controlar a máxima quantidade de biomassa das plantas aquáticas e é o primeiro a ser exaurido. Historicamente, diversos estudos têm indicado o fósforo como sendo o nutriente limitante na maioria dos ecossistemas de água doce, mas alguns estudos recentes demonstraram que a limitação por nitrogênio e, principalmente, a colimitação por nitrogênio e fósforo são mais comuns do que se esperava (DZIALOWSKI, 2005).

A relação N/P permite concluir sobre a ocorrência do nutriente limitante no processo de eutrofização. Sabidamente a eutrofização é o mais complexo dentre os fenômenos poluidores da água devido ao fato de possuir uma base essencialmente biológica, portanto dificilmente modelável. O predomínio de relações de natureza estocástica dificulta

sobremaneira o acompanhamento da evolução do fenômeno. O conhecimento do nutriente limitante, obtido pela relação estequiométrica entre as concentrações de nitrogênio e fósforo, fornece um valioso auxílio para a compreensão do fenômeno e principalmente para o seu combate. A determinação do nutriente limitante é feita considerando-se que a demanda da alga é equivalente à distribuição de nutrientes na sua biomassa (SALAS; MARTINO, 1991).

A constituição da biomassa algal é normalmente derivada da chamada relação de *Redfield*, o que vale dizer que as microalgas, em média, demandam 16 vezes mais nitrogênio do que fósforo. Para se estabelecer a relação N/P, as concentrações de NT e FT devem ser divididas pela sua respectiva massa atômica, sendo então calculada a razão. Se o resultado for consideravelmente superior a 16 há indicação de que o fósforo seja o nutriente limitante (REDFIELD, 1963). Já segundo Vollenweider (1976), quando a razão entre NT e FT for maior que 9 o nutriente limitante é o fósforo. Caso seja menor, o nutriente limitante será o nitrogênio, sendo que esta relação não considera a divisão pelo peso molecular do nitrogênio e fósforo.

Em corpos d'água que recebem descargas de esgotos existem fortes evidências de que, ao contrário do que é usualmente aceito, o nitrogênio, e não o fósforo, tem assumido o papel de nutriente limitante na eutrofização de ambientes aquáticos tropicais. Isto deve-se ao fato de que a relação média N/P nos esgotos domésticos, que constituem a principal fonte de eutrofização, é de 8, bastante inferior à relação encontrada na biomassa das algas. Em adição, a ocorrência de processos de desnitrificação (p.ex. volatilização) e liberação de fósforo do sedimento também contribuem que o nitrogênio esteja presente em concentrações inferiores à demanda algal, convertendo-se, portanto, no nutriente limitante (VON SPERLING, 1994).

Apesar de a razão N/P ser mais usualmente calculada para ambientes lênticos (lagos, lagoas e reservatórios), a mesma foi calculada para os dados do atual estudo. A importância desta ação é subsidiar a definição do nutriente limitante na LRF, visto que os parâmetros NT, fosfato e nitrato não foram quantificados para a LRF, sendo apenas inferidos. Assim sendo, a definição (por inferência) do nutriente limitante para a LRF é suportada pelos resultados obtidos para os principais rios e canais contribuintes à lagoa. A **Tabela 24** apresenta os resultados das razões N/P obtidas no atual estudo para os rios e canais ligados a LRF.

Considerando o método de Redfield *et al.* (1963) verifica-se que 92% das amostras apresentaram-se limitadas por fósforo. Do total de cinco amostras que apresentaram o nitrogênio como limitante, três foram obtidas em abril de 2012 e as demais em novembro e dezembro de 2012. As únicas estações que majoritariamente apresentaram o fósforo como

limitante foram CGG e RMAC. Segundo metodologia de Vollenweider (1976), observou-se que 81% das amostras apresentaram o fósforo total como nutriente limitante, sem preferência entre os meses e estações de coleta. Os resultados de ambas as metodologias são extremamente condizentes, visto que se considerarmos, no primeiro caso, os valores das razões N/P representativamente superiores a 16 (> 20), obtém-se 81% de amostras com o fósforo como nutriente limitante. Desta forma, na quase totalidade dos pontos monitorados o nutriente limitante foi o fósforo.

Tabela 24. Razão N/P nas amostras de água superficial dos rios e canais.

Estação / Mês	N/P por peso					N/P				
	CGG	RCAB	RMAC	CJA	CJOQ	CGG	RCAB	RMAC	CJA	CJOQ
Dez	53	34	18	35	-	24	16	8	16	-
Jan	58	58	106	49	51	26	26	48	22	23
Fev	19	42	18	17	29	9	19	8	8	13
Mar	21	22	27	20	49	10	10	12	9	22
Abr	20	9	27	10	10	9	4	12	5	4
Mai	32	26	32	24	27	14	12	15	11	12
Jun	40	27	56	25	51	18	12	25	11	23
Jul	26	21	46	38	23	12	10	21	17	11
Ago	27	44	46	21	27	12	20	21	9	12
Set	124	29	304	24	172	56	13	138	11	78
Out	69	26	42	18	54	31	12	19	8	24
Nov	172	10	16	27	148	78	5	7	12	67
Dez	152	83	24	72	7	69	38	11	32	3
Min	19	9	16	10	7	9	4	7	5	3
Máx	172	83	304	72	172	78	38	138	32	78
Média	63	33	59	29	54	28	15	27	13	24

Para avaliar de forma mais eficiente o grande volume de dados; avaliar se a heterogeneidade espacial e/ou temporal é representativa; verificar a correlação entre as variáveis; e revelar se parte da informação contida nas séries temporais são comuns a diferentes parâmetros; foi aplicada a ferramenta estatística para obtenção da matriz de correlação e subsequente análise de fatores pelo método dos componentes principais (ACP).

Para verificar a existência de multivariabilidade entre os dados, foi obtida a matriz de correlação para as variáveis estudadas. A utilização do coeficiente de correlação de *Pearson*, uma vez que as variáveis não seguem uma distribuição normal e que em vários casos existe a presença de valores extremos, não é adequada. Por essas razões, foi calculado coeficiente de correlação de *Spearman*, que ao invés de trabalhar com os valores originais das variáveis, trabalha com seus postos (número de ordem), eliminando a influência de valores extremos.

A **Tabela 25** apresenta a matriz de correlação para os rios e canais monitorados, onde são apresentados os coeficientes de correlação entre os descritores ambientais. Podem ser observadas várias correlações significativas (95% de confiança), indicadas por marcações em negrito entre os parâmetros destacados na tabela.

A extração da matriz de correlação possibilitou a identificação da associação entre as variáveis, as quais podem mostrar a tendência geral dos dados, bem como as variáveis de maior significância para a proposta deste estudo. Um total de 28 coeficientes (36% do total) foi significativo, o que é indicativo de moderada a forte correlação entre as variáveis empregadas (HELENA., 2000). Observa-se correlação positiva entre as variáveis *E.coli* e Coli.T. ($\rho= 0,90$), *E.coli* e NT ($\rho= 0,42$), Coli.T. e NT ($\rho= 0,52$), Coli.T. e DBO ($\rho= 0,55$), NT e NA ($\rho= 0,40$), salinidade e DQO ($\rho= 0,60$), DQO e *E.coli* ($\rho= 0,821$), DBO e *E.coli* ($\rho= 0,55$), SST e turbidez ($\rho= 0,57$), SST e salinidade ($\rho= 0,44$), SST e DQO ($\rho= 0,40$), FT e NT ($\rho= 0,46$), FT e *E.coli* ($\rho= 0,45$), FT e Coli.T. ($\rho= 0,41$), além de outras correlações positivas significativas, porém mais brandas. As correlações negativas significativas fortes ocorreram entre pH e NT ($\rho= -0,40$) e NA e T°C ($\rho= -0,52$) (**Tabela 25**).

As correlações entre turbidez e SST podem ser explicadas em função da refração da luz sobre materiais dissolvidos ou em suspensão. Já a T°C se correlacionou com a Turb. em função do maior crescimento planctônico (virio, bacterio e fitoplâncton) em altas temperaturas. Muitas dessas associações são indicativas de processos não-naturais, como despejo de efluentes sanitários, inferido através das elevadas correlações entre DBO e FT. Ou seja, a medida que a carga de FT aumenta, se eleva também a DBO, revelando processos de aporte de matéria orgânica no sistema. Apesar de fraca, a correlação negativa entre T°C e OD reforça que o aumento da temperatura prejudica a solubilidade do OD na água, diminuindo sua concentração. A correlação entre *E.coli* e Coli.T. é esperada em águas onde ocorre o despejo de esgotos sanitários (**Tabela 25**).

As correlações positivas entre as frações nitrogenadas eram esperadas, visto que com o aporte de orgânico antrópico (sem limitação de OD) há uma prevalência das reações no sentido da decomposição e degradação. Este processo explica a correlação negativa entre NT e OD, indicando que a degradação de moléculas orgânicas é um dos fatores de consumo de OD. A correlação negativa entre T°C e NA pode ser explicada por dois fatores; a utilização do NA diretamente pelo fitoplâncton como nutriente ou a perda de NA por volatilização na forma gasosa. A correlação negativa, mesma que leve, entre o OD e os principais indicadores de contaminação orgânica e/ou presença de elevadas densidades microbiológicas é explicada

pela respiração de organismos aquáticos, nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias. Por fim, salienta-se que a correlação entre FT e os indicadores indiretos e diretos da presença de matéria orgânica (Coli.T., *E.coli*, DBO e NT) revelam que atividades antrópicas ainda são atores influentes no que diz respeito a qualidade da água na bacia hidrográfica da LRF (**Tabela 25**).

Tabela 25. Matriz de correlação de Spearman obtida para toda a séria de dados físico-químico da água.

Parâmetro	pH	T°C	Salin	OD	Turb	Coli.T.	<i>E.coli</i>	NT	NA	DQO	DBO	SST	FT
pH		-0,23	0,21	0,25	0,11	-0,30	-0,19	-0,40	0,02	0,06	-0,19	0,31	-0,10
T°C			0,20	-0,24	0,38	-0,01	-0,08	-0,06	-0,52	0,00	0,00	-0,08	0,01
Salin				-0,06	0,32	0,23	0,22	-0,06	0,02	0,60	0,29	0,44	0,20
OD					0,15	-0,23	-0,14	-0,37	-0,02	-0,04	-0,09	0,26	-0,16
Turb						0,21	0,30	-0,11	-0,11	0,36	0,31	0,57	0,10
Coli.T							0,90	0,52	0,22	0,37	0,55	0,12	0,41
<i>E.coli</i>								0,42	0,20	0,49	0,55	0,13	0,45
NT									0,40	0,00	0,25	-0,01	0,46
NA										0,00	-0,03	0,00	0,05
DQO											0,51	0,40	0,32
DBO												0,32	0,46
SST													0,20
FT													

A matriz de correlação de Kendall, oriunda da análise de ACP, composta das variáveis físico-químicas estudadas não foi mostrada no texto atual, visto que as correlações entre os parâmetros evidenciadas na matriz anteriormente discutida foram semelhantes à matriz gerada pela análise de componentes principais (ACP). A segunda etapa da ACP concerne à decomposição da matriz de correlação tendo como objetivo identificar os parâmetros representados pelos fatores comuns e independentes (eixos - componentes principais). O melhor comportamento das variáveis de qualidade de água foi aquele composto por três componentes (**Tabela 26**). A seleção do número de componentes teve como base os princípios sugeridos por JOLLIFFE (2002), ou seja, que a porcentagem acumulada da variância total entre 70 e 90% oferece uma ideia razoável da representação da variância original. Adotou-se, como critério para a seleção dos componentes principais, a porcentagem acumulada da variância total dos dados originais de 75%.

Nota-se, na **Tabela 26**, que os três componentes principais (CP) (vetores 1, 2 e 3) determinadas pela ACP explicaram 77,5% da variância total dos resultados. Estes componentes expressam a relação entre os vetores e variáveis originais, permitindo identificar

quais delas apresentam as maiores inter-relações com cada componente. Os valores elevados dos pesos fatoriais de alguns parâmetros sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator. Apresenta-se ainda na tabela abaixo a significância da correlação entre cada variável e os próprios componentes (vetores) gerados. Os autovalores obtidos para cada componente, depois de submeter à matriz a rotação *Varimax* (onde o valor do corte é igual a 1), também foram mostrados, indicando a importância de cada componente na explicação da variabilidade dos elementos na água.

Tabela 26. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados da matriz transformada pelo algoritmo *Varimax*.

Variável	CP1	CP2	CP3
pH	-0,37	0,00	-0,02
T°C	-0,36	0,01	0,04
OD	-0,36	0,06	-0,02
Turb	-0,27	0,26	-0,07
CT	0,35	0,04	-0,04
EC	0,35	-0,01	0,10
NT	-0,14	-0,63	-0,11
NA	-0,06	-0,48	-0,65
DQO	0,35	0,04	0,11
DBO	-0,26	-0,04	0,38
SST	-0,28	0,12	-0,13
FT	0,00	-0,53	0,62
Vetor (Eixo)	Autovalor	% da variação explicada pelo componente	% de variação acumulada
CP1	6,76	56,33	56,33
CP2	1,45	12,06	68,38
CP3	1,09	9,12	77,50

Em negrito, estão marcadas as variáveis que apresentaram correlação (*Pearson* e *Kendall*) positiva com os fatores.

Nas **Figuras Figura 38 a Figura 40** apresenta-se uma representação gráfica dos resultados dos 2 primeiros fatores extraídos da ACP. Salienta-se que os parâmetros *E.coli* e *Coli.T.* foram aqui representados como “EC” e “CT” por limitação do modo de entrada dos dados no programa estatístico. A salinidade (*Salin.*) não foi utilizada na ACP por apresentar influência baixa na variação dos dados, com exceção para a estação CJA. Os dados brutos foram transformados e relativizados anteriormente à análise da ACP. Desta forma, a maior parte da variabilidade e os dois componentes principais gerados puderam ser usados para indicar o processo hidrodinâmico que controla a qualidade das águas, sem perda de características significativas.

A primeira componente explica 56,3% da variabilidade dos dados. Este fator esteve associado às variáveis físicas (T°C, pH, Turb. e SST) e indicadores de biomassa e enriquecimento orgânico (DBO, *Coli.T.* e *E.coli.*), reiterando que as variáveis Turb., SST

DBO, Coli.T. e *E.coli.* são química e biologicamente relacionadas, evidenciando forçantes, processos e fatores semelhantes no que concerne suas variações espaço-temporais. Os resultados confirmaram também a relevância da análise e avaliação do pH e T°C no programa de monitoramento da bacia hidrográfica da LRF realizado atualmente pela SMAC/RJ. Infere-se, assim, que o parâmetro pluviosidade também seja de extrema importância.

Os componentes CP2 e CP3 explicaram 12,1 e 9,1% da variância total da matriz de variáveis padronizadas, respectivamente, estando fortemente associados às variáveis indicativas de cargas de nutrientes provenientes de esgoto doméstico (NT, FT e NA). Pode-se observar que as componentes CP1 e CP2 não apresentaram variáveis comuns na explicação da variabilidade dos parâmetros de qualidade de água, o que torna a matriz de fatores de fácil interpretação. Ratifica-se que foi aplicada a transformação ortogonal dos eixos pelo emprego do algoritmo *Varimax*. Este processo maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (MELO JÚNIOR, 2006). A complexa inter-relação entre distintos parâmetros foi confirmada pela dupla importância da turbidez, apesar de não apresentar forte correlação com cada eixo.

A grande relevância das variáveis NT, FT e NA, OD e T°C são indicativos de representativa carga entre as variáveis de qualidade de água; sendo assim, os dois componentes gerados representam o indicativo de poluição difusa nos rios e canais avaliados, causada por nutrientes presentes no esgoto doméstico (poluição por matéria orgânica) e no material particulado oriundo da lixiviação do solo urbano (escoamento superficial).

Os resultados evidenciam que, de forma geral, as variáveis ambientais selecionadas ao monitoramento dos rios e canais são suficientes no que tange a fidedigna interpretação da variabilidade da qualidade da água. Todavia, 25% da variação observada não pôde ser explicada através dos três vetores/fatores gerados, indicando, então, que a inclusão de novos parâmetros, preliminarmente, deve ser reavaliada pelos gestores do programa de monitoramento. Salienta-se que no último capítulo deste estudo (Capítulo 6 – “Considerações Finais e Recomendações”) é realizada uma discussão mais aprofundada deste tópico, suportada também pelos resultados dos principais índices multimétricos utilizados.

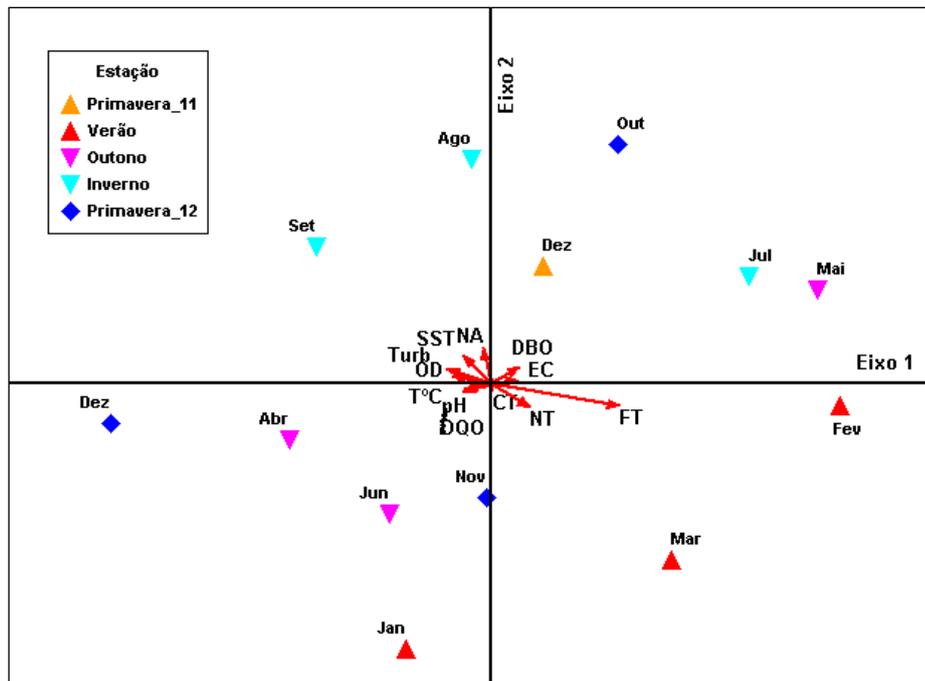


Figura 38. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.

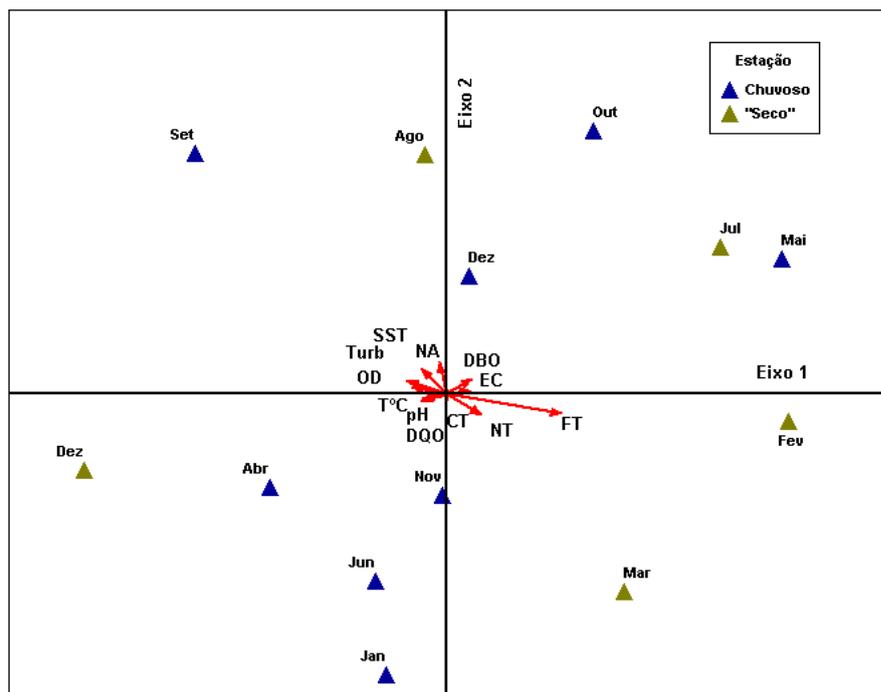


Figura 39. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.

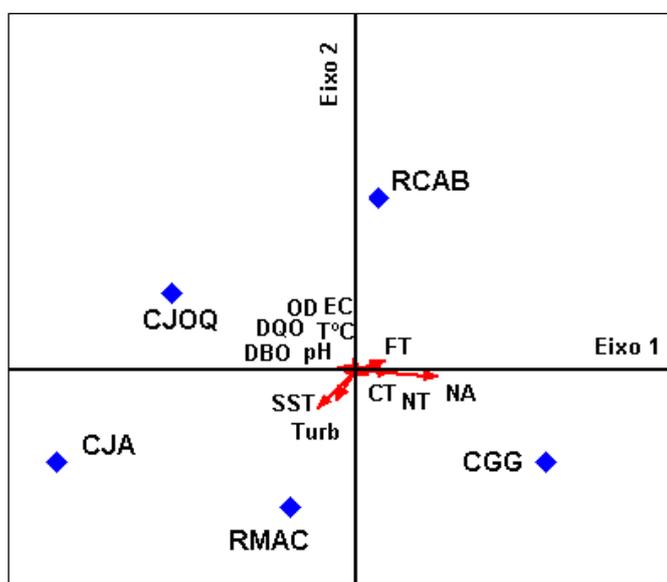


Figura 40. ACP principais parâmetros de qualidade da água para os rios e canais ligados a LRF no período estudado. Resultado por estações do ano.

A ACP resultou na redução de 3 das 18 variáveis analisadas. As variáveis DQO, SST e Coli.T. não se mostraram significativas na explicação da variância total, podendo, possivelmente, ser desconsideradas na continuidade do monitoramento da qualidade da água. Neste tipo de projeto é interessante diminuir o espaço amostral uma vez que, reduzindo o número de variáveis de qualidade de água, reduz-se também o número de análises laboratoriais, economizando tempo e recursos, sendo que esses recursos poderiam ser alocados para a inclusão de outros parâmetros do monitoramento dos recursos hídricos da bacia da LRF. Ratifica-se que os resultados obtidos na ACP subsidiaram a adequação da fórmula de aplicação do índice IQA, tratado no próximo subitem.

Antes de prosseguir para os resultados de aplicação dos índices multimétricos, torna-se *sine qua non* confirmar os padrões identificados através das ACPs, matrizes de correlação e análise descritivas dos dados. Para isso, foi realizada uma ANOSIM (análise de variação da similaridade)

Tabela 27). Valores de R global e pareado entre 0,1 e 0,4 representam diferenciação confiável entre as estações e meses avaliados; já valores acima de 0,5 representam altas distinções. Na tabela a seguir somente foram mostradas as diferenças significativas, causadoras da relativa heterogeneidade espaço-temporal.

Os resultados mostraram que as distinções espaciais entre os pontos amostrais são significativas, porém baixas. Em outras palavras, apesar de ter sido possível identificar que os canais e rios da bacia da LRF apresentam diferentes graus de impacto, não é possível afirmar que as alterações na qualidade da água observadas sejam características marcantes da bacia, principalmente nestas estações localizadas nos baixos cursos dos rios e canais.

Este resultado permite concluir também que as diferenças sazonais (temporais) são mais representativas do que as espaciais. Ou seja, aspectos relacionados direta ou indiretamente com variações climático-meteorológicas; como por exemplo, intensidade e incidência da radiação solar, temperatura do ar e conseqüentemente da água, direção e intensidade de ventos; são preponderantes na variação da qualidade da água nesta bacia. Além disso, flutuações da carga orgânica oriunda de despejos irregulares de esgoto sanitário também se configuram como agentes moldadores do ambiente.

O verão e o inverno apresentaram o maior distanciamento no eixo cartesiano das ACPs. Já a primavera e o outono mostraram-se menos antagônicos e sem um padrão nítido de comportamento. Uma característica ímpar do ano de 2012 foi o fato de a primavera e o outono terem sido as épocas mais chuvosas, com ênfase para o outono. Já o inverno e verão apresentaram com níveis pluviométricos semelhantes. A relativa ausência de um comportamento sazonal nítido pode ser explicada pelo distanciamento entre os meses chuvosos e “secos”, onde conclui-se que a alternância entre períodos quentes, frios, chuvosos e secos são essenciais para entender o ambiente em questão.

Os diferentes graus de antropização e alterações urbanas (vegetação marginal, urbanização, retinização, profundidade etc), além de características naturais particulares, são responsáveis pela diferenciação da qualidade da água dos trechos monitorados. Nota-se que a maior diferenciação ocorreu entre o canal do Jardim de Alah (água salobra) com o rio Cabeças, sendo as diferenças significativas obtidas entre o CJA e as demais localidades. Apesar de um aparente estado mais prístino nos rios (RMAC e, principalmente, RCAB) em relação aos canais (CJOQ e CGG), pode-se considerar que as áreas analisadas são, em geral, semelhantes ao longo do ano.

Tabela 27. Análise de similaridade (ANOSIM *one-way*) global e pareada entre as estações e meses amostrais.

Teste Global - Estações			Teste Global - Meses		
R Global	0,165		R Global	0,200	
NS (%)	0,1		NS (%)	0,1	
Nº de permutações	999		Nº de permutações	999	
Nº de permutações \geq R	0		Nº de permutações \geq R	0	
Teste Pareado			Teste Pareado		
Grupos	R	NS (%)	Grupos	R	NS (%)
RCAB x CJA	0,44	0,10	Jul x Dez	0,87	0,80
CGG x CJA	0,36	0,10	Mai x Dez	0,69	0,80
CJA x CJOQ	0,33	0,10	Fev x Dez	0,68	0,80
RMAC x CJA	0,32	0,10	Fev x Ago	0,67	0,80
			Jan x Jul	0,66	0,80
			Jan x Dez	0,65	0,80
			Ago x Dez	0,60	0,80
			Fev x Jul	0,60	0,80
			Fev x Jun	0,56	1,60
			Jan x Mai	0,53	0,80
			Dez_11 x Jul	0,51	0,80
			Jan x Ago	0,45	0,80
			Jan x Fev	0,42	1,60
			Dez_11 x Ago	0,39	1,60
			Fev x Mai	0,38	1,60
			Dez_11 x Dez	0,36	2,40
			Fev x Set	0,35	0,80
			Jan x Jun	0,32	2,40
			Mar x Jul	0,32	0,80
			Jun x Jul	0,32	4,00
			Jun x Ago	0,32	2,40

Ressalta-se que neste estudo não foram abordadas variações de curto prazo (diárias e/ou semanais). Maiores conclusões acerca da real variação espaço-temporal da qualidade da água foram alcançadas a partir dos índices multimétricos, mostrados no subitem a seguir.

4.2.2. Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água

Neste subitem foram aplicados e discutidos alguns modelos simplificados para a avaliação dos graus de trofia, bem como as suas especificidades quanto à aplicação, tanto em relação aos rios e canais monitorados, quanto às variações temporais em conjunto com as variáveis climáticas (chuva e temperatura). Também foram abordados os distintos limites que definem o grau de eutrofização dos corpos d'água analisados. Se tratando de uma primeira abordagem, foram utilizados os dados disponíveis de FT para o IET e multimétricos para o

ICE, IC e IQA. Os resultados dos índices calculados para todas as amostragens (n= 64) de água encontram-se no **Anexo D**.

A OECD publicou em 1982 um marco nos estudos sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, no qual foram estabelecidos limites para classificação trófica. Por muitos anos, este sistema de classificação foi utilizado também em estudos realizados, principalmente, no sul e sudeste do Brasil. De acordo com este sistema de classificação (OECD, 1982), que utiliza a média anual de FT para cada corpo d'água analisado, as águas dos principais rios e canais são caracterizadas como hipereutróficas ($> 0,100 \text{ mg.L}^{-1}$).

Como estes limites foram estabelecidos para regiões temperadas, Salas e Martino (2001), propuseram um modelo trófico simplificado para fósforo para regiões tropicais. O sistema de classificação gerado, porém, apresenta um número muito reduzido de classes (3) ao contrário do anterior (5). Assim sendo, os cinco pontos amostrais avaliados neste estudo situam-se na classe “eutrófica” ($> 0,072 \text{ mg.L}^{-1}$).

É importante ressaltar que a utilização de um índice simplificado como o IET de Carlson (1977) tem a vantagem de poder ser amplamente aplicado, devido à utilização de parâmetros de simples determinação e baixo custo analítico, como o FT. Neste intuito, Toledo *et al.* (1984) propuseram modificações do Índice de Carlson utilizando dados de programas de monitoramento do Estado de São Paulo. Deste trabalho, resultou uma nova classificação de trofia baseada nas concentrações de clorofila e FT, bem como nos valores de transparência, sendo, portanto, uma versão mais adequada para a determinação do estado trófico do que a anterior. Após o estudo de Toledo (1984), foi realizada uma robusta revisão dos modelos tróficos para ambientes lóticos e lênticos (aqui também considerados os transicionais) por Lamparelli (2004). Este último também se configurou um marco no estudo de trofia em ambientes aquáticos, pois envolveu um gama enorme de dados das principais bacias hidrográficas do Estado de São Paulo.

Os IETs foram calculados para fósforo total (FT). A **Tabela 28** apresenta o resultado da classificação trófica para a bacia hidrográfica da LRF, considerando os resultados do monitoramento, nos diversos pontos (dois canais e dois rios). Apesar de não ser ideal, é mostrado também o IET específico para ambientes lênticos. O propósito desta ação é reforçar a especificidade e funcionalidade do IET de Lamparelli (2004).

Tabela 28. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com as principais metodologias de IET.

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico
Dez	59,5	67,2	71,9	59,3
Jan	59,4	63,8	70,5	58,1
Fev	59,8	78,3	76,6	63,3
Mar	59,6	69,2	72,7	60,0
Abr	59,6	69,3	72,8	60,1
Mai	59,7	71,0	73,5	60,7
Jun	59,5	66,0	71,4	58,9
Jul	59,7	71,3	73,6	60,8
Ago	59,5	65,9	71,4	58,9
Set	58,4	52,8	65,8	54,1
Out	59,2	58,3	68,2	56,1
Nov	59,2	61,4	69,5	57,2
Dez	57,5	44,5	62,4	51,1
Média	59,3	64,5	70,8	58,3
Variação	36,7 - 84,2	36,7 - 84,2	59,1 - 79,0	48,3 - 65,43
Mês	Classificação			
Dez	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Jan	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Fev	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Mar	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Abr	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Mai	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Jun	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Jul	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Ago	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Set	Eutrófico	Mesotrófico	Supereutrófico	Mesotrófico
Out	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Nov	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Dez	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico
Média	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Variação	-	Eutrófico - Hipereutrófico	Eutrófico - Hipereutrófico	Oligotrófico - Supereutrófico

Os resultados do IET (Carlson) revelaram grau eutrófico para todos os meses analisados. Este resultado se deu, provavelmente, pela característica reducionista deste índice, revelando a inexecutabilidade da aplicação deste índice. O fato de ter sido construído para ambientes temperados reforça a assertiva anterior. Além disso, a aplicação precipitada desta metodologia acaba fomentando o discursivo largamente difundido de classificar corpos d'água como sendo eutróficos sem realmente investigarem uma quantidade relevante de dados sobre os mesmos. Mesma situação pode ser estendida aos resultados obtidos através do IET (Lamparelli) para ambientes lênticos. Ou seja, a simples escolha e/ou aplicação errônea da fórmula de IET pode gerar informações não realistas, e, por conseguinte, levar a ações de gerenciamento equivocadas.

O IET de Carlson é uma ferramenta para classificação trófica utilizada mundialmente, inclusive em países com climas também tropicais e subtropicais, como a Índia (MURTHY, 2008). O acompanhamento sistemático da variação do grau de trofia é de suma importância para se acompanhar as variações dos padrões mundiais de avanço da degradação de massas d'água continentais. Sendo assim, a correta escolha do IET é um esforço a ser incentivado pelas agências de bacia brasileiras.

O IET de Toledo, utilizado há anos em estudos nacionais de acompanhamento do estado trófico, indicou também que os rios e canais apresentam-se em processo de eutrofização. Contudo, os resultados revelaram pioneiramente que o estado trófico dos rios e canais apresenta oscilação ao longo do ano, não se mantendo eutrófico durante todo o ano. A variação ficou entre mesotrófico e hipereutrófico. A classificação anual pelo IET de Toledo, no entanto, foi a mesma que a obtida pelo IET de Carlson – eutrófico.

Buscando uma elucidação da real variação do estado trófico da área avaliada, verificase que o IET de Lamparelli apresentou uma maior variação, oscilando entre mesotrófico e supereutrófico, com classificação anual média de mesotrofia. Os meses de maior valor de IET foram fevereiro (seco), maio (pluviosidade moderada) e julho (chuvoso). A estação de maior IET foi o verão e a menor a primavera. Este resultado fornece indício de que a intensidade da radiação solar e conseqüentemente a temperatura da água aparentar ser um fator mais preponderante na determinação do estado trófico (**Tabela 29**).

Estatisticamente não foi verificada diferença significativa entre as estações do ano ($p=0,164$). Esta variação sazonal foi reavaliada mais a frente neste estudo. A correlação entre o IET a pluviosidade foi positiva não significativa ($\rho=0,034$). Já com a temperatura, a correlação foi positiva forte ($\rho=0,669$). O fato de ter sido realizada apenas uma coleta mensal em cada trecho analisado e a pluviosidade ser um parâmetro indireto de comparação (já que é utilizada a pluviosidade acumulada 24 horas antes da data da coleta) pode ser influenciado na baixa correlação entre pluviosidade e os IETs. No entanto, os resultados descritivos dos parâmetros físico-químicos corroboraram com os dados atuais (**Tabela 30**).

Tabela 29. Classificação trófica dos rios e canais em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação / Período	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico
Verão	70,4	60,5
Outono	68,8	59,9
Inverno	63,3	57,9
Primavera	54,7	54,8
Chuvosos	63,7	58,1
Secos	65,8	58,8

No subitem anterior foi verificado que as diferenças espaciais foram menos expressivas que as variações sazonais (temporais), onde somente o ponto CJA apresentou diferenças representativas com as demais estações amostrais. Os IETs, de certa forma, ratificaram esta observação, mostrando classificação trófica idêntica entre as áreas ($p=0,877$). Em contraposição aos resultados da avaliação limnológica descritiva, o ponto RMAC apresentou maior IET.

Tabela 30. Classificação trófica média dos rios e canais em função dos pontos amostrais.

Estação	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico
CGG	59,2	64,9	70,9	58,5
RCAB	59,3	65,4	71,1	58,7
RMAC	59,3	65,7	71,3	58,8
CJA	59,5	65,3	71,1	58,6
CJOQ	59,0	60,7	69,2	57,0
Classificação	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico

O IET a partir do FT apresentou valores que indicaram claramente a influência da precipitação no aumento do grau de trofia. Com isso, os sólidos suspensos trazidos pelas águas pluviais e efluentes alóctones acarretam em um enriquecimento de nutrientes da água e o provável desenvolvimento bacteriano, protozoológico e fitoplanctônico. Com relação ao estado de evolução trófica, os resultados médios determinaram condições eutróficas tendendo à mesotróficas para o ambiente de estudo ao longo dos meses amostrados.

Os resultados do IET obtidos neste estudo correspondentes ao FT devem ser considerados como uma medida do potencial de eutrofização, pois este nutriente atua como o agente causador do processo. Com isso, diante da manutenção do acompanhamento sistemático do grau trófico dos principais tributários à LRF pelos órgãos públicos, pode-se considerar o IET de Lamparelli como um modo eficiente, fácil e de baixo custo para tomadas de medidas de gerenciamento dos recursos hídricos da bacia. Os resultados ratificaram ainda a importância do IET de Lamparelli (2004) para a classificação trófica de rios em regiões tropicais. Já os IETs de Carlson e Toledo foram considerados como restritivos e conservadores no atual estudo, não refletindo um grau de trofia fidedigno para os ambientes estudados.

As **Figuras Figura 41 e Figura 42** resumam os resultados obtidos para os IETs que apresentaram as caracterizações mais eficientes e realistas no que tange a definição do estado trófico dos principais tributários da LRF. A respeito da contradição evidenciada pelos dois principais IETs, visto que um classificou os rios e canais como sendo majoritariamente

eutrófico e o outro como mesotrófico, salienta-se que outros também reportaram diferentes classificações tróficas de um mesmo corpo hídrico (COELHO, 2007; FIA, 2009; GONZÁLEZ, 2008).

Quanto à evolução temporal do estado trófico, verificou-se uma tendência de decaimento dos valores de IET (coeficiente de determinação linear igual a $-0,480 - R^2$). Ou seja, aparentemente, há uma propensão de estabilização anual do estado trófico para a situação de mesotrofia. A segunda hipótese seria de que os resultados revelaram apenas uma resposta às variações climáticas, visto que o segundo semestre foi significativamente menos chuvoso que o primeiro. Desta forma, o período avaliado ratificaria que os rios e canais oscilam constantemente entre oligotrofia e supereutrofia. A terceira hipótese seria a de que os trezes meses monitorados mostraram uma melhora das condições sanitárias do entorno dos rios e canais, diminuindo a carga de matéria orgânica nos corpos d'água e, conseqüentemente, aumentando a qualidade da água e estabilizando o estado trófico em uma condição de menor produtividade (**Figuras Figura 41 e Figura 42**). Os parágrafos seguintes procuraram elucidar estas incertezas.

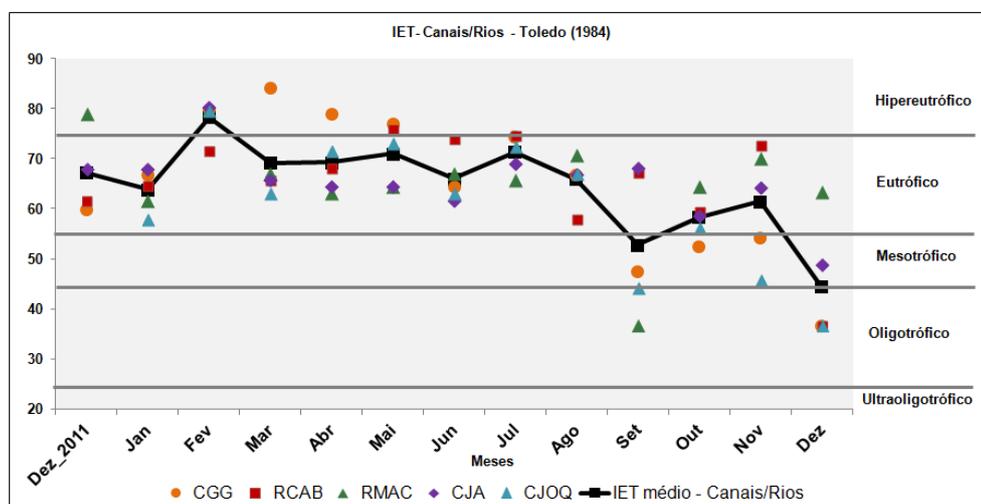


Figura 41. Variação dos IET de Toledo nos rios e canais ao longo do ano de 2012.

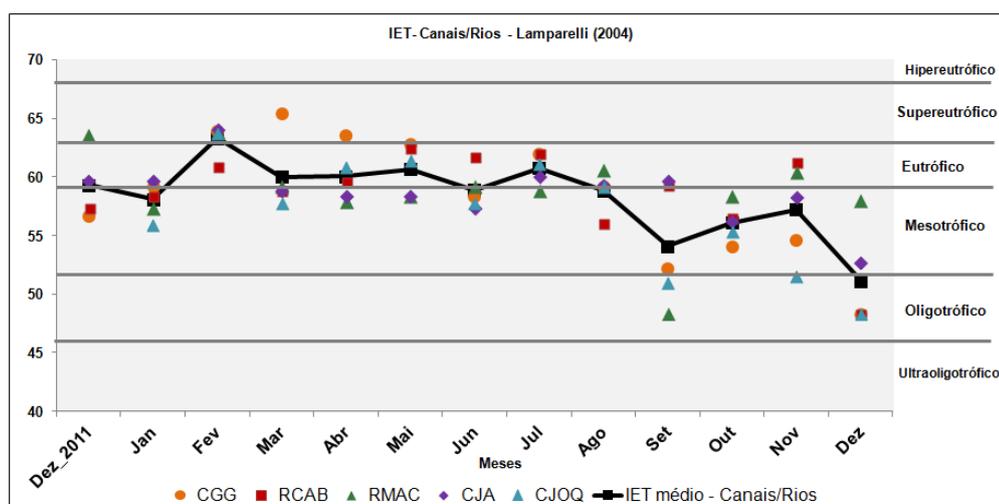


Figura 42. Variação dos IET de Lamparelli nos rios e canais ao longo do ano de 2012.

O índice de conformidade (IC) utilizado atualmente pelo INEA/RJ para monitorar e avaliar temporal e espacialmente a conformidade dos dados do monitoramento de água do complexo lagunar de Jacarepaguá/RJ em relação à CONAMA Resolução 357/05. Os resultados obtidos para o IC são apresentados nas **Tabelas Tabela 31** e **Tabela 32**.

Os resultados indicaram conformidade com os padrões CONAMA (qualidade da água) variando entre satisfatório e péssimo, com média de 15,2, também considerado péssimo. Não foram verificadas diferenças significativas entre as médias mensais do IC ($p= 0,507$) em função da elevada variação interna dos resultados de cada mês.

Tabela 31. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o IC-INEA/RJ.

Mês	IC - INEA/RJ	Classificação
Dez_2011	8,5	Péssimo
Jan	2,6	Péssimo
Fev	32,4	Péssimo
Mar	23,9	Péssimo
Abr	5,4	Péssimo
Mai	46,4	Péssimo
Jun	6,3	Péssimo
Jul	23,7	Péssimo
Ago	12,8	Péssimo
Set	2,7	Péssimo
Out	22,6	Péssimo
Nov	8,6	Péssimo
Dez	1,0	Satisfatória
Média	15,2	Péssimo
Variação	0,35 - 136,7	Satisfatório - Péssimo

Não obstante a funcionalidade deste índice, o perfil de variação se mostrou bastante semelhante ao verificado para o estado trófico com correlação negativa com a pluviosidade

($\rho = -0,135$) e positiva forte com a temperatura ($\rho = 0,553$). Esta disparidade de correlação entre temperatura e pluviosidade e a elevada variação interna dos dados são algumas das razões pela qual novamente não foi verificada diferença significativa entre as estações do ano e os períodos secos e chuvosos. Apesar disso, verifica-se que tanto a época de maior incidência solar (maior temperatura - verão) quanto o período que apresentou a maior pluviosidade (outono) apresentaram ICs médios superiores a primavera e inverno.

Tabela 32. Classificação a partir do IC-INEA/RJ dos rios e canais em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	IC - INEA/RJ
Verão	20
Outono	19
Inverno	13
Primavera	11
Meses	IC - INEA/RJ
Chuvosos	13
Secos	19

Apesar de não significativo ($\rho = 0,553$), os resultados de IC revelaram uma tendência à pior qualidade da água no CJOQ e no CJA, provavelmente, relacionadas à maior presença de coliformes termotolerantes ao longo do ano nestes canais, revelando, então, que existe uma tênue diferença espacial em relação ao atendimento aos limites da resolução CONAMA 357/05 (**Tabela 33**).

Tabela 33. Valores médios de IC entre as estações amostrais.

Estação	IC - INEA/RJ	Classificação
CGG	14,7	Péssimo
RCAB	11,8	Péssimo
RMAC	14,6	Péssimo
CJA	16,0	Péssimo
CJOQ	18,0	Péssimo

A **Figura 43** mostra melhor a variação dos ICs em relação às estações amostrais durante o período analisado (ano de 2012). A mesma figura revela que não foi apresentada uma tendência de melhora em relação a qualidade da água, diferentemente, do estado trófico. Estatisticamente a curva apresenta uma estabilidade dinâmica, com coeficiente angular negativo ($\alpha = -0,06$) e coeficiente de determinação linear positivo ($R^2 = 0,04$), ambos sem representatividade no que concerne à uma tendência de melhoria.

A aplicação do índice prevê a utilização de todos os parâmetros que sejam contemplados pela resolução CONAMA e que sejam monitorados constantemente pelos

Buscando alcançar este objetivo, para os mesmos resultados foram aplicados também o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE). Como verificado no subitem 2.3.5 deste estudo, o ICE é largamente utilizado no Canadá, onde caracteriza-se como o principal índice norteador de ações relacionadas à gestão das bacias hidrográficas do país (CCME, 2001). Ainda neste país, ressalta-se o grande número de publicações científicas que utilizaram o ICE ou adaptações do meio para investigação das variações espaço-temporais da qualidade da água em diversos ambientes lênticos e lóticos (KHAN e KHAN, 2004; KHAN, 2005; LUMB, 2006). No Brasil, esse índice já foi aplicado por Amaro *et al.* (2008) na Bacia dos rios Capivari e Jundiaí, e por CETESB (2012b) em águas costeiras do Estado de São Paulo, revelando a ampla gama de ecossistemas em que o ICE pode ser aplicado.

