

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CAMPUS UFRJ-MACAÉ PROFESSOR ALOÍSIO TEIXEIRA

DE CAMPO A CIDADE: URBANIZAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL DE UM  
ECOSSISTEMA AQUÁTICO COSTEIRO (LAGOA IMBOASSICA, RJ)

ROBERTO NASCIMENTO DE FARIAS

MACAÉ - RJ  
2018

ROBERTO NASCIMENTO DE FARIAS

DE CAMPO A CIDADE: URBANIZAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL DE UM  
ECOSSISTEMA AQUÁTICO COSTEIRO (LAGOA IMBOASSICA, RJ)

Tese submetida ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, *campus* UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

MACAÉ - RJ,  
2018

## FICHA CATALOGRÁFICA

Farias, Roberto Nascimento de

De campo a cidade: urbanização e eutrofização artificial de um ecossistema aquático costeiro (Lagoa Imboassica, RJ)/ Roberto Nascimento de Farias. – Macaé: UFRJ/ Macaé Prof. Aloísio Teixeira, 2018.

144 f.

Orientadores: Francisco de Assis Esteves e Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Tese (doutorado) – UFRJ/ Macaé/ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2018.

Referências Bibliográficas: f. 123-136.

1. Lagos rasos. 2. Mudanças de regime. 3. Zona costeira. I. Esteves, Francisco de Assis; Figueiredo-Barros, Marcos Paulo. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus – Macaé Prof. Aloísio Teixeira, Macaé, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. De campo a cidade: urbanização e eutrofização artificial de um ecossistema aquático costeiro (Lagoa Imboassica, RJ).

DE CAMPO A CIDADE: URBANIZAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL DE  
UM ECOSISTEMA AQUÁTICO COSTEIRO (LAGOA IMBOASSICA, RJ).

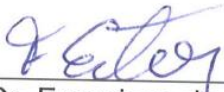
Roberto Nascimento de Farias


Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

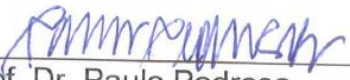
Tese submetida ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

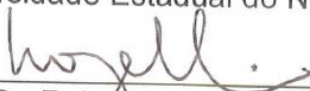
Aprovada em: 10/07/2018

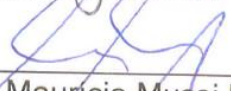
Banca Examinadora

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves  
Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Orientador

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Maria Inês Paes Ferreira  
Instituto Federal Fluminense (*campus* Macaé)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Paulo Pedrosa  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli  
Universidade Federal do Rio de Janeiro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Mauricio Mussi Molisani  
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Macaé – RJ,  
2018



## RESUMO

FARIAS, Roberto Nascimento de. **De campo a cidade: urbanização e eutrofização artificial de um ecossistema aquático costeiro (Lagoa Imboassica, RJ)**. Macaé, 2018. Tese (Doutorado em Ciências). Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. Universidade Federal do Rio de Janeiro, *campus* Macaé Professor Aloísio Teixeira, Macaé, 2018.

O presente estudo tem como objetivo identificar a influência de fatores internos e externos sobre a dinâmica do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica (RJ), de forma a contribuir com subsídios para a gestão desse ecossistema e também de outros similares. Para alcançá-lo foram estabelecidos quatro objetivos específicos: (i) investigar as mudanças no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica (BHLI) ocorridas no processo de urbanização; (ii) reconstruir a história do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica e identificar as principais mudanças em relação ao grau de trofia, produtividade e fontes de matéria orgânica; (iii) caracterizar os regimes ecológicos observados ao longo do processo de eutrofização artificial e identificar os principais fatores que direcionaram as transições entre eles; e (iv) apresentar a Lagoa Imboassica como um sistema complexo adaptativo e discutir as implicações para a sua gestão. A urbanização da BHLI teve início no começo da década de 1980, acentuou-se a partir do final da década de 1990 e nas últimas quatro décadas tem sido a principal responsável pelas mudanças no uso e na cobertura da terra na BHLI, especialmente na zona ripária. O crescente aporte de efluentes domésticos e industriais sem o tratamento adequado durante décadas refletiu-se no acúmulo de nutrientes no sedimento. Além disso, provocou grandes mudanças no funcionamento desse ecossistema, especialmente a partir do final da década de 1990, quando houve a mudança de um regime de águas claras para outro de águas turbidas. O grau de trofia e a produtividade do corpo hídrico aumentaram consideravelmente e a fonte predominante de matéria orgânica para o sedimento passou a ser a comunidade fitoplanctônica. Durante o processo de eutrofização artificial a Lagoa Imboassica passou por três regimes distintos: águas claras com produção primária dominada pela vegetação submersa, águas turbidas dominado pelo fitoplâncton e águas turbidas dominado especificamente por cianobactérias. Essas mudanças de regime foram direcionadas principalmente pelo aporte contínuo de nutrientes durante décadas e pelas eventuais aberturas artificiais da sua barra arenosa (AABAs), a qual separa o corpo hídrico do mar. As AABAs causam um efeito pontual e controverso sobre a dinâmica dos nutrientes. Elas reduzem pontualmente seus estoques na coluna d'água, porém em função do aporte contínuo de nutrientes, seus níveis voltam rapidamente ao patamar anterior à intervenção. As características de um sistema complexo adaptativo como rede complexa de interações, organização hierárquica, propriedades emergentes, incerteza associada, autonomia e dependência, assim como contexto histórico e adaptação contínua foram observadas na Lagoa Imboassica. Dessa forma, a gestão desse ecossistema deve ir além do tradicional modelo de "comando-controle". A gestão deve ser flexível e adaptável e contextualizada nas mudanças socioambientais.

**Palavras chave:** Lagos rasos, Mudanças de regime, Zona Costeira.

## ABSTRACT

FARIAS, Roberto Nascimento de. **De campo a cidade: urbanização e eutrofização artificial de um ecossistema aquático costeiro (Lagoa Imboassica, RJ)**. Macaé, 2018. Tese (Doutorado em Ciências). Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. Universidade Federal do Rio de Janeiro, campus Macaé Professor Aloísio Teixeira, Macaé, 2018.

This study aims to identify the influence of internal and external factors on the cultural eutrophication of the Imboassica Lagoon (RJ), in order to contribute to the management of this and other similar ecosystems. To achieve this goal, four specific goals were established: (i) to investigate the Land Use and Land Cover Changes (LULCC) that occurred in the Imboassica Lagoon Watershed (ILW) with the urbanization; (ii) to reconstruct the history of the cultural eutrophication process of Imboassica Lagoon and to identify the main changes in the trophic degree, productivity and organic matter sources; (iii) to characterize the ecological regimes observed along the process of cultural eutrophication and identify the main aspects that directed the transitions between them; and (iv) to present Imboassica Lagoon as a complex adaptive system and to discuss, based on the results and conclusions presented in previous chapters, the implications of this for its management. The urbanization of ILW has begun in the early 1980s, being intensified since the late 1990s, and in the last four decades it has been primarily responsible for LULCC in the ILW, especially on the riparian zone. The increasing contribution of domestic and industrial sewage for decades resulted in the nutrient accumulation in the sediment. In addition, it triggered major changes in the functioning of this ecosystem, especially from the late 1990s when the system moved from a clear water regime to another of turbid waters. The trophic degree increased considerably, just as the primary productivity and the predominant source of organic matter to the sediment was the phytoplankton community. Throughout its cultural eutrophication process the Imboassica Lagoon has undergone three distinct regimes: clear waters with primary production dominated by submerged vegetation, turbid waters dominated by phytoplankton and turbid waters dominated by cyanobacteria. These regime shifts were mainly driven by the continuous supply of nutrients for decades and by the eventual artificial sand bar openings (ASBO's), which has been responsible for a punctual and a controversial effect on nutrient dynamics. They punctually reduce the nutrient stocks in the water column, but due to the continuous sewage supply, the nutrients levels quickly return to the previous level. The complex adaptive system characteristics such as complex network of interactions, hierarchical organization, emergent properties, associated uncertainty, autonomy and dependence, as well as historical context and continuous adaptation were observed in the Imboassica Lagoon. In this way, the coastal lagoons management must go beyond the traditional "command-control" model. It also must be flexible, adaptable and contextualized in socio-environmental changes.