A **Tabela 34** mostra os principais resultados obtidos a partir da aplicação do ICE, onde verifica-se que a classificação variou entre péssima e regular, com média de 45,8, revelando qualidade ruim das águas dos rios e canais avaliados. Por levar em consideração diversos aspectos e fatores no que tange a correção dos cálculos envolvidos, nota-se que a variação dos dados apresentou uma amplitude significativamente inferior ao verificado para o IC-INEA/RJ. Contudo, de certa forma, os resultados finais foram semelhantes e até comparáveis, sendo que o ICE apresentou maior capacidade de se avaliar a qualidade da água em relação ao enquadramento à resolução CONAMA 357/05.

O menor valor (pior qualidade) de ICE foi verificado em maio (24,9) na estação CJOQ e o maior valor em dezembro no ponto RCAB (71,9 – classificação “boa”). Apesar de terem sido confirmadas diferenças significativas entre os meses ($p= 0,04$), não foram verificadas diferenças estatísticas significativas entre as estações do ano ($p= 0,64$), apesar de aparentemente distintas. Nota-se que os meses chuvosos de maio (frio) e dezembro/2011 (quente) apresentaram os piores resultados de ICE (**Tabela 34**).

Tabela 34. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o ICE.

Mês	ICE (CCME, 2001) - Média	Classificação
Dez_2011	37,2	Péssima
Jan	49,0	Ruim
Fev	29,7	Péssima
Mar	38,8	Péssima
Abr	49,0	Ruim
Mai	24,9	Péssima
Jun	67,3	Regular
Jul	40,0	Péssima
Ago	60,1	Regular
Set	60,7	Regular
Out	33,4	Péssima

Nov	33,8	Péssima
Dez	71,9	Regular
Média	45,8	Ruim
Varição	24,9 - 71,9	Péssima - Regular

Os resultados anteriores foram confirmados pela ausência de correlação entre pluviosidade ($\rho = -0,058$) e temperatura ($\rho = 0,521$) e o ICE, respectivamente. O verão apresentou a pior qualidade da água e o inverno a melhor, sendo a primavera e outono intermediários. Não foi verificada também diferença representativa entre os pontos amostrais ($p = 0,507$), apesar de, novamente os rios RCAB e RMAC apresentarem a melhor qualidade de água anual e o CJOQ a pior. Este resultado corrobora a hipótese já anteriormente abordada de que a variação temporal sazonal na bacia da LRF é preponderante em relação à espacial (Tabelas Tabela 35 e Tabela 36).

Tabela 35. Classificação dos rios e canais a partir do ICE em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	ICE (CCME, 2001)
Verão	39
Outono	47
Inverno	54
Primavera	46
Meses	ICE (CCME, 2001)
Chuvosos	44
Secos	48

Tabela 36. Valores médios de ICE entre as estações amostrais.

Estação	ICE (CCME, 2001)	Classificação
CGG	48,4	Ruim
RCAB	50,0	Ruim
RMAC	48,6	Ruim
CJOQ	47,1	Ruim

A **Figura 44** expõe os resultados mensais de ICE durante os treze meses avaliados. A tendência dos valores de ICE apresentaram um caráter mais positivo quando comparado ao IC (mostrado anteriormente), porém o coeficiente angular ($\alpha = 1,37$) e de determinação ($R^2 = 0,13$) não foram significativos, ratificando a tendência de estabilidade da qualidade da água em como “ruim”. Os ICes regulares de junho (chuvoso e frio) e dezembro (quente e seco) revelam ainda que, além dos fatores climáticos e morfométricos de cada trecho de rio e canal avaliado, ações antrópicas são determinantes na variação da qualidade da água local.

Os resultados do ICE mostraram, em síntese, que a qualidade de água dos principais rios e canais está afetada, isto é, com frequência os parâmetros de qualidade da água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento. A **Figura 44** mostra uma situação preocupante, pois indica uma tendência estacionária de não melhoramento das condições hídricas, o principal problema é a forte influência dos lançamentos de efluentes domésticos e contaminação por coliformes termotolerantes presentes nestes trechos, visto que o FT e *E.coli* foram as variáveis que mais apresentaram não conformidades. A continuidade de adoção de medidas de recuperação da qualidade da água nestes trechos deve ser encarada como ação prioritária pelos gestores locais.

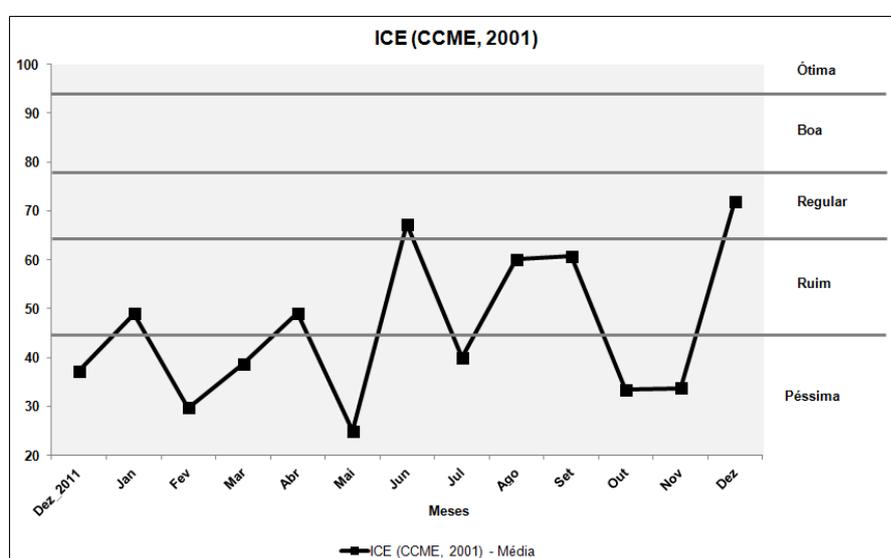


Figura 44. Variação temporal do ICE nos rios e canais.

Diante da opinião atual de diversos pesquisadores que afirmam que os padrões de enquadramento e os limites preconizados pela resolução CONAMA 357/05 devam ser revisados, torna-se essencial a utilização de um índice de qualidade da água – igualmente robusto estatisticamente e que seja amplamente utilizado e testado – não levando em consideração o enquadramento em nenhuma legislação. Desta forma, é possível avaliar, de fato, o comportamento multiparamétrico da variação da qualidade hídrica excluindo fatores reducionistas.

Como forma de confirmar os padrões anteriormente discutidos, foi calculado o Índice de Qualidade das Águas (IQA) desenvolvido inicialmente pela *National Sanitation Foundation* em 1970, adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) em 1975, depois pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) pertencente a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM/MG) e, por último, adaptado à bacia

hidrográfica da LRF pelo atual estudo. Atualmente, o IQA é o índice de qualidade da água mais utilizado pelas Unidades da Federação brasileiras.

A fórmula do IQA adaptado para o estudo foi preservada, sendo idêntica à utilizada pela CETESB (2004). Como o IQA da CETESB avalia a condição de utilização da água para fins de abastecimento público, considerando um tratamento convencional, outros usos da água não são diretamente contemplados pelo IQA. Sendo assim, qualquer análise dos dados do IQA CETESB (2004) deve sempre considerar essa limitação. Sendo assim, salienta-se que a divisão das classes de qualidade da água utilizada pela FEAM/IGAM é mais adequada para a avaliação de qualidade da água com foco em um gerenciamento voltado à manutenção dos serviços ecológicos e paisagísticos. Tal sistema de classificação foi seguido por este estudo.

Já os parâmetros foram adaptados, variando apenas nas formas de fósforo e nitrogênio utilizadas. Para este estudo, foi utilizado a variável FT (igualmente à CETESB), mas o nitrogênio foi utilizado a partir da sua forma reduzida amoniacal (NA). O IQA da FEAM/IGAM utiliza o fosfato. Diante de um n-amostal considerável, foram recalculados os pesos do NA e FT (gráficos e resultados não mostrados), mantendo o somatório de peso final igual a 1. O peso foi definido a partir das curvas médias da variação do NA e do FT para os dados atuais da SMAC/RJ. Após isso, as curvas foram comparadas com outras traçadas a partir de dados pretéritos (2003-2005). Como as curvas apresentaram grandes semelhanças, os pesos relativos à importância do NA e FT na variação da qualidade foram obtidos a partir dos valores médios da correlação entre estes parâmetros e os dois eixos principais das ACPs geradas. Em seguida estes valores foram comparados com os valores da correlação de *Spearman* e *Kendall-tau* entre os parâmetros NA e NT e com a curva de regressão entre o FT e o NA e NT.

Com a finalidade de conhecimento da variação da qualidade de água durante os treze meses monitorados, são apresentados, através das **Tabelas**

Tabela 37 e **Tabela 38** e **Anexo D**, os resultados de IQA para a bacia hidrográfica da LRF. Destaca-se a diferença entre as metodologias de IQA utilizadas. Enquanto que o IQA CETESB variou entre regular e ótima, com classificação média anual como boa, o IQA FEAM/IGAM variou entre ruim e boa, com classificação média anual como qualidade média. Já o atual estudo, que usou IQA de FEAM/IGAM adaptado à realidade da LRF através das variáveis FT e NA, mostrou uma concordância com o IQA FEAM/IGAM original. Este resultado preliminar atesta a viabilidade e exequibilidade deste índice. O IQA_{adaptado} variou também entre ruim e boa, com classificação anual como qualidade média.

Tabela 37. Variação mensal do IQA dos rios e canais.

Mês	IQA	Classificação	
		FEAM/MG (2005)	CETESB (2004)
Dez_2011	58,9	Média	Boa
Jan	59,0	Média	Boa
Fev	47,0	Ruim	Regular
Mar	54,8	Média	Boa
Abr	64,3	Média	Boa
Mai	49,3	Ruim	Regular
Jun	56,1	Média	Boa
Jul	55,4	Média	Boa
Ago	68,7	Média	Boa
Set	66,0	Média	Boa
Out	53,7	Média	Boa
Nov	58,7	Média	Boa
Dez	74,0	Boa	Boa
Média	58,9	Média	Boa
Variação	36,2 - 88,7	Ruim - Boa	Regular - Ótima

Tabela 38. Variação mensal do IQA adaptado aos rios e canais.

Mês	IQA _{adaptado}	Classificação
Dez_2011	59,4	Média
Jan	59,8	Média
Fev	48,3	Ruim
Mar	55,6	Média
Abr	64,8	Média
Mai	49,8	Ruim
Jun	56,9	Média
Jul	56,3	Média
Ago	68,9	Média
Set	66,5	Média
Out	54,1	Média
Nov	58,9	Média
Dez	74,3	Boa
Média	59,5	Média
Variação	37,6 - 89,6	Ruim - Boa

Os valores médios de IQA calculados para o período seco e chuvoso, assim como entre as estações do ano, encontram-se listados na **Tabela 39**. Os meses que apresentaram piores qualidades hídricas foram fevereiro (49,8 - quente e seco) e maio (49,8 - quente e úmido). Já a melhor classificação foi determinada em dezembro de 2012 (74,3 - quente e seco). Este resultado permite inferir que tanto a pluviosidade quanto a temperatura da água influem diretamente na dinâmica dos fatores que alteram a qualidade da água. Esta hipótese foi comprovada pelas correlações negativas entre a pluviosidade ($\rho=0,213$) e temperatura da água ($\rho=0,410$) com o IQA.

Apesar de ter havido diferenças representativas entre os meses, estas não foram significativas ($p=0,156$). Provavelmente, o n-amostral mínimo utilizado para realizar os testes de *U-de-Mann-Whitney* ou *Kruskal-Wallis* para cada estação do ano influenciou no resultado,

visto que aparentemente a primavera e o inverno apresentaram maiores IQAs e, por conseguinte, uma melhor qualidade da água. A elevada amplitude pluviométrica e de temperatura no outono, logo após as pancadas esparsas de chuvas e altas temperaturas do verão, provavelmente, faz com que a qualidade da água destas estações sejam semelhantes.

Tabela 39. Valores do IQA adaptado à bacia hidrográfica da LRF em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	IQA Médio	IQA _{adaptado} Médio
Verão	54	55
Outono	57	57
Inverno	63	64
Primavera	62	62
Meses	IQA	IQA _{adaptado}
Chuvosos	58	59
Secos	60	61

Já com relação a variação espacial da qualidade da água entre os rios e canais avaliados, os IQAs médios anuais revelaram a existência de uma distinção espacial significativa ($p= 0,044$) durante o período analisado. O teste *post-hoc* de *Student Newman-Keuls* confirmou que as estações RMAC e RCAB e CGG ($p= 0,010$) e CJOQ ($p= 0,008$) apresentam qualidade hídrica distintas, apesar de todas serem classificadas como classe média. Já a estação CJA apresentou valor mediano, não sendo diferentes às demais. Este resultado confirma um fato apenas inferido através do IET, IC e ICE: diferentes graus de antropização afetam a bacia hidrográfica da LRF (**Tabelas Tabela 40 e Tabela 41**).

Tabela 40. Valores médios do IQA entre as estações amostrais.

Estação	IQA	FEAM/MG (2005) CETESB (2004)	
		Classificação	
CGG	55,1	Média	Boa
RCAB	66,8	Média	Boa
RMAC	61,5	Média	Boa
CJA	56,0	Média	Boa
CJOQ	55,4	Média	Boa

Tabela 41. Valores médios do IQA adaptado entre as estações amostrais.

Estação	IQA _{adaptado}	Classificação
CGG	55,7	Média
RCAB	67,4	Média
RMAC	62,2	Média
CJA	56,5	Média
CJOQ	56,1	Média

As **Figuras Figura 45 a Figura 47** apresentam visualmente a variação dos três IQAs avaliados. A partir destas é possível concluir que a utilização do IQA_{adaptado} configura-se como uma ferramenta de extrema utilidade no que tange o monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica da LRF. De acordo com o IQA CETESB conclui-se que os trechos avaliados apresentam águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público. Já com relação ao IQA FEAM/IGAM as águas classificam-se como impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.

Como o objetivo final desta avaliação não é a avaliação para abastecimento público e sim para manutenção das condições ecológicas mínimas, conclui-se que, diferentemente dos índices relacionadas ao enquadramento legal (IC e ICE), o IQA revelou que estes rios e canais apresentam produtividade entre intermediária e alta, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, em grade parte do tempo. De forma geral, apresentam-se afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e da turbidez e interferências nos seus múltiplos usos.

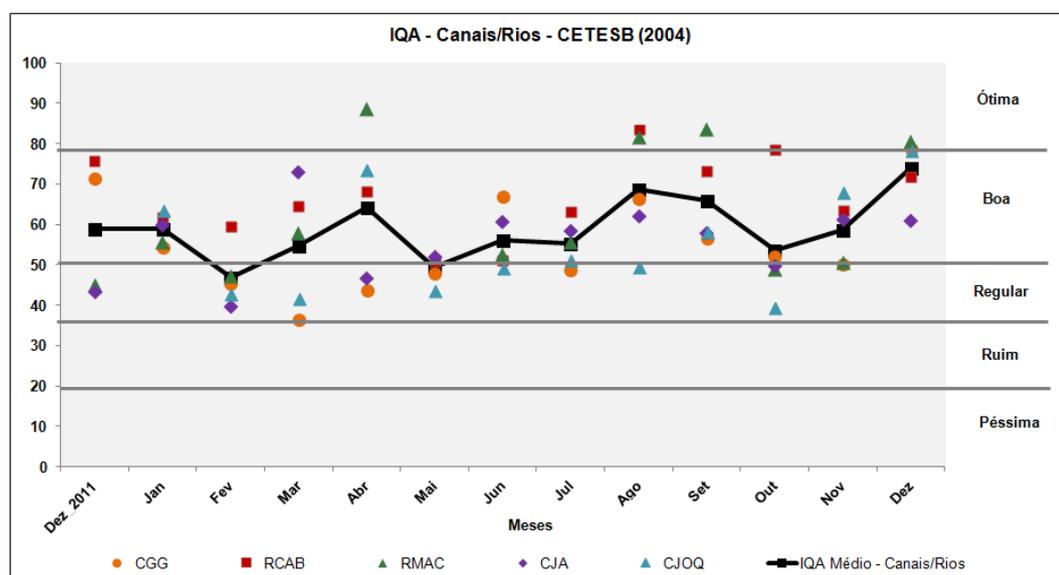


Figura 45. Evolução temporal do IQA CETESB.

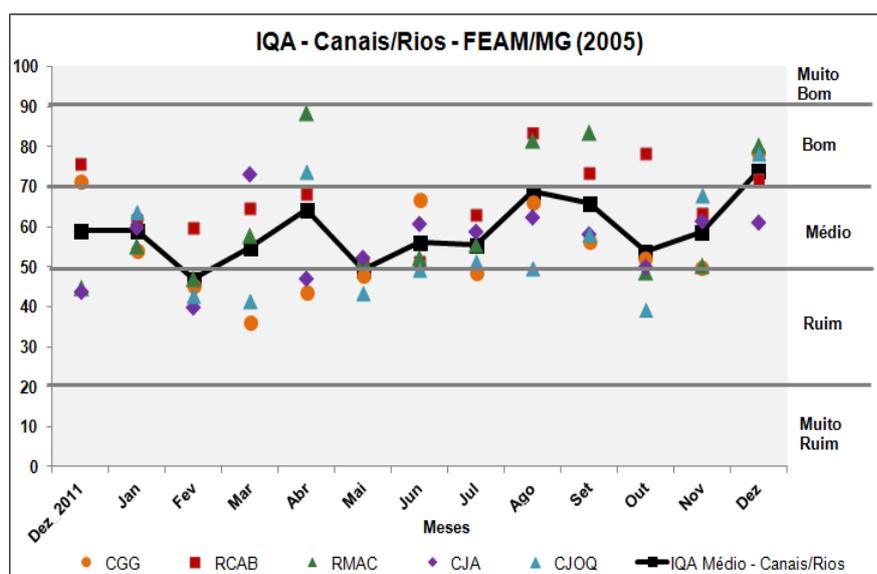


Figura 46. Evolução temporal do IQA FEAM/IGAM.

A Figura 47 abaixo apresentou um coeficiente angular ($\alpha= 0,920$) e de determinação ($R^2= 0,211$) mais significativos que os demais índices, mostrando que há uma tendência de melhora tímida na qualidade da água dos rios e canais ao longo do ano de 2012.

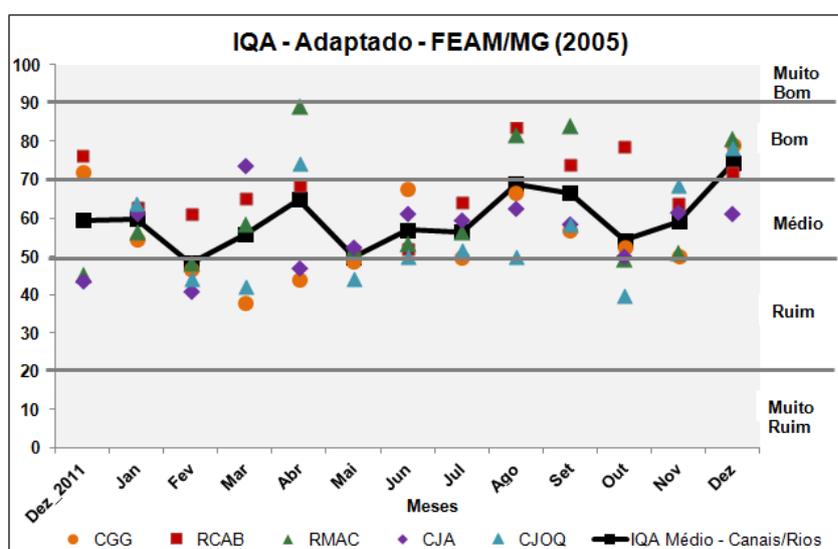


Figura 47. Evolução temporal do IQA_{adaptado}.

Visto que poucos índices apresentaram diferenças sazonais significativas (prejudicada pelo n-amostal) e que as regressões lineares, de forma geral, apresentaram uma branda tendência de melhoria da qualidade da água e estabilização do estado trófico, foi aplicada a análise de tendência pelo método de *Mann-Kendall*, uma metodologia mais sensível e específica para tal finalidade. O objetivo final foi aprofundar o conhecimento sobre a série temporal estudada no sentido de confirmar a hipótese supramencionada.

Os resultados da análise de tendência são apresentados na **Tabela 42** e foram realizados com as médias de todas as estações, visando obter uma caracterização geral da região. Verifica-se que somente o IQA e o IET de Toledo apresentaram tendências significativas. Ou seja, dos três índices considerados ideais (IQA_{adaptado}, IET Lamparelli e ICE) para a aplicação na bacia hidrográfica da LRF, somente o IQA apresentou uma expectativa de melhora da qualidade da água. Apesar de não significativa, a tendência para o IET Lamparelli é também de provável estabilização da variação entre os estados meso e eutróficos.

Tabela 42. Sumário dos resultados das análises de tendências ($p < 0,05$) no período entre dez/11 e dez/12.

Mann-Kendall	IQA _{adaptado} (FEAM/MG, 2005)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IC (INEA/RJ)	ICE (CCME, 2001)
<i>tau</i>	0,067	-0,283	-0,157	-0,067	0,087
<i>p</i>	0,045	< 0,001	0,08	0,6	0,9
NS	s	s	ns	ns	ns
Tendência	+ (melhora)	- (melhora)	- (melhora)	st (estagnação)	st (estagnação)

Sendo que: + representa tendência positiva, - tendência negativa, s tendência significativa, ns tendência não significativa e st não apresenta tendência.

As **Figuras Figura 48 a Figura 51** buscaram resumir espacialmente todos os resultados discutidos anteriormente, onde é possível verificar que a diferenciação espacial da bacia hidrográfica em relação à qualidade da água é pouco relevante quando comparado com a influência da sazonalidade. Os valores de “*stress*” obtidos, todos inferiores a 0,2, ratificam que a ordenação bidimensional não é aleatória. Entretanto, valores entre 0,1 e 0,2 revelaram que a correlação entre os grupos de meses, estações do ano, período chuvoso-seco ou pontos amostrais formados apresentam fatores externos aos agrupamentos que não somente as variáveis avaliadas. Apesar da elevada similaridade entre os trechos analisados, verifica-se que os rios Cabeças e Macacos apresentaram uma qualidade da água relativamente superior aos canais.

De forma geral, verificou-se que meses mais quentes e mais chuvosos tendem a apresentar estados tróficos mais elevados. Todavia, as análises multivariadas mostradas abaixo evidenciaram que as forças atuantes no sistema monitorado são de identificação complexa, requerendo, então, um acompanhamento mais profundo e sistemático. Muitas vezes eventos de características estocásticas ou extrínsecos específicos – como, por exemplo, variações diárias na forma de pulsos de aportes de lançamentos irregulares de fluentes sanitários a partir de entradas ainda desconhecidos – atuam no sistema diminuindo a qualidade das águas.

As correlações ora significantes entre os índices e pluviosidade ora entre os índices e a temperatura da água revelam que fatores climáticos, ou a ele ligados, governam a variação da qualidade da água. No entanto, como tais fatores são inter-relacionados, efeitos sinérgicos passam a interferir no sistema. Por exemplo, o escoamento superficial pode estar contribuindo para esta fraca tendência de melhora do sistema, favorecendo a entrada de contaminantes de origem fecal e de carga orgânica, elevando a turbidez e a concentração de sólidos e da demanda bioquímica de oxigênio.

De certa forma, pode-se dizer que a aplicação do IET (Lamaparelli), ICE (CCME) e IQA (FEAM/IGAM adaptado) são ferramentas valiosas na gestão comparativa da bacia hidrográfica da LRF. Em adição, ressalta-se que medidas como o Projeto Lagoa Limpa e ações integradas entre INEA/RJ, SMAC/RJ, CEDAE e COMLURB devem, não só ser incentivadas, assim como mantidas sistemática e continuamente, visto que a tendência de melhora e estabilização do estado trófico e da qualidade da água dos rios/canais, provavelmente, são consequências benéficas do tipo de ações mencionadas.

Como as coletas foram realizadas nos trechos finais (ou mais baixos) de escoamento dos canais e rios onde é maior a ocupação humana e, conseqüentemente, maior a carga orgânica; deve ser incentivado o monitoramento através de índices multimétricos de fácil interpretação, ao longo de todo curso dos rios. Apesar de estável, verifica-se uma vulnerabilidade conspícua dos rios analisados, isto é, episódios atípicos não esperados, como chuvas e secas extremas e problemas repentinos e agudos no sistema de saneamento/drenagem, podem, rapidamente, causar um desequilíbrio deste sistema hídrico urbano.

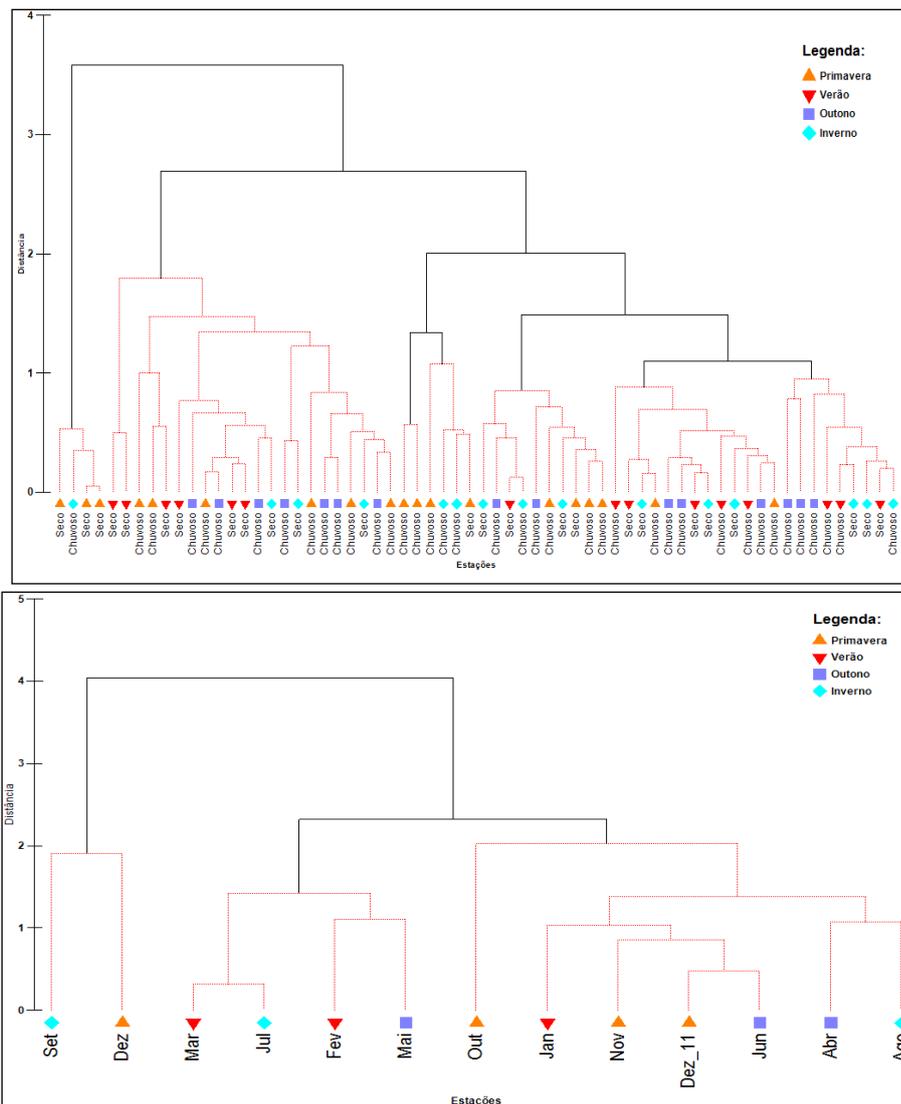


Figura 48. Análise de agrupamento (*Cluster*) espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em função das estações amostrais e estações do ano.

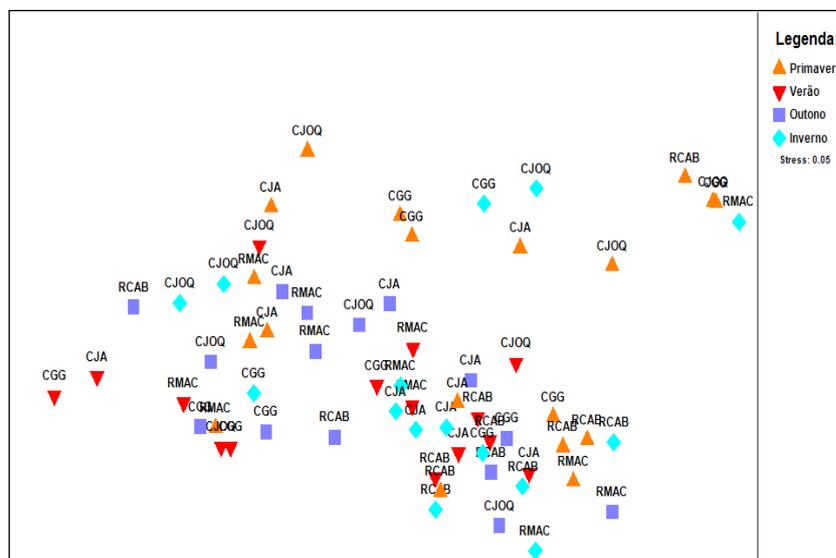


Figura 49. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em diferentes estações do ano.

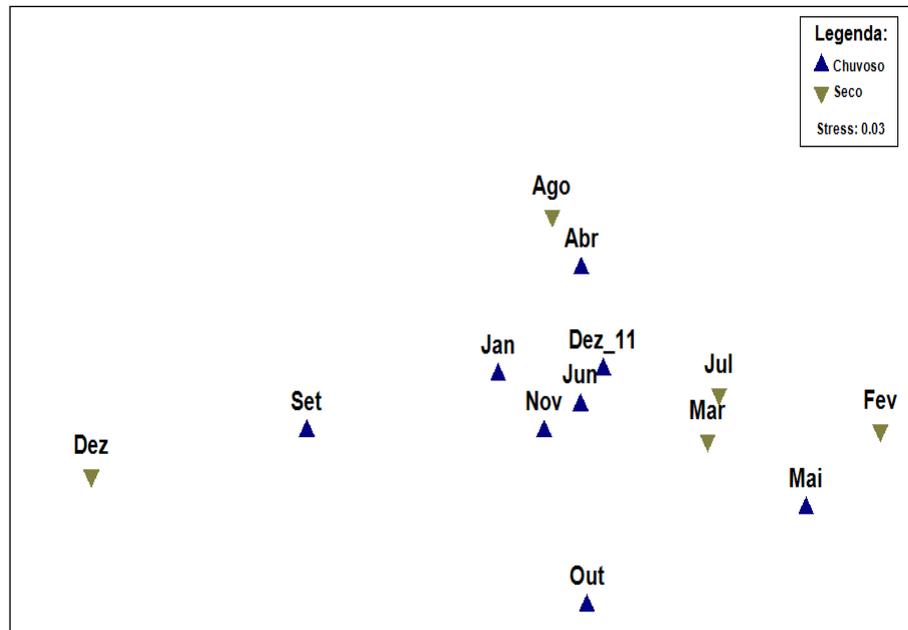


Figura 50. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada nos períodos chuvoso e seco.

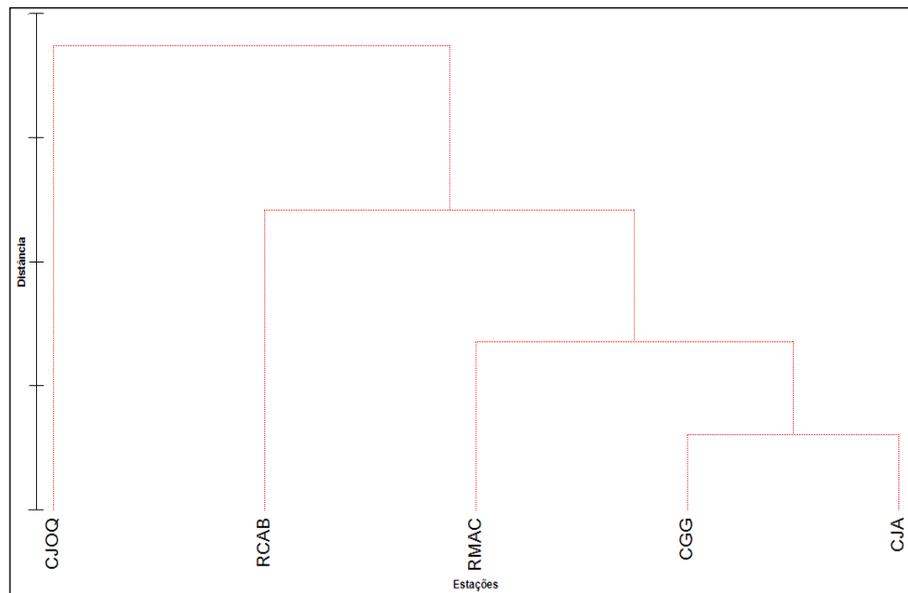


Figura 51. Análise de agrupamento (*Cluster*) através dos índices de estado trófico e qualidade da água, avaliada em função dos pontos amostrais.

4.3. Lagoa Rodrigo de Freitas

4.3.1. Variação dos Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos

É válido salientar que o objetivo deste trabalho foi identificar padrões de variação espacial, mensal e sazonal, não sendo abordado oscilações diárias (coletas sempre no período da manhã). Somente a água superficial ($\pm 0,3$ m) foi avaliada. Colocações a respeito de variações verticais na coluna d'água ou diárias são apenas inferências ou conclusões de estudos anteriores realizados na LRF. No **Anexo B** pode-se verificar todos os parâmetros (dados mensais) discriminado por estação amostral. Já os gráficos *box-plot*, mensais e anuais, podem ser visualizados no **Anexo C**.

O resumo descritivo mensal das análises oriundas da caracterização ambiental da lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) é apresentado na **Tabela 43**. Com exceção dos parâmetros Coli.T e *E.coli* (que foram utilizadas, quando possível as medianas), os valores considerados como extremos, após análise estatística, e notadamente caracterizado como erros metodológicos, não foram levados em consideração para a elaboração da tabela descritiva mostrada a seguir (os valores discrepantes, ou *outliers*, foram mantidos nas análises).

Percebe-se que, de forma geral, mediante o grande n-amostral utilizado (média de cinco campanhas mensais), que os desvios e erros padrões foram baixos. Destacam-se as proximidades entre os valores das médias e medianas, com exceção das variáveis microbiológicas. Este fato credibiliza todas as interpretações realizadas no atual estudo, assim como demonstra a qualidade dos dados fornecidos pela SMAC/RJ.

Tabela 43. Resumo descritivo dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados na LRF entre dez/11 e dez/12.

Meses / Parâmetros	pH	T	Salin	OD	Turb	Secchi	Coli.T	<i>E.coli</i>	NA	COT	FT
Unidade	-	°C	-	mg.L ⁻¹	UNT	(m)	NMP.100.mL ⁻¹	NMP.100.mL ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Dez	8,34	28,0	16,0	6,0	5,6	0,69	84673	3799	0,095	4,0	0,082
Jan	8,41	28,5	14,9	5,1	6,5	0,57	171028	763	0,428	6,1	0,073
Fev	8,51	30,5	14,4	6,0	9,4	0,47	25921	849	0,049	6,7	0,131
Mar	8,28	30,2	14,7	7,4	9,4	0,43	2847	353	0,163	8,4	0,122
Abr	8,19	27,8	14,6	6,7	5,4	0,59	28284	2462	0,217	17,4	0,104
Mai	8,34	24,5	13,7	6,8	4,2	0,50	25757	4043	0,364	7,9	0,058
Jun	8,31	23,9	13,2	7,3	12,2	0,52	21912	1150	0,301	8,9	0,062
Jul	8,36	23,2	13,4	8,4	21,4	0,37	27321	758	0,174	12,9	0,078
Ago	8,45	23,6	15,9	7,9	19,4	0,61	4277	248	0,309	9,8	0,078
Set	8,28	24,7	15,5	6,7	23,0	0,50	8226	364	0,208	8,1	0,081
Out	8,56	26,3	14,3	6,9	13,7	0,46	66157	2825	0,160	7,3	0,056
Nov	8,35	26,5	14,3	6,4	16,7	0,51	34886	1786	0,227	8,8	0,052

Meses / Parâmetros	pH	T	Salin	OD	Turb	Secchi	Coli.T	<i>E.coli</i>	NA	COT	FT
Unidade	-	°C	-	mg.L ⁻¹	UNT	(m)	NMP.100.mL ⁻¹	NMP.100.mL ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Dez	8,53	30,1	14,1	6,9	13,9	0,53	30671	999	0,407	3,4	0,063
Min	8,19	23,23	13,17	5,1	4,24	0,37	2847	248	0,05	3,38	0,05
Máx	8,56	30,48	16,02	8,4	22,96	0,69	171028	4043	0,43	17,40	0,13
Mediana	8,35	26,51	14,36	6,8	12,21	0,51	27321	999	0,22	8,08	0,08
Média	8,38	26,77	14,53	6,8	12,37	0,52	40920	1569	0,24	8,44	0,08
DP	0,11	2,62	0,89	0,9	6,31	0,08	45316	1308	0,12	3,63	0,02
EP	0,03	0,73	0,25	0,2	1,75	0,02	12568	363	0,03	1,01	0,01

A **Figura 52** e **Tabela 44** apresentam as variações de pH entre as estações amostrais, juntamente com o resumo da estatística descritiva. Nas medições realizadas, 33,8% das medições ultrapassaram o limite preconizado pela CONAMA 357/05. Entretanto, caso seja avaliada somente as médias mensais, nenhum apresentou pH médio em desacordo com a mesma legislação. Destaca-se que nenhuma medição ultrapassou o valor 8,8.

O valor mínimo foi obtido na estação LRF1, que também apresentou a maior amplitude de variação, já o valor máximo foi obtido na estação LRF5 e a maior média anual foi obtida na estação LRF4. Foram verificadas diferenças significativas quando comparados os valores de pH durante os treze meses de avaliação ($p=0,034$). A diferença foi causada em função dos menores valores de pH da estação LRF1 em relação as demais (*Student-Newman-Keuls* - $p < 0,03$).

O valor médio anual foi de 8,38, com mínimo médio mensal ocorrendo em abril (8,19) e máximo em outubro (8,56). Os valores de média e mediana (8,35) foram semelhantes e o desvio-padrão foi baixo. A correlação entre temperatura da água e pH foi positiva ($\rho=0,210$). Apesar de branda, esta correlação positiva indica que quanto maior a temperatura maior a taxa fotossintética e, conseqüentemente, maior o pH. Já com a pluviosidade a correlação foi negativa e significativa ($\rho=-0,532$). Com a intensidade dos ventos foi levemente positiva, mostrando a fraca interação entre os parâmetros ($\rho=0,053$). As diferenças entre os meses ($p=0,015$) e entre as estações do ano ($p=0,005$) também foram significativas, com destaque para a primavera (quente), que apresentou menor pH em relação às demais estações do ano. Já a correlação entre pH e as demais variáveis foi avaliada especificamente através da matriz de correlação, sendo discutidas posteriormente.

O padrão de variação do pH na LRF, com maiores valores no período seco, pode estar relacionado ao efeito *diluidor* que as chuvas provocam, aumentando o volume de água e reduzindo a concentração de íons de reação básica no meio aquático. Além disso, temperaturas mais baixas influenciam diretamente os processos biológicos como a decomposição, reduzindo a velocidade das reações existentes (reduzem a liberação de CO₂),

contribuindo para a elevação do pH. Pode-se considerar, então, que as diferenças de pH na LRF estão associadas diretamente ao aumento do pH durante o processo fotossintético e declínio com o aumento de processos de decomposição. Além disso, naturalmente, há uma tendência a um caráter mais básico da água decorrente da presença de sais (água salobra).

A estação LRF1, localizada mais próxima as desembocaduras dos principais rios e canais (menor influência salina) apresentou uma tendência à menores valores de pH, provavelmente relacionados à processos de decomposição. Todavia, a tendência de maiores valores de pH na estação LRF5 (ponto de baixa renovação das águas) pode estar relacionado à um efeito contrário ao mencionado anteriormente para o ponto LRF1, visto que há um maior acúmulo de carga orgânica (provavelmente, origem sanitária) nesta estação, a qual possui em sua composição também carbonatos, bicarbonatos e cátions básicos como sódio, cálcio e magnésio, o que favoreceria a elevação do pH.

Sendo assim, não é possível afirmar, preliminarmente, com precisão, quais fenômenos possam estar influenciando nesta dinâmica, sendo este assunto discutido mais à frente a partir de análises estatísticas mais complexas. Contudo, as baixas flutuações nos valores de pH verificadas na LRF (**Figura 52**) sugerem que há um sistema de tamponamento, na maior parte do tempo, eficiente, e/ou há uma acelerada dinâmica metabólica do meio (relação decomposição-fotossíntese). A influência da fotossíntese e da salinidade na alcalinização das águas pode ser comprovada pelos valores médios de pH nos rios e canais (7,4) e na LRF (8,4).

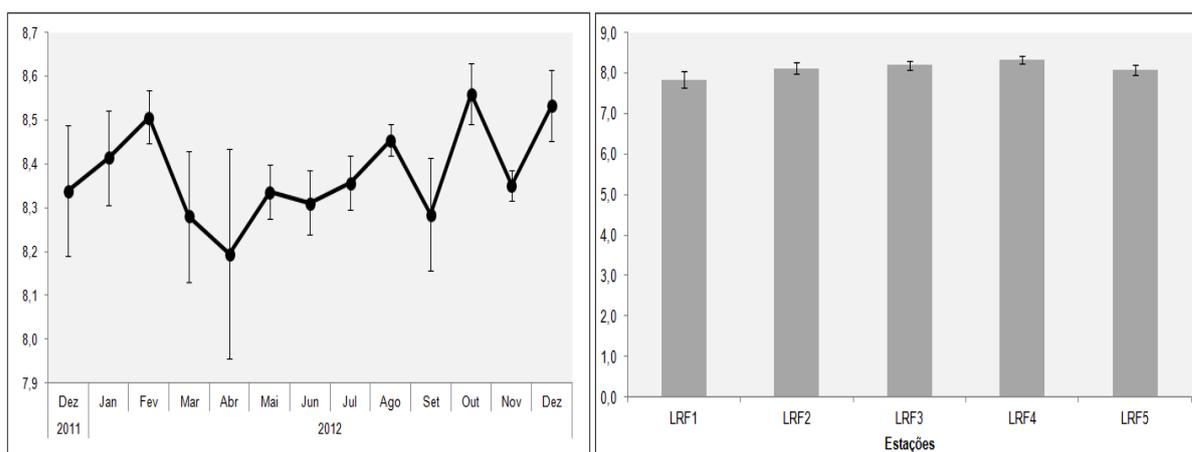


Figura 52. Variação mensal do pH entre dez/11 e dez/12 e média anual por estação amostral na LRF.

Tabela 44. Estatística descritiva anual dos resultados de pH na LRF por estação amostral.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	7,83	8,59	8,28	0,21	0,06
LRF2	8,12	8,60	8,40	0,13	0,04
LRF3	8,20	8,55	8,38	0,11	0,03
LRF4	8,34	8,59	8,45	0,09	0,02

LRF5	8,08	8,63	8,39	0,13	0,04
Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 6,5 – 8,5.					

A **Figura 53** e **Tabela 45** apresentam as variações da salinidade entre as estações amostrais, juntamente com o resumo estatístico descritivo. Nota-se que a variação interna dos dados de cada mês foi baixa, mostrando que a estratégia de avaliar o comportamento mensal desta variável é adequada. As variações de salinidade, quando não puderam ser notadas mensalmente, apresentaram um padrão quinzenal de variação. Já escalas inferiores, foram também notadas, mas se relacionavam esporadicamente com pancadas de chuvas esporádicas ao longo do ano, ou com elevações muito representativas da maré (dados não mostrados, mas utilizados como estratégia na avaliação do fitoplâncton).

Através desta abordagem mensal, não foram observadas variações significativas entre as estações de coleta ($p= 0,561$). O mínimo médio mensal foi obtido na estação LRF4 e o maior na estação LRF3. Com relação às estações do ano, foram verificadas diferenças estatísticas significativas ($p < 0,0001$). O outono foi responsável pela diferença entre as estações, sendo somente ele diferente significativamente às demais (*Student-Newman-Keuls* – $p= 0,001$). O elevado nível pluviométrico do outono de 2012 (170 mm acumulado), muito superior às demais estações, foi responsável pela menor salinidade. Os testes de *Kruskal-Wallis* ou *Mann-Whitney* entre os meses também ratificaram as diferenças entre os meses ($p < 0,0001$), onde verifica-se que os meses de maio, junho e julho (frios e chuvosos em 2012) foram os mais distintos (menores salinidades – *post-hoc* com $p= 0,001$). Já os meses de dezembro de 2011 e agosto e setembro de 2012 apresentaram-se com salinidade significativamente superior aos demais (*post-hoc* com $p= 0,02$). Este último ponto configura-se como uma aparente contradição, pois a pesar de o mês de agosto ter apresentado a pluviosidade muito baixa, dez/11 e set/12 apresentaram pluviosidades intermediária e alta, respectivamente. Este resultado demonstra que, apesar das chuvas serem o fator preponderante sobre a variação da salinidade na LRF, a entrada de água salgada pelo canal do Jardim de Alah (CJA), por influência da altura e velocidade da maré, também é um fator importante.

O resultado anterior é confirmado através da correlação negativa entre ($\rho= -0,138$) salinidade e pluviosidade. Nota-se que esta relação não é tão elevada, pois outros fatores atuam na determinação da salinidade local. Por exemplo, a correlação entre a intensidade dos ventos e salinidade foi positiva ($\rho= 0,298$) e mais significativa que a pluviosidade. O fator vento pode explicar a ausência de diferenças significativas entre as médias mensais de

salinidade nas cinco estações amostrais. Por ser uma lagoa sufocada e com elevado tempo de retenção de águas, o aporte de águas pluviais e fluviais são agentes preponderantes para a variação da salinidade local. Os principais movimentos de água na LRF ocorrem na forma de correntes de maré ou ondas geradas por vento de circulação (BOGGS, 1995). Por isso, a relativa homogeneidade da LRF, visto que o vento atua diretamente sobre a superfície ou gerando ondas de gravidade. A correlação entre salinidade e temperatura também foi positiva ($\rho = 0,156$), explicada, provavelmente, a partir da relação entre precipitação e evaporação, ou seja, maior a pluviosidade, menor a salinidade e, quanto maior a temperatura, maior a evaporação e maior a salinidade.

De acordo com o *Venice System* (1959), a LRF apresentou características estritamente mesohalinas (5,0 e 18,0), variando entre 13,2 no mês de junho e 16,0 em dezembro de 2012, com média nos trezes meses de 14,5. A inter-relação entre evaporação, temperatura, precipitação, volume/diluição e ciclos de maré é muito mais complexa, não sendo o foco precípuo deste estudo. Para informações mais detalhas deste tema, consultar LNEC (2000 e 2003), Rosman (2009) e Lima (2010). Ressalta-se que, como este estudo trabalhou somente com a água subsuperficial, não foi possível determinar se os efeitos da salinidade dominam sobre os da temperatura (estrutura termohalina). Entretanto, a partir desta abordagem mensal, os resultados atuais mostraram, de um modo geral, que as maiores concentrações de sal na LRF não foram verificadas nas proximidades do CJA, evidenciando uma homogeneidade horizontal. A estratificação vertical será apenas inferida e discutida mais a frente com base em estudos da literatura (GOLDMAN; HORNE, 1983),

Soares (2012), que avaliou o padrão anual de variação dos dados da água LRF entre 2000 e 2010, revelou que a ocorrência de estratificação salina, mais marcada no período seco, indica a maior dimensão das intrusões marinhas e da intensidade de troca entre as águas da bacia de drenagem e do mar, além de menor contribuição dos cursos continentais, em função da redução de pluviosidade. Entretanto, verificou também a existência de uma homogeneidade dos valores de salinidade na coluna d'água em grande parte dos anos.

Com relação a todo período analisado não foram verificadas diferenças significativas entre as estações de coleta ($p = 0,571$), comprovado pelo fato de todos os parâmetros descritivos terem apresentado elevada correspondência (homogeneidade espacial horizontal).

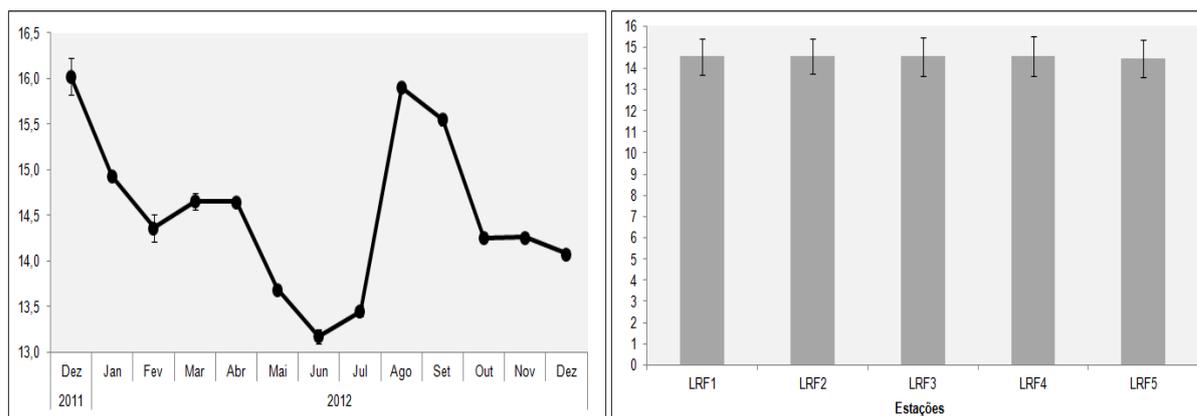


Figura 53. Variação mensal da salinidade na LRF, entre dez/11 e dez/12, e média mensal por estação amostral na LRF.

Tabela 45. Estatística descritiva anual dos resultados de salinidade na LRF por estação amostral na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	13,2	15,9	14,5	0,9	0,2
LRF2	13,3	15,9	14,6	0,8	0,2
LRF3	13,2	16,3	14,5	0,9	0,3
LRF4	13,0	16,2	14,6	0,9	0,3
LRF5	13,1	15,9	14,5	0,9	0,2

Já a avaliação mensal, como esperado, apresentou diferenças significativas ($p < 0,001$), principalmente entre maio a setembro (*post-hoc* - $p < 0,01$). Os meses de abril, outubro e novembro mostraram-se com temperaturas moderadas. A temperatura da água média máxima foi obtida no mês de fevereiro (31,0 °C), a mínima em julho (23,3°C), com média de 26,8 °C para todo o período avaliado. As diferenças entre as estações do ano também foram significativas ($p < 0,0001$), com exceção o entre o outono e a primavera (*post-hoc* - $p > 0,05$). A diferença média entre o verão e o inverno chega a 6 °C. Já a primavera e outono apresentaram temperaturas intermediárias, sendo maior no segundo. Afirma-se, então, que existe uma clara variação temporal da temperatura da água na LRF.

A correlação entre a pluviosidade e temperatura foi negativa representativa ($\rho = -0,300$), ratificando a relação entre a maior incidência de radiação solar e períodos de maiores chuvas. Um ponto importante a ser destacado é correlação forte positiva entre a temperatura da água e a intensidade dos ventos ($\rho = 0,636$). Novamente, verifica-se que a intensidade (e, provavelmente, a direção) dos ventos mostra-se como um fator de uniformidade da temperatura da água entre as estações amostrais. Além disso, tipicamente, o verão e o inverno na região tropical costeira sudeste do Brasil apresentam maiores intensidades de ventos, por isso desta relação significativa entre temperatura e vento. A correlação entre temperatura da água e as demais variáveis foi avaliada especificamente através da **Tabela 45**.

Outro ponto de suma importância é a disparidade entre a amplitude de variação e a média da temperatura da água entre os tributários (24,9 °C) e a LRF (26,8 °C), sobretudo devido às diferenças no período de chuvas, coincidente com as maiores temperaturas do ar, no qual a LRF apresenta temperaturas ligeiramente superiores às encontradas nos rios/canais. Este fato é decorrente do grande volume armazenado, além da sua menor superfície relativa, que diminui a perda de calor e propiciam a manutenção da temperatura por mais tempo.

Foi associar as menores temperaturas com as maiores salinidades e maiores temperaturas e menores pluviosidades, revelando um padrão associado aos períodos quente e úmido em contrapartida ao período seco-chuvoso. Nos itens seguintes, onde foram abordados os parâmetros químicos da água, foi somente levado em consideração no atual estudo o ciclo de aquecimento e resfriamento da água na LRF na escala temporal mensal/sazonal, onde padrões de variações diurno e/ou sinótico não foram abordados, assim como a variação vertical na coluna d'água. Este fato se deu em função de as coletas terem sido realizadas na camada subsuperficial, sempre no período da manhã.

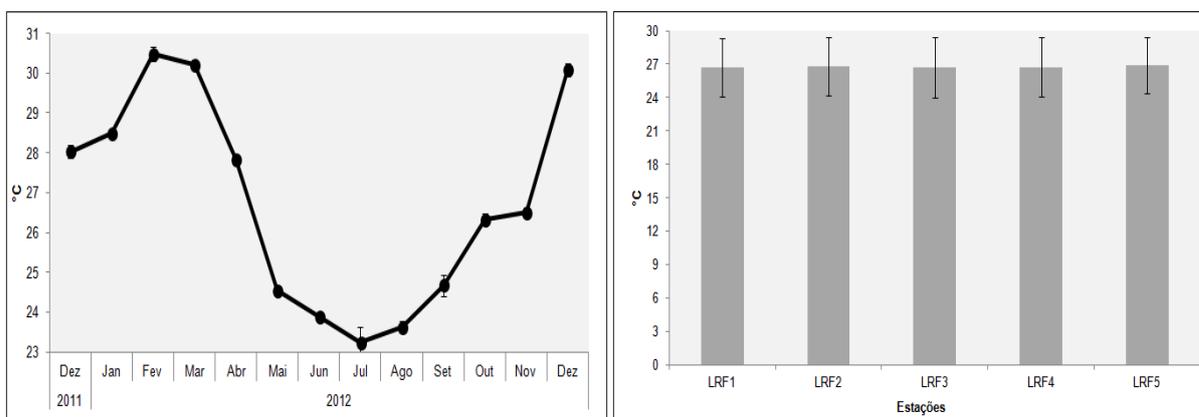


Figura 54. Variações de temperatura da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral na LRF.

Tabela 46. Estatística descritiva anual da temperatura da água (°C) na LRF por estação amostral na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	22,7	30,2	26,7	2,7	0,7
LRF2	23,1	30,4	26,8	2,6	0,7
LRF3	23,1	30,7	26,7	2,7	0,7
LRF4	23,3	30,6	26,7	2,6	0,7
LRF5	23,8	30,5	26,9	2,5	0,7

Os resultados encontrados sobre a concentração de oxigênio dissolvido estão apresentados na **Figura 55** e **Tabela 47**. Os menores valores médios de OD foram medidos nas estações amostrais LRF1 e LRF5 e a máxima na LRF3. Apesar de amplitudes diferentes, as médias anuais foram semelhantes entre as estações. Este fato pode ser corroborado pela

diferença significativa entre as estações amostrais com relação à média anual de OD ($p=0,006$), confirmado pelo teste *post-hoc* ($p < 0,001$), que verificou que somente a estação LRF5 apresenta OD em subsuperfície inferior às demais estações, contrariando a aparente homogeneidade espacial desta variável. Salienta-se que o OD apresentou desvios superiores aos parâmetros anteriormente discutidos.

A média mensal mínima de DO foi obtida no mês de janeiro ($5,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e a maior no mês de julho ($8,4 \text{ mg.L}^{-1}$). A média anual de OD na LRF foi de $6,8 \text{ mg.L}^{-1}$, representativamente superior ao verificado nas águas dos rios e canais, evidenciando a importância do fitoplâncton para os teores de OD na LRF. Das 545 medições de OD $6,2 \text{ mg.L}^{-1}$ foram inferiores limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 ($4,0 \text{ mg.L}^{-1}$) para o enquadramento da LRF (classe 2 – águas salobras). Este resultado revela que para o ano de 2012, em relação às águas subsuperficiais, o OD apresentou uma relativa conformidade com os limites considerados seguros à biota aquática.

A variação dos resultados de OD interna entre os meses amostrais, observada a partir dos baixos valores de DP e EP, foi relativamente superior à verificada para os rios e canais. Contudo, a elevada correspondência entre média e mediana revelam a alta confiabilidade dos resultados, com nenhum valor considerado extremo proveniente de erro metodológico.

Apesar do baixo número de não conformidade com a legislação, condições de desequilíbrio foram notórias, visto que foram observadas condições de supersaturação de OD ($> 8,0 \text{ mg.L}^{-1}$) em todas as estações avaliadas. Os meses com maior número de valores acima de $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ foram março, julho e agosto, todos considerados relativamente secos em 2012. Apesar disso, de forma geral, não foram verificadas, no período estudado, uma condição de supersaturação da camada subsuperficial constante, visto que apenas 23,1% das medições apresentaram-se supersaturadas. Sendo assim, 29% das amostragens apresentaram indício de má qualidade hídrica.

Os valores mais elevados, acima de $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$, de OD podem estar associados a uma maior taxa fotossintética, devido aumento na densidade da comunidade fitoplanctônica nos pontos no interior do reservatório. Já valores entre $8,0$ e $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$ são indicativos de que a troca com a atmosfera seja um fator preponderante, obviamente somado à fotossíntese.

As diferenças mensais foram estatisticamente significativas ($p < 0,001$), revelando uma ampla variabilidade mensal e sazonal, visto que entre as estações do ano também foi verificada diferença representativa ($p=0,005$). O outono (chuvoso e “frio”) e inverno (“seco” frio) apresentaram teores de OD superiores à primavera e verão (*post-hoc* - $p < 0,001$). O mês

de janeiro foi o que exibiu menor valor médio para OD. Apesar da maior temperatura da água e incidência luminosa neste mês, parece ter havido um predomínio da respiração em relação à fotossíntese, fato inesperado, visto que seria esperada uma condição de maior saturação neste período. Sendo assim, afirma-se que a elevação da temperatura na LRF favorece processos de composição aeróbica da matéria orgânica nas camadas subsuperficiais. Apesar da variabilidade mensal, o OD indica claramente que os valores médios e medianos se mostraram relativamente estáveis espacialmente.

A correlação entre o OD e a pluviosidade ($\rho = -0,234$) e vento ($\rho = -0,276$) foram negativas fracas. Já com a temperatura, correlação foi negativa e forte ($\rho = -0,569$). De acordo com MATOS (2006), é comum observar, em períodos de maiores precipitações, menores concentrações de OD, devido ao arraste de materiais orgânicos, o que aumenta o consumo deste na decomposição. Já altas temperaturas diminuem a solubilidade do OD, por isso, esta correlação negativa mais acentuada. Por esta razão que os resultados de OD no verão foram até $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ inferiores às concentrações encontradas nas demais estações do ano.

Os meses com menores teores de OD estiveram, provavelmente, associados à um grande aporte de carga orgânica através do aporte pluvial e/ou fluvial dos rios e canais, maior lixiviação do solo urbano, temperaturas elevadas da água, a ressuspensão do sedimento em eventos de chuvas e ventos extremos, que pode causar o acúmulo de produtos resultantes de processos de decomposição, provocando um consumo de OD, dentre outros fatores. Não foram verificadas concentrações características de hipoxia neste estudo, de acordo com Talke *et al.* (2009), que estabeleceu o limite de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Entretanto, condições de estresse para a comunidade aquática foram verificadas ($< 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em eventos de quebra da estratificação térmica noturna, principalmente em meses mais frios e/ou em épocas de fortes chuvas e ventos, seria esperado um maior consumo de OD na superfície da LRF. Entretanto, o fato de a LRF ser rasa (aproximadamente 4,0) mostra que esta condição de não estratificação aparentar ter sido relativamente comum nos treze meses avaliados neste estudo. Assim sendo, conclui-se que o OD, apesar de ser consumido através da respiração dos organismos, da decomposição biológica da matéria orgânica e pela utilização na oxidação abiótica de compostos químicos, não aparenta ser um fator limitante para a mineralização da matéria orgânica.

Marshall e Falconer, desde 1973, já sugeria a supersaturação de OD no eplímnio como indicador de eutrofização em lagoas tropicais. Neste sentido, no atual estudo verificou-se que esta condição só ocorreu em aproximadamente $\frac{1}{4}$ das amostragens, indicando que os graus de

trofia da LRF apresentam variações sazonais mensais e, possivelmente, diárias. Este fato foi mais bem discutido no próximo item deste relatório.

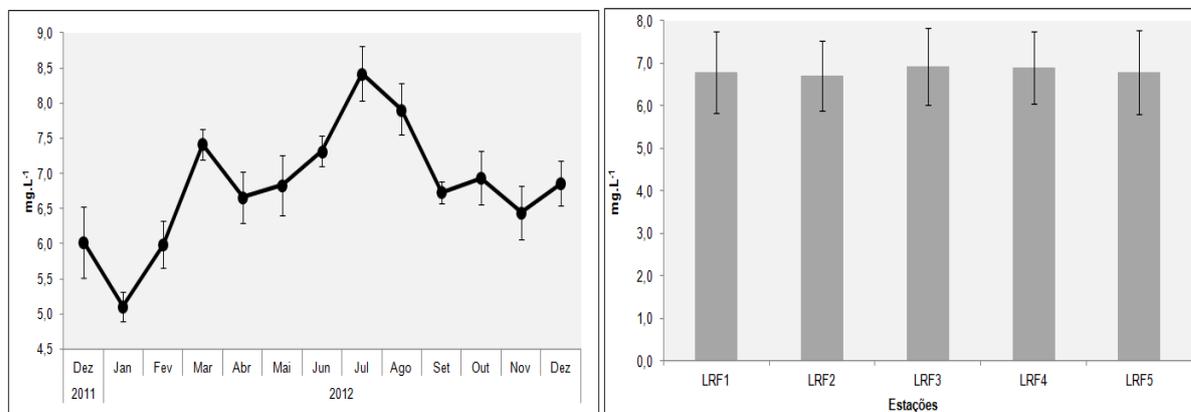


Figura 55. Variações de OD da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral na LRF.

Tabela 47. Estatística descritiva anual dos resultados de OD (mg.L⁻¹) na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	4,9	8,4	6,8	1,0	0,3
LRF2	5,3	8,1	6,7	0,8	0,2
LRF3	5,3	9,1	6,9	0,9	0,3
LRF4	5,2	8,5	6,9	0,8	0,2
LRF5	4,9	8,3	6,8	1,0	0,3

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: não inferior a 4,0 mg.L⁻¹.

As variações do parâmetro turbidez nos pontos de coleta e suas médias ao longo do período estudado encontram-se ilustradas na **Tabela 48** e no gráfico da **Figura 56**. Nelas é possível verificar que a variação média nos meses ficou entre 4,2 NTU em maio e 22,9 NTU em setembro (mês mais elevado também nos rios e canais), com média anual de 12,4 NTU. a maior concentração de sólidos em suspensão,

Apesar de serem ambientes lóticos, os rios e canais apresentaram menores valores de turbidez, seria esperado que, em função da maior velocidade de corrente, seriam carreados mais sólidos nestes trechos e, portanto, apresentando maiores valores de turbidez. No entanto, a baixa vazão dos rios e canais, aliado às baixas declividades onde foram coletadas as águas nestes tributários e a menor densidade fitoplanctônica e bacteriana, fazem com que a LRF apresente maior turbidez que seus tributários.

As médias mensais e por estação foram semelhantes às medianas, mostrando que os valores extremos pouco influíram na variação geral dos dados. Os desvios apresentados também foram elevados, mesmo assim foram verificadas diferenças significativas de turbidez entre os meses ($p=0,387$ – *post-hoc*; $p < 0,0001$) e estações do ano ($p < 0,0001$ – *post-hoc*;

$p= 0,002$). As diferenças só não foram significativas entre o verão e o outono. O segundo semestre de 2012 apresentou valores de turbidez muito elevados quando comparados com os meses do primeiro semestre.

A maior amplitude de turbidez foi verificada na estação LRF2, a maior média na estação LRF5 e a menor na LRF4. Tais diferenças entre estações não foram significativas, mostrando uma homogeneidade espacial da turbidez ($p= 0,121$), ao contrário da heterogeneidade sazonal. Tanto a intensidade dos ventos ($\rho= -0,251$) quanto à pluviosidade acumulada mensal ($\rho= -0,386$) apresentaram correlações negativas com a turbidez. Este resultado demonstra que o crescimento bacteriano e fitoplanctônico em meses quentes pode, provavelmente, estar relacionado com a elevação da turbidez nas águas superficiais da LRF. Todavia, a correlação com a temperatura foi também forte e negativa ($\rho= -0,511$). Seria esperado também que, quanto maior a pluviosidade, maior a turbidez (aporte de resultante do escoamento horizontal), mas esta relação não foi confirmada.

Lima (2010) e LNEC (2003) afirmam que a LRF apresenta também elevada turbidez em função da ressuspensão constante dos sedimentos de fundo. Esta seria a explicação cabível para os resultados verificados em 2012. Sendo assim, os valores de turbidez neste estudo mostraram ter duas causas principais: primeiro devido aos sólidos suspensos de origem autóctone e segundo pela biomassa algal. Os mesmos fatores que provocam a turbidez das águas são os responsáveis pela queda da transparência, isso é mostrado pela correlação inversa entre estes parâmetros ($\rho= -0,330$). O reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações temporais de turbidez na LRF é complicado devido à ocorrência de fatores que aumenta a turbulência e uniformizam horizontalmente a LRF.

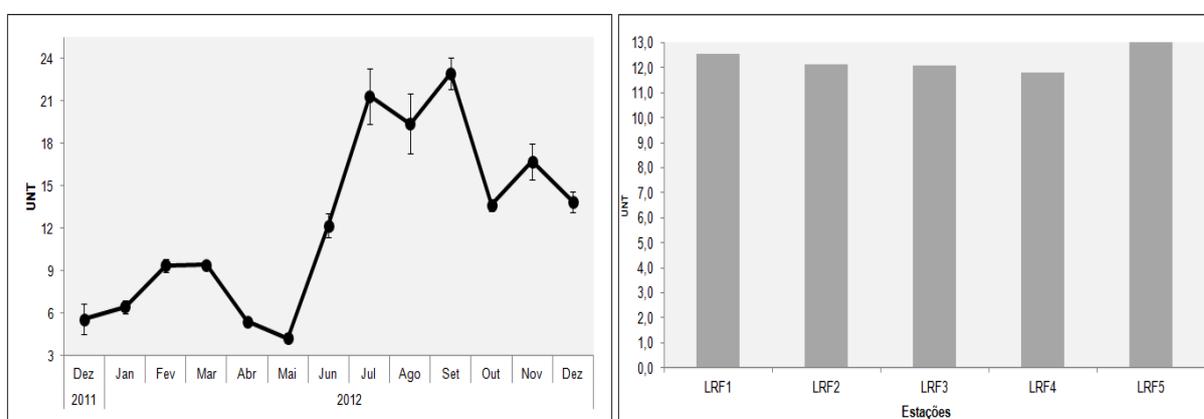


Figura 56. Variações de turbidez da água na LRF entre dez/11 e dez/12 e média mensal por estação amostral (sem desvio-padrão) na LRF.

Tabela 48. Estatística descritiva anual dos resultados de turbidez (NTU) na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	4,2	22,5	12,6	6,2	1,7
LRF2	3,9	24,1	12,1	6,3	1,7
LRF3	4,1	21,4	12,1	5,9	1,6
LRF4	4,3	22,7	11,8	6,2	1,7
LRF5	4,8	24,6	13,3	7,2	2,0

A transparência da água (profundidade de *Secchi*) não foi apresentada na forma de gráficos, pois apresentou baixa variação, ficando entre 0,3 e 0,7 metros. Por se tratar de um parâmetro indireto e que varia muito dependendo do observador e das condições climáticas no dia da observação, foi somente utilizado na discussão referente aos índices de estado trófico. Os resultados mensais por estação podem ser visualizados no **Anexo B**. Um fato notório percebido através da transparência de *Secchi* foi a elucidação da contradição apresentada pelos resultados de turbidez, apresentados anteriormente. A correlação entre *Secchi* e a pluviosidade e intensidade dos ventos foi positiva (respectivamente, $\rho = 0,306$ e $\rho = 0,149$), revelando que a pluviosidade e o vento estão sim correlacionados com o aumento de turbulência e, provavelmente, de material em suspensão nas águas da LRF, diminuindo a transparência e aumentando a turbidez. Já com a temperatura, não foi verificada correlação significativa ($\rho = 0,069$) (**Figura 57 e Tabela 49**).

Não foi verificada diferença entre as estações amostrais com relação à transparência. Em geral, a avaliação dos resultados demonstrou valores sempre superiores a 0,6 m, com a média e mediana se situando na faixa de 0,5m a 0,6m. O valor máximo atingiu 0,7 m, considerado baixo, mas semelhantes a outras lagoas do Estado do Rio de Janeiro, como as de Jacarepaguá e Macaé. A partir da inferência da zona eufótica, concluiu-se que, majoritariamente, houve indisponibilidade de luz para a fotossíntese nas camadas superiores a 0,6 m.

Diante do fato de a água da LRF ser sempre salobra ao longo de todo o ano e de o parâmetro DBO não ser ideal para ser analisado neste tipo de água, em função da possível inibição microbiológica pela presença relevante de sais, foi quantificado o parâmetro carbono orgânico total (COT). Este parâmetro, ao contrário da DBO, que é um parâmetro indireto indicador de matéria orgânica, é ideal para poder avaliar a carga orgânica da LRF, pois mede diretamente o carbono contido na matéria orgânica.

A resolução CONAMA 357/05, para águas salobras classe 2, estabelece o limite de 5,0 mg.L⁻¹ de COT. A partir disso, verifica-se que 79,6% (n= 434) das amostragens realizadas estiveram acima do valor preconizado, sendo a variável de maior taxa de não conformidade com a legislação no estudo atual.

O COT na água também é um indicador útil do grau de poluição do corpo hídrico, pois considera as parcelas biodegradáveis e não biodegradáveis da matéria orgânica, estando muitas vezes correlacionados com coliformes totais, termotolerantes e biomassa algal. Os teores de COT foram, com exceção de Coli.T. e *E.coli*, os mais variáveis do conjunto de dados avaliado neste estudo. Com relação às estações amostrais, não foram verificadas diferenças significativas nos teores de COT nos treze meses analisados ($p=0,889$). Isso se deu em função dos elevados desvios. Apesar disso, percebe-se uma tendência a maiores teores de COT na estação LRF1, talvez pela proximidade da mesma com as principais saídas de rios e canais próximos à Ilha Piraquê. Nesta mesma estação foi verificada a maior amplitude, o que permite inferir que esta estação é afetada pelas variações das vazões dos rios e canais que próximo a ela deságuam. As correlações fortes e positivas entre COT e pluviosidade ($p=0,539$) não permitiram comprovar estatisticamente esta hipótese.

Já a correlação com a temperatura foi positiva, porém fraca ($p=0,113$), revelando uma possível correlação entre maiores biomassas bacterianas e/ou algais e COT. Como esta variável considera qualquer tipo de matéria orgânica, biótica ou abiótica, recalcitrante ou não, fica prejudicada a interpretação da variação dos dados. Entretanto, as análises multivariadas e a matriz de correlação (mostradas mais à frente neste estudo) possibilitaram um maior entendimento dos processos relacionados à dinâmica deste parâmetro.

Não obstante à uniformidade espacial, foi confirmada estatisticamente ($p < 0,0001$) a diferença entre as estações ($p < 0,0001$) e meses do ano ($p=0,121$). Somente entre o verão e inverno e entre a primavera e outono não foram confirmadas tais distinções (*post-hoc*; $p > 0,05$). Destacam-se os meses de abril (maior média – $17,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e julho como apresentando os maiores teores de COT. O mínimo ($3,4 \text{ mg.L}^{-1}$) foi obtido em dezembro de 2012. A concentração média de COT em todo o período monitorado foi de $8,3 \text{ mg.L}^{-1}$, representativamente superior ao estabelecido pela legislação. Mesmo se fosse desconsiderado os valores extremos de abril, a média se manteria maior que o limite preconizado.

Estes resultados confirmam que a LRF ainda apresenta nítidas características de ambientes que sofrem grande influência antrópica em função de grandes aportes de matéria orgânica oriundos de fontes difusas, como lançamentos domésticos de águas residuárias, carreamento por chuvas de compostos que demandam oxigênio, concentração de compostos, revolvimento do sedimento de fundo e a turbulência, devido a ação dos ventos e da influência das margens. A pouca profundidade da LRF colabora para a maximização deste efeito.

Soares *et al.* (2012), a partir de dados de DBO entre 2000 e 2012, pontuou uma série de medidas de controle empreendidas pelo Governo do Estado do Rio de Janeiro quanto ao esgotamento sanitário, ordenamento da orla e manutenção da rede de drenagem, que surtiram efeitos benéficos para a LRF. Todavia, os resultados obtidos de COT, quando comparados com o do estudo mencionado, revelam que após 2010 houve uma tendência aparente de estabilização da concentração de COT anual.

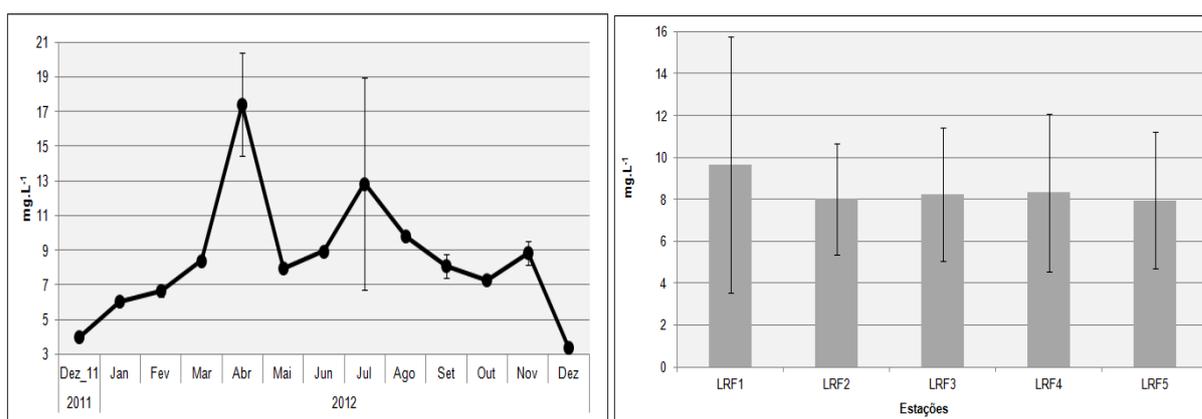


Figura 57. Variações de COT na água entre dez/11 e dez/12 nas diferentes estações amostrais e médias mensais por estação amostral na LRF.

Tabela 49. Estatística descritiva anual dos resultados de COT (mg.L⁻¹) na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	3,3	23,8	9,6	6,1	1,7
LRF2	3,5	13,8	8,0	2,7	0,7
LRF3	3,4	16,3	8,3	3,2	0,9
LRF4	3,4	18,9	8,3	3,8	1,0
LRF5	3,3	16,4	7,9	3,3	0,9

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 5,0 mg.L⁻¹.

Os parâmetros Coli.T. e *E.coli* confirmaram não só as inferências feitas anteriormente através do COT, como corroboraram com estudos anteriores (MACHADO, 2009; DOMINGOS, 2012, SOARES, 2012 e van WEERELT, 2012). Considera-se o Coli.T. um indicador secundário, isto é, confirmador somente da presença de bactérias tipicamente encontradas em águas e solos contaminados, visto que a determinação de *E.coli* (termotolerantes) se ajusta melhor a esta função, já que sua presença indica diretamente contaminação fecal, seja por material de origem diretamente animal ou por esgotos.

As variações das concentrações de Coli.T. e *E.coli* nos pontos de coleta e suas médias mensais ao longo dos treze meses analisados encontram-se ilustradas na

Tabela 50 e no gráfico da **Figura 58**. Primeira questão importante a ser salientada é a elevada variabilidade deste parâmetro, fato comprovado através das discrepâncias entre as medianas e as médias e a partir dos elevados erros e desvios padrões. As maiores médias e medianas para Coli.T. e *E.coli*, foram obtidas na estação LRF5. No entanto, a segunda maior e mediana foi obtida na estação LRF1 para *E.coli* e LRF2 para Coli.T, revelando uma clara heterogeneidade espacial da LRF quanto a presença de material fecal. A concentração média de para a LRF foi de 1.560 NMP.100 mL⁻¹ e a mediana de 1.000 NMP.100 mL⁻¹. Estes valores foram significativamente inferiores aos verificados nos rios e canais avaliados (*Mann-Whitney*; $p=0,007$), revelando a origem da presença deste grupo bacteriano termotolerante para a LRF.

O Coli.T. apresenta também origem natural, ou seja, são bactérias encontradas comumente em diferentes matrizes analíticas e compartimentos ambientais, enquanto *E.coli* indica indubitavelmente presença de contaminação fecal. Por esta razão as estatísticas a seguir foram apresentadas somente para a *E.coli*. Contudo, ratifica-se a importância da avaliação também de Coli.T., pois, como verificado neste estudo ($p=0,860$), a forte correlação entre as duas variáveis é o indicador/confirmador mais preciso da contaminação por material fecal. Destaca-se que 18,3% das 545 análises de *E.coli*. realizadas estiveram acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05. Nos tributários analisados a percentagem de não conformidade foi de 84,6%.

Em relação a esta distribuição desigual de *E.coli* entre as estações, pode-se confirmar estatisticamente que ela é significativa ($p < 0,0001$), indicando uma nítida heterogeneidade espacial do compartimento microbiológico bacteriano na LRF. O teste *post-hoc* ($p < 0,01$), realizado tanto com as médias quanto com as medianas, confirmou que somente a estação LRF5 é diferente das demais.

O INEA/RJ, em 2010, já havia verificado que os coliformes termotolerantes apresentam valores mais elevados na área próxima ao canal do Jardim de Alah, ou seja, próximo a estação LRF5 do atual estudo. Van Weerelt (2012), em análises de 2011, também demonstrou uma tendência a maior concentração de coliformes termotolerantes na região próxima ao canal de Jardim de Alah. Ao contrário do verificado pelo último estudo, não foi verificada maior concentração de coliformes termotolerantes na área mais à leste da LRF (ponto LRF4), indicando que a menor circulação de água nesta área é um fator de menor importância em relação à entrada de material fecal através do canal do jardim de Alah (CJA). O atual estudo, no item anterior, mostrou que o ponto CJA e o CJOQ (canal do Jóquei) são as principais entradas de material orgânico e fecal na LRF.

De acordo com a metodologia de SILVA (2003) para classificação da qualidade da água em função de indicadores de poluição orgânica e bacteriológica, considera-se a LRF como apresentando uma má qualidade da água. No entanto, o estudo de Machado (2009), que utilizou dados entre 2003 e 2005, revelou teores médios, medianos e máximos significativamente inferiores aos aqui apresentados. Com relação ao estudo de Soares (2012) que utilizou dados entre 2000 e 2010, os resultados atuais também confirmaram uma menor concentração de *E.coli*. (termotolerantes) no ano de 2012. Entretanto, o mesmo estudo verificou uma leve tendência de diminuição do aporte de coliformes nas águas da LRF, fato este confirmado pelos menores teores verificados neste trabalho.

Destaca-se que a elucidação quanto a real qualidade da água da LRF levando em consideração diversos parâmetros foi realizada no próximo item deste estudo. Já van Weerelt (2012), que avaliou a variação diária de *E.coli*. (termotolerantes) durante uma semana do mês de agosto (pouca influência de precipitação), obteve também valores máximos, médios e medianos superiores ao encontrados em agosto de 2012 neste estudo, ratificando a aparente melhora da qualidade da água em comparação a 2011.

Em relação à variação temporal, nota-se que os meses de outono e primavera apresentaram as maiores médias e medianas para as variáveis microbiológicas. Estas diferenças foram estatisticamente significantes ($p=0,002$). O teste *post-hoc* revelou que a primavera e o outono e o inverno e outono foram distintos. Os meses de dezembro de 2011 e abril, maio, outubro e novembro apresentaram maiores concentrações de *E.coli*.

A correlação entre *E.coli* e a pluviosidade mensal acumulada média se mostrou forte e positiva ($p=0,588$), já entre *E.coli* e a temperatura a correlação foi também positiva, porém mais branda ($p=0,250$). O padrão de variação sazonal mostrou que os maiores valores de *E.coli* ocorreram durante o período de chuva, em função do aporte oriundo, principalmente, pelos pontos CJA e CJOQ. As razões para a maior concentração de *E.coli* nos rios e canais e nas estação LR% reside na proximidade da fonte, uma vez que a sua duração da *E.coli* é restrita em ambiente aquático. Hazen e Toranzos (1990) demonstraram que indicadores de contaminação fecal, apresentam redução de 90% da concentração inicial de 92 até 294 horas após sua liberação para o corpo hídrico, indicando que a presença de *E.coli* nas águas da LRF apresentaram contaminações recentes por material fecal.

Dentre as seis variáveis medidas no atual estudo e contempladas pela resolução CONAMA 357/05, a *E.coli* foi a terceira que mais apresentou não conformidades. Segundo Roslev *et al.* (2004), a descoberta de contaminantes fecais deve ser umas das principais

prioridades no controle da qualidade da água. A presença destes microrganismos nos níveis verificados no atual estudo indica a possibilidade da existência de microrganismos intestinais patogênicos como vírus, bactérias, vermes e protozoários nas águas superficiais da LRF, apesar de alguns autores discordarem desta correlação. A relação inferida pelo estudo anterior pode ser confirmada na LRF a partir do estudo de Vieira (2012), que mostrou que amostras de água consideradas como “próprias” (dentro dos padrões aceitáveis para *E.coli*), indicaram a presença de vírus entéricos.

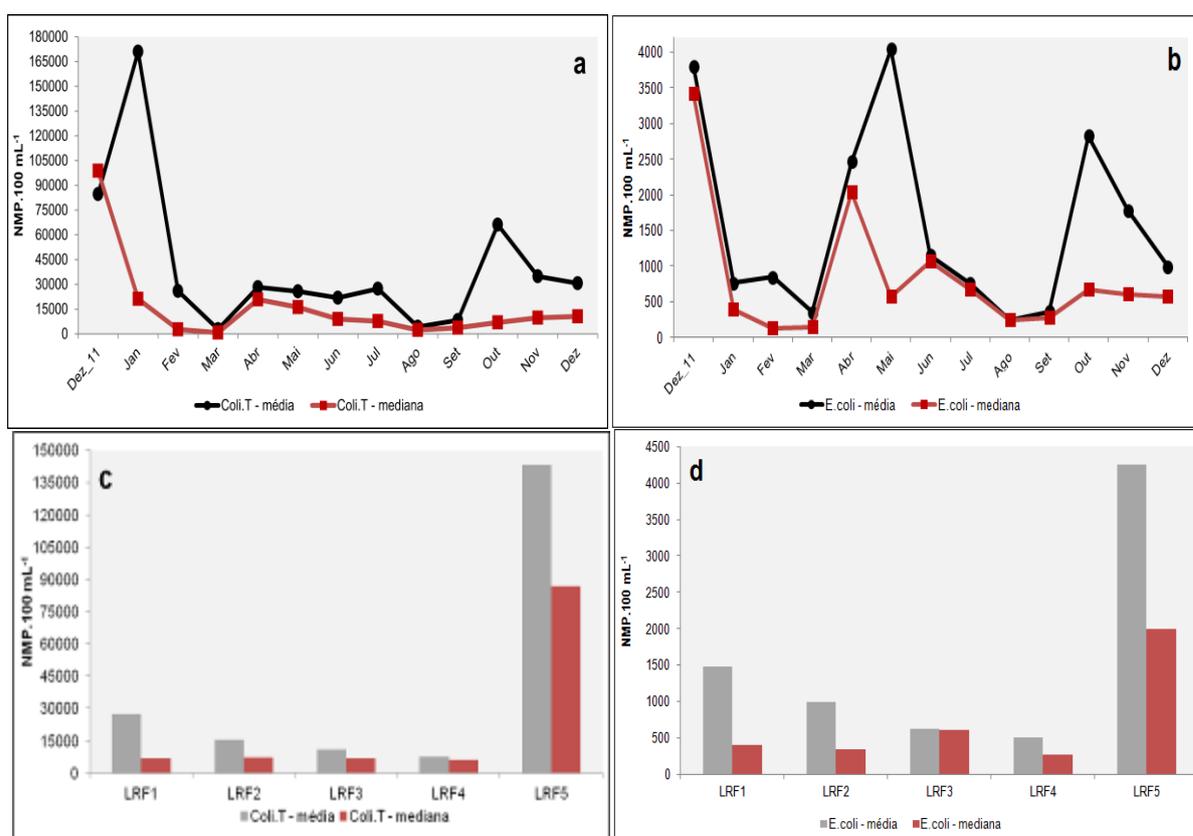


Figura 58. Variações de Coli.T. (a e c) e *E.coli* (b e d) entre dez/11 e dez/12 e médias e medianas por estação amostral na LRF.

Tabela 50. Estatística descritiva anual dos resultados de Coli.T e *E.coli* (NMP.100 mL⁻¹) na LRF.

Parâmetro / Estação	LRF1	LRF2	LRF3	LRF4	LRF5	
Min.	Coli.T.	424	537	687	214	11445
	<i>E.coli</i>	115	55	112	27	573
Máx.	Coli.T.	190818	98760	55639	19857	787117
	<i>E.coli</i>	10226	4784	1434	2039	18057
Med.	Coli.T.	6800	7243	6867	6228	86758
	<i>E.coli</i>	398	344	610	272	1994
Média	Coli.T.	27473	15242	11079	7447	143358
	<i>E.coli</i>	1477	996	616	499	4258
DP	Coli.T.	54131	26517	14658	6933	208385
	<i>E.coli</i>	2769	1446	411	552	5106
EP	Coli.T.	15013	7355	4065	1923	57796
	<i>E.coli</i>	768	401	114	153	1416

Limite CONAMA 357/05 Classe 2 – termotolerantes (*E.coli*): 1.000 NMP.100 mL⁻¹.

Em relação ao aspecto sanitário e à poluição orgânica, as águas da LRF foram avaliadas quanto aos teores de nitrogênio sob a forma amoniacal (NH₄⁺-NH₃), que é um indicativo de aportes constantes e recentes. Ratifica-se que o monitoramento sistemático da SMCA/RJ não contempla o nutriente nitrato (forma oxidada) e o NT (todas as formas, inclusive particuladas e dissolvidas).

As variações das concentrações do NA nos pontos de coleta e suas médias mensais encontram-se ilustradas na **Tabela 51** e no gráfico da **Figura 59**. Primeiramente, como fato mais notório, menciona-se a elevada variabilidade anual do NA, o que demonstra uma elevada complexidade dinâmica do nitrogênio na LRF. A proximidade entre a mediana (0,217 mg.L⁻¹) e a média (0,239 mg.L⁻¹) anual do NA, entretanto, indica que a variabilidade interna dos dados de cada mês é pequena, revelando, portanto, que a estratégia de identificar padrões mensais de variação a partir de coletas semanais foi representativa no que tange a avaliação ambiental da qualidade da água da LRF.

A menor média mensal foi de 0,049 mg.L⁻¹, obtida para o mês de fevereiro (mês mais quente e menos chuvoso em 2012). Já a maior foi de 0,428 mg.L⁻¹, obtida no mês de janeiro. Não foram verificadas diferenças significativas entre as estações do ano ($p=0,087$), porém significativa individualmente entre os meses ($p < 0,0001$), principalmente em razão dos baixos valores de NA entre dezembro de 2011 e abril de 2012, com exceção do mês de janeiro. Desta forma, apesar da existência de uma variação temporal significativa, a mesma apresenta um perfil oscilatório complexo. As baixas correlações entre a pluviosidade média acumulada mensal ($\rho=0,101$) e intensidade média mensal dos ventos ($\rho=-0,097$) revela que diversos fatores atuam sinergeticamente na dinâmica do NA.

A variação de NA entre as estações amostrais não foram significativas ($p=0,234$), revelando uma homogeneidade espacial. A maior concentração média de NA foi obtido na

estação LRF1 (0,259 mg.L⁻¹), seguido pela LRF5 (0,253 mg.L⁻¹). Já a menor (0,020 mg.L⁻¹) foi verificado na estação LRF3. Os diversos valores extremos obtidos foram responsáveis por este aparente nivelamento das médias, fazendo com que as diferenças não fossem significativas. No entanto, nota-se uma tendência a maiores concentrações de NA nas áreas mais próximas ao CJA e ao CJOQ.

O NA apresentou fortes correlações negativa com a temperatura ($\rho = -0,375$) e positiva fraca com a pluviosidade ($\rho = 0,101$). O aumento da temperatura acelera as reações químicas e o metabolismo aquático, elevando a taxa de decomposição aeróbica da matéria orgânica, contribuindo, assim, para o aumento das formas inorgânicas oxidadas de nitrogênio. Como as concentrações de OD não foram, em geral, fatores limitantes para a oxidação de moléculas, acredita-se também que o elevado consumo de NA pelo fito e bacterioplâncton (destaque para as cianobactérias). O aumento da temperatura ocasiona a diminuição dos teores de nitrogênio orgânico e amoniacal, favorecendo a reação no sentido de formação de formas oxidadas.

Ratifica-se que apenas 1,7% das amostras ultrapassou o limite estabelecido pela legislação. O estudo de Machado (2009), a partir de dados coletados entre os anos de 2003 e 2005, mostrou dados com concentrações semelhantes ao atual estudo. Já Soares (2012), com dados entre 2000 e 2010, mostrou valores inferiores aos obtidos neste estudo. A média de NA do atual estudo (0,24 mg.L⁻¹) é semelhante ao comumente encontrado em sistemas lacustres reconhecidamente poluídos, como o complexo lagunar de Jacarepaguá (boletim de Jacarepaguá - www.inea.rj.gov.br).