**Keywords:** Shallow lakes, regime shifts, Coastal Zone.

## SUMÁRIO

|              |   |           |
|--------------|---|-----------|
| <b>1</b>     | <b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>   | <b>13</b> |
| 1.1          | LAGOAS COSTEIRAS E SUA IMPORTÂNCIA.....   | 14        |
| 1.2          | IMPACTOS ANTRÓPICOS E DEGRADAÇÃO DAS LAGOAS COSTEIRAS   | 15        |
| <b>1.2.1</b> | <b>Urbanização nas regiões costeiras .....</b>  | <b>16</b> |
| <b>1.2.2</b> | <b>Eutrofização artificial e mudanças de regime ecológico .....</b>   | <b>17</b> |
| 1.3          | GESTÃO DAS LAGOAS COSTEIRAS EM UM CONTEXTO COMPLEXO .   | 19        |
| 1.4          | LAGOA IMBOASSICA COMO UM ESTUDO DE CASO.....  | 20        |
| 1.5          | OBJETIVOS.....  | 30        |
| 1.6          | HIPÓTESE.....   | 31        |
| 1.7          | ESTRUTURA DA TESE.....  | 32        |
| <b>2</b>     | <b>CAPÍTULO I. URBANIZAÇÃO E MUDANÇAS NO USO E NA COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA.....</b> | <b>33</b> |
| 2.1          | INTRODUÇÃO.....   | 34        |
| 2.2          | MATERIAL E MÉTODOS .....  | 36        |
| <b>2.2.1</b> | <b>Delimitação da área da bacia hidrográfica e da zona ripária .....</b>  | <b>36</b> |
| <b>2.2.2</b> | <b>Mudanças no uso e na cobertura da terra .....</b>  | <b>36</b> |
| <b>2.2.3</b> | <b>Estimativa da população residente na bacia hidrográfica .....</b>  | <b>40</b> |
| 2.3          | RESULTADOS.....   | 42        |
| <b>2.3.1</b> | <b>Mudanças no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica .....</b>  | <b>42</b> |
| <b>2.3.2</b> | <b>População residente na bacia hidrográfica .....</b>  | <b>46</b> |
| <b>2.3.3</b> | <b>Mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária.....</b>   | <b>48</b> |
| 2.4          | DISCUSSÃO.....  | 49        |
| <b>2.4.1</b> | <b>Mudanças no uso e na cobertura da terra .....</b>  | <b>49</b> |
| <b>2.4.2</b> | <b>População residente na bacia hidrográfica .....</b>  | <b>51</b> |
| <b>2.4.3</b> | <b>Urbanização da zona ripária .....</b>  | <b>52</b> |
| 2.5          | CONCLUSÃO .....   | 55        |

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>3</b> | <b>CAPÍTULO II. O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL REGISTRADO NO SEDIMENTO DA LAGOA IMBOASSICA</b> .....             | <b>56</b> |
| 3.1      | INTRODUÇÃO.....   | 57        |
| 3.2      | MATERIAL E MÉTODOS .....  | 59        |
| 3.2.1    | Amostragem do perfil vertical de sedimento .....  | 59        |
| 3.2.2    | Densidade aparente e granulometria das amostras .....   | 59        |
| 3.2.3    | Determinação das idades das amostras com Chumbo – 210 ( <sup>210</sup> Pb)....  | 60        |
| 3.2.4    | Conteúdo de nutrientes e de matéria orgânica do sedimento.....  | 61        |
| 3.2.5    | Composição isotópica do sedimento .....   | 61        |
| 3.2.6    | Análise dos dados .....   | 62        |
| 3.3      | RESULTADOS.....   | 64        |
| 3.4      | DISCUSSÃO.....  | 69        |
| 3.4.1    | Grau de trofia .....  | 69        |
| 3.4.2    | Produtividade primária.....   | 70        |
| 3.4.3    | Fontes de matéria orgânica .....  | 72        |
| 3.5      | CONCLUSÃO .....   | 74        |
| <br>     |   |           |
| <b>4</b> | <b>CAPÍTULO III. MUDANÇAS DE REGIME NO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL DA LAGOA IMBOASSICA</b> .....                | <b>75</b> |
| 4.1      | INTRODUÇÃO.....   | 76        |
| 4.2      | MATERIAL E MÉTODOS .....  | 78        |
| 4.2.1    | Variação diária do nível da água .....  | 78        |
| 4.2.2    | Variação mensal em longo prazo do nível da água .....   | 78        |
| 4.2.3    | Caracterização morfométrica da Lagoa Imboassica .....   | 80        |
| 4.2.4    | Registro das Aberturas Artificiais da Barra Arrenosa (AABAs) .....  | 81        |
| 4.2.5    | Variação na pluviometria mensal entre 1992 e 2016.....  | 83        |
| 4.2.6    | Monitoramento limnológico da coluna d'água.....   | 83        |
| 4.2.7    | Variação temporal no estoque de N <sub>T</sub> e P <sub>T</sub> na coluna d'água.....                                   | 85        |
| 4.2.8    | Influência das Aberturas Artificiais da Barra Arenosa (AABAs) sobre a dinâmica de N <sub>T</sub> e P <sub>T</sub> ..... | 86        |
| 4.2.9    | Diferenciação das fases .....   | 86        |

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.3      | RESULTADOS.....  | 88         |
| 4.3.1    | Variação no nível da água na Lagoa Imboassica.....   | 88         |
| 4.3.2    | Dinâmica das condições limnológicas .....  | 93         |
| 4.3.3    | Distintos regimes ao longo do processo de eutrofização artificial.....   | 97         |
| 4.3.4    | Influência das aberturas artificiais da barra arenosa e da variação do nível da água sobre a concentração e o estoque de $N_T$ e $P_T$ ..... | 100        |
| 4.4      | DISCUSSÃO.....   | 103        |
| 4.4.1    | Quatro fases e três regimes ecológicos .....   | 103        |
| 4.4.2    | Mudanças de regime ecológico.....  | 104        |
| 4.4.3    | Fatores direcionadores das mudanças de regime.....   | 107        |
| 4.5      | CONCLUSÃO .....  | 109        |
| <b>5</b> | <b>CAPÍTULO IV. A LAGOA IMBOASSICA COMO UM SISTEMA COMPLEXO ADAPTATIVO: IMPLICAÇÕES PARA A SUA GESTÃO.....</b>                               | <b>110</b> |
| 5.1      | INTRODUÇÃO.....  | 111        |
| 5.2      | A LAGOA IMBOASSICA COMO UM SISTEMA COMPLEXO ADAPTATIVO   | 113        |
| 5.3      | A GESTÃO DA LAGOA IMBOASSICA EM UM CONTEXTO COMPLEXO .   | 118        |
| 5.4      | CONCLUSÃO .....  | 121        |
| <b>6</b> | <b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>   | <b>122</b> |
|          | <b>REFERÊNCIAS.....</b>  | <b>123</b> |
|          | <b>APÊNDICES .....</b>   | <b>137</b> |

## AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa de estudos recebida durante boa parte do doutorado.

Ao “Chico” (Francisco de Assis Esteves) por ter aceitado me orientar nessa jornada, pela liberdade de poder tocar a tese do meu jeito, por ter me estimulado a tentar ir sempre mais longe e por todas as conversas e ensinamentos.

Ao “Marquinho” (Marcos Paulo Figueiredo-Barros) pela coorientação e por toda a ajuda ao longo desses quatro anos.

Ao João Marcelo, orientador de campo, pelos ensinamentos, risadas e aventuras sempre presentes em campo e também pelo seu jeito didático de ensinar.

Ao “Fred” (Frederico Meirelles-Pereira) que tem colaborado com este trabalho desde a elaboração do projeto. Suas ideias certamente o influenciaram muito. Agradeço a amizade e prontidão sempre que precisei de ajuda, sugestões e críticas.

Ao “Beneca” (Thiago Benevides Fernandes), o “Pitoco” da dupla “Pitoco e Pirulito”. Foram muitas aventuras nessas planícies holocênicas macaenses: atividades de campo e laboratório, interação com vizinhos, tentativas de locação de imóveis, pagamentos de condomínios, grandes discussões científicas e eruditas, pizzas no amigo “Feijão”... Enfim, grandes histórias que com certeza levarei comigo.

Ao “Taff” (Anderson da Rocha Gripp), pela amizade, pelas sugestões e críticas às versões iniciais do que escrevi, pelas tantas risadas e por todo o apoio e tempo despendidos quando tive um pequeno acidente ciclístico com uns cachorros.

À Silvina (María Silvina Bevilacqua), a argentina mais brasileira que conheço, pela amizade, conversas, parceria para o chimarrão e habitual prontidão em ajudar.

Ao Thiago (Thiago Martins de Souza) pela amizade, pelos vinhos e também pelas sugestões e críticas dadas às primeiras versões deste texto.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Aquática da UFRJ Macaé: Larissa Guimarães, Kayza, João, Raquel Benac, Thais Pimenta, Alejandra, Amanda, Carol, Letícia Brito, Fabrício, Lorena, Rodrigo Felix, Vanessa, Orlando, “Carijó”, Larissa Correa, Maycon, Enoque, Mariana Huguett-Marques, Izabela, Bruno Forte. Muito obrigado pelo convívio, pelas brincadeiras, (as risadas e a “zuera” ficarão na lembrança). São muitas boas lembranças de todos.

À “Equipe da batimetria” (João Marcelo, Thais Steigleder, Thiago Martins, Thiago Benevides e Silvina) que foram a campo apesar da chuva e do frio.

Ao Bruno Forte por todo o acompanhamento, instrução e discussão na análise do conteúdo de fósforo nas amostras de sedimento.

Ao Guilherme Sardenberg pelas ideias trocadas sobre a história da Lagoa Imboassica e da região de Macaé. Com certeza influenciou bastante este trabalho.

À professora Ana Petry pelo auxílio com as análises estatísticas, pela habitual prontidão em colaborar, pela avaliação do texto como pré-banca e por todo o estímulo e torcida pela realização desta tese.

A todos os professores, alunos, técnicos e colaboradores que participaram do projeto ECOLAGOAS (possibilitando esse banco de dados extenso).

Ao Laboratório de Radioisótopos da Universidade Federal Fluminense (UFF Niterói), em especial à professora Carla Carvalho e à Marcella Vidal, por todo o apoio e orientação em relação às datações das amostras de sedimento.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais da UENF, em especial ao professor Carlos Eduardo de Rezende, pelas análises de granulometria e composição isotópica das amostras de sedimento.

Ao Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro (DRM/RJ), em especial à Gabriela Vianna e ao Nilton Costa, por toda a presteza e prontidão na cessão das fotografias aéreas e da carta geológica de que necessitei.

Ao Ministério do Meio Ambiente pela imagem *RapidEye* cedida.

Ao GeoMacaé (órgão da Prefeitura Municipal de Macaé), em especial ao Alfredo Manhães, pelas fotografias aéreas históricas da região.

À Secretaria de Obras da Prefeitura Municipal de Macaé, em especial a Dionísio, Regina, Néia e João Marcelo, por todo o auxílio e orientação na busca por material histórico acerca da expansão urbana em Macaé.

À Secretaria de Mobilidade Urbana da Prefeitura Municipal de Macaé, em especial à Cláudia Márcia Manhães, pelo registro do histórico de implantação dos bairros de Macaé.

À Secretaria de Ambiente da Prefeitura Municipal de Macaé pelos dados de monitoramento do nível da água na Lagoa Imboassica.

À Cláudia Barreto e ao Rômulo Campos pelas fotografias aéreas da Lagoa Imboassica gentilmente cedidas e tratadas.

Ao Museu Sollar dos Mellos, em especial, Jane e Conceição, por toda a prontidão em orientar minhas buscas por material histórico da Lagoa Imboassica e da região de Macaé;

Ao ICEA e ao INMET pelos dados meteorológicos cedidos.

À biblioteca da CPRM, em especial aos servidores Ângela, Jair e Leandro, pela presteza e gentileza na cessão de material cartográfico histórico da região.

A BRK Ambiental do município de Macaé pela prontidão em colaborar com o trabalho e pelos dados sedimentológicos cedidos.

Aos professores do PPG-CiAC que indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho e também para a minha formação nesses quatro anos.

Agradeço em especial ao professor Fábio Scarano. Nos conhecemos em Porto Alegre, quando ainda fazia o meu mestrado em Ecologia. Lá ele me falou sobre a iminente abertura da primeira turma de doutorado do PPG CiAC. Acredito que esse encontro tenha sido um dos principais direcionadores da minha vinda para Macaé.

Ao mestre e amigo Nelson Augusto Flores Machado que durante os dois anos do meu mestrado me estimulou a tentar “horizontalizar” o meu conhecimento e tentar sempre integrar áreas do conhecimento aparentemente distantes. Acredito que grande parte da ideia deste trabalho já tenha surgido lá no mestrado, antes mesmo de saber que viria a desenvolver este projeto.

Ao amigo e primo Matias Ritter pelas leituras, sugestões e críticas e todo apoio ao longo de mais de dez anos de caminhada acadêmico-científica.

Agradeço imensamente à Thais C. Steigleder, com quem dividi minhas conquistas e minhas angústias por quase dez anos. Sem ela esse trabalho não teria sido possível. Muito obrigado por todo o apoio, por todas as risadas, pelas sugestões e ideias, por ter me feito crer que as coisas eram possíveis e alcançáveis mesmo quando nem mesmo eu acreditava nisso.

Aos demais familiares e amigos que, mesmo sem saber muito bem do que se tratava este trabalho, torciam pelo sucesso dele e muitas vezes me deram o apoio que precisei.

*“A tarefa não é tanto ver o que ninguém tinha visto,  
mas pensar o que ninguém pensou a respeito do que todo mundo vê”.*  
(Arthur Schopenhauer, filósofo alemão, 1788-1860).

*“A utopia está no horizonte e sei que nunca a alcançarei.  
Quanto mais eu a busco, menos a encontro,  
pois ela se afasta à medida que me aproximo.  
A utopia serve para isso:  
para que eu nunca deixe de caminhar”.*  
(Fernando Birri, cineasta argentino, 1925-2017).



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AABA: abertura artificial da barra arenosa

BHLI: bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica

CPRM: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (Serviço Geológico do Brasil)

DNOS: Departamento Nacional de Obras e Saneamento

DRM: Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro

ECOLAGOAS: Estudos Ecológicos das Lagoas Costeiras da Região Norte Fluminense

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

ICEA: Instituto de Controle do Espaço Aéreo

INMET: Instituto Nacional de Meteorologia

INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LANDSAT: *Land Remote Sensing Satellite*

MO: matéria orgânica

SCA: Sistema Complexo Adaptativo

ZEN: Zona Especial de Negócios (Rio das Ostras, RJ)

## **1. INTRODUÇÃO GERAL**

## 1.1 LAGOAS COSTEIRAS E SUA IMPORTÂNCIA

No mundo existem aproximadamente 117 milhões de lagos com área maior que 0,002 km<sup>2</sup>, que juntos cobrem uma área total de 5,0×10<sup>6</sup> km<sup>2</sup> (3,7% da superfície terrestre continental não coberta por gelo) (VERPOORTER et al., 2014). Os lagos compreendem 90% da água doce líquida existente na superfície terrestre e têm a sua distribuição espacial governada primordialmente por variações climáticas e geológicas (ILEC, 2005). Grande parte dos lagos está localizada em altitudes relativamente baixas. Segundo Verpoorter et al. (2014), 85% dos lagos, 50% da área coberta por lagos e 50% do perímetro deles estão em elevações menores que 500 m acima do nível do mar. Além disso, 13% da costa do planeta é ocupada pelas chamadas lagoas costeiras (BARNES, 1980). No Brasil, as lagoas costeiras ocorrem ao longo de toda a costa, com maior número nos Estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (ESTEVES, 1998a).

O termo “lagoa costeira” (“*coastal lagoon*”) geralmente refere-se a corpos hídricos situados ao longo da costa com uma ou mais conexões com o oceano (BIRD, 2008). No Brasil, esse termo também é empregado para designar corpos d’água localizados na costa, mas na prática esses ecossistemas podem ser lagunas (ESTEVES, 1998a). Lagunas são corpos d’água rasos salobros ou salgados situados em planícies costeiras, separados do oceano por uma barreira arenosa e conectados a ele ao menos intermitentemente por meio de canais restritos (PHLEGER, 1981; KJERFVE, 1994; SUGUIO, 1998; IBGE, 2004).

Em geral, as lagoas costeiras são rasas. Embora não exista uma definição precisa quanto ao que seria raso, algumas características diferenciam esses ambientes dos lagos profundos. A não ocorrência de estratificação da coluna d’água tem sido um dos atributos mais utilizados para definir um lago como raso (PADISÁK & REYNOLDS, 2003), pois na coluna d’água de lagos profundos a camada superior (epilímnio) não se mistura com a camada inferior (hipolímnio). São considerados rasos os lagos com profundidade média de até três metros (SCHEFFER, 2004), o que lhes confere intensa interação entre a coluna d’água e o sedimento e favorece a ocorrência de consideráveis estandes de macrófitas aquáticas (MARINHO et al., 2016). Além disso, os lagos rasos são também polimíticos (PADISÁK & REYNOLDS, 2003), isto é, a mistura da coluna d’água ocorre várias vezes ao ano.

As lagoas costeiras são ecossistemas altamente produtivos e fornecem uma grande variedade de habitats para muitas espécies de produtores primários, peixes e moluscos (ANTHONY et al., 2009). Devido à alta produção primária na coluna d'água e na região bentônica desses ecossistemas, tanto a cadeia alimentar pelágica quanto a detritívora são quantitativamente importantes (KENNISH & PAERL, 2010). Esses ecossistemas têm grande importância para espécies migratórias, que utilizam-nas como fonte de alimento, local para reprodução e também como refúgio.