Os altos valores encontrados de NA e NT nas águas superficiais – apesar de estar em sua maioria dentro do limite estabelecido – indicam que o aporte de nitrogênio é alto na bacia, e que a descarga de esgotos domésticos tem influência significativa na concentração de NA e, provavelmente, de nitrato na água. Salienta-se que o íon amônio é rapidamente assimilado pelo fitoplâncton, o qual, segundo WETZEL (2001), é a fonte de N mais importante para estes organismos, por ser absorvido com gasto menor de energia.

A concentração de NA 3 a 4 vezes superior nos rios e canais rios do que na LRF é causada pelo lançamento de esgotos diretamente nestes ambientes. Por ser um indicador de lançamentos de esgotos, pode-se afirmar que os tributários a LRF são as principais fontes de nitrogênio para o sistema. O aporte marinho, provavelmente, é irrelevante diante da contribuição dos rios e canais. A correlação positiva, porém fraca ($\rho = 0,164$) entre as concentrações médias mensais dos rios e canais e da LRF revela que diversos outros fatores influem na ciclagem de nitrogênio no sistema lagunar. Além disso, os resultados revelam que

fatores autóctones à LRF (p.ex. ciclagem interna através do fluxo vertical na coluna d'água) também são preponderantes.

Como as diferentes formas do nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser convertidas entre si, a identificação da fonte do NA torna-se complicada. No entanto, o nitrogênio de algumas fontes entra no ciclo hidrológico em formas características. As fontes de nitrogênio orgânico e amoniacal incluem a decomposição de material orgânico (plantas e animais), além dos efluentes urbanos e industriais. Tanto a amônia como o nitrogênio orgânico são relativamente imóveis nos solos e águas subterrâneas devido à adsorção e filtração, mas são suscetíveis a nitrificação em condições aeróbias (HEM, 1989). A assertiva anterior confirma que a origem do nitrogênio amoniacal na LRF é majoritariamente a drenagem urbana.

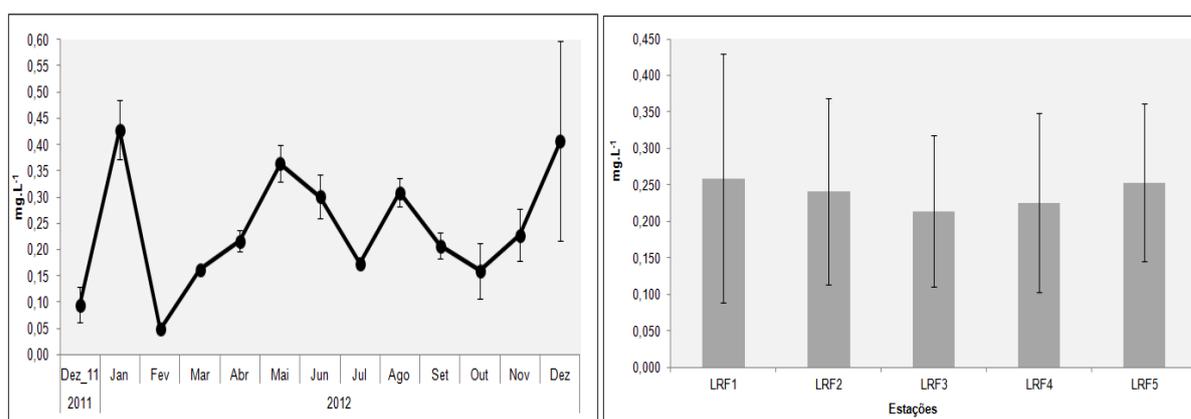


Figura 59. Variações de NA entre dez/11 e dez/12 e médias por estação amostral na LRF.

Tabela 51. Estatística descritiva anual dos resultados de NA (mg.L⁻¹) na LRF.

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	0,044	0,720	0,259	0,171	0,047
LRF2	0,050	0,439	0,241	0,128	0,035
LRF3	0,049	0,399	0,214	0,104	0,029
LRF4	0,054	0,513	0,225	0,123	0,034
LRF5	0,049	0,454	0,253	0,108	0,030

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: 0,7 mg.L⁻¹.

No presente estudo, foi analisado somente a variável FT, que corresponde ao somatório das formas inorgânicas dissolvidas (fosfatos) e orgânicas particuladas (principalmente associado à biomassa). As variações das concentrações de fósforo nos pontos de coleta e suas médias mensais encontram-se ilustradas na Tabela 60 e no gráfico da Figura 52. Diferentemente ao NA, o FT apresentou um declínio aparente das concentrações de FT ao longo de 2012.

Somente 26 (5%) das 545 amostragens apresentaram concentrações inferiores ao limite de quantificação (< LQ). Para efeito de aplicação do FT nas análises dos índices de estado trófico e qualidade da água (mostradas no próximo item deste relatório), utilizou-se o valor de $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ quando não foi possível quantificar a concentração efetiva de FT em amostras de água. Mesma estratégia foi adotada na elaboração das análises estatísticas descritivas mostradas a seguir, partindo-se do pressuposto da existência de um mínimo de FT em cada amostra.

Na estação LRF1 foi verificada a maior média para todo o período analisado ($0,084 \text{ mg.L}^{-1}$). Apesar dos elevados desvios, as amplitudes foram semelhantes entre as estações amostrais, assim como suas médias anuais. Em adição, cita-se que os valores de média e mediana foram semelhantes, revelando a ausência de valores discrepantes (*outliers*). Os teores médios de cada estação apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,0001$) (*post-hoc* - $p = 0,003$). A estação LRF4 foi a responsável pela distinção estatística, sendo inferior às demais.

O teor médio considerando os treze meses amostrados foi de $0,081 \text{ mg.L}^{-1}$, com mínimo em novembro ($0,052 \text{ mg.L}^{-1}$) e concentração média máxima em fevereiro ($0,131 \text{ mg.L}^{-1}$). Resultado semelhante foi verificado para os rios e canais. Assim como na avaliação espacial, a diferença entre os meses avaliados foi significativa ($p < 0,001$), principalmente entre dezembro de 2011 e abril de 2012. De forma geral, o verão apresentou uma tendência a maiores teores de FT (o dobro quando comparado a primavera), seguido pela primavera e outono, com teores intermediários, e depois o inverno, com as menores concentrações. Esta diferenciação entre as estações do ano (variação sazonal) foi também confirmada estatisticamente ($p < 0,001$).

O FT apresentou correlação negativa moderada com a pluviosidade ($\rho = -0,409$) e positiva moderada com a temperatura ($\rho = 0,539$) e a intensidade do vento ($\rho = 0,372$). Este resultado revela-se como uma contradição, visto que seria esperada uma elevação da concentração de FT durante o período chuvoso devido ao escoamento superficial da bacia de drenagem. O efeito diluidor ocasionado pela chuva aparentou ser um fator essencial para se entender as maiores concentrações de FT nos períodos secos. Além disso, as maiores intensidades de vento favoreceram o maior revolvimento do fundo provocado pelo aumento da turbulência e maior circulação da água no epilânio. O aumento da biomassa provocado pelas temperaturas mais elevadas foi responsável pelas maiores concentrações de FT em meses onde a temperatura da água foram mais altas.

Ao contrário do verificado para os tributários de água doce, o FT foi o parâmetro que, junto ao NA, menos apresentou não conformidades com a legislação vigente (apenas 1,8% das amostras acima do limite estabelecido). Independente dos fatores reguladores da dinâmica do fósforo nos corpos d'água analisados, conclui-se que o aporte antrópico de FT através, principalmente, da lixiviação do solo urbano e despejos irregulares de esgoto sanitário, configura-se como um agente de elevação de fósforo na água. Segundo Chapman (1992), as concentrações de FT na maioria das águas naturais encontra-se entre 0,020 e 0,05 mg.L⁻¹, valores inferiores aos obtidos no atual estudo. A correlação forte entre a variação de FT na LRF e nos rios e canais ($\rho = 0,698$) revela que processos semelhantes regem a dinâmica de FT na LRF, indicando que o aporte de fósforo proveniente dos rios e canais tributários se configura como a principal fonte deste elemento para o sistema.

A presença de ortofosfato em ambientes aquáticos é importante fator para manter o baixo grau de trofia do ambiente. Além disso, o fósforo inorgânico está intimamente envolvido com a produção biológica, por ser liberado na degradação das substâncias orgânicas, sendo rapidamente assimilados por outros organismos como as microalgas. Infere-se, a partir dos dados de FT, que a concentração de ortofosfato na LRF seja baixa, fato relacionado com o baixo aporte de formas fosfatadas pelos rios e canais, e a fácil capacidade de assimilação deste nutriente pelo fitoplâncton. O ortofosfato representa, normalmente, uma fração em quantidade insignificante em relação às outras formas ativas dentro do ciclo do fosfato (SCHÄFER, 1984).

No atual estudo, não foi quantificado a variável fosfato (forma inorgânica oxidada do fósforo), porém, ressalta-se que o estudo de Machado (2009) mostrou que a contribuição relativa de fosfato solúvel para o FT nos rios Rainha, Cabeças e Macacos varia entre 10 e 90%, já na LRF varia entre 2 e 15%; a partir de dados entre 2003 e 2005. De acordo com o sistema de classificação proposto por SILVA (2000), concentrações entre 0,050 e 0,125 mg.L⁻¹ caracterizam estado de mesotrofia em ambientes de águas salobras transitórias, como estuários. Sendo assim, a LRF se enquadraria nesta classificação. Contudo, esta questão foi mais bem avaliada no próximo item deste relatório, o qual foi dedicado exclusivamente à este questionamento.

Por fim, conclui-se, a partir dos dados de FT que a LRF apresenta uma heterogeneidade sazonal bem marcada e uma homogeneidade espacial horizontal no que concerne às águas subsuperficiais, com exceção da fraca tendência à menores teores de fósforo na estação LRF4, localizada na parte sudeste da LRF. É importante considerar que a

análise de FT leva também em consideração o fósforo presente na biomassa algal e que, mesmo assim, as concentrações deste elemento nos rios e canais foram superiores, indicando que o fósforo inorgânico proveniente da lixiviação do solo urbano e o fósforo orgânico e inorgânico oriundo de lançamentos de esgotos são fatores que afetam significativamente o sistema lagunar da LRF, revelando, ainda, que as menores concentrações de FT na LRF são influenciadas pela rápida assimilação deste pela biomassa.

Ressalta-se que o fósforo pode ainda encontrar-se adsorvido às argilas, que são de grande importância em águas continentais tropicais. O fósforo se precipita, concentrando-se nos sedimentos e pode ser remobilizado em baixas concentrações de oxigênio. Essa fonte interna também pode ter grande influência na produtividade primária da LRF (ESTEVEZ, 1998). A confirmação desta foi também levantada pelo estudo de Soares *et al.* (2012). É válido ressaltar que as medianas de FT do atual estudo ($0,078 \text{ mg.L}^{-1}$) foram representativamente inferiores ao estudo citado anteriormente ($0,110 \text{ mg.L}^{-1}$), confirmando a tendência de decaimento verificada em 2012.

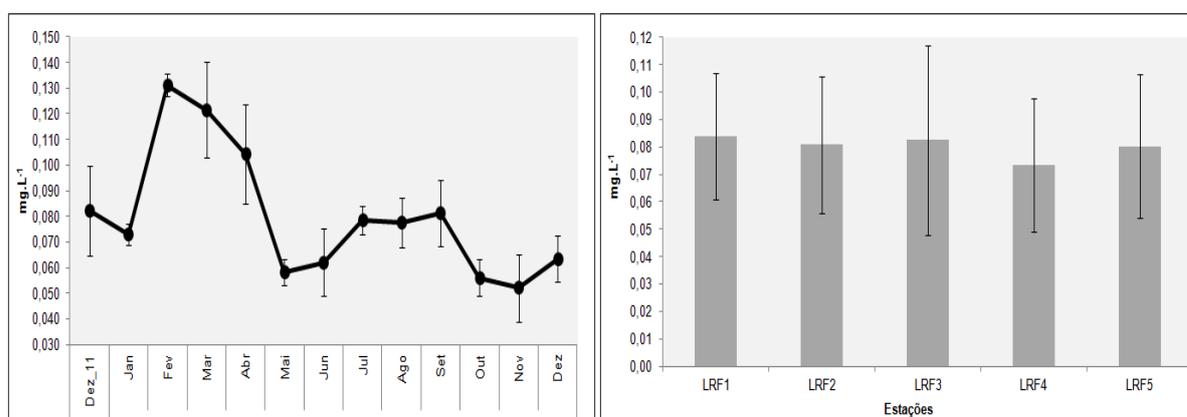


Figura 60. Variações de FT entre dez/11 e dez/12 e médias por estação amostral.

Tabela 52. Estatística descritiva anual dos resultados de FT (mg.L^{-1}).

Parâmetro / Estação	Min.	Máx.	Média	DP	EP
LRF1	0,058	0,126	0,084	0,023	0,006
LRF2	0,044	0,129	0,081	0,025	0,007
LRF3	0,039	0,154	0,082	0,035	0,010
LRF4	0,048	0,130	0,073	0,024	0,007
LRF5	0,051	0,136	0,080	0,026	0,007

Limite CONAMA 357/05 Classe 2: $0,186 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os teores de clorofila-*a* obtidos para a LRF estão apresentados no Anexo X. Os resultados de clorofila-*a* (Cla) não foram apresentados na forma de gráficos visto que os mesmos só foram obtidos diretamente entre os meses de junho e dezembro de 2012 a partir da

estação LRF3. Em função da relativa homogeneidade espacial horizontal apresentada pelos demais parâmetros no que tange a água subsuperficial da LRF, para as demais estações, o teor de *Cla* foi apenas estimado a partir dos resultados da estação LRF3 corrigidos a partir dos resultados de densidade fitoplanctônica obtido nestas estações. A concentração de *Cla* de cada dia de coleta foi obtidos através da sonda multiparamétrica de monitoramento contínuo em função do horário de coleta das amostras de água. Assim, foi obtido a concentração efetiva de *Cla* na água da LRF para horário específico. Em seguida, o valor da densidade do fitoplâncton em cada dia de coleta por estação foi utilizado na estimativa de *Cla* a partir da reta de regressão entre ambos os parâmetros.

A média de *Cla* para os meses medidos em campo, sempre no horário da manhã, foi de $25,1 \mu.L^{-1}$, com variação entre $14,5 \mu.L^{-1}$, em janeiro, e $49,4 \mu.L^{-1}$, em julho. A *Cla* é um parâmetro estimativo da biomassa das algas. Em lagoas tropicais o fitoplâncton e, conseqüentemente, a *Cla* são controlados, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes e radiação solar. A variação obtida na LRF foi semelhante ao verificado em outros estudos em lagoas costeiras brasileiras, como em (FRAGA, 2005), que obteve concentrações de $27,3 \mu.L^{-1} \pm 8,0 \mu.L^{-1}$, e GTZ (2000), que obteve valor de $71,2 + 38,9 \mu.L^{-1}$ em lagoas costeiras do Estado do Espírito Santo.

Entretanto, Gomes *et al.* (2009), em estudo na lagoa de Jacarepaguá, um ambiente reconhecidamente poluído e hipereutrófico, durante 1996 e 2007, obteve concentrações de *Cla* significativamente mais elevadas, com valores máximos entre 207 e $304 \mu.L^{-1}$, atingindo até $9.770 \mu.L^{-1}$ em outubro/99). As elevadas concentrações de clorofila-*a* estão relacionadas com a alta disponibilidade de nutrientes neste sistema lagunar (DOMINGOS, 2001). As lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro que apresentam uma intensa ocupação urbana em seu entorno são frequentemente reportadas como ambientes de alta produtividade primária e de eventuais ou frequentes ocorrências de florações de cianobactérias, como também reportado para as lagoas de Imboassica/RJ (MELLO, 2001) e da Barra (DOMINGOS, 1994).

De acordo com a classificação de van Ginkel, (2002), a média $25,1 \mu.L^{-1}$ obtida na LRF em 2012 a classifica com um ambiente eutrófico, com prejuízo significativo por floração de algas e significativo potencial para produtividade de algas. Diante do exposto, ratifica-se a importância de se avaliar o real estado trófico da LRF, visto que, com relação à *Cla*, a mesma apresentou concentrações inferiores a ambientes notoriamente mais impactados.

A correlação positiva entre *Cla* e pH ($\rho = 0,129$) pode ser explicada pelo fato de maiores produções primárias em períodos quentes consome CO_2 que pode levar a valores de

pH. No entanto, a presença de ácidos húmicos pode acidificar esta água. Como os valores de pH se mantiveram sempre alcalinos, a relação entre produção primária e pH parece ser preponderante na LRF. Veiga (2010) verificou uma concordância entre a ocorrência de ventos mais intensos e uma maior concentração de *Cla*, fato não verificado ($\rho = -0,375$).

Fatores relacionados a hidrodinâmica, tempo de residência da água e transparência aparentam influenciar nas concentrações de clorofila-a. No item referente aos índices tróficos as relações entre *Cla* e trofia foi mais bem abordada. Apesar de não ter sido quantificada a variável NT para a LRF, foi calculada para este estudo a razão N/P a partir de dados estimados de NT. A definição (por inferência) do nutriente limitante na LRF é de suma importância para futuras ações de gerenciamento. A partir da linha de regressão ($y = 1,751x + 1,539$; $R^2 = 0,886$) obtida entre concentrações de NA e NT, do estudo de Machado (2009) na LRF, foram estimados os valores de NT para facilitar a interpretação dos dados de variação do fitoplâncton. A razão N/P que utiliza as frações inorgânicas do fósforo e do nitrogênio não foram calculadas, visto que tanto o fosfato quanto o nitrito e nitrato não foram quantificados neste estudo. Os resultados obtidos foram comparados pelos obtidos para os principais rios e canais contribuintes à LRF. A **Tabela 53** apresenta os resultados das razões N/P na LRF.

Considerando as metodologias de Redfield *et al.* (1963) e Vollenweider (1976), verifica-se que todos meses apresentaram limitação por fósforo. Caso fossem considerados os resultados do estudo da FEEMA (2003), mesmo assim, o elemento limitante seria o fósforo, com exceção dos meses de fevereiro e março. Desta forma, conclui-se que a razão NT/FT calculada para a LRF indicou o fósforo como elemento. Estes resultados são contraditórios ao verificado em Soares (2012).

Segundo IETC-UNEP (2001), a razão N/P é baixa em ambientes eutrofizados e mais alta em ambientes lênticos mesotróficos e oligotróficos. No entanto, a ocorrência de altas densidades de cianobactérias fixadoras de nitrogênio pode alterar, rapidamente, essa relação, visto que, em ambientes eutróficos, quando a limitação se dá pelo nitrogênio, há o favorecimento do aparecimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico. No entanto, a fixação do nitrogênio atmosférico é um processo que ocorre predominantemente na presença de luz e oxigênio e implica em maior gasto de energia para o organismo, sendo este processo mais relevante em ambientes eutrofizados. A forma mais facilmente assimilável de nitrogênio é como amônia, sendo, portanto, preferencialmente utilizado pelo fitoplâncton (WETZEL, 2001). Este assunto foi retomado durante a discussão da variação do fitoplâncton na LRF.

Tabela 53. Razão N/P nas amostras de água superficial da LRF.

Estação / Mês	N/P por peso	N/P
Dez	46	21
Jan	69	31
Fev	28	12
Mar	33	15
Abr	41	18
Mai	83	37
Jun	74	33
Jul	52	24
Ago	59	27
Set	52	23
Out	72	32
Nov	82	37
Dez	79	36
Mín	28	12
Máx	83	37
Média	59	27

Para avaliar de forma mais eficiente o grande volume de dados; avaliar se a heterogeneidade espacial e/ou temporal é representativa; verificar a correlação entre as variáveis; e revelar se parte da informação contida nas séries temporais são comuns a diferentes parâmetros; foi aplicada a ferramenta estatística para obtenção da matriz de correlação e subsequente análise de fatores pelo método dos componentes principais (ACP).

Para verificar a existência de multivariabilidade entre os dados, ou seja, quais são os parâmetros que possuem uma combinação linear entre si, foi obtida a matriz de correlação para as variáveis estudadas. A utilização do coeficiente de correlação de *Pearson*, uma vez que a maioria das variáveis não seguem uma distribuição normal e que em vários casos existe a presença de valores extremos, não é adequada. Por isso, foi calculado coeficiente de correlação de *Spearman*, que, ao invés de trabalhar com os valores originais das variáveis, trabalha com seus postos (número de ordem daquele valor), eliminando a influência dos valores extremos.

A **Tabela 54** apresenta a matriz de correlação para a LRF, onde são apresentados os coeficientes de correlação entre os descritores ambientais. Podem ser observadas várias correlações significativas (95% de confiança) entre os parâmetros destacados na tabela.

A extração da matriz de correlação possibilitou a identificação da associação entre as variáveis, as quais podem mostrar a tendência geral dos dados, bem como as variáveis de maior significância para a proposta deste estudo. Um total de 17 coeficientes (31% do total) foi significativo, o que é indicativo de moderada a forte correlação entre as variáveis empregadas. Observa-se correlação positiva entre as variáveis OD e T°C ($\rho = -0,58$), OD e

Salin ($\rho = -0,30$), Turb e OD ($\rho = 0,46$), Secchi e Salin ($\rho = 0,55$), Secchi e OD ($\rho = 0,34$), Secchi e Turb ($\rho = 0,33$), Coli.T. e OD ($\rho = -0,30$), NA e T°C ($\rho = -0,31$), COT e pH ($\rho = -0,42$), COT e OD ($\rho = 0,59$), COT e Turb ($\rho = 0,31$), FT e T°C ($\rho = 0,38$), FT e Salin ($\rho = 0,38$), FT e NA ($\rho = -0,41$) (**Tabela 54**).

A relação negativa entre OD e T°C e OD e Salin, pois a elevação da temperatura diminui a solubilidade do OD na água, além disso, a salinidade afeta ainda a capacidade de dissolução do oxigênio na água, pois reduz o espaço intermolecular disponível para o oxigênio. A turbidez se correlacionou com o OD positivamente, revelando que quanto maior a turbidez oriunda da biomassa algal, maior foi o teor de OD na água superficial. A transparência de Secchi se correlacionou negativamente com a Turb e positivamente com o OD, em função da diminuição da transparência da água com o aumento da turbidez ocasionada pela maior biomassa algal e bacteriana. Já entre Turb e Salin a correlação foi também positiva, revelando que este aumento da biomassa foi subsidiado pela elevação de sais orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água (refração da luz sobre materiais dissolvidos ou em suspensão).

A correlação negativa entre T°C e NA pode ser explicada por dois fatores; a utilização do NA diretamente pelo fitoplâncton como nutriente, ou a perda de NA por volatilização na forma gasosa. A correlação positiva entre COT e Turb ocorre porque o COT considera tanto matéria orgânica viva e morta, dissolvida ou particulada, isto é, quanto maior a biomassa microbiológica, maior será o COT e conseqüentemente a Turb. O processo dinâmico anterior explica a forte relação entre OCT e OD, ratificando que em condições de maior oxigenação da água ocorrem as maiores densidades do fitoplâncton, aumentando, assim, a concentração de OD na água. A correlação negativa entre pH e COT indica a tendência de ocorrência de interessante processo; a diminuição do pH em função do aumento da presença de ácidos orgânicos presente na carga de matéria orgânica provenientes de escoamento superficial e lançamentos de efluentes sanitários, como por exemplo, ácidos húmicos e fúlvicos.

A correlação positiva entre o FT e a Salin mostra que o aporte de fósforo sob a forma de sais orgânicos e inorgânicos dissolvidos ou particulados de origem marinha, pluvial, fluvial ou autóctone (sedimento) é um dos principais fatores reguladores da produtividade primário do sistema lagunar. Em adição, o de FT na forma de moléculas orgânicas de material biótico na água parece ter sido também uma questão relevante, diante da correlação entre o FT e a T°C. A relação inversa entre o NA e FT talvez se configure como um dos principais indicadores da utilização do NA como nutriente preferencial do fitoplâncton na LRF. Além

disso, este resultado permite inferir que em condições de ausência de limitação de OD no eplímnio há o aumento de processos de nitrificação (diminui o NA), elevando, desta forma, a assimilação de fósforo pela biomassa fitoplanctônica e aumento a quantidade de fósforo orgânico no sistema sob a forma particulada.

A correlação entre *E.coli* e Coli.T. já era esperada em águas superficiais, onde ocorre a entrada de despejos de esgotos sanitários. A relação positiva significativa entre Coli.T. e OD indica que o crescimento bacteriano pode também estar sendo influenciado pelas maiores concentrações de OD, no caso de grupos aeróbicos. A correlação positiva

Em suma, todos estes indicadores revelam que atividades antrópicas e processos naturais atuam constantemente em um intrincado e complexo sistema dinâmico que influencia diretamente na variação da qualidade da água da LRF (**Tabela 54**).

Tabela 54. Matriz de correlação de Spearman obtida para toda a série de dados físico-químicos na LRF.

Parâmetros	pH	T°C	Salin	OD	Turb	Secchi	Coli.T	E.coli	NA	COT	FT
pH		0,23	0,05	-0,09	0,12	0,01	-0,08	-0,18	-0,03	-0,42	-0,06
T°C			0,23	-0,58	-0,17	0,03	-0,01	-0,10	-0,31	-0,26	0,38
Salin				-0,30	-0,06	0,55	-0,04	-0,22	-0,15	-0,17	0,37
OD					0,46	-0,34	-0,30	-0,11	0,03	0,59	-0,02
Turb							-0,33	-0,21	-0,05	0,31	-0,11
Secchi								0,23	0,12	-0,14	-0,06
Coli.T									0,86	0,13	-0,08
E.coli										0,08	-0,12
NA											0,04
COT											
FT											

A matriz de correlação de Kendall (gerada através da ACP) composta das variáveis físico-químicas avaliadas não foi mostrada em razão das correlações entre as variáveis já terem sido discutidas anteriormente com a matriz de correlação de *Spearman*. A segunda etapa da ACP representa a decomposição desta matriz de correlação tendo como objetivo identificar os parâmetros representados através de fatores comuns e independentes (também chamados de eixos ou componentes principais). O melhor comportamento das variáveis de qualidade de água foi aquele composto por três componentes (**Tabela 55**). A porcentagem acumulada da variância total de 84% representada pelos três fatores gerados oferece uma representação significativa da variação original dos dados da LRF.

Nota-se, na **Tabela 55**, que os três componentes principais (CP) (vetores 1, 2 e 3) determinadas pela ACP explicaram 83,8% da variância total dos resultados. Estes componentes expressam a relação entre os vetores e variáveis originais, permitindo identificar quais delas apresentam as maiores inter-relações com cada componente. Os valores elevados

dos pesos fatoriais de alguns parâmetros sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator. Apresenta-se ainda na tabela abaixo a significância da correlação entre cada variável e os próprios componentes (vetores) gerados. Os autovalores obtidos para cada componente, depois de submeter à matriz a rotação *Varimax* (onde o valor do corte é igual a 1), também foram mostrados, indicando a importância de cada componente na explicação da variabilidade dos elementos na água.

Tabela 55. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos três componentes principais selecionados da matriz transformada pelo algoritmo *Varimax*.

Variável	CP1	CP2	CP3
pH	-0,378	0,075	-0,138
T°C	-0,357	-0,004	-0,310
Salin	-0,376	0,042	-0,181
OD	-0,350	0,016	0,231
Turb	-0,216	0,084	0,558
Secchi	-0,339	0,172	-0,201
Coli.T	0,350	0,019	-0,233
E.coli	0,348	-0,101	-0,037
NA	-0,004	0,719	0,020
COT	-0,169	-0,303	0,514
FT	-0,181	-0,580	-0,276
Vetor (Eixo)	Autovalor	% da variação explicada pelo componente	% de variação acumulada
CP1	6,60	60,1	60,1
CP2	1,10	12,8	72,9
CP3	1,20	10,9	83,8

Em negrito, estão marcadas as variáveis que apresentaram correlação (Pearson e Kendall) positiva com os fatores gerados.

Nas **Figuras Figura 61 a Figura 63** apresenta-se uma representação gráfica dos resultados dos dois principais fatores extraídos da ACP. Os dados brutos foram transformados e relativizados anteriormente à análise da ACP. Desta forma, a maior parte da variabilidade e os dois componentes principais gerados puderam ser utilizados para explicar o processo hidrodinâmico que controla a qualidade das águas da LRF sem perda de informações relevantes.

A primeira componente explica 60,1% da variabilidade dos dados. Este fator esteve associado negativamente às variáveis pH, T°C, Salin, OD, Turb e Secchi; e positivamente com Coli.T e *E.coli*, estas últimas indicadoras de biomassa e enriquecimento orgânico. Já as primeiras representam variantes principalmente físicas, relacionadas à processos químicos naturais do ecossistema. Em contraposição, o eixo 2 (12,8% de explicação) mostrou correlação positiva com as principais variáveis químicas, relacionadas com a dinâmica de ciclagem de nutrientes e processos de respiração, fotossíntese e decomposição. O eixo 3 (10,9% de explicação) somente ratifica a importância do OD, da temperatura da água e da

presença de material em suspensão (através da turbidez e transparência) para a variação dos da LRF. Em adição, o eixo 3 permite inferir indiretamente que a incidência luminosa também é um fator preponderante para este sistema lagunar.

O destacamento da importância relativa de variáveis químicas, física e biológicas revela que processos e fatores dependentes regem as variações espaço-temporais mostradas ao longo do estudo. Observa-se que as componentes CP1 e CP2 não apresentaram, de forma geral, variáveis comuns na explicação da variação qualidade de água na LRF, o que torna esta matriz de fatores de fácil interpretação.

Ratifica-se que foi aplicada a transformação ortogonal dos eixos pelo emprego do algoritmo *Varimax*. Este processo maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto. A complexa inter-relação entre distintos parâmetros é confirmada pela dupla importância das variáveis FT e COT, mostrando que a entrada de matéria orgânica alóctone na LRF ainda é um dos principais causadores de modificações e desequilíbrios no ecossistema local, fato este confirmado pelos eixos 1 e 2.

Os resultados evidenciam que, de forma geral, as variáveis ambientais selecionadas ao monitoramento da LRF são eficientes no que tange a correta interpretação da variabilidade da qualidade da água. Entretanto, 16% da variação observada não puderam ser explicadas através dos três vetores/fatores gerados, indicando, assim, que a inclusão de novos parâmetros, preliminarmente, deve ser reavaliada pelos gestores do programa de monitoramento. Por exemplo, Coli.T. e Secchi não foram representativos para o entendimento da variação da qualidade da água, podendo ser substituídos por outros parâmetros mais eficientes, como nitrato e fosfato.

As ACPS revelaram, ainda, diferentemente de outros estudos, que o gradiente físico-químico da qualidade da água não tão é tão acentuado. A diferença entre a área leste da LRF se mostrou mais relacionada diretamente com a proximidade das estações LRF1 e LRF5 com as saídas dos canais de Jardim de Alah e do Jóquei, localizados à oeste da LRF. Por esta razão, tais estações apresentaram um comportamento anual aparentemente diferenciado.

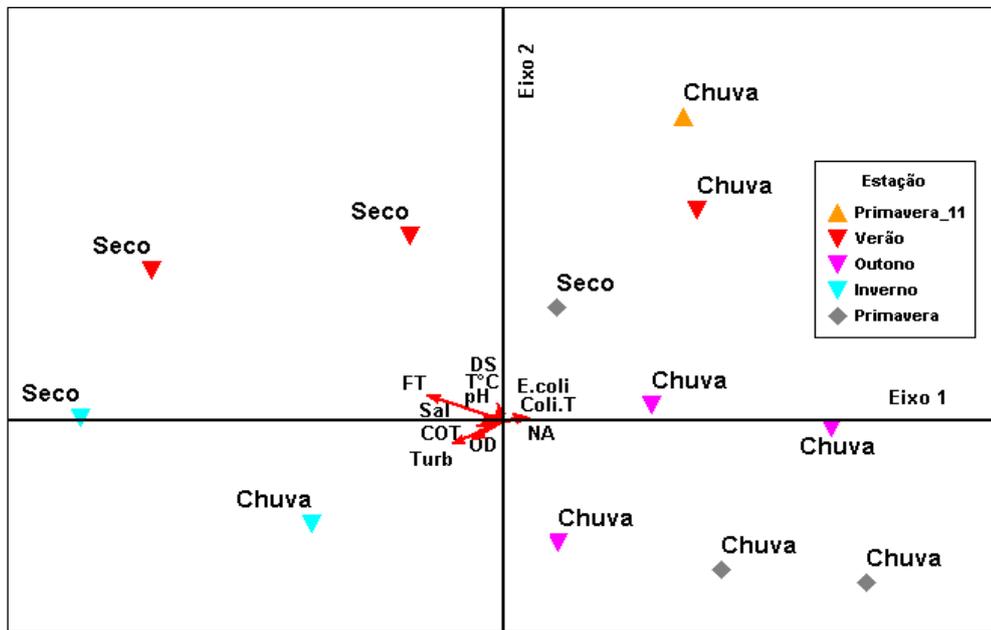


Figura 61. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultado em função das estações do ano e períodos chuvoso e seco.

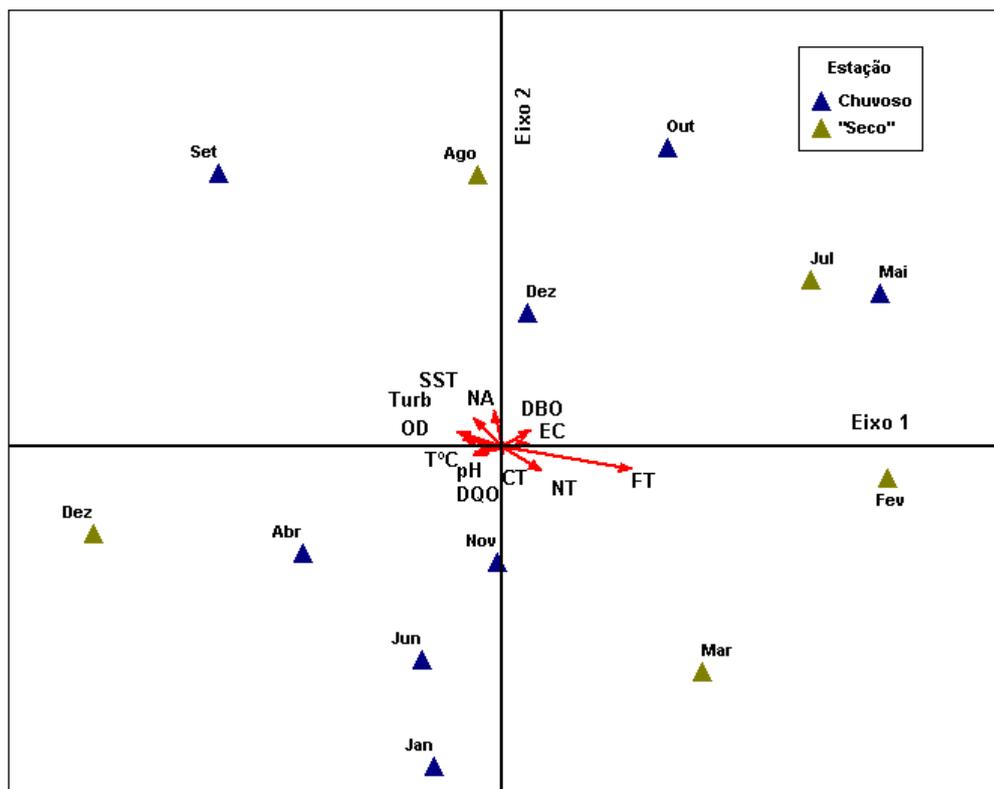


Figura 62. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultados em função dos períodos seco e chuvoso e pontos amostrais.

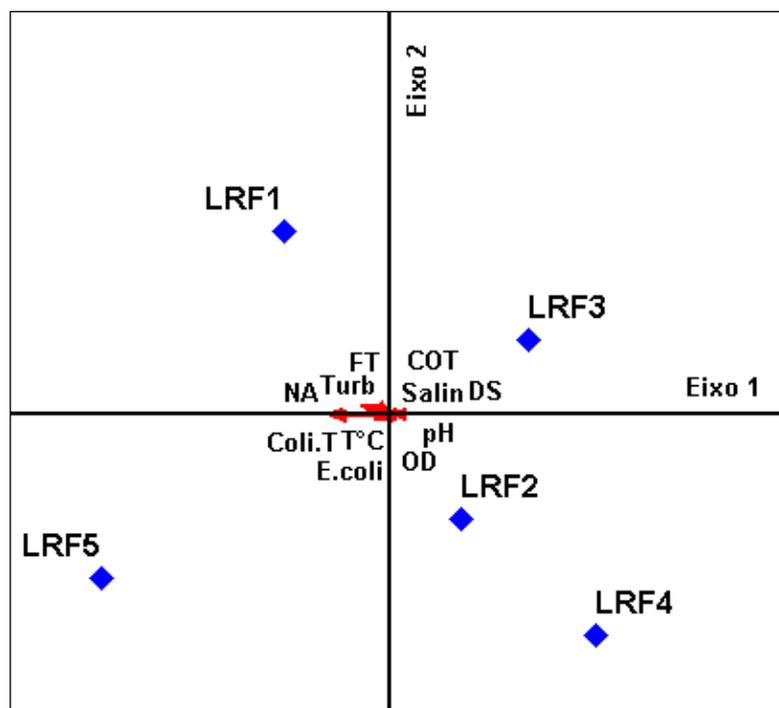


Figura 63. ACP dos principais parâmetros de qualidade da água superficial na LRF. Resultado por estação amostral.

As ACPS acima mostraram que a variação espacial da camada superficial e subsuperficial da água da LRF apresenta variação majoritariamente temporal em detrimento da espacial. Ou seja, fatores climáticos (p.ex. intensidade luminosa, temperatura da água, pluviosidade, intensidade e direção dos ventos etc) e suas correlações com processos intrínsecos (herbivoria, alelopatia, parasitismo, ciclagem de nutrientes pela alça microbiana etc) e alóctones (aporte orgânico terrígeno e antrópico) à LRF atuam, na maior parte do tempo, uniformemente no espelho d'água da LRF, com exceção de algumas particularidades em momentos específicos ao longo do ano. Em outras palavras, estratégias de monitoramento menos custosas, mais dinâmicas, contínuas e menos abrangentes devem ser focadas pelo programa de monitoramento da SMAC. Sendo assim, salienta-se que o processo em andamento de monitoramento contínuo em tempo real da LRF, através de uma sonda multiparamétrica, representa um grande avanço neste sentido. Recomendações específicas sobre este assunto foram feitas no último capítulo deste estudo.

Antes de prosseguir para os resultados de aplicação dos índices multimétricos, torna-se *essencial* confirmar os padrões identificados através das ACPs, matrizes de correlação e análise descritivas dos dados. Para isso, foi realizada uma ANOSIM (análise de variação da similaridade) (**Tabela 56**). Nesta tabela foram mostradas as diferenças significativas, causadoras da heterogeneidade espaço-temporal.

Os resultados mostraram que as distinções espaciais entre os pontos amostrais são insignificantes (R global próximo à zero). Todos os cruzamentos interestações foram irrelevantes, isto é, não apresentaram diferenciação. Em outras palavras, não é possível afirmar que as cinco estações amostrais apresentam diferenças significativas através de uma abordagem mensal/anual. Deve-se levar em consideração que esta análise considera todos os parâmetros físico-químicos quantificados. Caso haja a seleção de uma ou poucas variáveis específicas, pode haver uma possível diferenciação. No entanto, esta ação não representaria a dinâmica complexa e multidimensional aquática.

Este resultado permite concluir também que as diferenças sazonais são mais representativas do que as espaciais, fato também verificado para os rios e canais da bacia hidrográfica. Ou seja, aspectos relacionados direta ou indiretamente com variações climático-meteorológicas são essenciais na variação da qualidade da água da LRF. O resultado da ANOSIM confirmou os da ACP, revelando que a alternância entre períodos secos e chuvosos e épocas mais quentes ou mais frias – além das flutuações antrópicas no aporte de carga orgânica às águas da LRF – é o principal agente modificador das características hidrogeoquímicas deste sistema lagunar.

Tabela 56. Análise de similaridade (ANOSIM *one-way*) global e pareada entre as estações e meses amostrais.

Teste Global - Estações			Teste Global - Meses		
R Global	-0,013		R Global	0,2	
NS (%)	69,6		NS (%)	0,1	
Nº de permutações	999		Nº de permutações	999	
Nº de permutações $\geq R$	695		Nº de permutações $\geq R$	0	
Teste Pareado			Teste Pareado		
Grupos	R	NS (%)	Grupos	R	NS (%)
LRF1 x LRF2	-0,027	70,4			
LRF1 x LRF3	-0,034	82,1			
LRF1 x LRF4	0,017	29,8			
LRF1 x LRF5	0,002	42,3			
LRF2 x LRF3	-0,078	97,8			
LRF2 x LRF4	-0,064	93,7	Entre meses*	0,392 - 1,000	0,8
LRF2 x LRF5	0,026	24,3			
LRF3 x LRF4	-0,060	91,4			
LRF3 x LRF5	0,025	22,0			
LRF4 x LRF5	0,047	9,4			

*Não foram discriminados porque as diferenças entre todos os meses foram significativas

Ressalta-se que neste estudo não foram abordadas variações de curto prazo (diárias e/ou semanais). Maiores conclusões acerca da real variação espaço-temporal da qualidade da água da LRF foram alcançadas a partir dos índices multimétricos, mostrados no subitem a seguir.

4.3.2. Índices de Estado Trófico e Qualidade da Água

Assim como realizado para os dados dos rios e canais, foram aplicados índices multimétricos específicos para avaliar o grau de trofia e a qualidade da água da LRF, de forma complementar as análises realizadas anteriormente. Ratifica-se que a utilização destes índices vai de encontro com a metodologia indicada incentivada e praticada pela Agência Nacional de Águas (ANA/BRASIL). Esta agência brasileira utiliza os índices IET, ICE e IQA como indicadores de qualidade da água, fazendo parte de um sistema de informações que utiliza o modelo Pressão-Estado-Resposta (P-E-R), desenvolvido pela Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), para auxiliar no processo decisório, formulação e controle de políticas públicas.

Neste subitem foram aplicados e discutidos alguns modelos simplificados para a avaliação dos graus de trofia, bem como as suas especificidades quanto à aplicação, tanto em relação à LRF, quanto às variações temporais em conjunto com as variáveis climáticas (chuva e temperatura). Também foram abordados os distintos limites que definem o grau de eutrofização de corpos d'água lênticos, com ênfase em lagos e lagoas. Se tratando de uma primeira abordagem, foram utilizados os dados disponíveis de FT, Clorofila-a (Cla) e disco de Secchi para o IET e multimétricos para o ICE e IC. Já para o TRIX foram utilizados os dados de Cla, FT, NA e fosfato, este estimado a partir da curva de regressão realizada com dados de estudos anteriores. Os resultados dos índices calculados para todas as amostragens (n= 545) de água encontram-se no **Anexo E**.

De acordo com este sistema de classificação (OECD, 1982), que utiliza a média anual de FT, as águas da LRF são caracterizadas como eutrófica (0,30 - 0,10 mg.L⁻¹). Como estes limites foram estabelecidos para regiões temperadas, Salas e Martino (2001), propuseram um modelo trófico simplificado para fósforo para regiões tropicais. O sistema de classificação gerado, porém, apresenta um número muito reduzido de classes (3) ao contrário do anterior (5). Assim sendo, os cinco pontos amostrais avaliados neste estudo situam-se na classe “eutrófica” (> 0,072 mg.L⁻¹). Destaca-se a limitação destas metodologias quando aplicadas em ambientes tropicais. é importante acrescentar que nenhum desses modelos prescinde do estabelecimento de limites numéricos de qualidade para as variáveis consideradas, como FT, Cla, ou outra medida de eutrofização adotada.

Observa-se que a concentração de FT foi significativamente superior nos rios e canais analisados. É importante considerar que a análise de fósforo total leva também em consideração o fósforo presente na biomassa algal e que, mesmo assim, as concentrações deste elemento foram superiores nos rios. Este fato é causado, provavelmente, pela maior precipitação do fósforo em águas lênticas.

Diferentes índices tróficos (IETs) foram calculados para o fósforo total (FT). Em seguida, foram utilizadas concentrações de clorofila (Cla) para se avaliar a correspondência entre um e outro parâmetro. Caso haja correspondência, significa que, na continuidade do processo de monitoramento, tanto poderá ser realizado a investigação pelo FT quanto pela Cla.

A **Tabela 57** apresenta o resultado da classificação trófica para as águas superficiais da LRF, considerando os resultados do monitoramento, nos cinco pontos amostrais. Apesar de não ser ideal, é mostrado também o IET específico para ambientes lênticos. O propósito desta ação é ratificar a especificidade e funcionalidade do IET de Lamparelli (2004).

Destaca-se que, enquanto o IET de Carlson não foi capaz de perceber variações no grau de trofia, sendo inadequado e pouco sensível às variações de FT nos ambientes tropicais. Já o IET de Toledo apresentou um único mês como mesotrófico, porém manteve a classificação geral como eutrófico, apresentando mesma limitação ao anterior. Já o IET de Lamparelli, que possui um número maior de classes de trofia, apresentou variação entre os meses analisados (supereutrófico à hipereutrófico). A classificação da LRF em 2012 foi como sendo hipereutrófica na maior parte do tempo.

Tabela 57. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (FT).