As lagoas costeiras também possuem uma grande importância social e econômica, para o desenvolvimento humano e para a conservação da biodiversidade no planeta. Eles são elementos cruciais no ciclo hidrológico, pois sustentam a biodiversidade aquática e provêm benefícios sociais, econômicos e estéticos, essenciais para a qualidade de vida das comunidades humanas no seu entorno. Além disso, em muitos casos fornecem água para diversas atividades humanas como abastecimento, agricultura, pecuária, indústria. Segundo Esteves (1998a), elas proporcionam diversos serviços ecossistêmicos dentre os quais pode-se destacar: lazer, beleza cênica, controle de inundações, diluição de efluentes, assim como valorização imobiliária no entorno e valorização turística da região.

## 1.2 IMPACTOS ANTRÓPICOS E DEGRADAÇÃO DAS LAGOAS COSTEIRAS

O desenvolvimento humano no entorno das lagoas costeiras, estimulado pela sua alta produtividade e capacidade de suporte, tem gerado diversos impactos (ESTEVES et al., 2008). Esses ambientes são muito vulneráveis às interferências antrópicas (DAS et al., 2008), pois segundo KJERFVE (1994), elas funcionam como filtros ou sumidouros e retêm sedimento inorgânico, matéria orgânica e poluentes. Dessa forma, apesar da sua importância, as lagoas costeiras têm sido intensamente degradadas.

As lagoas costeiras estão sujeitas ao lançamento de efluentes domésticos e industriais, aos aterramentos e edificações nas margens, ao assoreamento, à retirada de sedimento, à degradação da vegetação no seu entorno e nos seus tributários, à introdução de espécies exóticas, à sobrepesca e às aberturas artificiais da barra arenosa que separa o corpo hídrico do mar (ESTEVES, 1998a; ESTEVES

et al., 2008). Tais impactos levam à perda e à alteração de habitats e comprometem tanto a sobrevivência de muitas espécies quanto a geração de diversos serviços ecossistêmicos. Muitos dos impactos são decorrentes do processo de urbanização, tendo em vista a rápida expansão urbana nas áreas próximas à costa.

### **1.2.1 Urbanização nas regiões costeiras**

Nas últimas décadas, o desenvolvimento das zonas costeiras aumentou consideravelmente, o que acarretou em grandes mudanças ambientais e socioeconômicas (NEUMANN et al., 2015). Em 1990, a densidade populacional nestas áreas era três vezes maior que a densidade média mundial (SMALL & NICHOLLS, 2003) e no ano 2000, cinco vezes maior (NEUMANN et al., 2015). Com base em uma meta-análise de 326 estudos feitos no mundo inteiro, Seto et al. (2011) constataram que a taxa de expansão urbana entre 1970 e 2000 foi significativamente maior nas zonas costeiras que em outras regiões. Para esse mesmo período, Sherbinin et al. (2012) relataram um grande fluxo de migrantes para quase todos os ecossistemas costeiros ao redor do mundo.

Segundo Neumann et al. (2015), 83% da população que vive em regiões litorâneas com altitudes abaixo de 10 m está em países em desenvolvimento. Esses autores sugerem que a população mundial residente nessas regiões aumentaria de 625 milhões de pessoas no ano 2000 para algo entre 879 e 949 milhões em 2030 e atingiria 1,4 bilhão em 2060. Ainda de acordo com tais autores, no ano 2000 o Brasil tinha 12 milhões de pessoas vivendo nas regiões litorâneas com altitudes de até 10 m e em 2060, seriam 19 milhões.

Como apresentado acima, as zonas costeiras apresentam grande adensamento populacional. Tendo em vista que em muitos centros urbanos os sistemas de tratamento de efluentes são precários ou inexistentes, as lagoas costeiras urbanas podem receber grandes cargas de nutrientes. Com o passar do tempo, isso pode levar à eutrofização artificial desses ecossistemas.

## 1.2.2 Eutrofização artificial e mudanças de regime ecológico

A eutrofização é o processo pelo qual a produção primária de um corpo hídrico aumenta consideravelmente, em decorrência do aporte em excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), oriundos de fontes internas como o próprio sedimento e/ou externas ao sistema (SMITH, 1998; 2009; WETZEL, 2001). Na maioria dos lagos, os nutrientes mais importantes para o aumento na produtividade primária são o nitrogênio e o fósforo (WETZEL, 2001), oriundos de fontes naturais e/ou antrópicas. Quando esses nutrientes são derivados de atividades antrópicas o processo é chamado de “eutrofização artificial” (SMITH, 2009).

A eutrofização artificial é um fenômeno bem documentado e considerado um problema de amplitude global. Esse é um dos tipos de poluição da água mais sérios que afeta diretamente a flora e a fauna devido à depleção de oxigênio dissolvido (ANSARI et al., 2011). Ela tem se destacado como uma das maiores ameaças à qualidade dos recursos hídricos mundiais nas últimas quatro décadas (ISTVÁNOVICS, 2010). Além disso, é sem dúvida o problema que mais afeta o funcionamento e a biodiversidade das lagoas costeiras neotropicais (ESTEVEES et al., 2008).

A eutrofização artificial causa uma variedade de efeitos na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ISTVÁNOVICS, 2010). Dentre eles, Smith (2009) destaca o aumento na produtividade e na biomassa dos produtores primários, alteração na sua composição específica, diminuição da transparência da coluna d'água, ocorrência de gosto e odor na água, assim como a perda do valor estético do ecossistema eutrofizado. Wetzel (2001) acrescenta a simplificação das comunidades bióticas e a redução na habilidade dos organismos adaptarem-se à carga de nutrientes imposta.

O aumento excessivo na biomassa de produtores primários reflete-se em acúmulo de detritos orgânicos no sedimento. Em decorrência da decomposição anaeróbica desse material orgânico, a concentração de oxigênio dissolvido na água diminui e pode também ocorrer a formação de gases tóxicos como metano e gás sulfídrico (ESTEVEES, 1998b). Isso pode levar à mortandade de muitos organismos aquáticos, especialmente peixes.

No processo de eutrofização artificial ocorre a substituição de espécies de algas de pequeno tamanho e fácil predação por espécies filamentosas formadoras de colônias, em especial cianobactérias (ESTEVES, 1998b). A dominância por cianobactérias resulta em muitos impactos negativos para o corpo hídrico. Dentre eles, podem ser citados: redução da transparência da água, produção de toxinas, diminuição da biodiversidade e potencial depleção de oxigênio (DOKULIL & TEUBNER, 2000). Segundo esses autores, tais impactos podem resultar em massiva mortandade de peixes, odor e gosto na água assim como podem causar irritação na pele e intoxicação subletal em humanos.

Uma das mudanças mais dramáticas observadas em lagos rasos sujeitos à eutrofização artificial. A súbita diminuição da transparência da coluna d'água com subsequente desaparecimento de vegetação submersa (SCHEFFER et al., 1993). O aporte excessivo de nutrientes para o lago tende a favorecer o crescimento da comunidade fitoplanctônica que, por sua vez, diminui a transparência da coluna d'água (SCHEFFER & VAN NES, 2007). Quando a turbidez ultrapassa determinado limiar, a condição de águas claras tende a mudar subitamente para uma condição de águas túrbidas dominada por fitoplâncton, com pouco ou nenhum aumento no aporte de nutrientes.

A baixa concentração de nutrientes limita o crescimento do fitoplâncton e favorece a manutenção do estado de águas claras com dominância de macrófitas submersas. Em condições eutróficas, a dominância pelo fitoplâncton resulta em luminosidade insuficiente para a vegetação submersa e leva a um estado de águas túrbidas. Em níveis intermediários de nutrientes, os dois grupos podem dominar e são possíveis mudanças entre os dois estados (SCHEFFER et al., 1993).

A teoria dos estados estáveis alternativos em lagos considera a condição de águas claras e a condição de águas túrbidas como dois estados de equilíbrio possíveis no gradiente de níveis de nutrientes (SCHEFFER et al., 1993). No entanto, como os lagos rasos são ambientes extremamente dinâmicos, Scheffer & Carpenter (2003) recomendam a utilização do termo "regime" em vez de "estado estável". A "mudança de regime ecológico" (do inglês "*ecological regime shift*"), segundo Andersen et al. (2009), pode ser definida como uma mudança abrupta no estado de um ecossistema, causada pela ultrapassagem de um limiar a partir do qual as principais funções, estruturas e processos do ecossistema mudam substancialmente. Essas mudanças de regime podem também ser chamadas de

mudanças de fase (RODRÍGUEZ et al., 2003; FOLKE et al., 2004) e implicam também mudanças nos serviços ecossistêmicos e consequentes impactos sobre a sociedade humana (FOLKE et al., 2004).