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
Dez	59,3	60,1	56,7	68,9
Jan	59,2	58,6	56,2	68,3
Fev	59,6	67,1	59,3	71,3
Mar	59,5	65,8	58,8	70,4
Abr	59,5	63,6	58,0	66,9
Mai	59,0	55,3	55,0	71,8
Jun	59,1	56,0	55,3	67,2
Jul	59,3	59,6	56,6	68,7
Ago	59,3	59,4	56,5	68,6
Set	59,3	60,0	56,7	68,9
Out	59,0	54,7	54,8	66,7
Nov	58,9	53,4	54,4	66,1
Dez	59,1	56,5	55,4	67,4
Média	59,2	59,2	56,4	68,6
Variação	58,6 - 59,6	49,4 - 69,4	52,9 - 60,1	64,4 - 72,8
Mês	Classificação			
Dez	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
Jan	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Fev	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Mar	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Abr	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
Mai	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Jun	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Jul	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Ago	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Set	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Out	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
Nov	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
Dez	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Média	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Varição	-	Eutrófico - Hipereutrófico	Mesotrófico - Eutrófico	Supereutrófico - Hipereutrófico

Buscando uma elucidação da real variação do estado trófico da área avaliada, verifica-se que o IET de Lamparelli apresentou uma maior variação, oscilando entre mesotrófico e supereutrófico, com classificação anual média de mesotrofia. Os meses de maior valor de IET foram fevereiro (seco), março (seco) e maio (pluviosidade moderada). Assim como verificado anteriormente para os rios e canais, o verão apresentou maior IET. Este resultado mostra que a intensidade da radiação solar e conseqüentemente a temperatura da água são fatores preponderantes na determinação do estado trófico. As diferenças estatísticas entre o verão e as demais estações foram significativas ($p=0,002$) (**Tabela 58**).

Tabela 58. Classificação trófica da LRF (IET-FT) em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
Verão	63,8	70,0
Outono	58,3	68,7
Inverno	59,7	68,8
Primavera	54,9	66,7
Chuvosos	57,7	68,1
Secos	61,7	69,3

Os

resultados

da

Tabela 59 mostram que houve somente variação sazonal, visto que as estações amostrais não apresentaram diferenças significativas ao longo do período estudado ($p= 0,924$). O IET a partir do FT apresentou valores que indicaram claramente a influência da precipitação no aumento do grau de trofia.

Tabela 59. Classificação trófica (IET-FT) média da LRF em função dos pontos amostrais.

Estação	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
LRF1	59,3	60,2	56,8	68,9
LRF2	59,2	59,5	56,5	68,6
LRF3	59,2	59,3	56,5	68,6
LRF4	59,2	58,0	56,0	68,0
LRF5	59,2	59,4	56,5	68,6
CJA	59,5	65,3	58,6	71,1
Classificação	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico

Os resultados do IET obtidos neste estudo correspondentes ao FT devem ser considerados como uma medida do potencial de eutrofização, pois este nutriente atua como o agente causador do processo. Ratifica-se ainda a importância do IET de Lamparelli (2004) para a classificação trófica da LRF. Já os IETs de Carlson e Toledo foram considerados como restritivos e conservadores no atual estudo, não refletindo um grau de trofia fidedigno para os ambientes estudados.

Como forma de verificar se o IET Lamparelli a partir das concentrações de Cla também é sensível às variações temporais, a **Tabela 60** abaixo mostra os resultados. Ressalta-se que foram utilizados somente os meses em que estavam disponíveis os valores efetivos de Cla (jul-dez/12). Os resultados mostram que a classificação trófica da LRF não sofreu variação quanto utilizada a metodologia a partir da Cla, ficando entre supereutrófica e eutrófica. No entanto, a classificação média foi supereutrófica. Isso se deu em função da utilização somente de apenas seis meses de coleta. Um fato a ser destacado é o aumento da variabilidade do IET Carlson quanto utilizada a metodologia de Cla.

Tabela 60. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Cla).

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
Jul	68,8	69,7	83,8	69,9
Ago	59,1	59,7	75,2	65,0
Set	63,1	63,8	78,8	67,1
Out	61,0	61,6	76,9	66,0
Nov	56,8	57,4	73,2	63,9
Dez	59,2	59,9	75,4	65,1
Média	61,3	62,0	77,2	66,2
Varição	56,8 - 68,8	57,4 - 69,7	73,2 - 83,8	63,9 - 69,9
Mês	Classificação			
Jul	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Ago	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Set	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Out	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Nov	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Dez	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Média	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
Varição	Eutrófico - Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico - Hipereutrófico

Os resultados mostrados na **Tabela 61** abaixo confirmam, através da Cla, que não houve variação espacial do estado trófico. Ou seja, as variações da Cla, analisadas como significativas no subitem anterior deste estudo, não se mostraram suficientes para diferenciar diferentes áreas da LRF quanto ao estado trófico, mantendo-se supereutrófico em todo o espelho d'água.

Tabela 61. Classificação trófica (IET-Cla) média da LRF em função dos pontos amostrais.

Estação	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
LRF1	61,8	62,5	77,6	66,4
LRF2	61,3	62,0	77,2	66,2
LRF3	61,3	62,0	77,2	66,2
LRF4	61,5	62,2	77,4	66,3
LRF5	60,8	61,4	76,7	65,9
Classificação	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico

A **Tabela 62** sumariza os resultados do IET médio, utilizando ambas as variáveis. Diante da diferença de classificação média apresentada, conclui-se que para o segundo semestre de 2012 a LRF foi classificada como hipereutrófico. Este resultado confirmou o obtido anteriormente obtidos somente através do IET (FT). Como os dois IETs possuem o mesmo peso, conclui-se que, quando disponíveis, tanto a Cla eo FT devem ser utilizados para a avaliação fidedigna do estado trófico de uma lagoa costeira.

Tabela 62. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (FT + Cla).

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Lótico	IET (Lamparelli, 2004) - Lêntico
Jul	64,0	64,6	70,2	69,3
Ago	59,2	59,6	65,9	66,8
Set	61,2	61,9	67,8	68,0
Out	60,0	58,2	65,9	66,3
Nov	57,8	55,4	63,8	65,0
Dez	59,2	58,2	65,4	66,3
Média	60,2	59,6	66,5	67,0
Variação	57,8 - 64,0	55,4 - 64,6	63,8 - 70,2	65,0 - 69,3
Mês	Classificação			
Jul	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Ago	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
Set	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Out	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
Nov	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
Dez	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
Média	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
Variação	Eutrófico- Hipereutrófico	Eutrófico	Supereutrófico - Hipereutrófico	Supereutrófico - Hipereutrófico

Como o banco de dados do monitoramento da LRF contém os dados referentes à profundidade de Secchi (transparência da água em metros), foram calculados os IETs a partir das duas metodologias disponíveis: IET Carlson e IE Toledo. A Tabela 63 resume os resultados obtidos. É válido lembrar que a o IET de Lamparelli descarta o uso desta variável (Secchi) como preditora de estado trófico, por considerá-la subjetiva. Os resultados do IET Carlson para a variável Secchi sofreu variação quando comparado com o IET Carlson (FT), mostrando-se como hipereutrófico ao invés de eutrófico. Já o IET Toledo apresentou-se mais estável, classificando as águas superficiais como eutróficas.

Tabela 63. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Secchi).

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)
Dez	65,4	56,2
Jan	68,0	58,8
Fev	71,0	61,8
Mar	72,2	62,9
Abr	67,7	58,5
Mai	70,0	60,8
Jun	69,6	60,3
Jul	74,3	65,1
Ago	67,1	57,8
Set	69,9	60,7
Out	71,1	61,8
Nov	69,6	60,4
Dez	69,1	59,9
Média	69,6	60,4
Variação	64,0 - 76,1	54,8 - 66,8
Mês	Classificação	
Dez	Hipereutrófico	Eutrófico
Jan	Hipereutrófico	Eutrófico
Fev	Hipereutrófico	Eutrófico
Mar	Hipereutrófico	Eutrófico
Abr	Hipereutrófico	Eutrófico
Mai	Hipereutrófico	Eutrófico
Jun	Hipereutrófico	Eutrófico
Jul	Hipereutrófico	Eutrófico
Ago	Hipereutrófico	Eutrófico
Set	Hipereutrófico	Eutrófico
Out	Hipereutrófico	Eutrófico
Nov	Hipereutrófico	Eutrófico
Dez	Hipereutrófico	Eutrófico
Média	Hipereutrófico	Eutrófico
Variação	-	-

Se aplicado o IET de Carlson e Toledo a partir dos dados de Cla, Secchi e FT, (

Tabela 64o resultado é o mesmo ao obtido quando utilizado somente a Cla ou o Secchi, mostrando que o FT possui menos peso na determinação do IET na metodologia de Carlson.

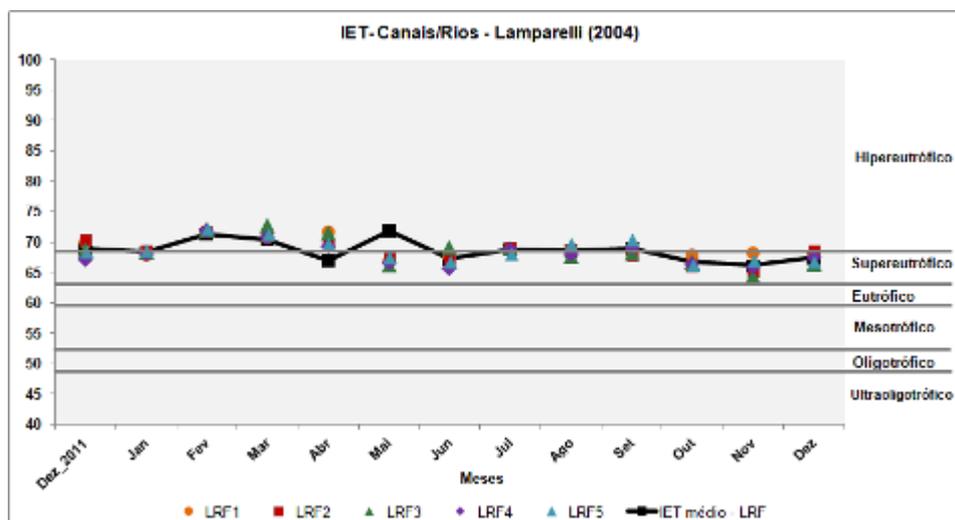
Tabela 64. Classificação mensal da LRF de acordo com as principais metodologias de IET (Secchi).

Mês	IET (Carlson, 1977)	IET (Toledo, 1984)
Jul	67,5	64,7
Ago	61,8	59,2
Set	64,1	61,7
Out	63,7	58,9
Nov	61,8	56,4
Dez	62,5	58,5
Média	63,5	59,9
Variação	62,8 - 67,5	56,4 - 64,7

Mês	Classificação	
Jul	Hipereutrófico	Eutrófico
Ago	Eutrófico	Eutrófico
Set	Hipereutrófico	Eutrófico
Out	Eutrófico	Eutrófico
Nov	Eutrófico	Eutrófico
Dez	Eutrófico	Eutrófico
Média	Hipereutrófico	Eutrófico
Variação	Hipereutrófico	Eutrófico

A **Figura 64** mostra os resultados obtidos através do IET Lamparelli, selecionado como o ideal para avaliar o estado trófico da LRF. A respeito da contradição evidenciada pelas três metodologias, visto que a classificação da LRF foi muito variável (eutrófica, hipereutrófica e supereutrófica), salienta-se que outros também reportaram diferentes classificações tróficas de um mesmo corpo hídrico através de distintos IETs (FIA, 2009)

Quanto à evolução temporal do estado trófico, verificou-se uma tendência de decaimento dos valores de IET (coeficiente de determinação linear igual a $-0,484 - R^2$). Ou seja, aparentemente, há uma propensão de estabilização anual do estado trófico para a situação de supereutrofia.

**Figura 64. Variação dos IET de Lamparelli na LRF ao longo do ano de 2012.**

O índice de conformidade (IC) objetiva obter uma classificação da qualidade das águas superficiais a partir da conformidade com a legislação (CONAMA 357/05) Os resultados obtidos para o IC são apresentados nas **Tabelas Tabela 65 e Tabela 66.**

Os resultados indicaram conformidade com os padrões CONAMA (qualidade da água) variando entre satisfatório e péssimo, com média de 10,8, considerado satisfatório. Não foram verificadas diferenças significativas entre as médias mensais do IC ($p= 0,555$) em função da elevada variação interna dos resultados de cada mês. Diante da uniformidade dos resultados não foi possível obter grandes conclusões a partir da interpretação dos mesmos. As estações amostrais também se mostraram semelhantes, ratificando a uniformidade espacial da LRF para este índice.

Tabela 65. Classificação mensal da LRF de acordo com o IC.

Mês	IC - INEA/RJ	Classificação
Dez_2011	0,90	Satisfatória
Jan	0,65	Satisfatória
Fev	0,66	Satisfatória
Mar	0,72	Satisfatória
Abr	0,88	Satisfatória
Mai	1,04	Regular
Jun	0,76	Satisfatória
Jul	0,77	Satisfatória
Ago	0,73	Satisfatória
Set	0,64	Satisfatória
Out	0,85	Satisfatória
Nov	0,73	Satisfatória
Dez	0,76	Satisfatória
Média	0,8	Satisfatória
Varição	0,5 - 2,5	Péssima - Satisfatória

Tabela 66. Classificação da LRF a partir do IC em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	IC - INEA/RJ
Verão	0,7
Outono	0,9
Inverno	0,7
Primavera	0,8
Chuvosos	0,8
Secos	0,7

A **Figura 65** mostra a variação dos ICs em relação às estações amostrais durante o período analisado (2012). A mesma figura revela que não foi apresentada uma tendência de melhora em relação à qualidade da água, mesmo porque esta já foi considerada satisfatória na

maior parte do tempo. Estatisticamente a curva apresenta uma estabilidade dinâmica, com coeficiente angular negativo ($\alpha = -0,06$) e coeficiente de determinação linear positivo ($R^2 = 0,03$), ambos sem representatividade no que concerne à uma tendência de melhoria.

A aplicação do IC prevê a utilização de todos os parâmetros que sejam contemplados pela resolução CONAMA e que sejam monitorados constantemente pelos gestores dos corpos d'água de interesse. No atual estudo, foram utilizadas as variáveis OD, FT, NA e *E.coli*. Diante da natureza específica de cada parâmetro e do fato de o cálculo do IC considerar a razão entre o valor absoluto de cada parâmetro com seu respectivo limite da resolução, pode-se considerar a utilização deste índice como irrelevante na avaliação da qualidade da água o sistema lagunar da LRF. Em suma, conclui-se que o IC não representa a qualidade da água muito menos o grau de conformidade ao enquadramento legal, visto considera o mesmo peso para cada parâmetro, sendo que eles possuem magnitudes de variação extremamente distintas.

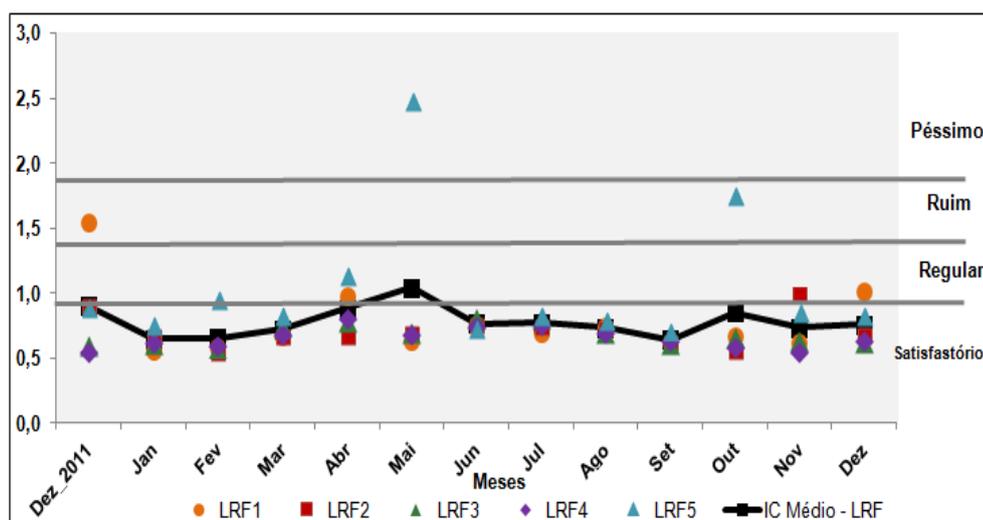


Figura 65. Visualização Variação do IC na LRF ao longo do ano de 2012.

Com o mesmo objetivo anterior, foi calculado o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE). Os resultados para os rios e canais evidenciaram anteriormente a eficiência deste índice como uma forma de se avaliar simultaneamente a qualidade da água quanto sua conformidade legal. A **Tabela 67** mostra os principais resultados obtidos a partir da aplicação do ICE, onde verifica-se que a classificação variou entre regular e boa, com média de 81,3 revelando qualidade boa das águas superficiais da LRF. Por levar em consideração diversos aspectos e fatores no que tange a correção dos cálculos envolvidos, nota-se que a variação dos dados apresentou uma amplitude significativamente inferior ao verificado para o IC. Contudo, de certa forma, os resultados finais foram semelhantes e até

comparáveis, sendo que o ICE apresentou maior capacidade de se avaliar a qualidade da água em relação à qualidade físico-química e não só a partir de aspectos legais.

O menor valor (pior qualidade) de ICE foi verificado em abril (70,4 – “regular”) e o maior em dezembro (90,2 – “boa”). Apesar de terem sido confirmadas diferenças significativas entre os meses, não foram verificadas diferenças estatísticas representativas entre as estações do ano ($p= 0,254$), apesar de aparentemente distintas. Nota-se que os meses mais quentes apresentaram os piores resultados de ICE (**Tabela 68**).

Tabela 67. Classificação mensal dos rios e canais de acordo com o ICE.

Mês	ICE (CCME, 2001)	Classificação
Dez_2011	86,8	Boa
Jan	86,3	Boa
Fev	77,2	Regular
Mar	85,2	Boa
Abr	70,4	Regular
Mai	73,8	Regular
Jun	84,8	Boa
Jul	81,9	Boa
Ago	84,2	Boa
Set	85,4	Boa
Out	75,6	Regular
Nov	75,2	Regular
Dez	90,2	Boa
Média	81,3	Boa
Variação	70,4 - 90,2	Regular - Boa

Tabela 68. Classificação da LRF a partir do ICE em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	ICE (CCME, 2001)
Verão	83
Outono	76
Inverno	84
Primavera	80
Chuvosos	80
Secos	84

A **Figura 66** expõe os resultados mensais de ICE durante os treze meses avaliados. Não foi verificada nenhuma tendência dos dados, que se mostraram estáveis ao longo do ano, visto que o coeficiente angular ($\alpha= 0,029$) e de determinação ($R^2= 0,004$) não foram significativos, ratificando a tendência de estabilidade da qualidade da água em 2012.

Os resultados do ICE mostraram, em síntese, que a qualidade de água superficial da LRF apresentou boa qualidade ao longo de 2012, isto é, com frequência os parâmetros de qualidade da água que, geralmente, atendem os padrões estabelecidos pela CONAMA 357/05. Estes resultados foram representativamente diferentes aos verificados para os rios e canais,

que apresentaram qualidade péssima na maioria das amostras. A continuidade de adoção de medidas de recuperação da qualidade da água na LRF deve ser encarada como ação prioritária pelos gestores locais. Ressalta-se que este estudo somente avaliou a qualidade da água da água subsuperficial, sendo necessária a aplicação deste índice aos dados disponíveis de outras profundidades.

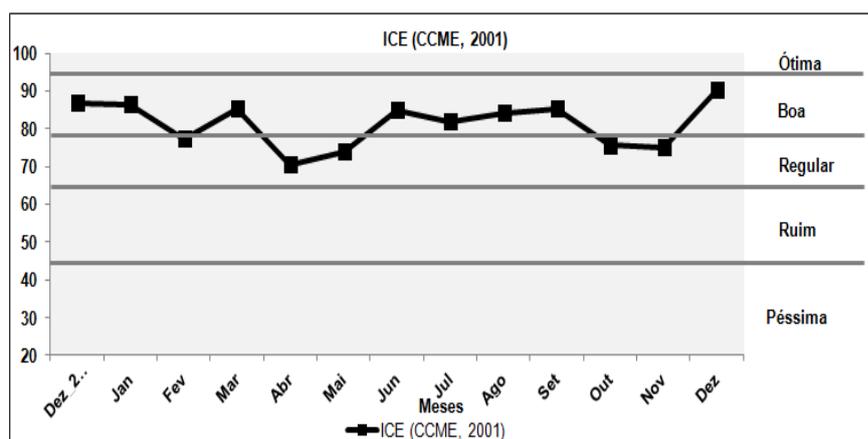


Figura 66. Representação da variação temporal do ICE na LRF.

Da mesma forma que para a água doce foi utilizado IQA para avaliar a qualidade da água num caráter confirmatório, para a LRF foi aplicado o IET Brezonik (1984), largamente utilizado no Estado da Flórida/EUA para avaliar a qualidade da água em lagos e lagoas.

A classificação segundo IET Brezonik para a água da LRF foi “boa” considerando todas as campanhas e todos os pontos. Sigua *et al.* (2006) estudaram o estado trófico dos lagos Lindsey, Spring e Bystere localizados na Flórida/EUA por meio da aplicação deste IET às águas subsuperficiais e os resultados obtidos foram 35, 30, e 46, respectivamente, assim são classificados como tendo água boa, resultado semelhante ao obtido para a LRF. A **Tabela 69** apresenta a classificação trófica, segundo o IET Brezonik para os treze meses avaliados.

Tabela 69. Variação mensal do IET Brezonik na LRF.

Mês	IET (Brezonik, 1984)	Classificação
Dez_2011	55,0	Boa
Jan	63,0	Aceitável
Fev	55,4	Boa
Mar	59,9	Aceitável
Abr	58,4	Boa
Mai	55,8	Boa
Jun	54,5	Boa
Jul	62,9	Aceitável
Ago	58,5	Boa
Set	59,7	Boa
Out	55,0	Boa
Nov	53,3	Boa

Dez	58,7	Boa
Média	57,7	Boa
Variação	51,6 - 65,5	Aceitável - Boa

. Os valores médios de IET Brezonik calculados para o período seco e chuvoso, assim como entre as estações do ano, encontram-se listados na **Tabela 70**. Os meses com menores valores de IET foram janeiro, março e julho. Este resultado permite inferir que tanto a pluviosidade quanto a temperatura da água influem diretamente na dinâmica dos fatores que alteram a qualidade da água. Tanto a abordagem mensal quanto sazonal apresentaram diferenças temporais significativas ($p= 0,002$). Todas as estações do ano foram diferentes estatisticamente, apesar da classificação da água ter variado entre aceitável e boa. A elevada amplitude pluviométrica e de temperatura no outono, logo após as pancadas esparsas de chuvas e altas temperaturas do verão, provavelmente, fizeram com que a classificação da qualidade da água destas estações fossem semelhantes, apesar de uma tendência ao verão a apresentar qualidade da água regular.

Tabela 70. Valores do IET Brezonik em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	IET (Brezonik, 1984)
Verão	59,4
Outono	56,3
Inverno	60,4
Primavera	55,7
Chuvosos	56,8
Secos	59,1

Os IETs médios anuais não revelaram a existência de uma distinção espacial significativa ($p= 0,960$) durante o período analisado. Este resultado é similar aos apresentados para o ICE e IC, mostrando que as variações tênues dos parâmetros físico-químicos da água não são capazes de determinar heterogeneidade espacial na LRF (**Tabela 71**).

Tabela 71. Valores médios de IET Brezonik entre as estações amostrais.

Estação	IET (Brezonik, 1984)
LRF1	58,1
LRF2	58,0
LRF3	57,5
LRF4	57,2
LRF5	58,1
CJA	66
Classificação	Boa

A **Figura 67** apresenta visualmente a variação do $IET_{Brezonik}$ obtida. A partir destas é possível concluir que a utilização deste índice configura-se como uma ferramenta útil no que tange o monitoramento da qualidade da água da LRF, visto que congrega tanto aspectos químicos da qualidade da água quanto aspectos biológicos (grau de trofia).

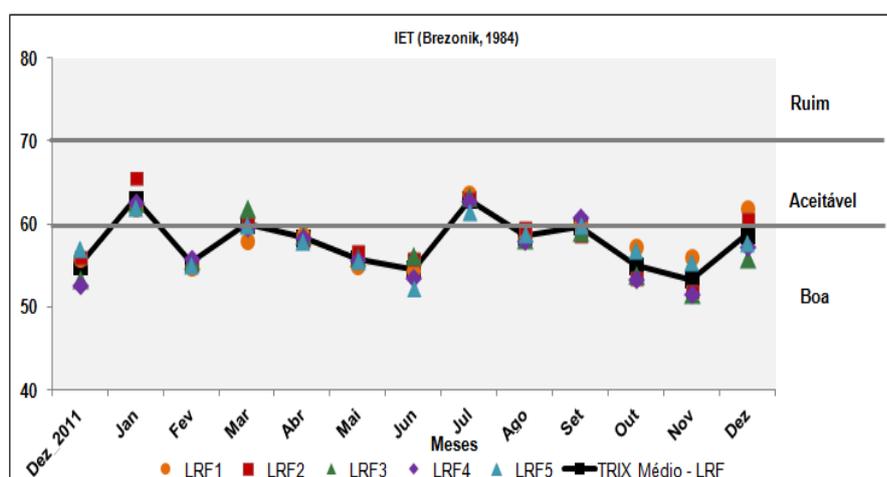


Figura 67. Evolução temporal do IET Brezonik na LRF.

Apesar de se apresentar ao longo de todo ano como supereutrófica, a LRF apresentou qualidade da água superficial relativamente boa ou aceitável, mostrando uma evolução no que tange a qualidade hídrica histórica desta lagoa. Entretanto, salienta-se que não foi avaliada a qualidade da água através destes índices pelo perfil vertical da coluna d'água.

Como o IC e o ICE são mais relacionados propriamente ao enquadramento da água na legislação, obviamente, a partir de pressupostos físico-químicos e microbiológicos, buscou-se na literatura algum índice mais específico utilizado para água salinas e salobras. O *Trophic Index* (TRIX) (VOLLENWEIDER, 2004) é um índice largamente utilizado na Europa, tendo sido aplicado em ecossistemas costeiros de diversos países, como Espanha, Portugal, Bulgária, Turquia e Canadá. A gama de ambientes também é grande, onde se destacam: lagoas costeiras, loas hipersalinas, mares fechados, zonas costeiras e estuários. Entretanto, este índice foi desenvolvido estritamente para ambientes temperados.

A aplicação do TRIX foi realizada de três formas: através dos parâmetros originais, utilizando o nitrogênio inorgânico (no caso o NA) e o fósforo (no caso o total). A segunda forma foi através da estimativa dos teores de fosfato a partir de curvas de regressão (entre FT e fosfato) de estudos anteriores realizados na LRF. Diante dos resultados inverossímeis e contraditórios obtidos através dos outros índices, foi proposta uma nova classificação baseada em ponderações dos estudos de Salas e Martino (2001) e Lamparelli (2004).

As **Tabelas Tabela 72 a Tabela 74** e a **Figuras Figura 68 e Figura 69** apresentam os resultados obtidos para este índice. Tanto através do fósforo quanto o fosfato estimado, se utilizada a classificação original de Vollenweider (2004), a qualidade da água da LRF foi classificada como degradada. Este resultado ocorreu porque foi proposto para zonas temperadas. Quando adequado à realidade tropical, verifica-se que a classificação da LRF ficou entre moderada e satisfatória, com média de 6,2 para 2012, considerada qualidade moderada. Não houve variação espacial significativa. Já sazonal e mensalmente foi verificado, assim como para os demais índices, que os meses mais quentes e chuvosos tenderam a apresentar pior qualidade da água.

Este resultado demonstra a necessidade de incentivo a estudos que objetivem gerar índices específicos para as lagos costeiras do Estado do Rio de Janeiro, ou simplesmente adaptar e testar a aplicação de ferramentas já existentes.

Tabela 72. Variação mensal do TRIX para a LRF.

Mês	TRIX	TRIX _{estimado}	Mês	TRIX	TRIX _{estimado}
			Mês	Classificação	
Dez_2011	6,69	6,11	Dez_2011	Degradada	Degradada
Jan	7,48	6,89	Jan	Degradada	Degradada
Fev	6,73	6,15	Fev	Degradada	Degradada
Mar	6,35	5,77	Mar	Degradada	Degradada
Abr	6,91	6,33	Abr	Degradada	Degradada
Mai	6,85	6,27	Mai	Degradada	Degradada
Jun	6,67	6,09	Jun	Degradada	Degradada
Jul	6,62	6,04	Jul	Degradada	Degradada
Ago	6,63	6,05	Ago	Degradada	Degradada
Set	7,05	6,47	Set	Degradada	Degradada
Out	6,60	6,02	Out	Degradada	Degradada
Nov	6,68	6,09	Nov	Degradada	Degradada
Dez	6,69	6,11	Dez	Degradada	Degradada
Média	6,8	6,2	Variação	-	Degradada - Moderada
Variação	6,2 - 7,6	5,6 - 7,0			

Tabela 73. Valores do TRIX aplicado a LRF em função das estações do ano e pluviosidade.

Estação	TRIX	TRIX _{estimado}
Verão	6,85	6,27
Outono	6,81	6,23
Inverno	6,77	6,18
Primavera	6,66	6,07
Chuvosos	6,86	6,28
Secos	6,60	6,02

Tabela 74. Variação mensal do TRIX para a LRF.

Mês	TRIX _{estimado}
	Classificação _{adaptada}
Dez_2011	Satisfatória
Jan	Moderada

Mês	TRIX _{estimado} Classificação _{adaptada}
Fev	Satisfatória
Mar	Satisfatória
Abr	Moderada
Mai	Moderada
Jun	Satisfatória
Jul	Satisfatória
Ago	Satisfatória
Set	Moderada
Out	Satisfatória
Nov	Satisfatória
Dez	Satisfatória

Varição Classificação	Moderada - Satisfatória Moderada
--------------------------	-------------------------------------

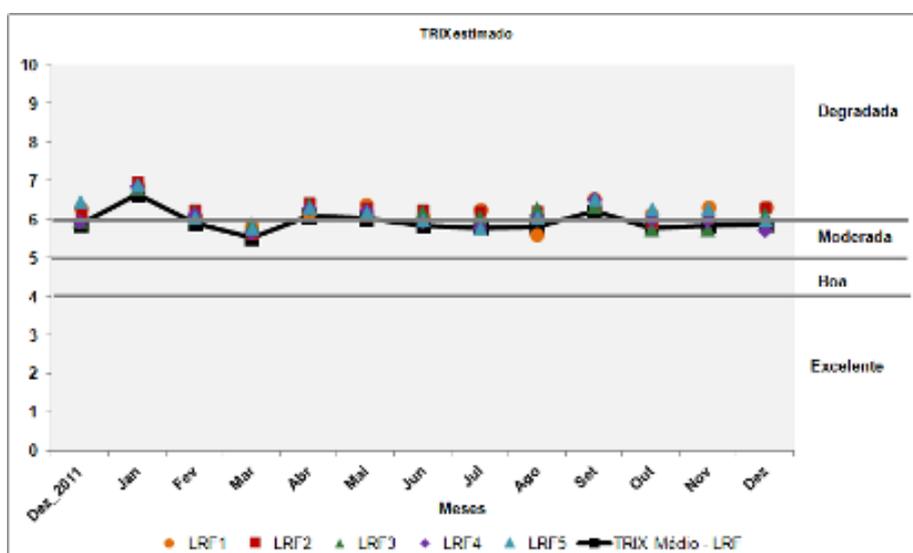


Figura 68. Evolução temporal do TRIX estimado para a LRF.

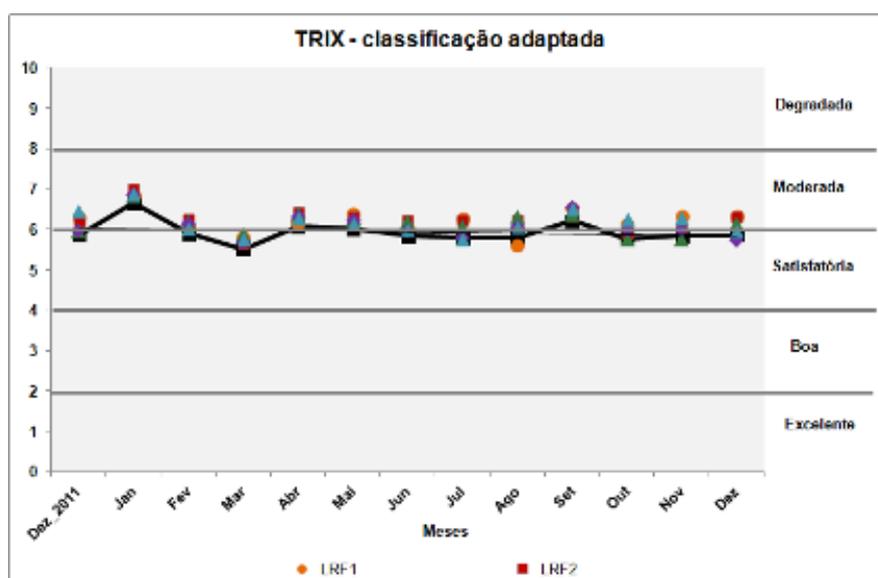


Figura 69. Evolução temporal do TRIX com sistema de classificação adaptado para ambientes tropicais.

Diante do fato de os índices terem apresentado diferenças sazonais significativas e que as regressões lineares, de forma geral, apresentaram uma branda tendência de melhoria da qualidade da água e/ou estabilização do estado trófico, foi aplicada a análise de tendência pelo método de *Mann-Kendall* para confirmar esta propensão. O objetivo final foi aprofundar o conhecimento sobre a série temporal estudada no sentido de confirmar a hipótese de tendência de melhoria da qualidade da água.

Os resultados da análise de tendência são apresentados na **Tabela 75** e foram realizados com as médias de todas as estações, visando obter uma caracterização geral da região. Verifica-se que tanto o IET Toledo quanto o IET Lamparelli apresentaram tendências não significativas de queda do grau trófico. Já a qualidade da água superficial, através do IC (índice menos relevante), apresentou tendência de melhora, porém não significativa. O ICE apresentou tendência de piora da qualidade hídrica (não significativa). Por fim, o TRIX se mostrou estável, isto é, sem apresentar tendência.

Tabela 75. Sumário dos resultados das análises de tendências para os principais índices utilizados ($p < 0,05$) na avaliação da qualidade da água da LRF no período entre dez/11 e dez/12.

Mann-Kendall	TRIX (Vollenweider, 2004) estimado	IET (Toledo, 1984)	IET (Lamparelli, 2004) - Léntico	IET (Brezonik, 1984)	IC (INEA/RJ)	ICE (CCME, 2001)
tau	-0,067	-0,157	-0,130	0,002	-0,135	-0,405
p	0,075	0,02	0,06	0,201	0,05	0,03
NS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Tendência	st	-	-	st	-	-

Sendo que: + representa tendência positiva, - tendência negativa, s tendência significativa, ns tendência não significativa e st não apresenta tendência.

As **Figuras Figura 70 a Figura 73** buscaram resumir espacialmente todos os resultados discutidos anteriormente, onde é possível verificar que a diferenciação espacial interna do espelho d'água da LRF em relação à qualidade da água é pouco relevante quando comparado com a influência da sazonalidade. Os valores de “*stress*” obtidos, todos inferiores a 0,2, ratificam que a ordenação bidimensional não é aleatória. Entretanto, fatores externos aos agrupamentos que não somente as variáveis avaliadas influem também no sistema. Apesar da elevada similaridade entre os trechos analisados, verifica-se que as estações LRF5 e LRF4 apresentaram uma qualidade da água relativamente inferior em função, respectivamente, da proximidade com o CJA, que recebe lixiviados de mais de 25 canais pluviais de drenagem; e da menor hidrodinâmica e renovação das águas.

De forma geral, verificou-se que meses mais quentes e mais chuvosos tendem a apresentar grau de trofia mais elevados e menor qualidade da água. Todavia, as análises multivariadas mostradas abaixo evidenciaram que as forças atuantes no sistema monitorado

são de identificação complexa, requerendo, então, um acompanhamento mais profundo e sistemático.

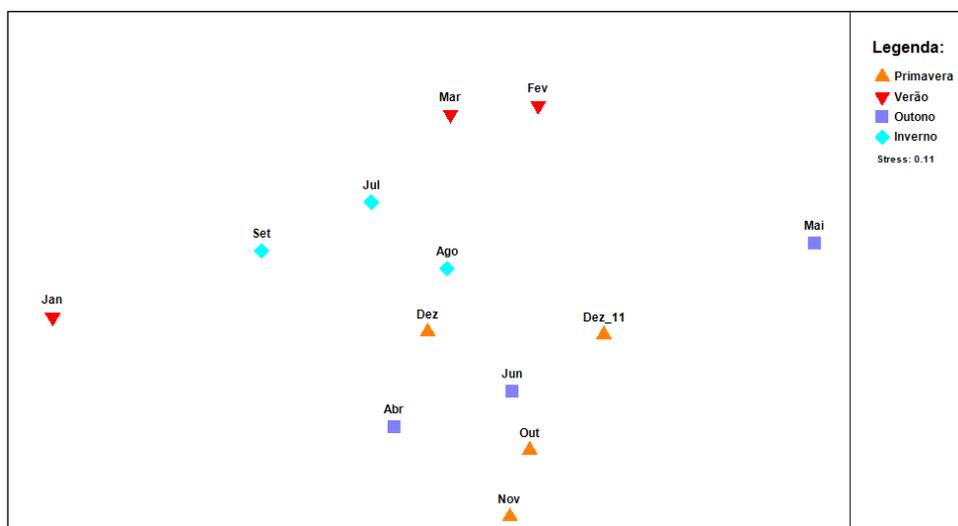


Figura 71. Análise de MDS sazonal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada em função dos meses do ano.

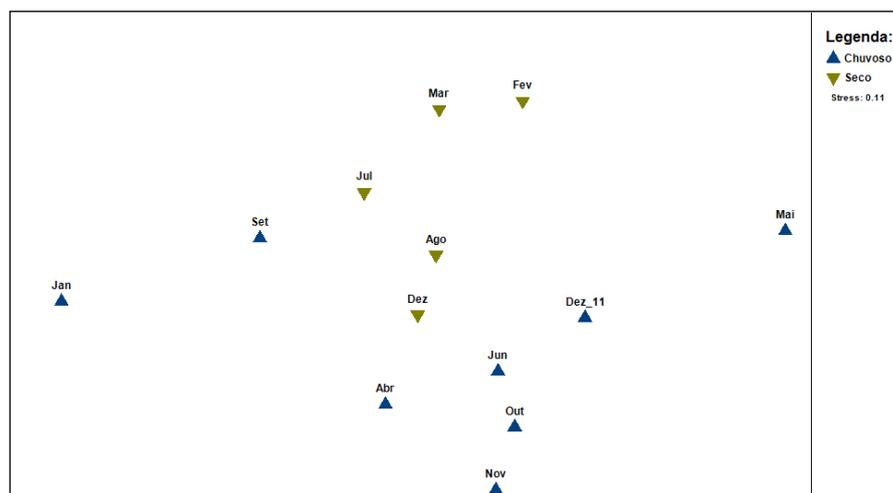


Figura 72. Análise de MDS espaço-temporal, através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada nos períodos chuvoso e seco.

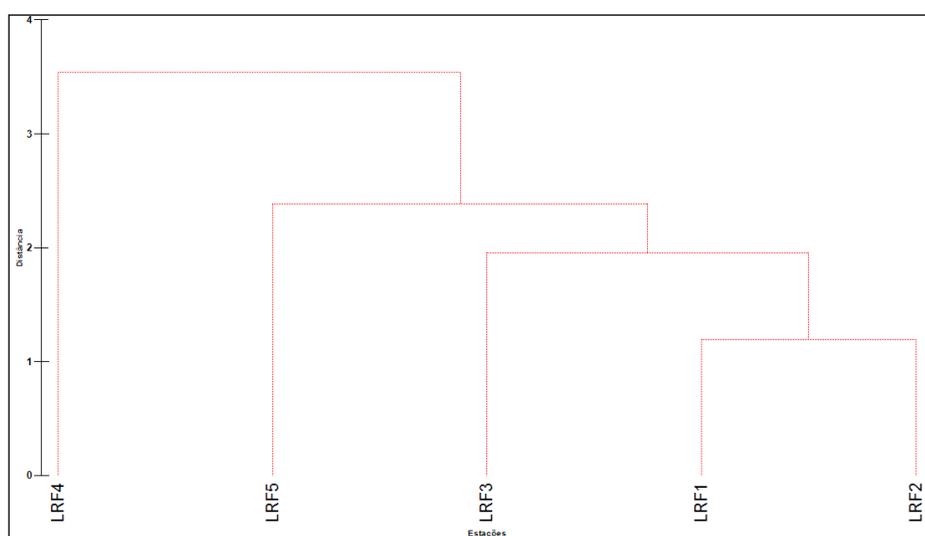


Figura 73. Análise de agrupamento (*Cluster*) espaço-temporal através dos índices de estado trófico e qualidade da água na LRF, avaliada em função dos pontos amostrais.

De certa forma, pode-se dizer que a aplicação do IET (Lamaparelli), ICE (CCME) e IET (Brezonik) são ferramentas valiosas na gestão comparativa da qualidade da água da LRF com outras lagoas costeiras urbanas. Apesar de estável e com relativa boa qualidade hídrica, verifica-se uma vulnerabilidade da LRF, isto é, episódios atípicos, como chuvas e secas extremas e problemas repentinos e agudos no sistema de saneamento/drenagem, podem, rapidamente, causar um desequilíbrio deste sistema hídrico urbano.

4.3.3. Índices de Diversidade

O processo de eutrofização pode ser estimado tanto por uso de indicadores químicos como através de indicadores biológicos. As análises químicas, apesar de serem mais precisas, apresentam um custo mais elevado. O uso de índices de diversidade poderia, portanto, ser considerado como uma alternativa em contraposição ao uso de monitoramento físico-químico, com a intenção de identificar a integridade dos ecossistemas avaliados. Assim como feito anteriormente para os dados abióticos, foi realizada uma avaliação destes índices quanto à sua aplicabilidade e “explicabilidade” ao monitoramento da LRF.

A

Tabela 76 apresenta o resumo mensal dos resultados obtidos. Já no **Anexo F** está contida totalidade dos resultados por estação amostral em função dos meses de coleta.

Tabela 76. Resumo mensal dos índices de diversidade.

Mês	S	D	J'	H'	λ'
Dez_2011	13	0,95	0,46	1,71	0,55
Jan	14	0,97	0,26	0,99	0,37
Fev	14	0,96	0,18	0,70	0,22
Mar	17	1,12	0,42	1,68	0,55
Abr	17	1,20	0,44	1,80	0,61
Mai	13	1,05	0,36	1,40	0,40
Jun	16	1,19	0,45	1,82	0,51
Jul	19	1,32	0,40	1,71	0,52
Ago	21	1,51	0,43	1,92	0,54
Set	17	1,13	0,35	1,42	0,49
Out	16	1,11	0,34	1,38	0,46
Nov	19	1,29	0,34	1,45	0,52
Dez	19	1,29	0,26	1,10	0,38
Média	17	1,16	0,36	1,47	0,47

S – Número de táxons (riqueza).

D – Riqueza de Margalef.

J' – Equitabilidade de *Pielou*.
 H' – Diversidade de *Shanon-Wiener*.
 λ' – Dominância de *Simpson*.

A **Figura 74** mostra a oscilação dos índices de diversidade em função dos meses de coleta. No presente trabalho utilizou-se o Índice de Shannon-Wiener (1963) (H') na avaliação da diversidade específica da comunidade fitoplanctônica da LRF. O menor valor de H' foi obtido no mês de fevereiro (quente e seco) (0,70 bits.cel⁻¹). Neste mesmo mês foi obtido o menor valor de equitabilidade (J' – 0,18) e o maior valor de dominância (1- λ' – 0,22), revelando alta concordância entre estas ferramentas.

Outra congruência verificada foi a riqueza de *Margalef* ter sido semelhante à riqueza taxonômica (número de táxons identificados), com o menor valor ocorrendo em dezembro de 2011 (13 táxons e 0,95 para *Margalef*). Entretanto, neste mesmo mês de dezembro (quente e chuvoso) foi obtido o maior valor de equitabilidade (J' – 0,46). É válido ressaltar que a maior equitabilidade foi condizente com a maior densidade fitoplanctônica (resultado não mostrado – ver próximo subitem do estudo; 5.4). Já a maior dominância (1- λ' – 0,61), foi registrada no mês de abril (chuvoso), mês onde foi detectada a maior contribuição relativa do gênero *Synechococcus* (cianobactéria), revelando a dominância deste grupo. Já a maior diversidade de Shannon (H'= 1,92 bits.cel⁻¹) foi obtida no mês de agosto (frio e “seco”), assim como a maior riqueza de *Margalef* (D= 1,51).

Apesar desta aparente heterogeneidade espacial, não foram verificadas diferenças representativas entre as estações do ano ($p= 0,187$). Quando comparados os meses, verificou-se diferença significativa ($p= 0,002$) entre o mês de fevereiro e os meses de dezembro de 2011 (baixo desvio) e dezembro de 2012 (baixo desvio) (*post-hoc*; $p= 0,007$).

Entretanto, percebe-se que não houve diferença estatística em função dos elevados desvios padrões observados, pois, observando as médias sazonais, nota-se uma tendência a maiores diversidades no outono e no inverno (H' médio igual a 1,68 bits.cel⁻¹). Já na primavera e no verão as médias foram inferiores (H' médio igual a 1,21 bits.cel⁻¹). Salienta-se que os demais índices de diversidade acompanharam também estas tendências. No entanto, todos os valores foram do atual estudo foram considerados baixas diversidades de acordo com (VALENTIN, 1991). Esta diferença aparente sazonal foi confirmada quando avaliados os períodos chuvosos e secos, onde o primeiro (H' médio igual a 1,50 bits.cel⁻¹) apresentou maior diversidade que o segundo (H' médio igual a 1,42 bits.cel⁻¹).

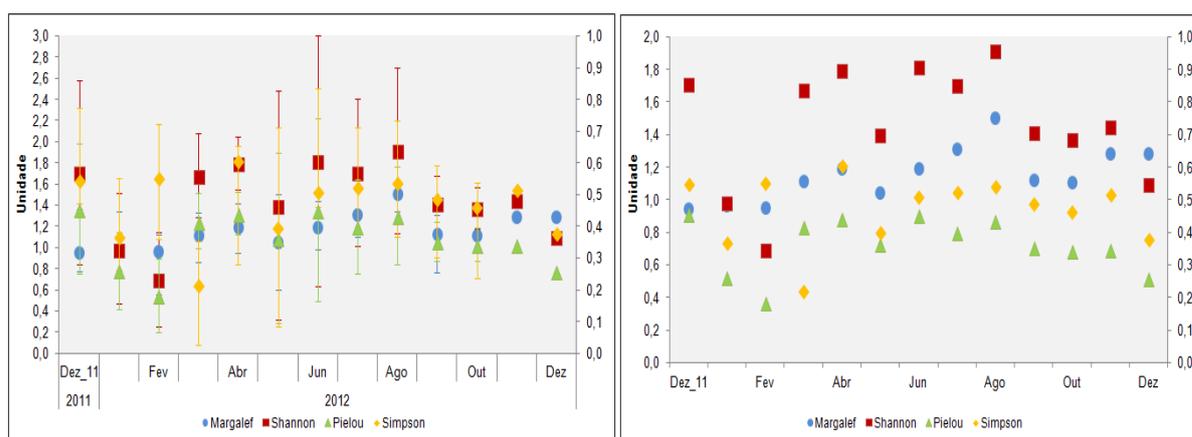


Figura 74. Variação temporal dos índices de diversidade entre dez/11 e dez12 na LRF.

Quando comparados os índices em função das estações de coleta, percebe-se uma ligeira tendência a menores diversidades específicas, riquezas e maior dominância na estação LRF5. Em função da elevada variabilidade dos dados, não foi possível afirmar que tal diferença foi significativa ($p=0,072$). A segunda estação com menores valores de diversidade foi a LRF4, localizada próxima a LRF (à leste da LRF). É válido ratificar que todos estes valores foram considerados baixos (**Tabela 77** e **Figura 75**). Salienta-se que a interação entre a diversidade e a densidade fitoplânctônica foi mais bem abordada no subitem 5.4.

A análise de ANOSIM confirmou os resultados anteriores levando em consideração todas as variáveis simultaneamente ($R_{Global}=0,07$ - entre pontos amostrais; $R_{Global}=0,1$ - sazonal; $R_{Global}=0,89$). Em suma, os índices revelaram variações mensais significativas da diversidade específica do fitoplâncton na LRF (principalmente em relação aos períodos secos e chuvosos), porém não indicou diferenças representativas espaciais, confirmando a relativa uniformidade biológica do plâncton em relação ao espelho d'água da LRF.

Em relação à turbidez, os resultados obtidos no presente estudo não foram compatíveis com os resultados de NECCHI-JR (1997), que mostraram que a riqueza e a diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica é inversamente proporcional a altos valores de turbidez, por interferirem na disponibilidade de energia luminosa. Esta correlação não foi significativa no estudo atual ($p=0,07$).

Tabela 77. Média anual dos índices de diversidade por estação amostral na LRF.

Estação	S	D	J'	H'	λ'
LRF1	17	1,20	0,37	1,51	0,48
LRF2	17	1,17	0,36	1,48	0,47
LRF3	17	1,18	0,37	1,49	0,48
LRF4	16	1,13	0,36	1,45	0,47
LRF5	16	1,11	0,35	1,40	0,45

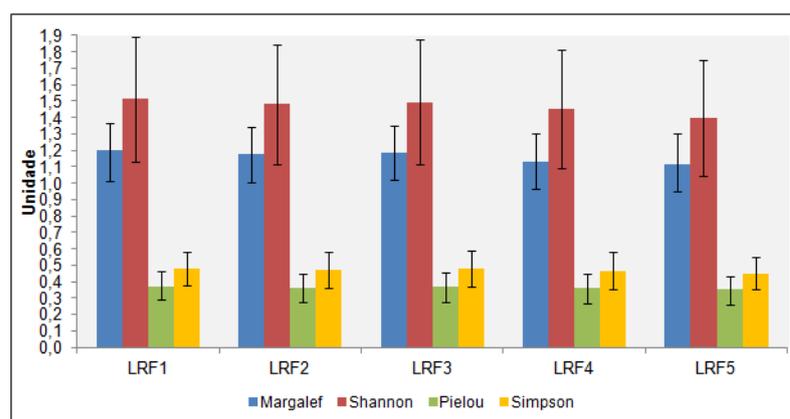


Figura 75. Média anual dos índices de diversidade por estação amostral na LRF.

Na **Figura 76** e **Tabela 78** encontram-se os gráficos de variações temporal por estação e a análise de tendência realizada para verificar se há uma tendência de aumento da diversidade fitoplanctônica através dos trezes meses avaliados. Para a dominância de *Simpson* e diversidade de *Shannon*, não foram verificadas tendências. Já a equitabilidade de *Pielou* apresentou uma tendência negativa no que tange a equanimidade da comunidade fitoplanctônica, porém esta tendência não foi significativa. Com isso, conclui-se que não foi possível confirmar uma tendência de melhora (aumento) da diversidade e, por conseguinte, da complexidade do sistema planctônico. Todavia, verificou tendências positivas no que concerne o aumento da riqueza taxonômica (número de táxons e riqueza de *Margalef*), ou seja, a partir dos trezes meses avaliados, projeta-se um aumento do número de táxons do fitoplâncton para o ano de 2013. Destaca-se que este seria um passo importante para uma futura expectativa de incremento da diversidade do sistema lagunar da LRF.

Tabela 78. Sumário dos resultados das análises de tendência ($p < 0,05$) para os índices de diversidade no período entre dez/11 e dez/12.

Mann-Kendall	S	D	J'	H'	λ'
tau	0,284	0,243	-0,198	0,011	-0,135
p	0,009	0,03	0,06	0,10	0,08
NS	s	s	ns	ns	ns
Tendência	+	+	-	st	st

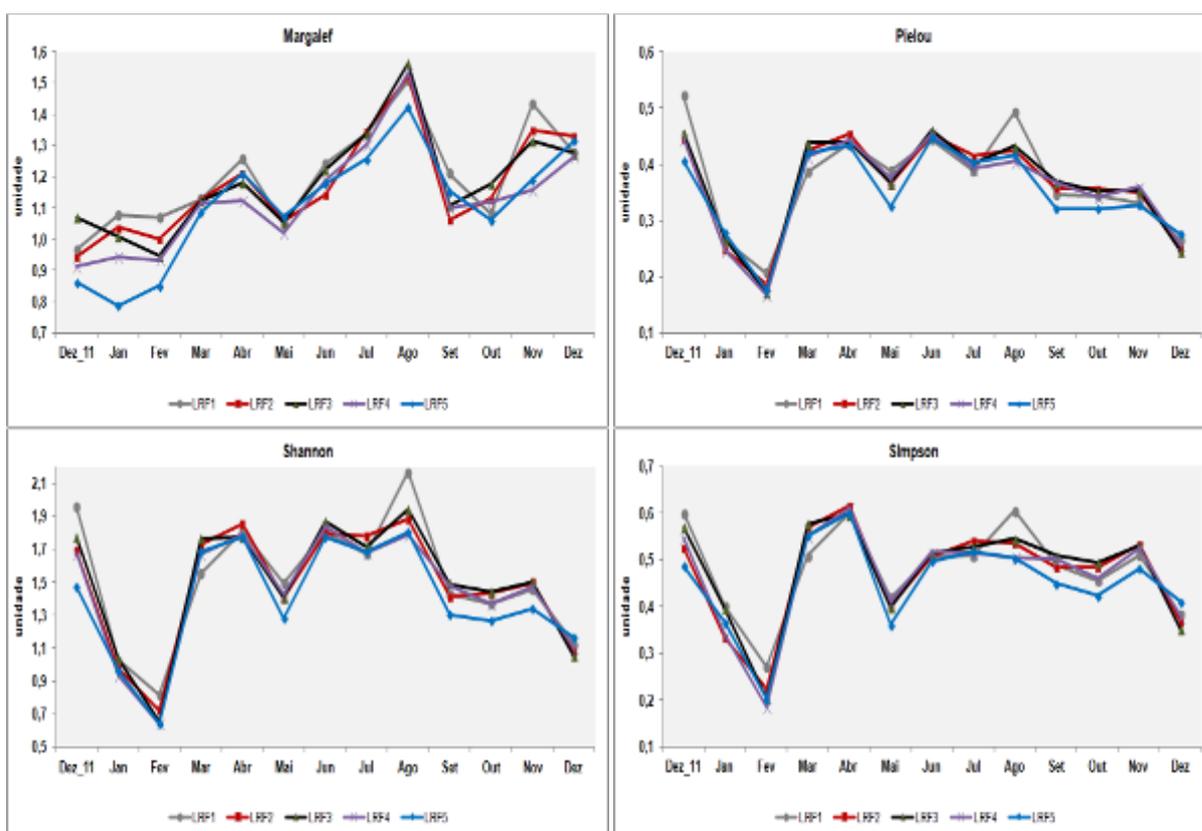


Figura 76. Variação temporal dos índices de diversidade entre dez/11 e dez/13 por estação amostral.

Nas **Figuras Figura 77 a Figura 79** encontram-se os gráficos resultantes das análises multivariadas de MDS e *Cluster* em função dos meses e estações amostrais. As projeções foram mostradas de diferentes formas para facilitar a visualização e interpretação (mensal, sazonal, por período e por estação).

Destaca-se para os baixos valores de estresse obtidos, o que configura que os agrupamentos formados não foram aleatórios. Desta forma, todos os padrões evidenciados anteriormente através de análises univariadas não paramétricas foram confirmados. Reitera-se a não formação de grupos analíticos em função dos pontos amostrais quando considerados todo o conjunto de dados entre dez/11 e dez/12, mostrando a relativa uniformidade espacial em relação à diversidade fitoplanctônica. Já entre meses de coleta, foram formados diversos grupos em função dos períodos chuvoso-seco e quente-frio. Quando realizadas as análises em com as médias dos índices de diversidade por estação amostral, nota-se um leve, porém significativo no espaço bidimensional da análise (estresse zero), destacamento das estações LRF5 e LRF4, localizadas a sul e a leste, respectivamente na LRF. Na área da LRF5 destaca-se a influência da saída/entrada do canal de Jardim de Alah, já na LRF4 destaca-se um maior tempo de residência da água (zona de remanso).

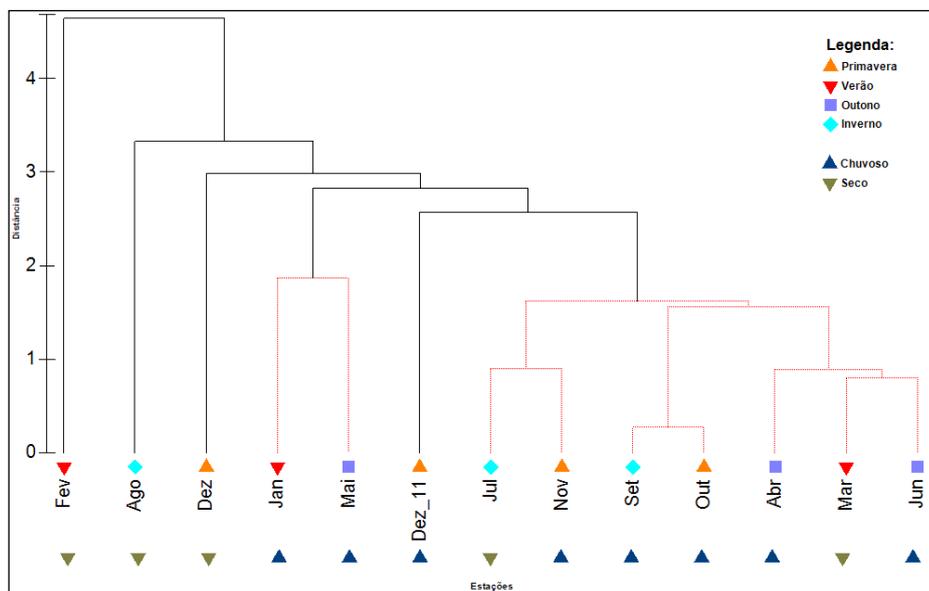


Figura 77. Análise de agrupamento (*Cluster*) espaço-temporal, através dos índices de diversidade.

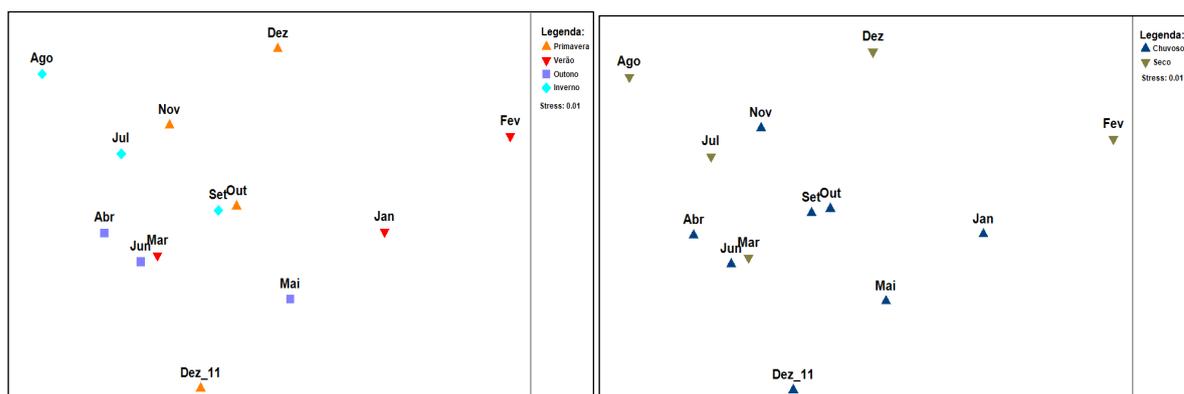


Figura 78. Análise de MDS (*Cluster*) espaço-temporal através dos índices de diversidade.

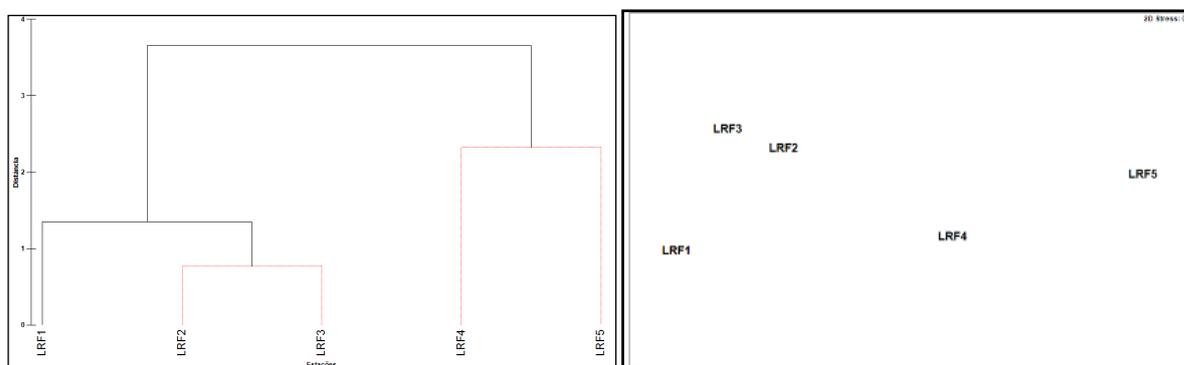


Figura 79. Análise de agrupamento (*Cluster*) e MDS, através dos índices de diversidade, em função das estações amostrais.

Estas variações da diversidade em ambientes estuarinos e transicionais já foi observada em diversos estudos. Losada (2000) pontua que o enriquecimento natural dos

sistemas estuarinos é resultado do aporte lento de nutrientes pelas vias naturais, em contraste com a rápida entrada de nutrientes oriunda das atividades antropogênicas, que provoca alterações na estrutura das comunidades biológicas. Já Persich *et al.* (1996) afirmou que essas mudanças são observadas comumente no plâncton através da substituição de espécies, aumento da biomassa e diminuição da diversidade específica.

Verifica-se, que não houve quebras bruscas da diversidade específica, provavelmente, relacionado com a dominância na maior parte do tempo das cianobactérias. Estas quebras ocorrem quando existe competição por um recurso limitante (no caso da LRF o fosfato e nitrato), mostrando que as vantagens fisiológicas (adaptações evolutivas) das cianofíceas mantêm a comunidade fitoplanctônica permanentemente estabilizada em um estado de baixa diversidade específica. Infere-se, então, que, além de agentes naturais e antrópicos, fatores biológicos específicos atuam constantemente na LRF para manter este estado atual de “desequilíbrio” ecológico.

É válido mencionar que, apesar de baixa, a diversidade da LRF é condizente com o verificado comumente em lagos brasileiras e internacionais sob certo grau de impacto. Por exemplo, a lagoa Albufeira, em Portugal (COUTINHO, 1998), que apresenta diversidade média semelhante ao atual estudo. Segundo Margalef (1970), em comunidades fitoplanctônicas, a diversidade está normalmente entre 1,0 e 2,5 em águas costeiras e entre 3,5 e 4,5 em águas oceânicas. Com isso, apesar de baixa, torna-se impossível analisar se a variação da diversidade observada é significativa ou não.

Apesar de relativamente sensíveis, os índices de diversidade se mostram eficientes fontes de informações secundárias no que tange a avaliação da qualidade da água e do estado trófico da LRF, fazendo da sua aplicabilidade uma necessidade não premente para o atual projeto de monitoramento da lagoa. Entretanto, diante do baixo custo e da facilidade analítica, visto que o compartimento fitoplanctônico deve ser mantido como uma variável sistemática do projeto, torna-se plausível que, no mínimo semestralmente, estes índices sejam avaliados a fim de perceber qualquer variação brusca na comunidade biológica em função de possíveis eventos atípicos, como por exemplo, aporte repentino de carga orgânica, diante de uma chuva extrema, que cause uma depleção significativa prolongada do OD na água da LRF. No subitem a seguir foram abordadas questões mais específicas em relação à variação da comunidade fitoplanctônica.

4.4. Análise Integrada: Fitoplâncton

Este item teve como objetivo principal detalhar a variação espaço-temporal da LRF através de uma abordagem diferente das realizadas anteriormente. Diante da relativa homogeneidade espacial e da elevada heterogeneidade temporal/sazonal apresentadas, foi realizada uma verificação, além de mensal e anual, quinzenal. Como o fitoplâncton é o compartimento de melhor e mais rápida resposta às variações físico-químicas na água, esta estratégia quinzenal obteve êxito na tentativa de mostrar que diferentes estratégias interpretativas são necessárias para aumentar o conhecimento sobre o funcionamento deste importante ecossistema costeiro do Rio de Janeiro, pois só conhecendo a fundo a dinâmica deste sistema lagunar é que poderão ser tomadas futuras medidas assertivas, com mínimo custo e eficientes, que visem solucionar um dos problemas centrais das lagoas costeiras cariocas: a eutrofização acelerada.

4.4.1. *Variação temporal da densidade fitoplanctônica na Lagoa Rodrigo de Freitas*

A distribuição do fitoplâncton na LRF apresentou distintos padrões ao longo do ano de 2012. A densidade celular variou de $2,5 \cdot 10^4$ a $1,2 \cdot 10^9$ cel.L⁻¹, tendo sido mais abundante na primeira quinzena de dezembro de 2011 na estação de amostragem LRF3. Enquanto que a menor densidade celular observada ocorreu na estação de amostragem LRF1 na segunda quinzena do mês de maio de 2012.

Na estação de amostragem LRF1 as maiores densidades celulares do fitoplâncton ocorreram na primeira quinzena do mês de dezembro de 2011 na ordem de grandeza de 10^8 cel.L⁻¹, enquanto que na segunda quinzena de dezembro de 2011 e nos meses de fevereiro (primeira quinzena), maio (segunda quinzena) e outubro (primeira quinzena) de 2012, com valor da metade da densidade celular ocorrida na primeira quinzena de dezembro de 2011 - 10^4 cel.L⁻¹, foi observada a menor abundância (**Figura 79**).

A contribuição percentual dos táxons em LRF1 evidenciou a dominância das cianobactérias na estação LRF1, atingindo mais de 40% da comunidade fitoplanctônica em quase todas as épocas do ano (**Figura 79**). No entanto, foi possível observar o rompimento da dominância das cianobactérias em alguns meses: na segunda quinzena de fevereiro de 2011,

clorofíceas e dinoflagelados representaram 24 e 21% da comunidade fitoplanctônica, respectivamente; em outubro de 2012 o táxon fitoplâncton não identificado representou valor superior a 30% da comunidade; na primeira quinzena de fevereiro de 2012 45% da comunidade foi representada pelas clorofíceas e 17% pelas criptofíceas e do mês de maio em diante, até agosto de 2012, foi possível observar uma maior repartição da contribuição percentual dos outros grupos taxonômicos, com destaque para a segunda quinzena do mês de maio, onde observamos uma contribuição de 14% de clorofíceas, 21% de criptofíceas, 20% de primnesiofíceas, 16% de dinoflagelados e 21% de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica da estação LRF1.

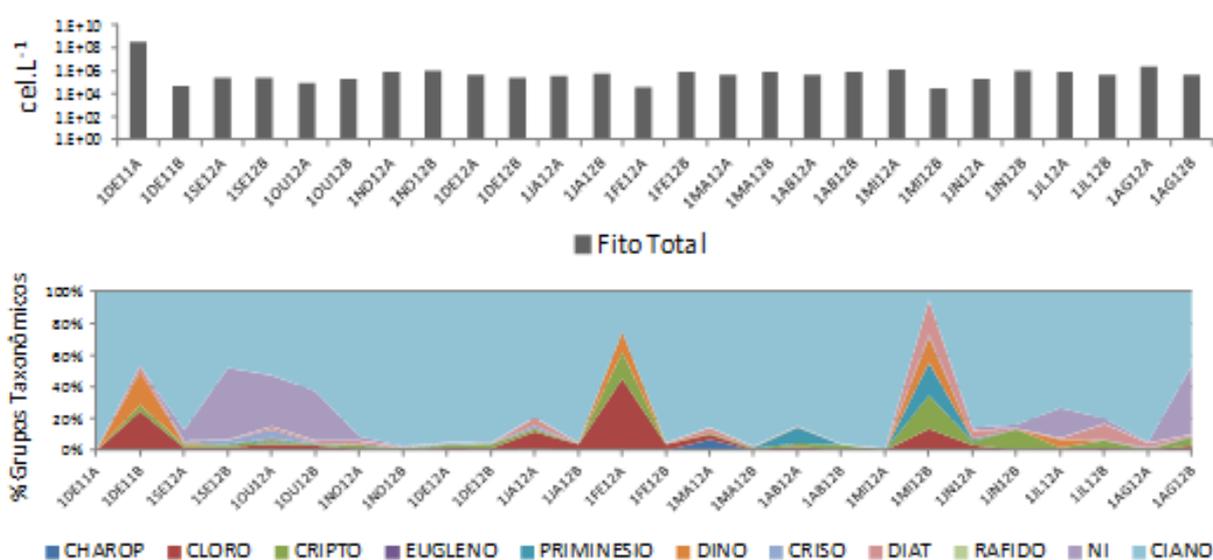


Figura 79. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF1 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L⁻¹ do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.

Na estação de amostragem LRF2 as maiores densidades celulares do fitoplâncton também ocorreram no mês de dezembro de 2011, na primeira quinzena, com ordem de grandeza de 10⁸ cel.L⁻¹. No entanto, nas segundas quinzenas deste mesmo mês e do mês de maio com 10⁴ cel.L⁻¹ foram observadas as menores densidades celulares (**Figura 80**). Nesta estação também ficou evidente a dominância das cianobactérias, chegando a atingir mais de 60% da comunidade fitoplanctônica em quase todas as épocas do ano (**Figura 80**). Outros grupos taxonômicos foram importantes na contribuição percentual da comunidade fitoplanctônica em alguns meses de estudo como: 31% de clorofíceas e 43% de dinoflagelados representaram a comunidade fitoplanctônica na segunda quinzena de

dezembro de 2011; 36% do táxon fitoplâncton não identificado em outubro de 2012 e a partir de maio de 2012 à agosto de 2012 as cianobactérias repartiram o cenário com as clorofíceas, as criptofíceas, os dinoflagelados e as diatomáceas, com destaque para as diatomáceas representando 63% da comunidade na segunda quinzena de maio e 48% juntamente com os dinoflagelados representando 44% em julho de 2012, em quinzenas distintas.

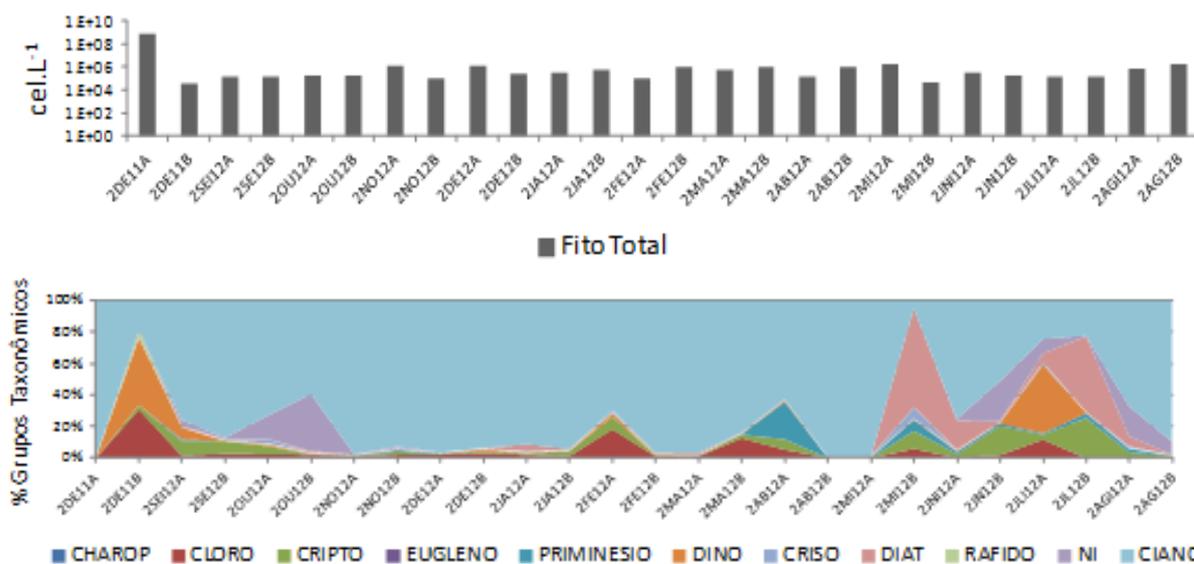


Figura 80. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF2 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L^{-1} do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.

Na estação de amostragem LRF3 as maiores densidades celulares do fitoplâncton também ocorreram no mês de dezembro de 2011 especificamente na primeira quinzena, com ordem de grandeza de 10^9 cel.L^{-1} . E na segunda quinzena deste mesmo mês e nos meses de fevereiro (primeira quinzena), maio (segunda quinzena) e outubro (primeira quinzena) de 2012, com 10^4 cel.L^{-1} , foram observadas as menores densidades celulares (**Figura 81**). Nesta estação também ficou evidente a dominância das cianobactérias, chegando a atingir mais de 60% da comunidade fitoplanctônica em quase todas as épocas do ano (**Figura 81**). Outros grupos taxonômicos também foram importantes na contribuição percentual da comunidade fitoplanctônica em alguns meses de estudo como: clorofíceas (34%) e dinoflagelados (49) na segunda quinzena de dezembro de 2011 e de maio à agosto de 2012 foi observada novamente a repartição da contribuição percentual de outros táxons do fitoplâncton, com destaque para as

diatomáceas representando 53% da comunidade fitoplanctônica na segunda quinzena de maio e 41% na segunda quinzena de julho de 2012.

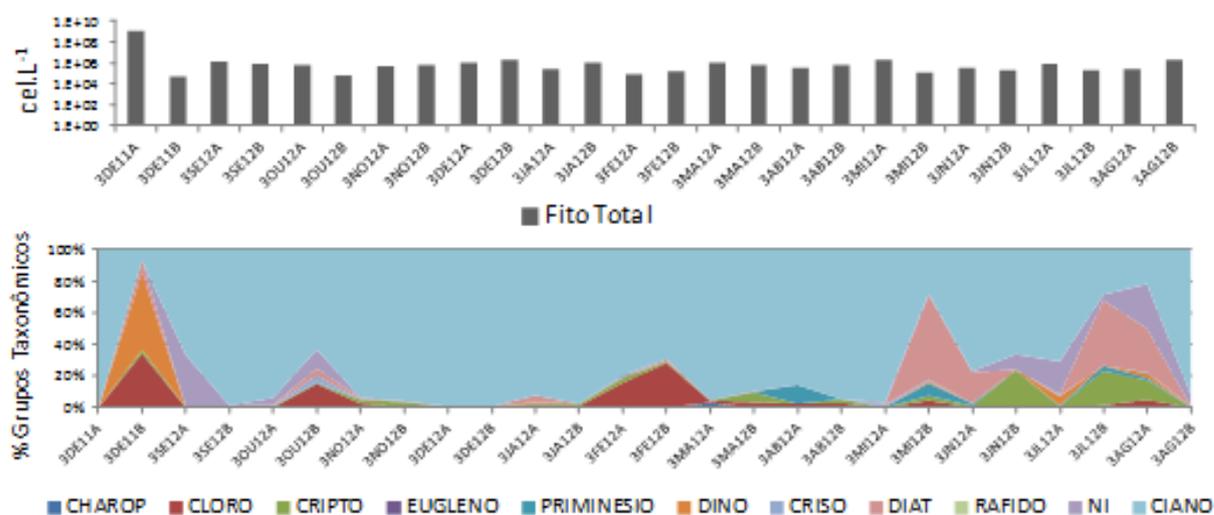


Figura 81. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF3 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L-1 do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.

Na estação de amostragem LRF4 as maiores densidades celulares do fitoplâncton também ocorreram na primeira quinzena do mês de dezembro de 2011, com ordem de grandeza de 10^8 cel.L⁻¹. Enquanto que as menores densidades celulares, com 10^4 cel.L⁻¹, foram encontradas nas segundas quinzenas dos meses de fevereiro de 2011 e maio e junho de 2012 (**Figura 82**). Nesta estação as cianobactérias também predominaram na comunidade fitoplanctônica, contribuindo com valores superiores a 50% da comunidade fitoplanctônica em quase todas as épocas do ano (**Figura 82**).

Assim como nos outros pontos estudados da LRF, na estação de amostragem LRF4 outros grupos taxonômicos também foram importantes na contribuição percentual da comunidade fitoplanctônica em determinados meses: clorofíceas (68%) na segunda quinzena de dezembro de 2011; fitoplâncton não identificado em setembro (74 e 48%) e outubro (27 e 38%) de 2012 e a partir de maio à agosto de 2012 novamente a repartição da contribuição percentual de outros táxons do fitoplâncton, com destaque para as diatomáceas representando 55% da comunidade fitoplanctônica na segunda quinzena de maio e 28% na segunda quinzena de julho de 2012, juntamente com o táxon fitoplâncton não identificado

representando 42, 53 e 38 % na segunda quinzena de junho, na primeira quinzena de julho e na segunda quinzena de agosto, respectivamente.

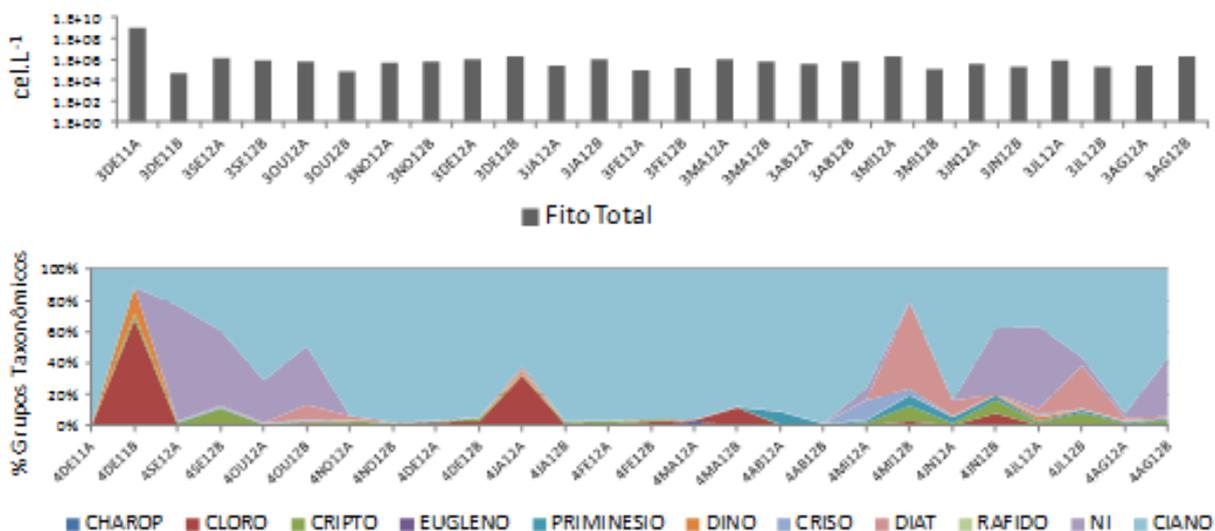


Figura 82. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF4 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cel.L⁻¹ do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primmiesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.

Na estação de amostragem LRF5, as maiores densidades celulares do fitoplâncton também ocorreram na primeira quinzena do mês de dez/2011, com ordem de grandeza de 10⁸ cel.L⁻¹. Novamente, enquanto que as menores densidades celulares com 10⁴ cel.L⁻¹ foram encontradas na segunda quinzena de dez/2011, na primeira quinzena de abril e de outubro e na segunda quinzena de Nov/2012 (**Figura 83**). Nesta estação, as cianobactérias também predominaram na comunidade fitoplanctônica, contribuindo com valores superiores a 50% da comunidade fitoplanctônica em quase todas as épocas do ano (**Figura 83**).

Assim como nos outros pontos estudados da LRF, na estação de amostragem LRF5 outros grupos taxonômicos também foram importantes na contribuição percentual da comunidade fitoplanctônica em determinados meses: clorofíceas (73%) na segunda quinzena de dezembro de 2011; fitoplâncton não identificado em setembro (83%) e outubro (38 e 25%) de 2012 e diferentemente dos outros meses a partir de abril à agosto de 2012 a repartição da contribuição percentual de outros táxons do fitoplâncton, com destaque para as clorofíceas (35 e 19%) em abril de 2012 e euglenofíceas (23%) na segunda deste mesmo mês e diatomáceas nas segundas quinzenas de maio (35%) e julho (20%). O táxon “fitoplâncton não

identificado” contribui acima de 60% da comunidade nos meses de julho (primeira quinzena) e agosto (segunda quinzena) de 2012.

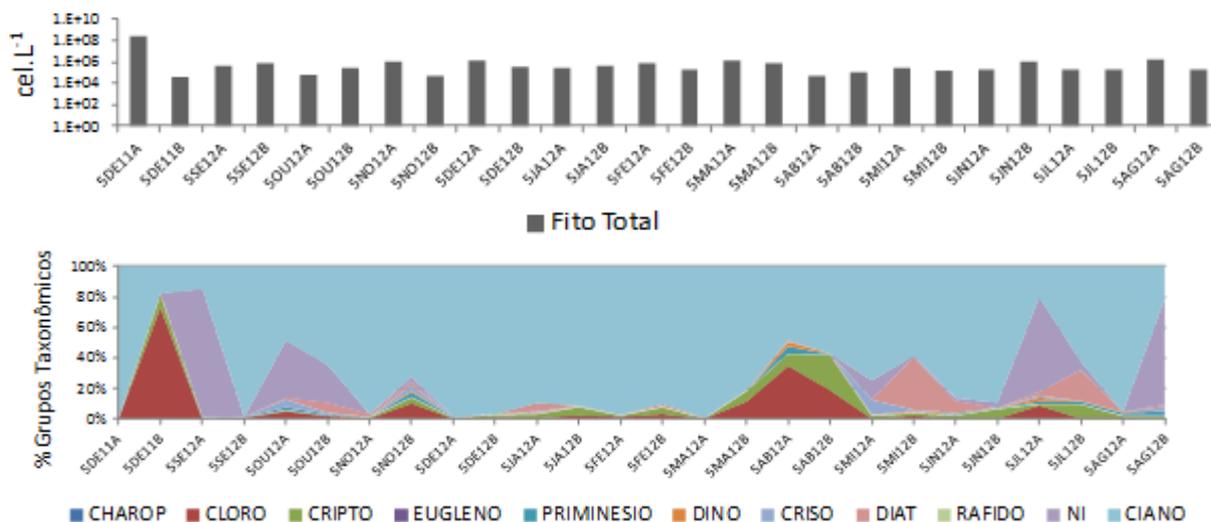


Figura 83. Distribuição temporal do fitoplâncton na LRF na estação de amostragem LRF5 em um período de 12 meses (2012). A) Densidade celular em cell.L⁻¹ do fitoplâncton total. B) Percentual dos principais grupos taxonômicos do fitoplâncton. Legenda: Fito Total. - Densidade Celular do Fitoplâncton, CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMINESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias.

Durante todo o ano de 2012, nas cinco estações de amostragem da LRF, as cianobactérias foram dominantes. No entanto, foi possível observar uma alternância na contribuição relativa de outros grupos taxonômicos do fitoplâncton em função das variações ambientais, onde observou-se maior contribuição de grupos como as clorofíceas, criptofíceas, charofíceas, euglenofíceas, primnesiofíceas, dinoflagelados, crisofíceas, rafidofíceas e diatomáceas nos meses de abril, maio, junho, julho e agosto, que correspondem aos meses do período de seca (menor pluviosidade em relação aos outros meses do ano).

Geralmente, os organismos encontrados em ambientes salobros são altamente especializados por estarem sob estresse de flutuações de salinidade, resultando muitas vezes em uma biodiversidade baixa comparada àquela encontrada em ambientes continentais e marinhos (MÄLKKI 1999 apud MENEZES, 2012). A dominância de cianobactérias e de fitoflagelados na LRF, em termos de composição florística e abundância, já era esperada, uma vez que em sistemas salobros rasos, como lagoas costeiras e sistemas estuarinos, esses grupos fitoplanctônicos tendem a dominar, por apresentarem estratégias adaptativas às condições de elevadas temperaturas, águas enriquecidas e baixa turbulência (QUINLAN; PHILIPS 2007 apud MENEZES, 2012), situação semelhante à observada na Lagoa Rodrigo de Freitas.

4.4.2. Relações entre a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais

Análise de Agrupamentos (Cluster)

A análise de agrupamento foi realizada visando avaliar as similaridades da distribuição do fitoplâncton ao longo de um ano a partir da composição específica e da densidade celular para cada ponto de amostragem. As características ambientais (**Tabela 80**) e informações relativas à composição e a abundância dos indicadores fitoplanctônicos (**Figura 84**) de cada estação de amostragem da LRF são apresentados a seguir. A análise de agrupamento das densidades celulares dos grupos taxonômicos do fitoplâncton na estação de amostragem **LRF1** evidenciou quatro grupos com nível de similaridade (Método de Bray-Curtis – Média por grupos) superior a 70% (**Figura 85**):

Grupo 1.1: Composto por apenas uma amostra da estação LRF1, com os maiores valores de pH (méd.= 8,77) e temperatura (méd.= 31,24°C) e os menores valores de salinidade (méd.= 14,20), oxigênio dissolvido (méd.= 4,20 mg.L⁻¹), nitrogênio amoniacal (méd.= 0,09 mg.L⁻¹), carbono orgânico total (méd.= 2,50 mg.L⁻¹), pluviosidade (méd.=0mm) e abundância fitoplanctônica (3.10⁵ cel.L⁻¹). Apresentou predominância de cianobactérias, representando 95% da comunidade.

Grupo 1.2: Composto por 13 amostras da estação LRF1, com os maiores valores de oxigênio dissolvido (méd.=7,28 mg.L⁻¹), turbidez (méd.=18,25), carbono orgânico total (méd.= 8,60 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 56,52 mm) e os menores valores de temperatura (méd.= 24,29°C) e fósforo total (méd.=0,07 mg.L⁻¹). Apresenta densidade celular média de 7x10⁵ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (87%) e contribuição de 7% do táxon fitoplâncton não identificado.

Grupo 1.3: Composto por cinco amostras da estação LRF1, com os maiores valores de nitrogênio amoniacal (méd.= 0,44 mg.L⁻¹) e os menores valores de pH (méd.= 7,77), turbidez (méd.= 6,02) e fósforo total (méd.= 0,07 mg.L⁻¹) Apresenta densidade celular média de 52.10⁴ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (94%).

Grupo 1.4: Composto por sete amostras da estação LRF1, com os maiores valores de salinidade (méd.= 15,04), fósforo total (méd.=0,11mg/L) e abundância fitoplanctônica na ordem de 10⁸ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias representando 99% da comunidade.

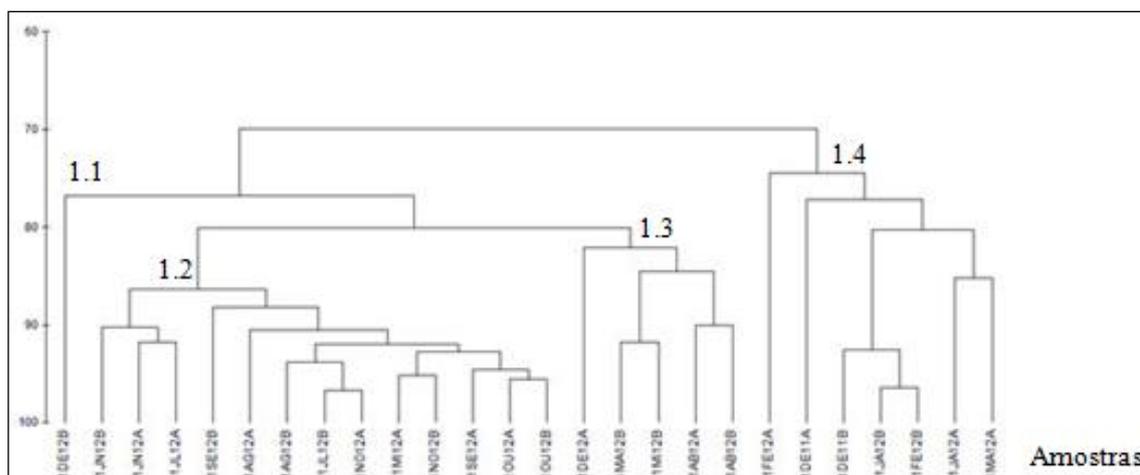


Figura 84. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF1 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.

Tabela 80. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.

Grupos LRF1		1.1 (n=1)			1.2 (n=13)			1.3 (n=5)			1.4 (n=7)		
Variável	Unidade	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
pH		8,77	8,77	8,77	7,05	8,81	8,13	6,32	8,60	7,77	7,88	8,49	8,16
T	°C	31,24	31,24	31,24	21,30	28,42	24,29	25,50	30,10	28,09	27,10	31,60	29,01
Sal		14,20	14,20	14,20	12,50	16,30	14,28	14,00	15,10	14,62	14,20	16,30	15,04
OD	mg/L ⁻¹	4,20	4,20	4,20	4,80	11,25	7,28	5,15	7,59	6,25	3,04	8,00	5,46
Turb	UNT	11,30	11,30	11,30	6,00	41,60	18,25	2,60	8,20	6,02	5,20	11,60	9,08
NA	mg/L ⁻¹	0,09	0,09	0,09	0,06	0,47	0,19	0,12	1,31	0,44	0,04	0,40	0,16
COT	mg/L ⁻¹	2,50	2,50	2,50	2,50	12,30	8,60	2,50	10,50	7,74	3,30	7,60	5,64
FT	mg/L ⁻¹	0,10	0,10	0,10	0,02	0,20	0,07	0,03	0,10	0,07	0,07	0,18	0,11
PLUV	mm	0,00	0,00	0,00	0,60	147,00	56,52	22,60	150,00	54,96	2,60	150,80	47,86
Fito total	10 ⁴ cel.L ⁻¹	27	27	27	9	228	71	2	85	52	4	35716	5135

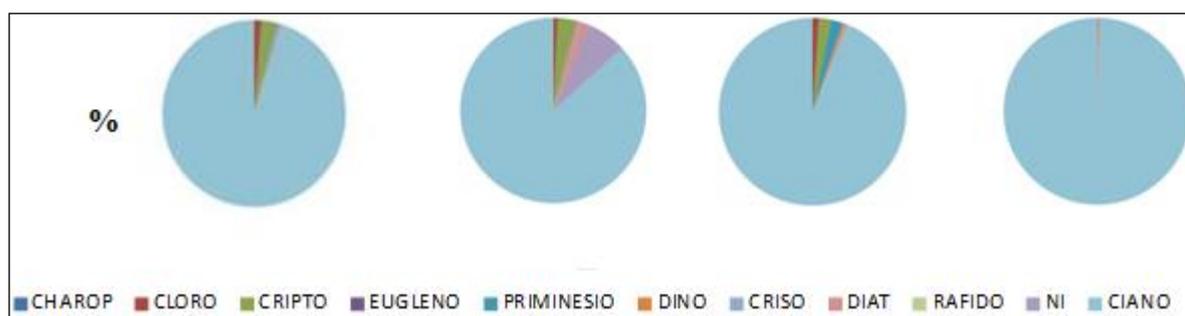


Figura 85. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.