### 1.3 GESTÃO DAS LAGOAS COSTEIRAS EM UM CONTEXTO COMPLEXO

Tendo em vista a importância das lagoas costeiras para a preservação da biodiversidade e para a geração de serviços ecossistêmicos, torna-se extremamente relevante discutir a sua gestão. O paradigma no qual a gestão hídrica tradicional tem sido baseada caracteriza-se pela abordagem “comando-controle”, que pressupõe alta previsibilidade e controlabilidade (PAHL-WOSTL et al., 2007). No entanto, essa abordagem tem se mostrado inadequada para tais ecossistemas. A interação de fatores internos e externos resulta em uma dinâmica não linear, condicionada à ultrapassagem de limiares, como por exemplo, nas mudanças de regime ecológico. Essa não linearidade torna esses ecossistemas imprevisíveis em longo prazo. Sendo assim, a sua gestão não deveria ser estática, mas flexível e adaptativa.

A gestão dos ecossistemas é um tema iminentemente político. Além disso, a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas não podem ser entendidos sem considerar a influência humana. Assim, é cada vez mais aceito que o ambiente deve ser entendido como um conjunto de sistemas humanos e naturais acoplados, os sistemas socioambientais (OSTROM, 2009). Em tais sistemas as sociedades e o meio natural estão interligados e o ser humano deve ser visto como parte da natureza e não à parte dela (BERKES & FOLKE, 1998).

Para compreender os sistemas socioambientais de forma integrada, é necessário considerar os processos que ligam os sistemas naturais, local e globalmente, com os sistemas humanos, de indivíduos a coletivos (AC-ERE, 2009). Torna-se cada vez mais necessária a integração das ciências naturais com as ciências sociais (VIRAPONGSE et al., 2016). Cientistas de diferentes disciplinas podem dar grandes contribuições ao estudar os componentes dos sistemas ambientais isoladamente, porém tal conhecimento mostra-se insuficiente. Para enfrentar os desafios ambientais, é preciso encontrar maneiras de integrar e sintetizar dados de diversas áreas do conhecimento em uma perspectiva de sistema



inteiro (*whole system*), considerando as complicações das interações entre diferentes escalas espaciais e temporais (AC-ERE, 2009).

Uma abordagem bastante promissora no sentido de integrar conhecimentos de áreas de conhecimento distintas é a ciência dos sistemas complexos. Segundo Bar-Yam (2002), tal abordagem estuda como as relações entre as partes dão origem a comportamentos coletivos de um sistema e como este interage com o ambiente no qual se insere. Para Parrot & Lange (2013), um sistema complexo pode ser definido como um sistema aberto fora do equilíbrio, composto de múltiplos componentes em interação cujo comportamento agregado não pode ser predito com base nos componentes isolados.

Quando os sistemas complexos possuem a capacidade de se adaptar, eles são chamados sistemas complexos adaptativos (*Complex Adaptive Systems*), expressão adotada por Holland (1992). Tais sistemas possuem dinâmica não linear, auto-organização, controle descentralizado e por meio da contínua mudança da sua estrutura interna adaptam-se às pressões do ambiente no seu entorno (PAHL-WOSTL, 2007; MESSIER et al., 2015).

Tendo em vista que a dinâmica das lagoas costeiras é resultado da interação de diversos processos internos e externos, o arcabouço teórico dos sistemas complexos adaptativos pode ser muito útil como uma nova abordagem para a gestão desses ecossistemas.

#### 1.4 LAGOA IMBOASSICA COMO UM ESTUDO DE CASO

A Lagoa Imboassica é um exemplo de ecossistema aquático costeiro que, devido a um rápido e desordenado processo de urbanização no seu entorno, encontra-se artificialmente eutrofizado. Esse corpo hídrico está localizado no litoral norte do estado do Rio de Janeiro (figura 1) e, assim como o rio Imboassica, seu principal tributário, ela demarca o limite entre os municípios de Macaé e Rio das Ostras.

Situada em planície de restinga (SOFFIATI, 1998), a Lagoa Imboassica foi formada pelo barramento do rio homônimo por sedimentos fluvio-marinhos (LAMEGO, 1955 *apud* TOLENTINO et al., 1986) durante o último período de transgressão do Holoceno (PERRIN, 1984).

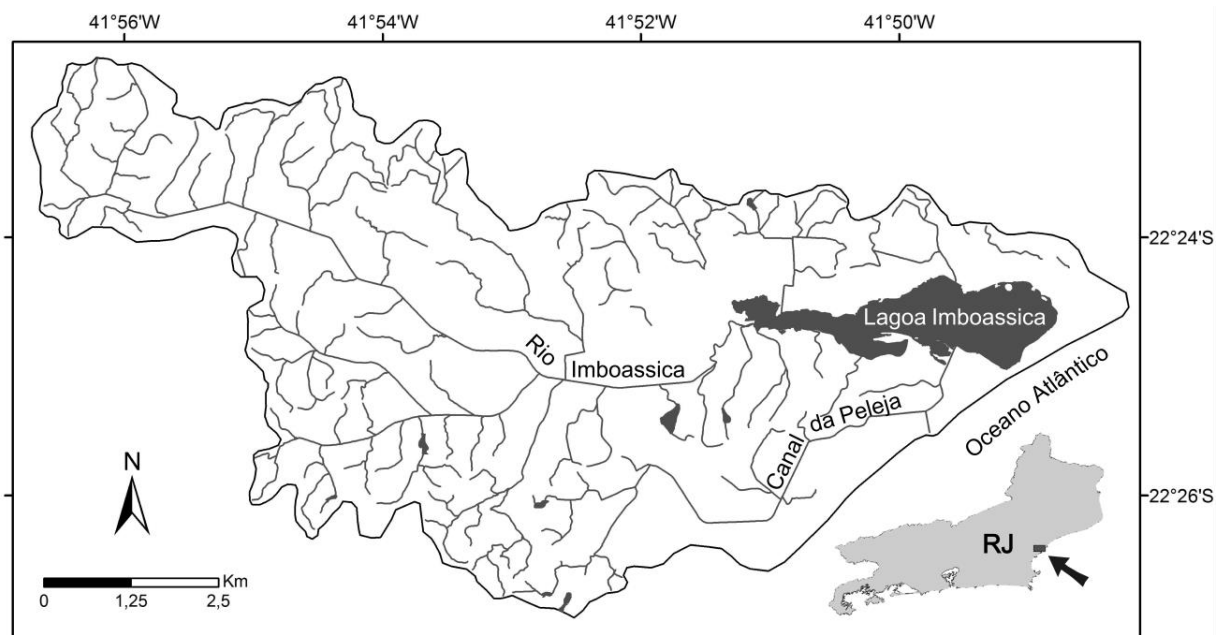


Figura 1. Localização da Lagoa Imboassica e delimitação da sua bacia hidrográfica, no norte do Estado do Rio de Janeiro.

A Lagoa Imboassica possui área de 3,26 km<sup>2</sup> e profundidade média de 1,1 m (PANOSSO et al., 1998). Ela é o exutório de uma bacia hidrográfica de aproximadamente 58 km<sup>2</sup> que, segundo Tolentino et al. (1986), possui rede hidrográfica bem definida e drena rochas pertencentes ao Complexo Cristalino. O rio Imboassica é o principal tributário e apresenta aproximadamente 12,9 km de comprimento (BARRETO, 2009a). Segundo Marotta & Enrich-Prast (2015), este rio possui baixo gradiente longitudinal entre a nascente mais distante e a foz, com 90 % da extensão entre 0 e 40 m de altitude (altitude máxima de 120 m).

O clima regional é o tropical úmido e as temperaturas médias anuais variam entre 18°C e 27°C, com umidade relativa do ar de 83% (SANTOS et al., 2006). Os ventos ocorrem o ano todo, com predomínio do Nordeste (PANOSSO et al., 1998). A pluviosidade média anual é de 1.300 mm e as estações são bem definidas: seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março).

A Lagoa Imboassica encontra-se separada do mar por uma barra arenosa de aproximadamente 180 m de largura que tem sido eventualmente aberta por intervenção humana (figura 2B). A sua abertura natural é pouco provável devido à alta taxa de deposição de sedimentos oceânicos (ESTEVES, 1998a; CARAMASCHI et al., 2004; SANTANGELO et al., 2007).