A análise de agrupamento das densidades celulares dos grupos taxonômicos na estação de amostragem LRF2 evidenciou quatro grupos com nível de similaridade (Método de Bray-Curtis – Média por grupos) aproximadamente de 70% (Figura 86 e Figura 87 e Tabela 81):

Grupo 2.1: Composto por apenas uma amostra da estação LRF2, com os maiores valores de salinidade (méd.= 16,50), oxigênio dissolvido (méd.= 8,01 mg.L⁻¹) e abundância fitoplanctônica (méd.= 7.10⁸ cel.L⁻¹) e os menores valores de turbidez (méd.= 4,20), nitrogênio amoniacal (méd.= 0,09 mg.L⁻¹), carbono orgânico total (méd.= 3,40 mg.L⁻¹), fósforo total (méd.= 0,06 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 35,20 mm). Apresenta dominância total de cianobactérias (100%).

Grupo 2.2: Composto por 13 amostras da estação LRF2, com os maiores valores de turbidez (méd.= 19,35) e carbono orgânico total (méd.= 8,85 mg.L⁻¹) e os menores valores de pH (méd.= 8,27), temperatura (méd.= 24,62°C) e salinidade (méd.= 14,31). Apresenta densidade celular média de 5x10⁵ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (86%) e contribuição de 6% do táxon fitoplâncton não identificado.

Grupo 2.3: Composto por 10 amostras da estação LRF2, com os maiores valores de nitrogênio amoniacal (méd.= 0,44 mg.L⁻¹) e menores valores de abundância fitoplanctônica (méd.= 5.10⁵ cel.L⁻¹), com dominância de cianobactérias (91%) e contribuição de 4% de clorofíceas.

Grupo 2.4: Composto por duas amostras da estação LRF2, com os maiores valores de pH (méd.= 8,48), temperatura (méd.= 28,97 °C), fósforo total (méd.= 0,14 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.=75,00 mm) e os menores valores de oxigênio dissolvido (méd.= 3,67 mg.L⁻¹). Apresenta densidade celular média de 70.10⁴ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (99%).

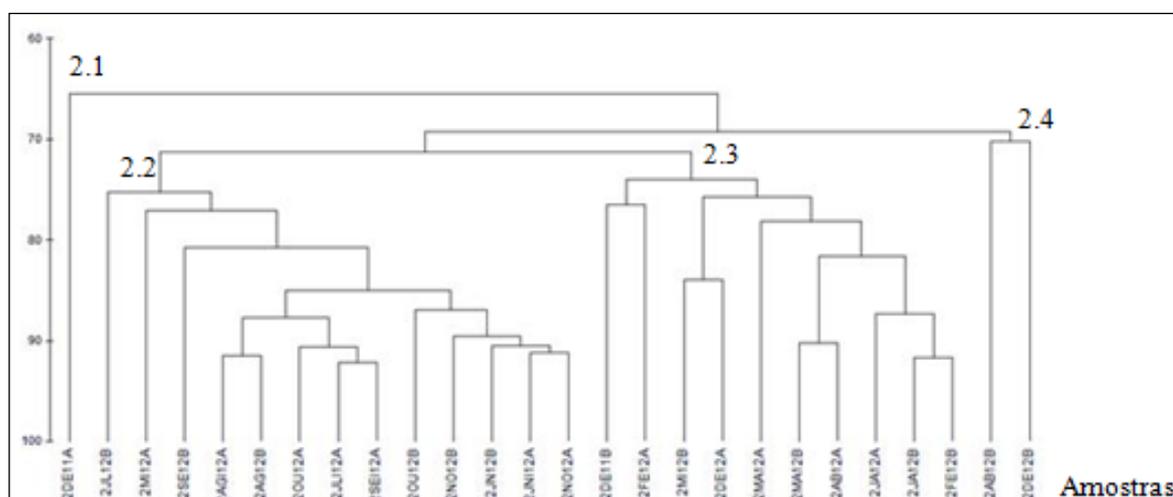


Figura 86. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF2 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.

Tabela 81. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.

Grupos LRF2		2.1 (n=1)			2.2 (n=13)			2.3 (n=10)			2.4 (n=2)		
Variável	Unidade	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
pH		8,38	8,38	8,38	7,67	8,52	8,27	7,53	8,69	8,36	8,23	8,73	8,48
T	°C	27,90	27,90	27,90	21,70	28,66	24,62	25,40	32,00	28,76	26,70	31,24	28,97
Sal		16,50	16,50	16,50	12,70	16,20	14,31	13,90	15,00	14,49	14,40	15,00	14,70
OD	mg/L ⁻¹	8,01	8,01	8,01	4,75	10,93	7,70	3,82	10,70	6,31	3,03	4,30	3,67
Turb	UNT	4,20	4,20	4,20	5,07	46,40	19,35	2,90	12,60	7,92	3,00	15,89	9,45

Grupos LRF2		2.1 (n=1)			2.2 (n=13)			2.3 (n=10)			2.4 (n=2)		
Variável	Unidade	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
NA	mg/L ⁻¹	0,09	0,09	0,09	0,07	0,73	0,22	0,04	2,51	0,44	0,11	0,28	0,20
COT	mg/L ⁻¹	3,40	3,40	3,40	2,50	11,70	8,85	2,50	9,50	6,89	2,50	7,20	4,85
FT	mg/L ⁻¹	0,06	0,06	0,06	0,02	0,17	0,07	0,02	0,26	0,12	0,10	0,18	0,14
PLUV	mm	35,20	35,20	35,20	0,60	147,00	56,52	2,60	150,80	42,46	0,00	150,00	75,00
Fito total	10 ⁴ cel.L ⁻¹	74509	74509	74509	10	177	54	4	130	50	28	112	70

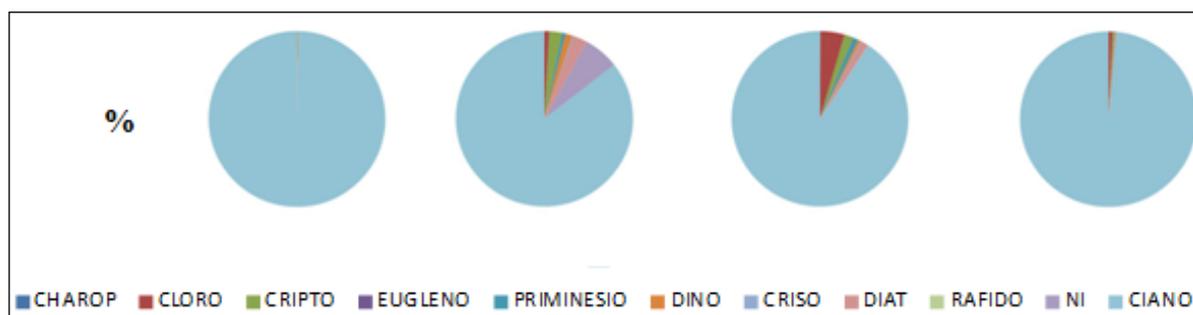


Figura 87. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.

A análise de agrupamento das densidades celulares dos grupos taxonômicos na estação de amostragem LRF3 evidenciou quatro grupos com nível de similaridade (Método de Bray-Curtis – Média por grupos) aproximadamente de 70% (**Figuras Figura 88 e Figura 89 e Tabela 82**):

Grupo 3.1: Composto por cinco amostras da estação LRF3, com os maiores valores de salinidade (méd.= 15,12), pluviosidade (méd.= 55,04 mm) e abundância fitoplanctônica (méd.= 2.10^8 cel.L⁻¹), com predominância total de cianobactérias (100%).

Grupo 3.2: Composto por apenas uma amostra da estação LRF3, com os maiores valores de carbono orgânico total (méd.= 9,40 mg.L⁻¹) e os menores valores de pH (méd.= 7,95), oxigênio dissolvido (méd.= 3,90 mg.L⁻¹), turbidez (méd.= 5,10) e abundância fitoplanctônica (méd.= 3.10^5 cel.L⁻¹). Apresenta dominância de cianobactérias (85%) e contribuição de 12% de primnesiofíceas.

Grupo 3.3: Composto por apenas uma amostra da estação LRF3, com os maiores valores de pH (méd.= 8,74) e temperatura (méd.= 30,05°C) e os menores valores de nitrogênio amoniacal (méd.= 0,08 mg.L⁻¹), carbono orgânico total (méd.= 2,50 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 0mm). Apresenta densidade celular média de 2.10^6 cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (99%).

Grupo 3.4: Composto por 14 amostras da estação LRF3, com os maiores valores de oxigênio dissolvido (méd.= 7,69 mg.L⁻¹), turbidez (méd.= 16,87 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 55,44) e os menores valores de temperatura (méd.= 24,44°C), salinidade (méd.= 14,32 mg.L⁻¹) e fósforo total (méd.= 0,06 mg.L⁻¹). Apresenta densidade celular média de 7.10^5 cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (83%) e contribuição de 10% do táxon fitoplâncton não identificado.

Grupo 3.5: Composto por cinco amostras da estação LRF3, com os maiores de nitrogênio amoniacal (méd.= 0,39 mg.L⁻¹) e fósforo total (méd.= 0,16 mg.L⁻¹). Apresenta densidade celular média de 64x10⁴ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (95%).

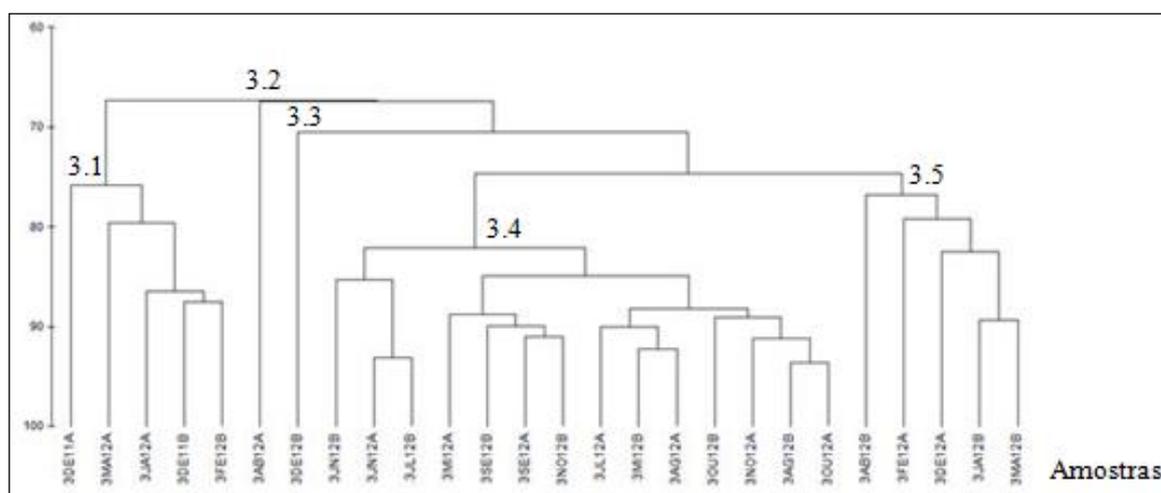


Figura 88. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF3 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.

Tabela 82. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.

Grupos LRF3		3.1 (n=5)			3.2 (n=1)			3.3 (n=1)			3.4 (n=14)			3.5 (n=5)		
Variável	Unid.	Mín	Máx.	Méd.	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
pH		8,2	8,6	8,4	8,0	8,0	8,0	8,7	8,7	8,7	7,5	8,8	8,3	7,9	8,5	8,3
T	°C	28,3	31,8	29,6	29,3	29,3	29,3	30,1	30,1	30,1	21,7	28,6	24,4	26,6	31,5	28,7
Sal		14,0	16,4	15,1	14,9	14,9	14,9	14,2	14,2	14,2	12,7	16,4	14,3	14,0	15,1	14,7
OD	mg/L ⁻¹	3,3	8,9	6,6	3,9	3,9	3,9	3,5	3,5	3,5	4,4	11,2	7,7	3,6	6,8	5,2
Turb	UNT	4,0	10,7	7,9	5,1	5,1	5,1	16,2	16,2	16,2	3,6	41,7	16,9	4,0	9,1	6,1
NA	mg/L ⁻¹	0,0	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,5	0,2	0,1	0,9	0,4
COT	mg/L ⁻¹	3,7	9,2	6,5	9,4	9,4	9,4	2,5	2,5	2,5	2,5	11,0	8,9	2,5	10,5	7,2
FT	mg/L ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2
PLUV	mm	2,6	150,8	55,0	22,6	22,6	22,6	0,0	0,0	0,0	0,6	147	55,4	6,0	150	54,1
Fito total	10 ⁴ cel.L ⁻¹	5	118516	23732	35	35	35	171	171	171	7	184	67	9	99	64

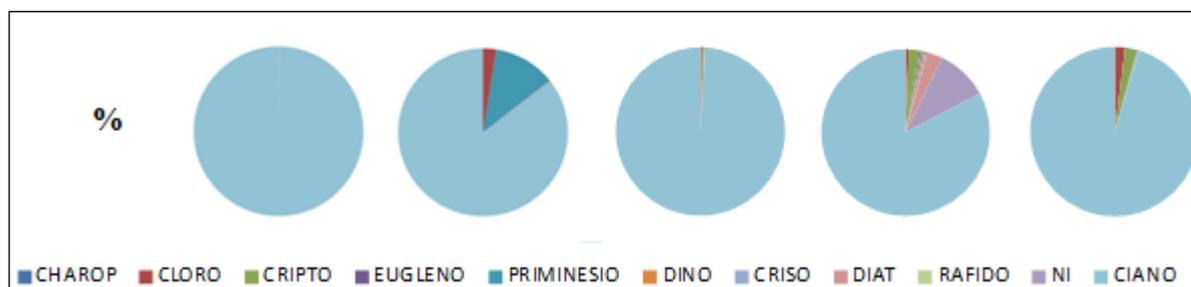


Figura 89. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO - Cianobactérias

A análise de agrupamento das densidades celulares dos grupos taxonômicos do fitoplâncton na estação de amostragem **LRF4** evidenciou quatro grupos com nível de similaridade (Método de Bray-Curtis – Média por grupos) superior a 70% (**Figura 90 e Figura 91 e Tabela 83**):

Grupo 4.1: Composto por 13 amostras da estação LRF4, com os maiores valores de pH (méd.= 8,41), oxigênio dissolvido (méd.= 7,81 mg.L⁻¹), turbidez (méd.= 16,22), carbono orgânico total (méd.= 8,70 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 55,60 mm) e os menores valores de temperatura (méd.= 24,31°C), salinidade (méd.= 14,29), nitrogênio amoniacal (méd.= 0,19 mg.L⁻¹), fósforo total (méd.= 0,06 mg.L⁻¹) e abundância fitoplanctônica (méd.= 5x10⁵ cel.L⁻¹). Apresenta contribuição relativa de 73% de cianobactérias, 20% do táxon fitoplâncton não identificado e 3% de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica.

Grupo 4.2: Composto por 13 amostras da estação LRF4, com os maiores valores de temperatura (méd.= 28,86°C), salinidade (méd.= 14,82), nitrogênio amoniacal (méd.= 0,23 mg.L⁻¹), fósforo total (méd.= 0,08 mg.L⁻¹) e abundância fitoplanctônica (3x10⁷ cel.L⁻¹) e os menores valores de pH (méd.= 8,38), oxigênio dissolvido (méd.= 5,80mg/L), turbidez (méd.= 7,16), carbono orgânico total (méd.= 6,85 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 47,83 mm). Apresenta dominância de cianobactérias representando 99% da comunidade fitoplanctônica.

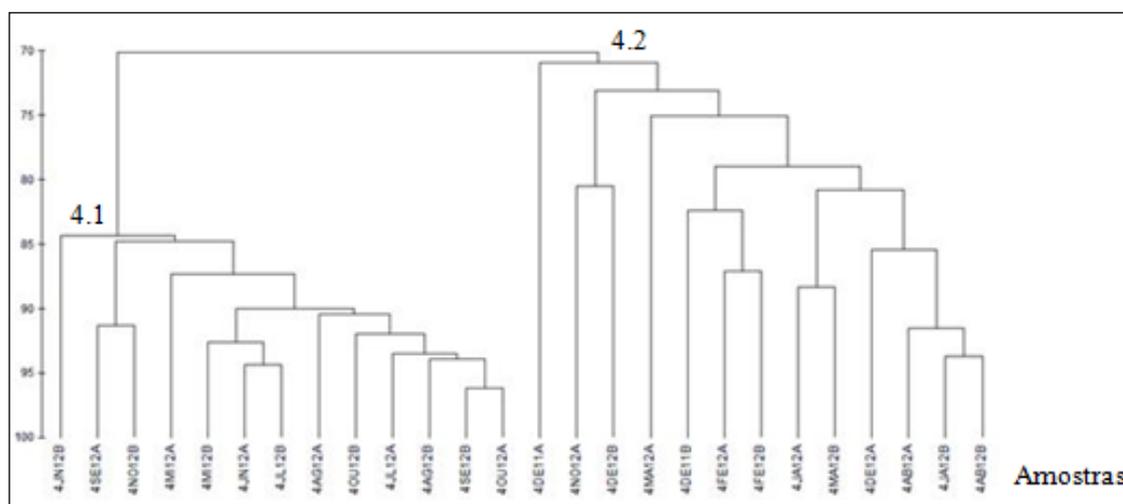


Figura 90. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF4 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.

Tabela 83. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.

Grupos LRF4		4.1 (n=13)			4.2 (n=13)		
Variável	Unidade	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
pH		7,96	8,70	8,41	7,98	8,76	8,38
T	°C	21,00	28,92	24,31	25,52	31,70	28,86
Sal		12,40	16,30	14,29	14,10	16,50	14,82
OD	mg.L ⁻¹	5,66	10,21	7,81	3,78	8,70	5,80
Turb	UNT	3,60	43,50	16,22	3,00	11,00	7,16
NA	mg.L ⁻¹	0,07	0,43	0,19	0,03	0,76	0,23
COT	mg.L ⁻¹	2,70	11,50	8,70	2,50	10,20	6,85
FT	mg.L ⁻¹	0,02	0,16	0,06	0,02	0,17	0,08
PLUV	mm	0,60	147,00	55,60	0,00	150,80	47,83
Fito total	10 ⁴ cel.L ⁻¹	6	232	53	3	44306	3477

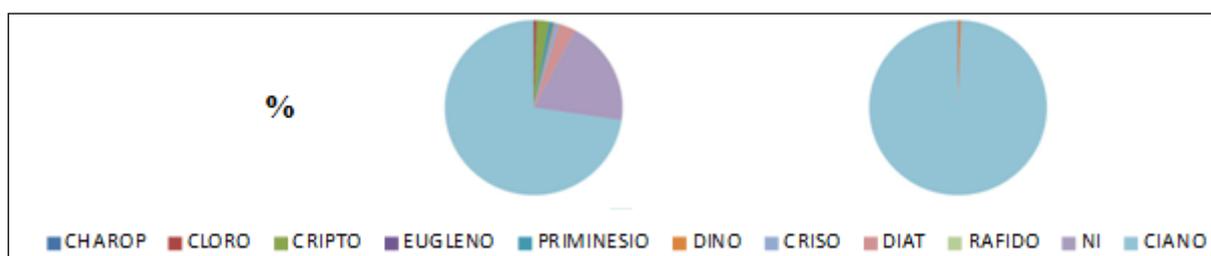


Figura 91. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.

A análise de agrupamento das densidades celulares dos grupos taxonômicos do fitoplâncton na estação de amostragem LRF5 evidenciou quatro grupos com nível de similaridade (Método de Bray-Curtis – Média por grupos) superior a 70% (**Figuras Figura 92 e Figura 93 e Tabela 84**):

Grupo 5.1: Composto por apenas uma amostra da estação LRF5, com os maiores valores de salinidade (méd.= 16,20), oxigênio dissolvido (méd.= 7,63 mg.L⁻¹) e abundância fitoplanctônica (méd.= 3.10⁸ cel.L⁻¹) e os menores valores de turbidez (méd.= 4,00), nitrogênio amoniacal (méd.= 0,03 mg.L⁻¹), carbono orgânico total (méd.= 4,00 mg.L⁻¹) e fósforo total (méd.= 0,05 mg.L⁻¹). Apresenta dominância total de cianobactérias (99%) na comunidade fitoplanctônica.

Grupo 5.2: Composto por nove amostras da estação LRF5, com os maiores valores de pH (méd.= 8,42) e turbidez (méd.= 18,13) e os menores valores de abundância fitoplanctônica (méd.= 3.10⁵ cel.L⁻¹). Apresenta contribuição relativa de 59% de cianobactérias, 33% do taxon fitoplâncton não identificado e 3% de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica.

Grupo 5.3: Composto por cinco amostras da estação LRF5, com os maiores valores de carbono orgânico total (méd.= 9,38 mg.L⁻¹) e pluviosidade (méd.= 55,84) e os menores valores de temperatura (méd.= 24,12°C) e salinidade (méd.= 13,94). Apresenta densidade celular média de 8.10⁵ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (92%).

Grupo 5.4: Composto por apenas uma amostra da estação LRF5, com os maiores valores de temperatura (méd.= 29,70°C) e fósforo total (méd.= 0,15 mg.L⁻¹) e os menores valores de pluviosidade (méd.= 2,60 mm). Apresenta densidade celular média de 1.10⁶ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (99%).

Grupo 5.5: Composto por três amostras da estação LRF5, com os maiores valores de nitrogênio amoniacal (méd.= 0,53 mg.L⁻¹) e os menores valores de oxigênio dissolvido (méd.= 4,94 mg.L⁻¹). Apresenta densidade celular média de 6x10⁵ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (96%).

Grupo 5.6: Composto por sete amostras da estação LRF5 com os maiores valores de pH (méd.= 8,25). Apresenta densidade celular média de 3.10⁵ cel.L⁻¹, com dominância de cianobactérias (87%) e contribuição de 8% de clorofíceas e 5% de criptofíceas.

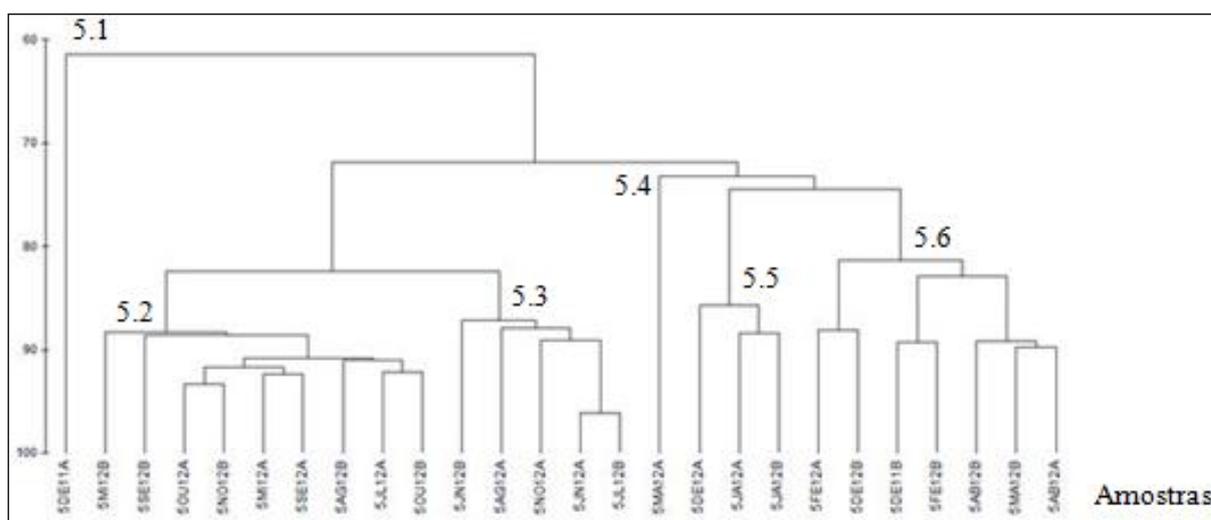


Figura 92. Agrupamento das amostras quinzenais da estação de amostragem LRF5 por similaridades (Método de Bray-Curtis) a partir das densidades celulares dos grupos taxonômicos. As letras no dendrograma representam os grupos.

Tabela 84. Estatística descritiva das variáveis ambientais e variáveis bióticas dos grupos definidos pelo dendrograma.

Grupos LRF5		5.1 (n=1)			5.2 (n=9)			5.3 (n=5)			5.4 (n=1)			5.5 (n=3)			5.6 (n=7)		
Variável	Unid.	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
pH		8,4	8,4	8,4	7,9	8,8	8,4	8,1	8,6	8,4	8,4	8,4	8,4	8,3	8,5	8,4	8,0	8,6	8,3
T	°C	29	29	29	21	29	24,7	23	26	24	30	30	30	27	29	28	26	32	29
Sal		16,2	16,2	16	13	16,	14,4	12	15	13,9	14,5	14,5	14,5	14,0	15,0	14,7	13,0	16	14
OD	mg.L ⁻¹	7,6	7,6	7,6	5,4	9,7	7,0	5,5	8,5	7,4	7,3	7,3	7,3	2,8	7,1	4,9	1,9	9,2	5,4
Turb		4,0	4,0	4,0	6,4	45,3	18,1	9,0	23,0	13,6	10,8	10,8	10,8	6,6	7,0	6,9	3,9	12	8,1
NA	mg.L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2	1,1	0,5	0,0	0,5	0,2
COT	mg.L ⁻¹	4,0	4,0	4,0	2,7	10,8	8,6	8,1	9,9	9,4	8,1	8,1	8,1	2,5	7,0	5,2	2,6	11	7,4
FT	mg.L ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
PLUV	mm	35	35	35	0,6	109	55	8,4	147	56	2,6	2,6	2,6	36	74	55	0,0	150	52
Fito total	10 ⁴ cel.L ⁻¹	26615	26615	26615	5	75	26	22	165	83	132	132	132	28	118	62	4	86	34

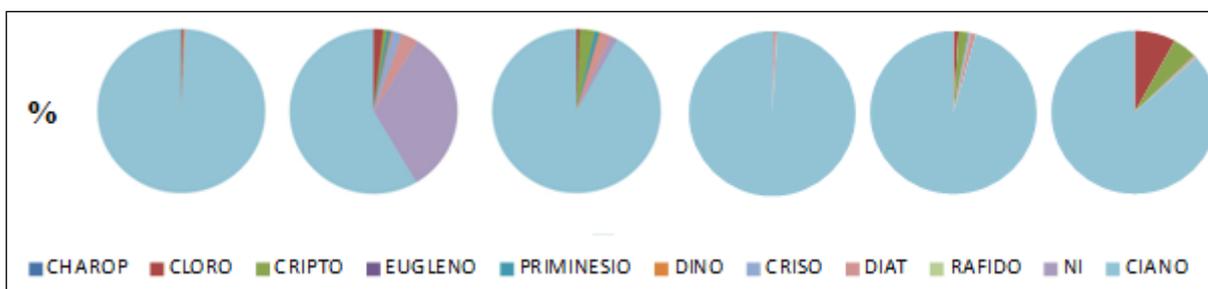


Figura 93. Percentual dos grupos taxonômicos do fitoplâncton por grupo definido pela Análise de Agrupamento. Legenda: CHAROP – Charofíceas, CLORO – Clorofíceas, CRIPTO – Criptofíceas, EUGLENO – Euglenofíceas, PRIMNESIO – Primnesiofíceas, DINO – Dinoflagelados, CRISO - Crisofíceas, DIAT - Diatomáceas, RAFIDO - Rafidofíceas, NI – Fitoplâncton não Identificado e CIANO – Cianobactérias.

Diferentemente do verificado nas análises estritamente físico-químicas, a partir de uma abordagem sazonal quinzenal, foi possível identificar uma heterogeneidade espacial mais acentuada do que a observada quando foram avaliadas somente as tendências mensais e anuais utilizando somente dados abióticos. Este fato demonstra que a uniformidade espacial verificada anteriormente é apenas aparente. Em outras palavras, pequenas modificações entre as variáveis físico-químicas, às vezes até não perceptíveis por análises estatísticas, foram capazes de modificar a estrutura da comunidade fitoplanctônica de forma representativa. As análises de agrupamentos e multivariadas através dos dados físico-químicas já haviam levantado a hipótese de o compartimento biológico conseguir esmiuçar as nuances dos processos ecológicos pouco alcançado por uma abordagem meramente abiótica. Verificou-se que a comunidade fitoplanctônica respondeu com alterações perceptíveis na sua composição às variações ambientais, apesar da dominância de cianobactérias ser ainda o grupo mais representativo e dominante na LRF.

Além disso, foi possível, além de confirmar a grande variabilidade temporal dos dados, verificar que abordagens com escalas temporais distintas promovem interpretações também diferentes pelos pesquisadores. Com isso, ratifica-se a necessidade de continuidade de estudos que apresentem diferentes estratégias de avaliação a fim de aumentar o conhecimento científico, não só sobre a LRF, mas sim sobre o comportamento de lagos costeiras tropicais. Estudos que visem estudar variações espaço-temporais em curto prazo (horária e diária/nictemeral), com uma gama maior de variáveis físico-químicas e biológicas são também de suma importância para o entendimento do comportamento ecológico da LRF. Somente desta forma será possível identificar ou inferir possíveis fatores intrínsecos aos compartimentos biológicos e abióticos que possam estar atuando representativamente na dinâmica da LRF (p.ex. alelopatia, relações tróficas etc).

4.4.3. Associação dos táxons com as variáveis ambientais

A associação entre as variáveis ambientais (pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total, fósforo total e pluviosidade) e a densidade celular dos oito táxons selecionados (contribuição > 5% da densidade celular total) foi avaliada através da Análise de Redundância (RDA) (**Figura 94**).

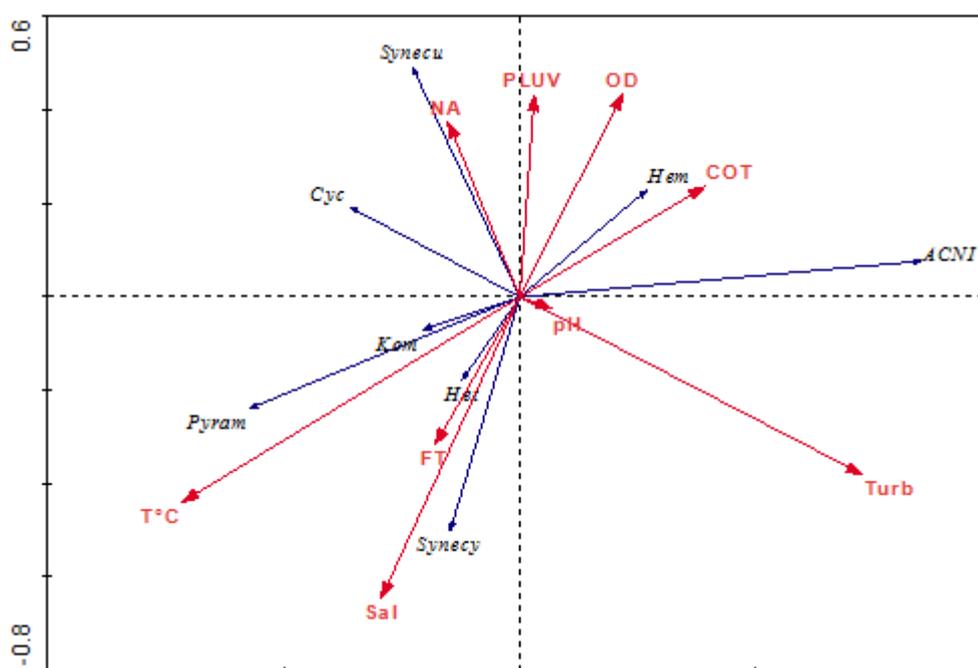


Figura 94. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância (RDA). O diagrama mostra as associações dos táxons e as variáveis ambientais (seta preta cheia). Todas as variáveis ambientais utilizadas na análise (pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total, fósforo total e pluviosidade) foram incluídas no diagrama. Legenda dos táxons: Synecu – Synechococcus, Cyc – Cyclotella, Hem – Hemiselmis, Kom – Komma, Pyram – Pyramimonas, Het – Heterocapsa, Synecy – Synechocystis e ACNI – alga cocóide não identificada.

A temperatura ($\lambda_A=0,23$; $P=0,001$), a turbidez ($\lambda=0,05$; $P=0,001$), o nitrogênio amoniacal ($\lambda=0,03$; $P=0,001$), o carbono orgânico total ($\lambda=0,02$; $P=0,001$), o oxigênio dissolvido ($\lambda=0,01$; $P=0,02$), a salinidade ($\lambda=0,02$; $P=0,011$) e a pluviosidade ($\lambda_A=0,01$; $P=0,015$) foram as variáveis ambientais que melhor explicaram a variação da densidade celular da comunidade fitoplanctônica (seleção *a posteriori*) (**Tabela 85**).

Tabela 85. Variáveis explicativas utilizadas para a RDA e suas respectivas variâncias. Os asteriscos indicam significância estatística ($P < 0,05$) das variáveis ambientais.

Efeitos Marginais		Efeitos Condicionais			
Variáveis	λ_1	Variáveis	λ_A	P	F
T°C	0,23	T°C	0,23	0,001*	38,05
Turb	0,10	Turb	0,05	0,001*	9,09
OD	0,07	NA	0,03	0,001*	5,23
COT	0,07	COT	0,02	0,001*	3,63
FT	0,04	OD	0,01	0,02*	2,51
NA	0,03	Sal	0,02	0,011*	2,62
Sal	0,02	PLUV	0,01	0,015*	2,47
pH	0,00	pH	0,01	0,062	2,00
PLUV	0,00	FT	0,00	0,563	0,82

Os dois primeiros eixos da análise de redundância foram significativos (autovetores $> 1,0$) e explicaram cumulativamente 77% da variabilidade dos dados. Excetuando as variáveis ambientais, o eixo 1 explica 19% da variabilidade dos dados, enquanto que considerando as mesmas o Eixo 1 explica 47 % (**Tabela 86**).

Tabela 86. Estatística (correlação e percentual) dos dois primeiros Eixos da Análise de Redundância (RDA).

Resultados	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,188	0,121
Correlação táxons-variáveis ambientais	0,823	0,687
Percentual acumulado da variância dos táxons	18,8	30,9
Percentual acumulado da variância da relação táxons-variáveis ambientais	46,7	76,9

O eixo 1 apresentou alta correlação negativa com a temperatura ($r_1 = -0,7148$) e alta correlação positiva com a turbidez ($r_1 = 0,7272$), enquanto que o eixo 2 apresentou correlação negativa com a salinidade ($r_2 = -0,6443$), estando também associado à este eixo o oxigênio dissolvido e a pluviosidade, com correlações inferiores à 0,500 (**Tabela 87**).

As altas temperaturas estiveram fortemente associadas às elevadas concentrações de Pyramimonas, uma prasinofíceia. Enquanto que o táxon Heterocapsa (um dinoflagelado) esteve associado com as altas concentrações de fósforo total. A salinidade, fortemente associado à cianobactéria picoplanctônica do gênero Synechocystis, se posicionou em oposição à pluviosidade e ao oxigênio dissolvido.

O táxon Hemiselmis, uma criptofíceia, esteve associado às altas concentrações de carbono orgânico total, enquanto que Cyclotella, uma diatomácea, esteve em extrema oposição à turbidez. Synechococcus, outra cianobactéria picoplanctônica, esteve associado às altas concentrações de nitrogênio amoniacal. O eixo 1 parece demonstrar uma relação com às características físico-químicas da LRF resultantes da influência da desembocadura dos rios do

seu entorno, enquanto que o eixo 2 demonstra relação com um conjunto de variáveis abióticas possivelmente resultantes da influência marinha na LRF.

Tabela 87. Coeficientes de correlação entre os vetores ambientais e os Eixos de ordenação da RDA.

Correlações	Eixo 1	Eixo 2
pH	0,0683	-0,0254
T°C	-0,7148	-0,4387
Sal	-0,2931	-0,6443
OD	0,218	0,4341
Turb	0,7272	-0,3804
NA	-0,1516	0,3749
COT	0,393	0,2362
FT	-0,1791	-0,3162
PLUV	0,0306	0,4326

As variações nos fatores físico-químicos da LRF irão influenciar e estar relacionados diretamente com a estrutura da comunidade fitoplanctônica. A LRF tem a sua hidrodinâmica fortemente influenciada pelos períodos de chuva, que será um fator importante nas variações de salinidade encontradas. Além disto, observou-se que as medições de temperatura da água geralmente apresentam valores mais baixos entre maio e agosto e mais elevados entre dezembro e março, sendo a temperatura mediana durante o verão de 28°C e no inverno de 22°C. Foi observado uma variação temporal da temperatura, quando nos períodos de inverno esse valor chega a cair em média 5°C em relação ao verão. Com relação à densidade total do fitoplâncton, este pareceu ser o fator principal. Todavia, a temperatura não foi o fator que conseguiu discriminar quais táxons são mais favorecidos com a elevação ou diminuição da temperatura. Aparentemente, os gêneros *Pyramimonas*, *Synechocystis* e *Komma* foram os mais afetados positivamente pela temperatura, sendo que *Synechocystis* respondeu mais especificamente também com a salinidade.

Se tratando de uma lagoa tropical, não seria esperado que a temperatura da água apresentasse efeitos tão significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton (como verificado, muitas vezes, em lagoas de locais temperados), pois está, na maioria das vezes, acima dos valores limitantes ao crescimento. No entanto, justamente este estresse causado por altas temperaturas da água (neste estudo chegou a 33°C), somado à radiação subaquática, que aparenta ser a causa de a temperatura ter apresentado significância na variação do fitoplâncton.

Diversos estudos realizados pelo Laboratório de Ficologia do Museu Nacional/UFRJ revelaram dominância de fitoflagelados como responsáveis pelas florações. *Peridinium quinquecorne*, *Heterocapsa pigmaea*, (Dinoflagelados), *Heterosigma akashiwo* (Rafidofíceas),

Kephyrion ovale (Crisofíceas) e *Telaulax* sp. (Criptofíceas), são alguns dos táxons envolvidos. A dominância de cianobactérias em ambientes eutróficos é amplamente citada em literatura e, frequentemente, nas lagunas fluminenses sob impacto urbano, como Jacarepaguá, Maricá e Saquarema. Dentre as principais causas citadas na literatura para o sucesso de cianobactérias podemos apontar alta concentração de amônia, principalmente para espécies que não fixam o nitrogênio molecular, alto pH/baixo CO₂, característico de ambientes muito produtivos e baixa intensidade luminosa (SOARES, 2012).

Synechocystis aquatilis e *Pseudoanabaena limnetica* foram descritas como as principais espécies de cianobactérias presentes neste sistema lagunar, e apresentam registro em outros ambientes salobros no Rio de Janeiro. Provavelmente, a salinidade elevada torna-se um fator que limita ou controla seu crescimento. A dominância constante por alguns grupos de cianobactérias reforça a hipótese apresentada nos capítulos anteriores: a LRF não é limitada por nitrogênio, ao contrário do que é comumente mencionado por pesquisadores. O que ocorre é o fato de a LRF sofrer um grande e contínuo aporte de NA e matéria orgânica, fazendo com que as cianobactérias sejam favorecidas por apresentar uma vantagem evolutiva em sua estratégia e capacidade de assimilação de NA da água, muito superior aos demais grupos.

Os fitoflagelados da LRF (prasinofíceas, crisofíceas, dinoflagelados e criptofíceas) são caracteristicamente frequentes e abundantes em lagoas costeiras. O favorecimento do desenvolvimento de flagelados pode ocorrer em função da concentração de nutrientes disponíveis, particularmente fósforo total e amônia. É possível que o aumento de fósforo, principalmente o fósforo orgânico dissolvido contribua para o sucesso de organismos flagelados, conhecidos pelo alto grau de mixotrofia. Já foram observadas, em vários anos, condições nas quais a maior variabilidade do fosfato dissolvido e fósforo total coincidiu com a redução da contribuição percentual de cianobactérias e aumento da densidade relativa de dinoflagelados, diatomáceas e outros flagelados (SOARES, 2012).

Com isso, pode-se afirmar que a limitação da LRF não é por nitrogênio como um todo (visto que o NA, o nitrogênio atmosférico molecular e o nitrogênio orgânico são abundantes), mas sim pela forma específica oxidada, o nitrato. Ou seja, a estratégia apresentada pelas cianobactérias e sua vantagem fisiológica-evolutiva somado às características peculiares da LRF, fazem com que o nitrato seja um nutriente escasso e rapidamente utilizado por outros grupos fitoplanctônicos, bacterianos e até por macrófitas e fitobentos; acrescentando, então, que um complexo controle das relações ecológicas ocorre na LRF (competição trófica),

revelando, sobretudo, um elevado dinamismo ecológico e; todavia, uma vulnerabilidade à grandes distúrbios no sistema lagunar. Este parece ser, pois, a maior contradição entre as observações deste estudo com os estudos anteriores, principalmente o de Soares *et al.* (2012).

As análises confirmatórias do RDA, BIOENV e BVSTEP, no entanto, mostraram que a distribuição e composição estrutural do fitoplâncton foram influenciadas, principalmente, pela turbidez, salinidade e fósforo total, e, secundariamente, por nitrogênio amoniacal, temperatura e COT; não ocorrendo, portanto, uma aleatoriedade desta distribuição. O valor de Rho foi de 0,248, com significância de 0,1%, apesar de significativo, mostrou uma “explicabilidade” moderada da variação do fitoplâncton a partir das variáveis selecionadas pelo projeto de monitoramento da LRF. Este resultado corrobora os obtidos pelas análises multivariadas dos dados abióticos da LRF, onde verificou-se que 16% da variação dos dados não pode ser elucidada.