A abertura artificial da barra arenosa (AABA) consiste na abertura de uma pequena fenda na barra de areia que, pela pressão da água acumulada se

transforma em um grande canal. Com isso, grande parte ou a totalidade da massa de água do corpo hídrico é exportada para o mar. Tendo em vista as suas eventuais conexões com o oceano, esse corpo hídrico é conceitualmente uma laguna e será assim tratado no presente estudo. Nos dias em que se seguem a uma abertura artificial, a Lagoa Imboassica comporta-se como um sistema estuarino aberto, sujeita ao regime de marés (FROTA & CARAMASCHI, 1998). Ela permanece em contato direto com o Oceano Atlântico por um período de aproximadamente 7 a 14 dias (PALMA-SILVA et al., 2005) embora ultrapasse 30 dias em raras ocasiões (FROTA & CARAMASCHI, 1998).

A Lagoa Imboassica pode também ser conectada ao mar por meio da abertura da barra arenosa do canal extravasor (figura 2A). Esse canal foi construído na década de 1980 pela Prefeitura Municipal de Macaé (FROTA & CARAMASCHI, 1998; SOFFIATI, 2013) para ligar o Canal da Peleja ao mar. No entanto, ele permaneceu inoperante na maior parte do tempo até 1997 (FROTA & CARAMASCHI, 1998), pois devido ao constante aporte de sedimento marinho, a desembocadura do canal extravasor tende a ser naturalmente obstruída.

Em 2011, um dique submerso (figura 2C) foi construído no Canal da Peleja, próximo à Lagoa Imboassica. Ele consiste em um pequeno barramento feito de concreto e atua como uma pequena barragem. Dessa forma, ele impede que todo o volume de água da laguna seja escoado para o mar quando a barra do canal extravasor é aberta. Além disso, nessas ocasiões a sua presença faz com que a água escoe apenas da laguna para o mar e não no sentido contrário.

Atualmente, as AABAs têm sido realizadas para diminuir o nível da água na laguna e evitar a inundação das edificações construídas nas áreas naturalmente alagáveis no entorno (figura 3). No entanto, antes da ocupação urbana a sua barra arenosa já era aberta por pescadores para favorecer a produção de pescado de origem marinha, com maior valor comercial (figuras 4 e 5). Os relatos de aberturas artificiais da barra arenosa da Lagoa Imboassica remontam ao início do século XIX (CASAL, 1817; SAINT-HILARIE, 1941).



Figura 2. Vista geral da Lagoa Imboassica. A: Possíveis conexões (intermitentes) da laguna com o mar, com destaque para a barra arenosa da laguna, barra arenosa do canal extravasor (após abertura, em junho de 2012), Canal da Peleja, canal extravasor e dique submerso. B: Abertura da barra arenosa da laguna (ao fundo) em novembro de 2016, evento que atraiu a atenção de um grande número de pessoas. C: Dique submerso após a abertura da barra do canal extravasor em dezembro de 2015. O dique impede que a maior parte da água da laguna escoe para o mar (quando a barra do canal extravasor é aberta) e estabelece um nível mínimo necessário para não comprometer a biota aquática e assegurar espaço físico suficiente para receber o aporte de chuva.



Figura 3. Orla da Lagoa Imboassica em 01 de dezembro de 2015. Após chuva de 66 mm em um período de quatro dias, o nível da água subiu 0,35 m e o espelho d'água alcançou as áreas naturalmente alagáveis da laguna, hoje ocupadas por edificações. Foto: Roberto N. Farias.





Figura 4. Abertura artificial da barra arenosa da Lagoa Imboassica realizada no final da década de 1970 vista a partir do mar. Fonte: Acervo do Laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.



Figura 5. Abertura artificial da barra arenosa da Lagoa Imboassica realizada no final da década de 1970 (entre 1976 e 1978) vista a partir do continente. Foto: Rômulo Campos.

No início do século XIX a extração de madeira nativa para transformação em tábuas era o principal comércio nos arredores de Macaé (CASAL, 1817; SAINT-HILARIE, 1941), porém a Lagoa Imboassica ainda era margeada por grandes florestas (SAINT-HILARIE, 1941). Segundo esse autor, a plantação de cana-de-açúcar também era uma atividade proeminente na região nesse período. Havia inclusive um grande engenho de açúcar a oeste da Lagoa Imboassica, na “Fazenda da Boassica”.

Um dos primeiros impactos diretos sobre a Lagoa Imboassica foi a construção do trecho da Estrada de Ferro Cantagalo entre Rio Bonito e Macaé, inaugurada em 1888 (RODRIGUEZ, 2004). No final da década de 1960, o Rio Imboassica foi retelinizado (figura 6) pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS), o que resultou inclusive na alteração dos limites municipais (figura 7).

Na década de 1960 a bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica era ocupada predominantemente por fazendas com grandes áreas de pastagem, com manchas de vegetação dispersas (figura 8). Até o final da década de 1970 não havia ocupação urbana no entorno da Lagoa Imboassica. A chegada da indústria petrolífera no município de Macaé em 1978 deu início a um processo de rápida expansão urbana (LOUREIRO et al., 2014). A implantação do bairro Mirante da Lagoa foi um dos primeiros impactos diretos da urbanização sobre a Lagoa Imboassica. Para a sua construção, uma camada de aterro de aproximadamente 5 m foi depositada sobre uma área naturalmente alagável. (figura 9).



Figura 6. Início da obra de retelinização do rio Imboassica. Fotografia aérea (voo FAB-DRM 1968, escala 1:20.000) gentilmente cedida pelo Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro.



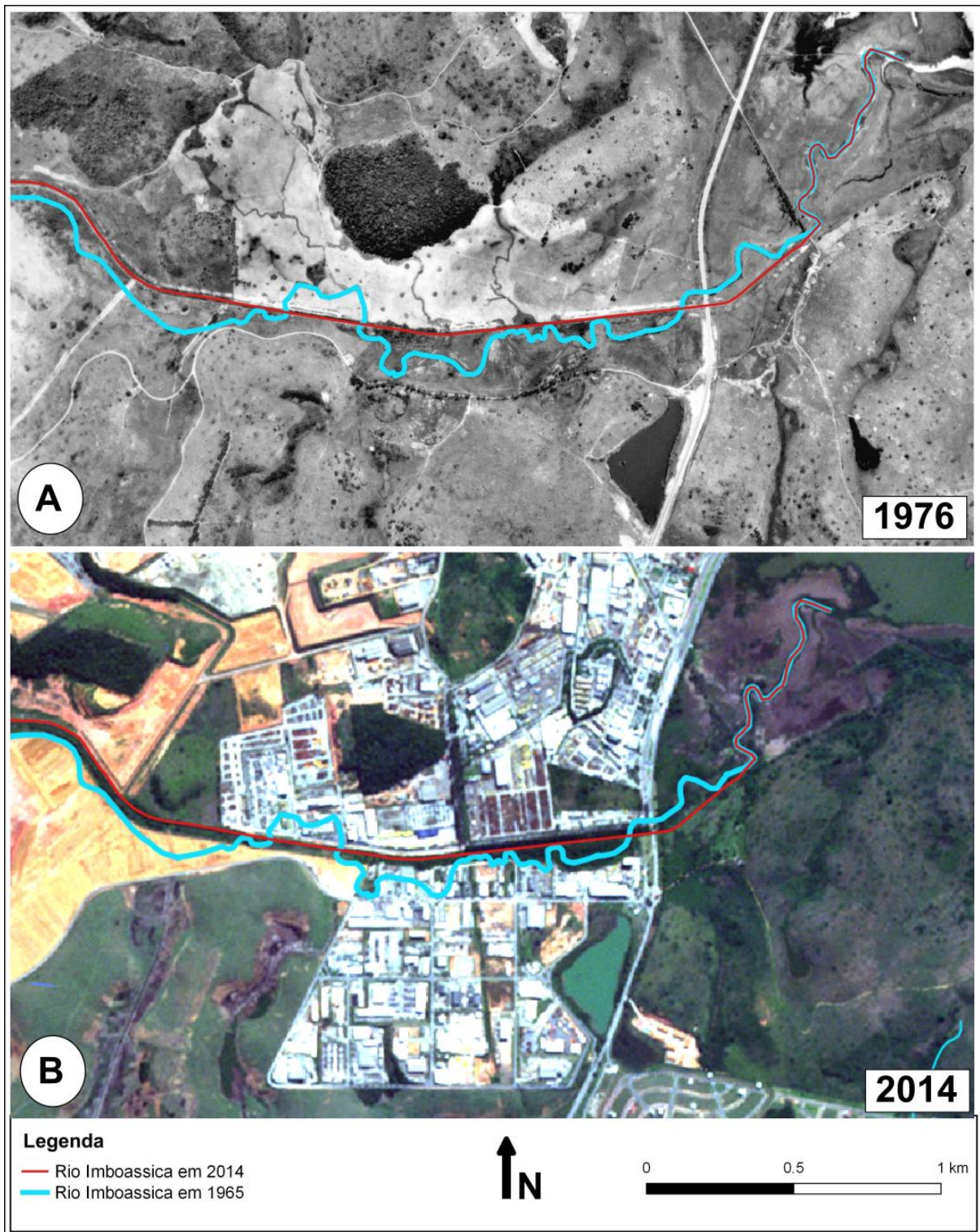


Figura 7. Trecho inferior do rio Imboassica retelinizado pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) no final da década de 1960. A: Fotografia aérea de 1976 (voo FAB/DRM 1976) gentilmente cedida pelo Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro. B: Composição colorida (RGB321) com base em cena do satélite RapidEye obtida em 2014.

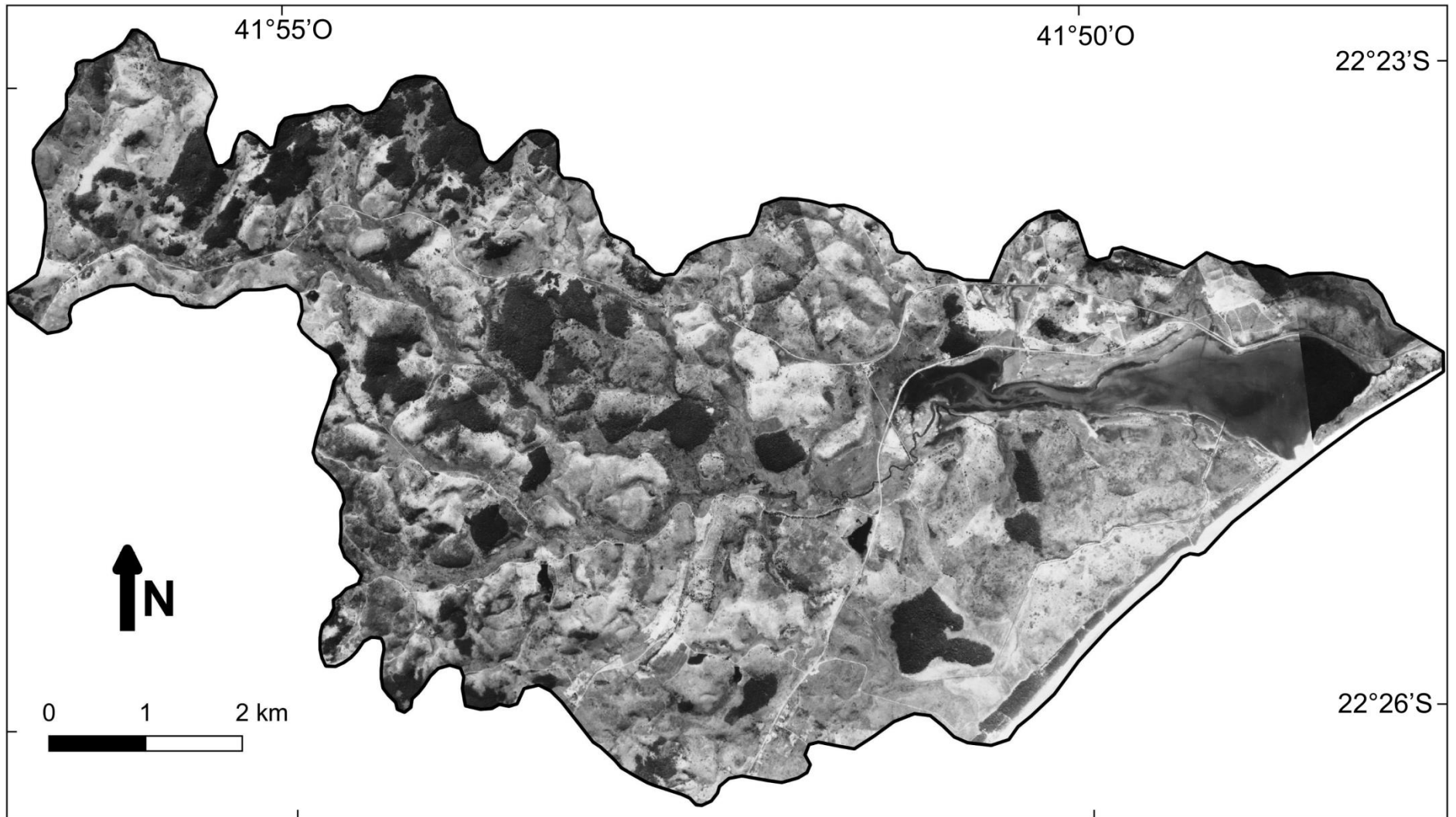


Figura 8. Vista aérea da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica no ano de 1965 com base no mosaico de fotografias aéreas obtidas pelo Serviço Geológico Brasileiro (voo USAF-1965). As manchas escuras distribuídas pela bacia hidrográfica correspondem a fragmentos de vegetação.



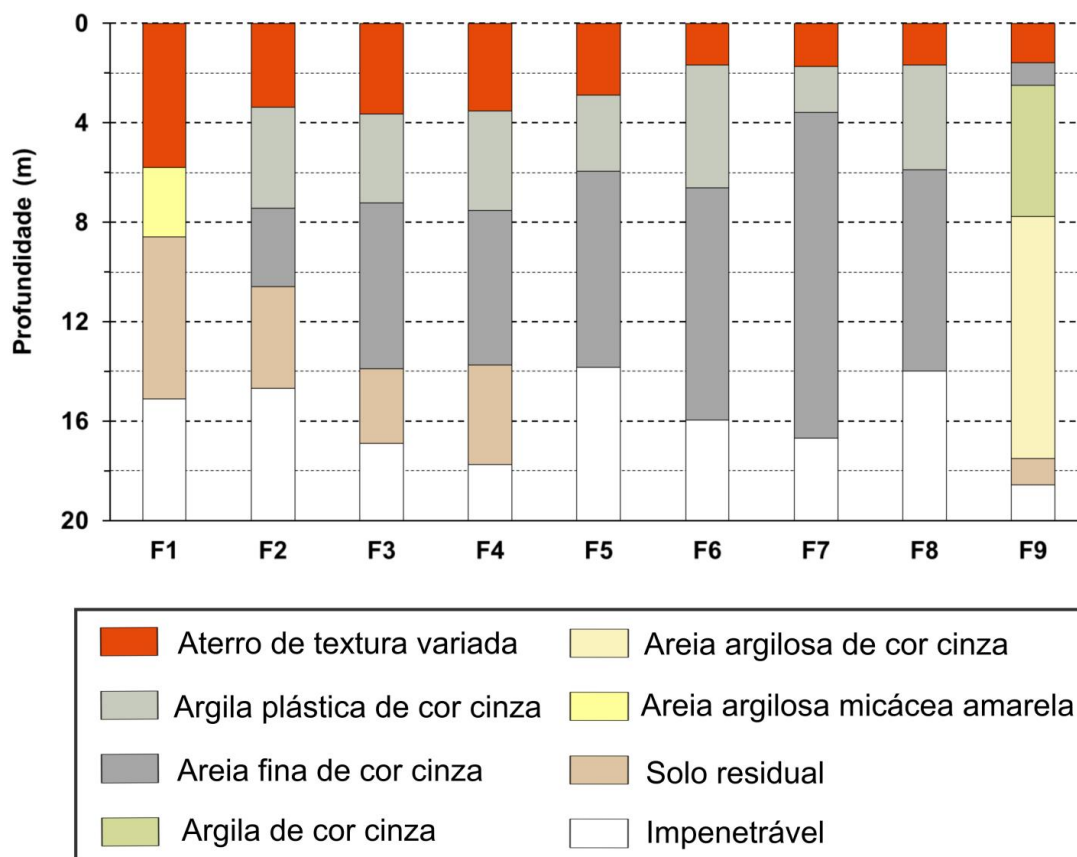
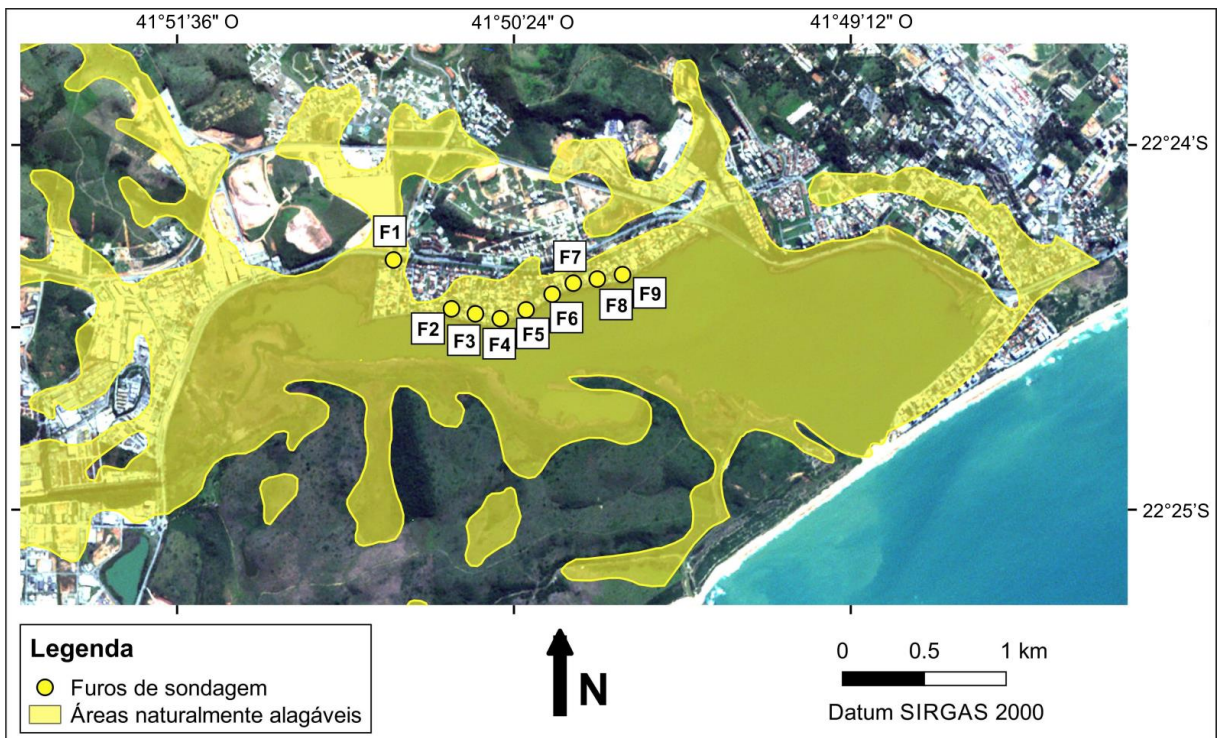