O COT pareceu influenciar diretamente o gênero *Hemiselmis*. Já o *Synechococcus* foi mais influenciado pelo nitrogênio amoniacal. Já a turbidez se configurou como um a variável generalista, não sendo possível correlacioná-la diretamente com nenhum táxon específico. Outras variáveis correlacionadas com a turbidez (p.ex. incidência luminosa, concentrações de sais específicos etc) precisam ser mais bem estudadas na LRF. Sendo assim, infere-se que o fósforo total (provavelmente na forma de fosfato), diferentemente do relatado em outros estudos, é o nutriente limitante principal na LRF. A segunda hipótese seria que há um equilíbrio dinâmico ou uma alternância entre a limitação por nitrato e fosfato. Por conseguinte, há um favorecimento geral da dominância por cianobactérias no sistema, que vem se mantendo há vários anos seguidos.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. Recomendações

- ✓ É importante manter o monitoramento ambiental por longos períodos para que seja possível observar tendências de qualidade em longo prazo;

- ✓ A avaliação contínua da variação do estado trófico lagunar através de metodologias adequadas deve ser mantida, principalmente, após a possível implementação da ligação da LRF com o mar através de dutos afogados;
- ✓ Com relação à identificação de padrões de variação mensal e sazonal da qualidade da água da LRF e seus principais contribuintes, pode-se afirmar que os parâmetros monitorados atualmente pela SMAC são eficientes, porém não suficientes. Seria necessária, pois, a inclusão de algumas variáveis para que o objetivo real de acompanhamento e entendimento da variação da estrutura e das relações ecológicas fosse alcançado, principalmente no que concerne o monitoramento do espelho d'água (p.ex. nitrogênio total, nitrato e fosfato);
- ✓ De forma geral, apesar de ter se obtido sucesso na aplicação de índices multimétricos no que tange a avaliação da LRF, o conjunto de variáveis utilizado não se mostrou eficiente na tarefa de acompanhar o comportamento espacializado da LRF; ou seja, não foi possível identificar em longo prazo uma variação representativa entre as estações amostrais. Esta ação foi alcançada somente quando analisamos o comportamento de cada estação amostral isoladamente em cada mês ou através de análises estatísticas multivariadas mais complexas que incluíram o componente biológico (fitoplâncton) e tiveram recorte temporal analítico;
- ✓ A diminuição das fontes externas de contaminação por nutrientes é fundamental para o controle da eutrofização. As principais fontes externas de entrada de fósforo, considerado o nutriente mais importante no processo de eutrofização, foram os rios e canais. Com isso, estudos que abordem simulações de entrada e saída de fósforo do corpo d'água devem ser incentivados;
- ✓ É preciso o aumento do número de ações específicas para o controle da entrada de matéria orgânica na LRF, tornando-as mais constantes e sistemáticas. Por exemplo, a manutenção das elevatórias de esgoto e fiscalização e encerramento de galerias clandestinas de esgoto dos cursos d'água. Ressalta-se que estas ações devem ser lideradas tanto por órgãos públicos quanto por entidades não governamentais ou privadas;
- ✓ A continuidade do monitoramento da qualidade da água na LRF, bem como o desenvolvimento de mais estudos que permitam uma melhor compreensão acerca do metabolismo e dos diversos processos em curso nas águas, é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação do corpo d'água da LRF;
- ✓ Para que os resultados obtidos neste estudo sejam considerados relevantes e úteis no processo decisório de gestão, será necessária a padronização dos índices de avaliação do

estado trófico e de qualidade da água, através da seleção de variáveis ideais, da uniformização das fórmulas ou até a criação de um novo índice específico para a LRF;

✓ A dinâmica da variação do grau de trofia e do enquadramento dos corpos hídricos ainda é um instrumento pouco entendido e aplicado devido às dificuldades metodológicas que o envolvem. Portanto, a geração de informações mais claras e objetivas promoveria a adoção desta importante ferramenta. Isso pode ser alcançado com o auxílio dos índices aplicados neste estudo;

✓ É necessário um controle artificial mais eficiente das trocas de água através dos canais, pois a ineficiência desta operação dificulta a renovação das águas da LRF;

✓ Os resultados aqui apresentados indicam que o problema sanitário continua sendo uma dos agentes de desequilíbrio ambiental da LRF, sendo necessárias ainda intervenções preventivas e corretivas que possam minimizar os efeitos dos aportes de esgoto e conter o sedimento e material orgânico lançados diretamente na LRF através de rios;

✓ Segundo Rosman (2012), a possível ligação permanente ao mar, acarretaria no retorno da LRF aos padrões de gradação de salinidade típicos de sistemas estuarinos, o que propiciaria significativo aumento na diversidade biológica. Sendo assim, estudos semelhantes à este devem ser desenvolvidos, a fim de, após uma possível conclusão das obras, haver um monitoramento mais eficiente das alterações dos mais diversos processos ecológicos;

✓ Diante da insuficiência das ações já tomadas em relação à qualidade ambiental de LRF – principalmente, nos últimos 10 anos –, recomenda-se que haja um maior número de estudos multidisciplinares que visem realizar ações integradas a fim solucionar os persistentes problemas sanitários da região; como por exemplo, o monitoramento da qualidade das águas das chuvas através das comportas existentes nas galerias de águas pluviais.

5.2. Conclusão

Quanto ao uso das metodologias selecionadas

✓ A adaptação (modificação para inclusão das variáveis nitrogênio amoniacal e fósforo total) do IQA (FEAM/MG, 2005) e sua aplicação para os rios e canais ligados a LRF geraram

resultados satisfatórios, mantendo o princípio matemático da fórmula original da NSF (1970) e, concomitantemente, se adequando à realidade da bacia hidrográfica da LRF;

✓ O IET (LAMPARELLI, 2004), tanto para ambientes lênticos quanto para lóticos, se mostrou exequível para uma avaliação sistemática do estado trófico dos corpos d'água da bacia hidrográfica da LRF, sendo mais rigoroso e criterioso que os demais índices;

✓ A utilização do IET, baseado somente na variável fósforo total, para os rios e canais, se mostrou eficiente. Já para as águas salobras da LRF, o IET, baseado no fósforo total e na concentração de clorofila-*a*, se mostrou mais eficiente. A inclusão da variável “transparência de *Secchi*” prejudicou a interpretação dos dados, pois gerou resultados contraditórios;

✓ Os IETs de Carlson (1977) e Toledo (1984) se mostraram reducionistas e limitados para o objetivo proposto de aplicação contínua ao projeto de monitoramento da LRF;

✓ De forma geral, o tripé IET-IQA-ICE se mostrou um indicador extremamente útil quanto à avaliação da qualidade da água e do estado trófico dos rios e canais da bacia hidrográfica da LRF, como recomendado pela Agência Nacional de Águas (ANA/BRASIL) e pela Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE);

✓ A adaptação do sistema de classificação do índice TRIX (VOLLENWEIDER, 2004) e sua aplicação para a LRF forneceram um diagnóstico mais fidedigno sobre a qualidade da água, se tratando de uma lagoa costeira tropical de água salobra. No entanto, o mesmo não se mostrou eficiente para o acompanhamento sistemático da LRF por ser “insensível” às grandes variações de nutrientes verificadas;

✓ O IET (BREZONIK, 1984), utilizado como indicador da qualidade da água, se mostrou mais eficiente que o TRIX (VOLLENWEIDER, 2004) no que tange a avaliação temporal da qualidade da água da LRF;

✓ Assim como verificado para água doce, a tríade IET-TRIX/IET_{Brezonik}-ICE também se relevou como uma estratégia eficaz no acompanhamento sistemático da qualidade da água da LRF. Contudo, a utilização desta abordagem deve ser incentivada em outros estudos a fim de confirmar sua eficácia;

✓ O índice de conformidade (IC), utilizado pelo INEA/RJ para acompanhamento da qualidade da água do sistema lagunar de Jacarepaguá, não se mostrou uma ferramenta adequada para o monitoramento da bacia da LRF. Doutro modo, o índice de conformidade ao enquadramento (ICE), proposto pela CCME em 2001, revelou-se como uma promissora ferramenta multimétrica no que concerne a avaliação holística da qualidade da água, levando

em consideração não somente características físico-químicas, como também aspectos legais (normas e leis, municipais, estaduais e nacionais);

✓ Os descritores ecológicos de diversidade (índices de diversidade gama) foram eficientes na função de caracterizar de forma geral a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Todavia, a associação entre padrões de variação espaços-temporais da qualidade e do estado trófico da água e os índices biológicos não foi possível. Sendo assim, estas ferramentas devem ser utilizadas como um indicador secundário;

✓ A análise de tendências através do teste estatístico de Mann-Kendall associada à análise de regressão linear se mostraram úteis e de fácil aplicação ao monitoramento ambiental da LRF;

✓ As análises estatísticas multivariadas (MDS, *CLUSTER*, ACP, RDA, ANOSIM e BEST) alcançaram o objetivo de confirmar os padrões identificados através de avaliações estatísticas descritivas básicas univariadas;

✓ Em síntese, ratifica-se que o uso de índices multimétricos de qualidade e estado trófico da água é de suma importância por fornecer dados que permitam que os gestores públicos avaliem as informações geradas, permitindo uma discussão sobre o manejo e possíveis mudanças a longo da LRF, com a finalidade de se assegurar o uso múltiplo da mesma.

Quanto aos resultados obtidos

✓ A classificação de estado trófico, segundo os diversos modelos e índices, apresentou maior variação nos rios e canais do que na LRF;

✓ O grau trófico da LRF variou entre *supereutrófico* e *hipereutrófico*, sendo classificado como *hipereutrófico* para o ano de 2012. Já os rios e canais variaram entre *oligotróficos* e *supereutróficos*, sendo classificado como *mesotróficos*;

✓ A qualidade da água dos rios e canais, considerando o IQA, variou entre *ruim* e *boa*, sendo classificada como *média* para o ano de 2012. Já o ICE enquadrou a qualidade hídrica dos rios e canais como *ruim*, com variação entre *péssima* e *regular*. Já o IC os classificou como *péssimo*, variando entre *satisfatório* e *péssimo*;

✓ A LRF foi enquadrada como *satisfatória* pelo IC, variando entre *péssima* e *satisfatória*. Já o IET_{Brezonik} a classificou como *boa*, variando entre *aceitável* e *boa*. A qualidade da água superficial pelo TRIX variou entre *moderada* e *degradada*, com classificação final como *degradada*. O TRIX_{modificado} a classificou como *moderada*, variando

entre *satisfatória* e *moderada*. Por fim, a classificação pelo ICE foi *boa* para o ano de 2012, variando entre *regular* e *boa*. Sendo assim, de forma geral, a qualidade da água na LRF apresenta-se em boas condições ambientais em grande parte do ano;

✓ Durante o período de estudo, diversas amostras de água estiveram fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos classe 2. Para a água doce dos rios e canais, as maiores não conformidades ocorreram com *E.coli* (85%) e oxigênio dissolvido (31%). Já para as águas salobras, o carbono orgânico total (80%) e o pH (34%) foram os que mais apresentaram não conformidades com o limite preconizado;

✓ Considerando o nitrogênio e fósforo total, as razões N/P indicaram que os rios e canais se mostraram limitados por fósforo entre 73 e 81% das amostras, dependendo da metodologia adotada. resultado semelhante foi observado para a LRF (entre 70 e 80%);

✓ Os resultados deste estudo mostraram que a LRF apresenta uma relativa homogeneidade espacial ao longo do ano, com baixa magnitude de variação. Verificou-se uma tendência das estações LRF5, LRF4 e LRF1 em apresentarem pior qualidade hídrica;

✓ Em contraste, salienta-se que a forte influência das precipitações, das variações de temperatura da água e incidência da radiação solar e de ventos são os principais motivos para tal homogeneidade, aliado ao fato de a LRF apresentar-se pouco profunda e com um tempo de retenção hídrica elevado;

✓ Os resultados demonstram, portanto, que a sinergia entre fatores naturais e antrópicos diversos (principalmente o aporte orgânico) é determinante para a qualidade da água da lagoa. Diante de variações climáticas bruscas, a forte dependência de fatores naturais revela um cenário preocupante; visto que, caso não sejam acelerados os processos de melhoria das condições sanitárias do entorno da LRF e na sua bacia hidrográfica, as consequências das ações antrópicas serão maximizadas concomitante com a variação de processos climáticos “naturais”;

✓ As análises estatísticas CCA e BEST revelaram – ratificadas pelo teste de *Monte Carlo* – que houve diferença significativa entre os fatores ambientais e biológicos, indicando que as variáveis analisadas influenciaram significativamente no padrão de distribuição da comunidade fitoplanctônica, principalmente cianobactérias;

✓ Em relação aos valores obtidos na maioria das correlações aplicadas, verificou-se que o fósforo teve o comportamento mais evidenciado, estando presente na maioria das associações significativas, seguido pelo nitrogênio e a temperatura e salinidade da água;

- ✓ Para os rios e canais, a análise de tendência realizada a partir dos treze meses de coleta revelou, em função do IQA, que a qualidade da água apresenta um cenário de melhoria, com tendência positiva e significativa, porém fraca. De forma semelhante, o IET_{Toledo} apresentou tendência fraca e significativa de diminuição do grau trófico. O IET_{Lamparelli}, mais adequado para esta avaliação, apresentou estabilidade do grau de trofia, não apresentando alguma tendência;
- ✓ Para a LRF, tanto o IET_{Toledo} quanto o IET_{Lamparelli} apresentaram tendência não significativa de queda da trofia. Já a qualidade da água superficial (através do IC) apresentou tendência não significativa de melhora. Já o ICE apresentou tendência não significativa de piora da qualidade hídrica. Já o TRIX se mostrou estável, não apresentando alguma tendência;
- ✓ As maiores variações das correlações entre variáveis químicas e físicas ocorreram com a pluviometria, seguido da temperatura da água, turbidez e intensidade do vento. Os parâmetros que mais se correlacionaram com tais fatores foram os indicadores diretos ou indiretos de carga orgânica, como por exemplo, COT, DBO, FT e NA (em ordem decrescente de significância);
- ✓ A dominância de cianobactérias foi confirmada em quase todo o período de análise. Dentre os principais fatores envolvidos neste fato destacam-se: concentração de amônia, principalmente para espécies que não fixam o nitrogênio molecular e alta relação pH/baixo CO₂, característico de ambientes muito produtivos e de baixa intensidade luminosa. Houve também uma grande contribuição dos fitoflagelados na estruturação da comunidade fitoplanctônica associada à disponibilidade de nutrientes;
- ✓ Apesar de ter apresentado “bons” resultados de qualidade da água em 2012, o atual estado de supereutrofização) revela que a LRF ainda se encontra sob forte influência de águas residuárias, ricas em matéria orgânica. Cabe considerar que a questão sanitária dos canais e afluentes da lagoa ainda não está completamente equacionada, e que os mesmos continuam contribuindo representativamente com aportes de matéria orgânica que fluem para a LRF, principalmente em ocasiões atípicas de chuvas extremas;
- ✓ A RDA e as análises de SIMPER, BIOENV e BVSTEP revelaram que as espécies *Synechocystis aquatilis* e *Pseudoanabaena limnetica* foram as principais cianobactérias presentes na LRF. Em adição, foi possível observar que a turbidez, fósforo total, salinidade, temperatura, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico (em ordem decrescente de importância) são os principais responsáveis pela dinâmica de variação da densidade e composição fitoplanctônica.

REFERÊNCIAS

ALVES, D. MATOS, T., ARGENTO, M. S. F., CRUZ C., B., M., ZEE, D. *Qualidade Ambiental da Lâmina D'água da Lagoa Rodrigo de Freitas - RJ Subsídios aos Estudos de Impactos Ambientais em Lagoas Costeiras*. Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, Brasil, 11-18 setembro 1998, INPE, p. 79-88.

ALVES, M.A.S.; LAGOS, A.R. & VECCHI, M.B. 2012. Uso do hábitat e táticas de forrageamento de aves aquáticas na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Oecologia Australis*.

ANDRADE, E. M. DE; ARAÚJO, L. DE F. P.; ROSA, M. DE F.; DISNEY, W. ALVES, A. B. *Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada*. Engenharia Agrícola, v.27, p.683-690, 2007a.

AMARO, C. A.; BRITES, A.P. Z.; PORTO, R. L.; PORTO, M. F. A. & MARTINS, J. R. S. *Estudo preliminar de um índice de conformidade ao enquadramento de corpos hídricos*. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 2., 2008, Rio de Janeiro.

AMARO, C. A. *Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento*. 2009. Mestrado. Universidade de São Paulo.

AMBIENTAL. *Solução integrada de reabilitação ambiental da lagoa Rodrigo de Freitas, canal do Jardim de Alah, e praias do Arpoador, Ipanema e Leblon*. Ambiental Engenharia e Consultoria Ltda. 1248p., 2002.

ANDREATA, J. V; MARCA, Alex G.; GUIMARÃES, G. A. P. ; OLIVEIRA, L. O.; KOBLITZ, J. L.; MENDONÇA NETO, J. P. Composição e influência da salinidade na distribuição dos peixes da Lagoa Rodrigo de Freitas. In: Congresso Latino- americano sobre ciências do mar, 1997, Santos, São Paulo. In: Resumos VII Congresso Latino- americano sobre ciências do mar, p. 37-38, 1997.

ANDREATA, J.V. 2012a. Ictiofauna da Lagoa Rodrigo de Freitas, Estado do Rio de Janeiro: Composição e aspectos ecológicos. *Oecologia Australis*, 16(3): 467-500, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.10>.

ANDREATA, J.V. 2012b. Reprodução e alimentação de algumas espécies de peixes da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, 16(3): 501-524, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.11>.

ARAUJO, C. L. *Análise da Concentração de Metais no Fitobentos da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ*. 2008. Monografia. Faculdade de Oceanografia da Universidade Estadual do Rio de Janeiro.

- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P. & NESSIMIAN, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING, AND J.R. KARR. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. Pages 63-77 in W.S. Davis and T.P. Simon (editors). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- BARROSO-SANTOS, M.C.; MAROTTA, H. & ENRICH-PRAST, A. 2012. Elevadas mudanças de curto prazo e heterogeneidade intralagunar na emissão de amônia de uma lagoa costeira urbana tropical (Lagoa Rodrigo de Freitas – Rio de Janeiro) à atmosfera. *Oecologia Australis*, 16(3): 408-420, [http:// dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.07](http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.07).
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.
- BOGGS, S., JR., 1995, *Principles of sedimentology and stratigraphy*. 2nd. Prentice-Hall Inc.
- BOIKOVA, E., BOTVA, U. & Licite, V. (2008). *Implementation of trophic status index in brackish water quality assessment of Baltic coastal waters*. Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B, 62(3), 115-119.
- BRANCO, S. M. *Hidrologia aplicada à Engenharia Sanitária*. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2005.
- BREZONIK, 1984 P.L. 1984. *Trophic state indices: Rational for multivariate approaches*. Lake and Reservoir Management. EPA 440/5-84-001. USEPA, Washington, DC. 441-445 p.1984.
- BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (2003). *Limnologia fluvial: um estudo de caso no rio Mogi-Guaçu*. RiMa Editora. São Carlos. 255p.
- BRITO, I. M. & LEMOS, E. E., 1982, "Evolução geológica e fauna da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro." *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 54, n. 1, pp. 143-164.
- BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R.G. A Water Quality Index –Do We Dare? 1970. *Water Sewage Works*: 339-343.

BROWN, R. M. & McClelland, N. I. *Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management*. Michigan: National Sanitation Foundation. 1974. 27 p.

CAIADO, M. A. C. *Modeling fate and transport of nitrogen and phosphorus in crop fields under tropical conditions*. 2005.231f. Tese (Doutorado em Biological Systems Engineering), Universidade Politécnica da Virgínia, Virgínia, 2005.

CALIJURI, M. C., 1988. *Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização*. São Carlos, 292 p. [Tese de doutorado. Dep. de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo].

CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology & Oceanography*, 22(2), 361–369.

CARLSON, R. E. e SIMPSON, J. *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society, 1996, 96p.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME): 2001, '*Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0*', Technical Report, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB, Canada. Available at: <http://www.ccme.ca/sourcetotap/wqi.html>.

CEBALLOS, B. S. O., 1995. *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. São Paulo, 192 p. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003*. São Paulo: CETESB. 273p. 2004.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. *Inventário estadual de resíduos sólidos domiciliares*. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/publicacoes-e-relatorios/1-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em dezembro de 2012.

CHORUS, I. e BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon: London and New York, 1999.

CLARKE, K. R., SOMERFIELD, P. J., CHAPMAN, M. G. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 55–80.

- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. *Change In Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd Edition. Primer-E: Plymouth Marine Laboratory, UK. 169 pp.
- CLARKE, K.R., WARWICK, R.M., 1999. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, second edition*. PRIMER-E. Plymouth, 172 p.
- CLARKE, K.R. AND R.M. WARWICK. 1994. *Change in Marine Communities*. Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- COELHO S., GAMITO S., PÉREZ-RUZAF A. Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2007;71:218-231.
- COLE, G.A., 1994. *Textbook of Limnologia*. Ed. Waveland Press, Inc. 4^a ed., p. 323 – 334.
- COUTINHO, M. T. P., 1998. Diversidade do fitoplâncton e comportamento do índice de Shannon numa lagoa costeira com cultivo de *Mytilus*. *Revista biol.* (Lisboa) 16: 17-30.
- DANILOV,R.;EKELUND, N.G.A.,1999. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phitoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. *Sci. Total Environ.* 234: 15-23
- DODDS, W.K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. London: Academic Press.
- DOMINGOS, P.; HUSZAR, V.L. & CARMOUZE, J.P., Composition et biomasse de phytoplanton d'une lagune tropical (Brèzil) marque par une mortalité de Poisson, *Ver. Hidrobiol. Trop.*, 27 (3): 235-250, 1994.
- DOMINGOS, P. *Dominância de Cianobactérias Produtoras de Microcistinas nas Lagoas de Jacarepaguá (RJ)*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 108p., 2001.
- DOMINGOS, P.; GÔMARA, G.A.; SAMPAIO, G.F.; SOARES, M.F. & SOARES, F.F.L. 2012. Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na Lagoa Rodrigo de Freitas: Programa de 10 anos de monitoramento. *Oecologia Australis*, 16(3): 441-466, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.09>
- DZIALOWSKI, A.R., WANG, S.H., LIM, N.C., SPOTTS, W.W., & HUGGINS, D.G. (2005). Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*, 27(6), 586–595.

EEA. European Environment Agency, Copenhagen. 2001. *Eutrophication in Europe's coastal waters*. Topic Report, 7; p. 86.

ENRICH-PRAST, A. 2012. Lagoa Rodrigo de Freitas: Futuro. *Oecologia Australis*, 16(3): 721-727, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.19>

EPA - United States Environmental Agency. *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual - Lakes and Reservoirs*. 1ª Edição EPA-822-B00-001. 2000.

ESTEVES, F. *Fundamentos da liminologia*. Rio de Janeiro. Interciência.FINEP.1998.

ESTEVES, F.A. (1998). Lagoas costeiras: origem, funcionamento e Possibilidades de manejo. In: F.A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 63–87). Rio de Janeiro:

ESTEVES, F.A., CALIMAN, A., SANTANGELO, J.M., GUARIENTO, R.D., FARJALLA, V.F., & BOZELLI, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 967–981.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais em 2000*. Belo Horizonte: FEAM, 2000. 112p.

FEAM/IGAM. *Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais em 2005*. Belo Horizonte: FEAM, 2005.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente). *Bacia da lagoa Rodrigo de Freitas. 2003*. Disponível em: <http://www.feema.rj.gov.br/bacia_lagoa_rodrigo.htm>. Acesso em: janeiro de 2013.

FEEMA. *Lagoa Rodrigo de Fritas e rios contribuintes, diagnóstico de qualidade de água*. Disponível em: <http://www.feema.rj.gov.br/bacia_lagoa_rodrigo.htm>. 2006. Acesso em: janeiro de 2013.

FERREIRA, M. S. *Contaminação Mercurial em Pescado Capturado na Lagoa Rodrigo de Freitas – Rio de Janeiro*. 2006. Mestrado Universidade Federal Fluminense. 100f.

FIA, R., MATOS, A.T., CORADI, P.C., & PEREIRA-RAMIREZ, O. (2009). Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambi-Agua - Taubaté*, 4(1), 132–141.

FRAGA, A. O. S., 2005. Aplicação de índices multidimensionais para avaliação do estado trófico da lagoa do Campus universitário Alaor de Queiroz Araújo. UFES, Vitória, (ES). *Monografia*. Ciências Biológicas, UFES.

JORDÃO, C.P.; RIBEIRO, P.R.; MATOS, A.T.; FERNANADES, R.B.A. Aquatic contamination of the Turvo Limpo river basin at the Minas Gerais state, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, v.18, n.1. p.116-125, 2007.

GEO-RIO. 2012. *Sistema Alerta Rio da Prefeitura do Rio de Janeiro*: Dados pluviométricos 2000/2010. <<http://www.rio.rj.gov.br/georio/site/principal.htm>>. (Acesso em fevereiro de 2013).

GERRITSEN, J. 1995. Additive biological indices for resource management. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 451-457.

GIMARET-CARPENTIER C., PÉLISSIER R., PASCAL J.-P. AND HOULLIER F. 1998a. Sampling strategies for the assessment of tree species diversity. *Journal of Vegetation Science* 9: 161–172.

GIMARET-CARPENTIER C., CHESSEL D. AND PASCAL J.-P. 1998b. Nonsymmetric correspondence analysis: an alternative for species occurrences data. *Plant Ecology* 138: 97–112.

GIOVANARDI F., VOLLENWEIDER R. A. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology* 2004;63:199-218.

GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J., 1983, *Limnology*. New York, Mc Graw-Hill Book Co.

GONZÁLEZ, F.U.T., HERRERA-SILVEIRA, J.A., & AGUIRRE-MACEDO, M.L. (2008). Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 418–430.

GOTELLI, N.J. & ELLISON, A.M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. 2ªEd. Artmed, Londrina, PR. 528p.

GROOMBRIDGE, B. & Jenkins, M. D. (1996). Assessing biodiversity status and sustainability. *World Conservation Press*. WCMC Biodiversity series, no. 5, 104 p.

GUNKEL, G. 2000. Limnology of an Equatorial High Mountain Lake in Ecuador, Lago San Pablo. *Limnologica*, 30: 113–120.

HAIR, J. J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. *Análise multivariada de dados*. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.

HAZEN, T. C.; TORANZOS, G. A. Tropical Source Water. In McFeters, G. A. *Drinking Water Microbiology – Progress and recent developments*. Springer-Verlag. New York. 32-53. 1990.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNÁNDEZ, J. M.; FERNÁNDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in na alluvial aquifer

(Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, v.34, p.807- 816, 2000.

HEM, J.D., Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water: USGS. *Water-Supply Paper* 2254, 264 p. 1989.

HENNEMANN, M. C. Dinâmica da *Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso Peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil*. Dissertação. (Mestre em Ecologia). Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina. 112p.

HIPEL, K. W., McLEOD, A. D. Times series modelling of water resources and enviromental systems, *Developments in Water Science*, v. 45, ed. Elsevier, 1994, 1010p.

HUBÁLEK, Z. 2000. *Measures of species diversity in ecology: an evaluation*. Folia Zool. 49(4):241-260.

IETC-UNEP. Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao Problema da Eutrofização. *Série Publicações técnicas (IIP)* 385p. 2001.

INEA (INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE). 2009. *Gestão das Águas*. <http://www.serla.rj.gov.br/mais/financeiro.asp> (Acesso em janeiro de 2013).

IUCN. 2000. *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. IUCN, Gland, Switzerland.

JOLLIFFE, L. T. *Principal component analysis*. 2.ed. New York: Springer, 2002. 487p.

KHAN, A. A.; PATERSON, R.; KHAN, H. *Modification and Application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the Communication of Drinking Water Quality Data in Newfoundland and Labrador*. Water Quality Research Journal of Canada, v. 39, n. 3, p. 285-293, 2004. Canadian Association on Water Quality, Canadá.

KHAN, A. A. et al. *Application of CCME Procedures for Deriving Site-Specific Water Quality Guidelines for the CCME Water Quality Index*. Water Quality Research Journal of Canada, v. 40, n. 4, p. 448-456, 2005. Canadian Association on Water Quality, Canadá.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. *Restoring life in running waters*. Island Press, Washington.

KARYDIS, M.; TSIRTIS, G., 1996. Ecological indices : a biometric approach for assessing eutrophication level in the marine environment. *Sci.Total Environ*.186:209-219.

KATRIN ZWIRGLMAIER, LUDWIG JARDILLIER, MARTIN OSTROWSKI, SOPHIE MAZARD, LAURENCE GARCZAREK, DANIEL VAULOT, FABRICE RAMON MASSANA, OSVALDO ULLOA & DAVE J. SCANLAN. 2008. Global phylogeography of

marine Synechococcus and Prochlorococcus reveals a distinct partitioning of lineages among oceanic biomes. *Environmental Microbiology*. 10(1): 147–161.

KENDALL, M. & GIBBONS, J.D. 1990. *Rank correlation methods*. 5th edition. Edward Arnold, London, GL. 260p.

KJERFVE, B., 1986, "Comparative oceanography of coastal lagoons." In: WOLF, D. A. (Eds.). *Estuarine variability*, Cap. Academy Press.

KJERFVE. Coastal lagoon process. *Elsievier oceanographic Series 60*, Amsterdan, 1994.

KNOPPERS, B. A. Aquatic primary production in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal lagoon Processes*. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series, nº 60, p.243-286, 1994.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1999. Cyanoprokariota. 1. Chroococcales. In: H. Ettl, G. Gardner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19/1. Gustav Fischer, Jena, Turingia. 548p.

KRATZER, C. R. & BREZONICK, P. L. A. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Res. Bull.*, v.17, p.713-714. 1981.

KUTNER, M.H.; NACHTSHEIM, C.J.; NETER, L. & LI, W. 2004. *Applied linear statistical models* (Fifth Edition). McGraw-Hill, Boston. 1396p.

LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 235 f. 2004.

LANDIM, P.M.B. *Análise estatística de dados geológicos multivariados, Rio Claro*, 2000. Universidade Federal de São Carlos. Texto didático.

LANDWEHR, J.M.; DEININGER, R.A., 1976. "A Comparison of Several Water Quality Indices," J. Water Poll. Control Fed. 48(5): 954 – 958.

LEGENDRE, L.; LEGENDRE, R. 1984. *Écologie numérique. Tome I: Lê traitement multiple des donnés écologiques*. Paris, Masson. 260p.

LIMA, L. S. *Estudos de Hidrodinâmica Ambiental e Mudanças na Qualidade das Águas da Lagoa Rodrigo de Freitas após Ligação com o Mar Via Dutos Afogados, Rio de Janeiro – RJ*. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2010.

LNEC, 2000, *Lagoa Rodrigo de Freitas e Praias de Leblon, Ipanema e Arpoador: Solução Integrada de Reabilitação Ambiental*. In: Relatório 3 - Qualidade Ambiental. Lisboa. pp.

LNEC, 2003, *Lagoa Rodrigo de Freitas e Praias de Leblon, Ipanema e Arpoador: Solução Integrada de Reabilitação Ambiental*. In: Relatório Síntese. Lisboa. pp. 117

LOSADA, APM, FAN FEITOSA, & IC LINS. 2003. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica nos Estuários dos Rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE) Relacionada com Parâmetros Hidrológicos. *Trop. Oc.* 31 (1): 1-29.

LOUREIRO, D. D.; LOURENCO, C. A. ; CYPRIANO, E. F.; FERNANDEZ, M.A.S. ; LACERDA, L. D. . *Distribuição espacial do mercúrio nos sedimentos superficiais da Lagoa Rodrigo de Freitas*. In: III Simpósio Brasileiro de Oceanografia, 2006, São Paulo. III Simpósio Brasileiro de Oceanografia, 2006.

LOUREIRO, D.; FERNANDEZ, M.; HERMS, F.; ARAÚJO, C. & DRUDE, L. 2012a. Distribuição dos metais pesados em sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas. *Oecologia Australis*, 16(3): 353-364, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.04>.

LOUREIRO, D.; ARAÚJO, C.L.; MACHADO, W.T.V.; MAIA, T.; COSTA, B.G.B.; GRIPP, E. & DRUDE, L. 2012b. Balanço do mercúrio numa lagoa costeira hipertrófica (Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro). *Oecologia Australis*, 16(3): 365-390, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.05>.

LUMB, A.; HALLIWELL, D.; SHARMA, T. *Application of CCME Water Quality Index to Monitor Water Quality: A Case of the Mackenzie River Basin, Canada*. Environmental Monitoring and Assessment, Fev. 2006, v. 113, n. 1-3, p.411-429.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C. D. & LE CREN, E. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiology*, 11:143-170.

MACEDO, M.F., DUARTE, R., MENDES, R., & FERREIRA, J.G. (2001). Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, 23(7), 719–732.

MACHADO, M. C.; ANDREATA, J. V. & MARCA, A. G., 1998, "*Impacto humano avaliado pela hidrobiologia de uma lagoa costeira, Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro.*" In: Anais do VIII Seminário regional de ecologia, pp. 1423 - 1438, São Carlos,

MACHADO, B. L. *Evolução da Degradação Ambiental da Bacia Hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas – RJ*. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental). 2009.178 p. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

MARSHALL, B. E. e FALCONER, A. C. Eutrophication of a Tropical African Impoundment. *Hydrobiologia*, v. 45, p. 109-123, 1973.

- MACIEL, G. L. R., 2007, *Análise de Dados Hidrodinâmicos e Estratificação na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ: Relação Com a Concentração de Oxigênio Dissolvido*. Dissertação de M. Sc., COPPE / UFRJ, Rio de Janeiro.
- MAGALHÃES M.N. & LIMA A.C.P. 2004. *Noções de probabilidade e estatística*. 6ª ed. Edusp, São Paulo, SP. 392p.
- MÄLKKI, P. 1999. Brackish water ecosystems: introduction. Pp. 1-2. In: P. Mälkki (ed.). Proceedings of International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Symposium. Helsinki, Finland. ICES *Journal Marine of Science*, 56 Supplement.
- MARCHANT, R. 2002. Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? *Journal of the North American Benthological Society* 21: 311–313.
- MARGALEF, R., 1970. Diversidad y productividad del fitoplancton en el Mediterráneo occidental. *Inv. Pesq.*, 34(2): 565-573.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. 1009p 1983. Barcelona: OMEGA.
- MAROTTA, H.; RICCI, R.M.P.; SAMPAIO, P.L.; MELO, P.P. & ENRICH-PRAST, A. 2012. Variações de curto prazo do metabolismo e da $p\text{CO}_2$ na Lagoa Rodrigo de Freitas: Elevado dinamismo em um ecossistema tropical urbano. *Oecologia Australis*, 16(3): 391-407, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.06>
- MATOS, A.T. *Qualidade do meio físico ambiental*. Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. (Série Caderno Didático nº33), Viçosa-MG. 54p. 2006.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública*. v. 38, n. 5, p. 679-686, 2004.
- MELLO, S. 2001. *Fitoplâncton da Lagoa de Imbossica (Macaé, RJ – Brasil): Flora, Estrutura de Comunidade e Variações espaciais e temporais*. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.154p.
- MELO, A. S. & HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):463-486.
- MELO, A. S.. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 2008 - 8(3).
- MELO JÚNIOR, J. C. F. DE; SEDYAMA, G. C.; FERREIRA, P. A.; LEAL, B. G. Determinação de regiões homogêneas quanto à distribuição de frequência de chuvas no leste do Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.408-416, 2006.
- MENEZES, M. BRANCO, S. GUIMARÃES, R.R., DE SOUSA, V.L.M. ALVES-DE-SOUZA, C., DA SILVA, W.J., DOMINGOS, P., GÔMARA, G. 2012. Composição florística

de cianobactérias e microalgas do Canal do Piraquê, Lagoa Rodrigo de Freitas, sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*, 16(3): 421-440.

MERCANTE, C. T. J. & TUCCI – MOURA A. 1999. A comparação entre os índices de Carlson modificado aplicado a dois ambientes aquáticos subtropicais. *Acta Limnologica Brasiliensia*. V. 11 (1): p. 1 – 14.

METCALF & EDDY (1992). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*. THM Edition, New York.

MIGUEZ, M.G.; REZENDE, O.M. & VERÓL, A.P. 2012. Interações entre o Rio dos Macacos e a Lagoa Rodrigo de Freitas sob a ótica dos problemas de drenagem urbana e ações integradas de revitalização ambiental. *Oecologia Australis*, 16(3): 615-650, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.16>.

MURTHY, G. P.; SHIVALINGAIAH; LEELAJA, B. C. e HOSMANI, P. S. *Trophic State Index in Conservation of Lake Ecosystems*. In: Proceeding of Taal 2007, 12^a World Lake Conference. P. 840 -843. 2008.

NECCHI-JR, O.; PASCOALOTO, D.; BRANCO, C.C.Z.; BRANCO, L.H.Z. Stream macroalgal flora from the northwest region of São Paulo State, southeastern Brasil. *Algological Studies*, v.84, p. 91-112, 1997.

NOGUEIRA, N.M.C., & RAMIREZ, R.J.J. (1998). Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 21–34.

NORRIS, R.H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 440-450.

OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. OECD. Paris. 154p. 1982.

PAULIC M., J.; HAND, L. LORD (1996) *Water quality assessment for the state of Florida*.

PENNA N., CAPELLACCI S., RICCI F. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 2004;48:321-326.

PEREIRA, R. M. V.; MEDEIROS, R., 1999. *A Aplicação dos instrumentos de gestão e do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ, Brasil*. ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X.

PERES, A.C. *Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para avaliação da qualidade da água do rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo*. 2002. 117p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. 2002.

PETERSON, T. D.; TOEWS, H. N. J.; ROBINSON, C. L. K. & HARRISON, P. J. 2007. Nutrient And Phytoplankton Dynamics In The Queen Charlotte Islands (Canada) During The Summer Upwelling Seasons Of 2001–2002. *Journal Of Plankton Research*, 29(3):219-239 .

PERSICH,GR, C ODEBRECHT, M BERGESCH & PC ABREU.1996. Eutrofização e fitoplâncton: comparação entre duas enseadas rasas no estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica*. 18: 27-41.

PIELOU, E.C. (1967) - *An introduction to mathematical Ecology*. Wiley-intercience, New York.

PIZELLA, D.G. 2006. *Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos-EESC/Universidade de São Paulo-USP, São Carlos, São Paulo. 159pp.

POMPÊO, M. L. M., 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos, SP. Ed. RiMa, p. 7 – 21.

PORTO, R. L. L. *Hidrologia Ambiental*. 1ªEd. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Vol.3.411p.1991.

QUILAN, L.E. & PHILIPS, J.E. 2007. Phytoplankton assemblages across the marine to low-salinity transition zone in a blackwater dominated estuary. *Journal of Plankton Research*, 19: 401-416.

RANGEL, C. M. A., 2002, *Sedimentologia e Geomorfologia da LRF - RJ*. Monografia de Graduação, Departamento de Geografia / UERJ, São Gonçalo.

REDFIELD, A . C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A . The influence of organisms on the composition of sea water. In: *The sea*. (ed). Hill, Interscience. New York, Lond., v. 2, p. 26-77.1963.

RICCI, R.M.P & MEDEIROS, R. 2012. Contribuições para a gestão da Lagoa Rodrigo de Freitas/ RJ sob a ótica das políticas de gestão dos recursos hídricos. *Oecologia Australis*, 16(3): 694- 720, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.18>.

RODRIGUES, A.E.M. 2012. Lagoa Rodrigo de Freitas/RJ: História de uma ocupação desordenada. *Oecologia Australis*, 16(3): 339-352, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.03>.

ROSLEV, P., BJERGBAEK, L.A., HESSELSON, M. Effect of Oxygen on Survival of Faecal Pollution Indicators in Drinking Water. The Society for Applied Microbiology, *Journal of Applied Microbiology*, v. 96, p. 938-945, 2004.

ROSMAN, P.C.C.; NEVES, C.F.; MUEHE, D.C.E.H.; CARVALHO, J.L.B.; KLEIN, A.H.F. & ARAUJO, M. 2009. Vulnerabilidades da zona costeira brasileira às mudanças climáticas. *Relatório Técnico*. Fundação Coppetec PENO-11896, <<http://www.coppetec.coppe.ufrj.br>>. Estudo contratado pela Embaixada Britânica / Banco Mundial e coordenado por P.C.C. Rosman. 537p.

ROSSMAN, P. 2012. Ligação Lagoa-mar, uma necessidade. *Oecologia Australis*, 16(3): 651-693, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.17>.

ROSSO, T. C. de A. *Aspectos institucionais da gestão da bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas*. Disponível em: <http://www.meioambiente.uerj.br/destaque/artigo_lagoa.htm>. Acesso em novembro de 2012.

ROUND, F.E.; CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. 1990. *The diatoms: biology and morphology of genera*. Cambridge University Press. Cambridge, CB. 747p.

SALAS, H.J., & MARTINO, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3), 341–350.

SALAS, F., TEIXEIRA, H., MARCOS, C., MARQUES, J. C., AND PÉREZ-RUZAFÁ, A. 2008. *Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal)*. – ICES Journal of Marine Science, 65: 1442–1448.

SANTOS, A.C. *Noções de hidroquímica*. In: FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. Fortaleza: 2ªed., CPRM/REFO. 2000. p.81-108.

SANTOS, K. P.; FLORENCIO, L., 2001. Aplicação de modelo simplificado para avaliação do estado trófico no reservatório de Duas Unas, Pernambuco-Brasil. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental:1-9.

SARAIVA, A.; DONZELE, J.L.; ABREU, M.L.T.. Available phosphorus levels in diets for swine from 15 to 30kg genetically selected for meat deposition. *Rev. Bras. Zootec.*,v.38, p.307-313, 2009.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. PortoAlegre. Ed. da Universidade, UFRGS. 532p. 1985.

SIGUA GC, WILLIAMS MJ, COLEMAN SW, STARKS R (2006) Nitrogen and phosphorus status of soils and trophic state of lakes associated with forage-based beef cattle operations in Florida. *Journal of Environmental Quality* 35, 240-252.

SILVA, G. 2006. *Processo de Ocupação Urbana da Barra da Tijuca (RJ): Problemas Ambientais, Conflitos Sócio-Ambientais. Impactos Ambientais Urbanos*. Pesquisa em arquitetura e Construção. 28p.

SILVA, L. H., 1998. Avaliação Qualitativa da Lagoa Jacuném, com ênfase em Eutrofização. *Dissertação de Mestrado*, Engenharia Ambiental. UFES, Vitória, ES, fevereiro de 1998.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. do A. *Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração*. 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ea/v17n47/a07v1747.pdf>>. Acesso em janeiro de 2012.

SMOL, J. P., 2002. *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. London, Great Britain. Ed. Arnold. p. 150 – 188.

SOARES, M.F., DOMINGOS, P., FREITAS, F., SOARES, L., TELLES, L.F R. 2012. 10 anos de monitoramento da qualidade ambiental das águas da Lagoa Rodrigo de Freitas. *Oecologia Australis*, 16(3): 581-614.

SOBRAL, M.C.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L., 2001. *Diagnóstico do Monitoramento da Qualidade da Água no Estado de Pernambuco*. Relatório para o MMA- PNMA II, Subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água. Recife, PE.

SPAULDING, M.L. (1994). Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 103-132). Amsterdam: Elsevier Science.

SPAULDING, S.A.; LUBINSKI, D.J. & POTAPOVA, M. 2010. *Diatoms of the United States*. <<http://westerndiatoms.colorado.edu>>. (Acesso em 30/08/2011).

TALKE, S. A.; SWART, H. E. & DE JONGE, V. N., 2009, "An idealized model and systematic process study of oxygen depletion in highly turbid estuaries." *Estuaries and Coasts*, v. 32, n., pp. 602-620.

THORNE, R.ST.J.; WILLIAMS, W.P. & CAO, Y. 1999. The influence of data transformations on biological monitoring studies using macroinvertebrates. *Water Research* 33:343–350.

TOLEDO JUNIOR, A. P. *A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 12. 1983, Camboriú. Anais... Rio de Janeiro: ABES, p. 34, 1983.

TOMAS, C.R. 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, San Diego, CA. 858p.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D.G. & JAHNS, H.M. *Algae: An Introduction to phycology*. Cambridge. Cambridge University Press 623, 1995.

TORRES, J. M., 1990, *Lagoa Rodrigo de Freitas*. In: Prefeitura da cidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. pp.

UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archives of Sciences*, 17: 121-123. UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommung der

quantitativen phytoplankton - methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 9: 1-39.

UTHERMÖL, H. 1958. Perfeccionamiento del Método Cuantitativo del Fitoplancton. Asociación Internacional de Limnología. Teoría y Aplicada – *Comité de métodos Limnológicos*, 9:1-39.

VALENTIN, J.L. 2000. *Ecologia Numerica*. Uma introducao a analise multivariada de dados ecologicos. Editora Interciencia. Rio de Janeiro.

VAN GINKEL C. *Trophic Status Assment*. Institute for Water Quality Studies D.W.A.F. Pretoria, South Africa. 15p 2002.

VAN WEERELT, M.D.M.; SIGNORI, C. & ENRICH-PRAST, A. 2012. Balneabilidade da Lagoa Rodrigo de Freitas: Variação temporal e espacial. *Oecologia Australis*, 16(3): 566-580, [http:// dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.14](http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.14)

VASCETTA M, KAUPPILA P, FURMAN E. 2008. *Aggregate indicators in coastal policy making: potentials of the Trophic Index TRIX for sustainable considerations of eutrophication*. Sustainable Development 16: 282–289. DOI: 10.1002/sd.379.

VEIGA, B. V. *Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lênticos: investigação sobre o reservatório de Alagados no estado do Paraná*. 2010.114 f.Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

VENICE SYSTEM, 1959,"Final resolution of the Symposium on the classification of Brackish Waters." *Archives of Oceanography Limnology*, v. 11, n., pp. 243-248.

VIEIRA, C.B.; MENDES, A.C.O; OLIVEIRA, J.M.; GASPAR, A.M.C.; LEITE, J.P.G. & MIAGOSTOVICH, M.P. 2012. Vírus entéricos na Lagoa Rodrigo de Freitas. *Oecologia Australis*, 16(3): 540-565, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.13>.

VOLLENWEIDER, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist. Ital.. Idrobiol. 33: 53-83.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A.Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: *proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index*.*Environmetrics* 1998; 9:329-357.

VOLTERRA,L. E BOUALAM, M. *Eutrophication and health- European Commission*. 32 f. 2002.

VON SPERLING,E.,1994.Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. *Encarte da revista BIO*, Ano III, 3:68-75.

VON SPERLING, E. *Uso de relações limnológicas para avaliação da qualidade da água em mananciais de abastecimento*. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, Setembro 2001.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Vol1. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

WALKER JR., W.W., 1979. Use of Hypolimnetic Oxygen Depletion Rate as a Trophic State Index for Lakes. *Water Resources Research*. 15(6):1463-1469.

WETZEL, R. G., LIKENS, G. E., 2000. *Limnological analyses*. Ed. Springer. 3rd ed., p. 85 – 111.

WETZEL, R. G. *Limnology – Lanke and River Ecosystems*. 3rd. Edition. Academic Press. San Diego. 2001. 1006p.

WETZEL, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.

WHITTON, B. A., ROTT, E., AND FRIEDRICH, G., ed. 1991. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. E. Rott, Publisher, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, Austria.

YUNG, Y. K.; YAU, K.; WONG, C. K.; CHAN, K. K.; YEUNG, I.; KUEH, C. S. W.; BROOM, M. J. M. *Marine Pollution Bulletin*, v. 39, n. 1/12, p. 315-325, 1999.