Figura 9. Sedimentologia das sondagens realizadas na margem norte da Lagoa Imboassica em áreas naturalmente alagáveis (atual bairro Mirante da Lagoa). Sondagem de simples reconhecimento do solo com SPT (*Standard Penetration Test*), realizada de acordo com a norma técnica NBR-6484/01. Dados sedimentológicos gentilmente cedidos pela empresa BRK Ambiental.

Apesar das profundas alterações no uso e na cobertura da terra no seu entorno, a Lagoa Imboassica é responsável pela geração de diversos serviços ecossistêmicos como atividades de lazer, prática de esportes aquáticos, valorização imobiliária do seu entorno, controle de inundações, produção de pescado e diluição de efluentes domésticos e industriais. Apesar da sua importância, Esteves (1998b) destaca que a partir da década de 1970 esse corpo hídrico passou a receber três tipos de impactos antrópicos. São eles: a ocupação desordenada da bacia hidrográfica e das áreas inundáveis, o aporte de efluentes domésticos e as frequentes aberturas artificiais da barra arenosa que separa o corpo hídrico do mar.

O aporte de efluentes domésticos e industriais sem tratamento ou tratados de forma inadequada fez com que a concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P), aumentasse consideravelmente na coluna d'água. Isso provocou a eutrofização artificial do ecossistema e comprometeu em grande parte a sua balneabilidade. Além disso, no final da década de 1990 esse corpo hídrico passou de um regime de águas claras dominado por vegetação submersa para um regime de águas túrbidas dominado pela comunidade fitoplanctônica (PALMA-SILVA et al., 2002a).

A Lagoa Imboassica possui um extenso banco de dados provenientes do seu monitoramento limnológico realizado desde 1992 no âmbito do projeto "Estudos Ecológicos nas Lagoas Costeiras do Norte Fluminense (ECOLAGOAS)", estabelecido por meio do convênio firmado entre a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e a Petrobrás. Dessa forma, muitas das mudanças ocorridas ao longo do seu processo de eutrofização artificial ficaram registradas no sedimento lacustre, fazendo deste outro potencial banco de dados históricos. Dessa forma, este corpo hídrico mostra-se como um excelente "laboratório" para se investigar o processo de eutrofização artificial e a mudança de regimes em lagoas costeiras situadas em regiões urbanizadas e subsidiar a gestão desses ecossistemas.

## 1.5 OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo geral identificar a influência de fatores internos e externos sobre a dinâmica do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica de forma a contribuir com subsídios para a gestão deste ecossistema e de outros similares.

São quatro os objetivos específicos:

- I. Identificar as mudanças ocorridas no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica e na zona ripária a partir do final da década de 1970;
- II. Reconstruir o histórico de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica e caracterizar as principais mudanças em relação ao grau de trofia, à produtividade e à origem da matéria orgânica depositada no sedimento;
- III. Caracterizar os regimes ecológicos observados no processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica e identificar os principais fatores que direcionaram as transições entre eles;
- IV. Apresentar a Lagoa Imboassica como um sistema complexo adaptativo e discutir as implicações disso para a sua gestão com base nos resultados apresentados nos capítulos anteriores;

## 1.6 HIPÓTESE

A hipótese geral da presente tese é que a eutrofização artificial da Lagoa Imboassica tem sido influenciada pela interação de impactos antrópicos relacionados à urbanização com processos internos do corpo hídrico e a prevalência desses depende do contexto histórico.

Para isso, são assumidas quatro predições:

I. A expansão urbana tem sido a principal responsável pelas mudanças ocorridas no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica nas últimas quatro décadas;

II. O processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica iniciou-se com a ocupação urbana no seu entorno e refletiu-se em aumento no grau de trofia e na produtividade do corpo hídrico, assim como em mudanças em relação às suas fontes de matéria orgânica.

III. Ao longo do seu processo de eutrofização artificial a Lagoa Imboassica passou por quatro fases correspondentes a três regimes ecológicos, com distintas características limnológicas.

IV. A Lagoa Imboassica possui as características de um Sistema Complexo Adaptativo.

## 1.7 ESTRUTURA DA TESE

Para alcançar os objetivos propostos, esta tese foi organizada em quatro capítulos. O Capítulo I aborda as mudanças ocorridas no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica em decorrência da urbanização. Para isso utilizou-se um conjunto de imagens de satélite com amplitude temporal de 30 anos (1985-2015), fotografias aéreas históricas, assim como dados de densidade populacional e do histórico de implantação de bairros.

No Capítulo II buscou-se reconstruir a história do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica. Os resultados e conclusões desse capítulo se baseiam na análise de um perfil vertical de sedimento com amplitude temporal de mais de oito décadas (1932-2015). A partir desses resultados foi possível identificar as principais mudanças em relação ao grau de trofia e produtividade do sistema, assim como em relação às suas fontes de matéria orgânica.

No Capítulo III, por sua vez, foram discutidas as mudanças de regime ecológico observadas na Lagoa Imboassica ao longo do seu processo de eutrofização artificial. Para isso, foram utilizados dados limnológicos de monitoramento da coluna d'água de um período de mais de duas décadas (1992-2016). Nesse capítulo investigou-se como as condições tróficas da coluna d'água foram influenciadas em longo prazo pelo aporte contínuo de nutrientes, pelas AABAs e também pela variação no nível da água.

O Capítulo IV procurou discutir a eutrofização artificial sob uma nova perspectiva, mais ampla e integradora. Com base nos resultados e conclusões obtidos nos capítulos anteriores, ele apresenta a Lagoa Imboassica como um sistema complexo adaptativo, e discute as implicações disso para a sua gestão.

Por fim, cabe destacar que embora dados secundários tenham sido utilizados neste trabalho, a tese não restringe-se a uma mera compilação de dados pré-existentes. A maior parte dos resultados aqui apresentados foram gerados no âmbito desta tese e com a participação ativa do autor na maioria das etapas.

**2. CAPÍTULO I.**  
**URBANIZAÇÃO E MUDANÇAS NO USO E NA COBERTURA DA**  
**TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA**

## 2.1 INTRODUÇÃO

O funcionamento de uma lagoa costeira é em grande parte relacionado às características da sua bacia hidrográfica. A carga de nutrientes que recebe, por exemplo, é influenciada pela hidrologia, pelo uso e cobertura da terra e pela densidade populacional da sua bacia hidrográfica (PEIERLS et al., 1991; DOWNING & McCAULEY 1992, DOWNING et al. 1999; KOSTEN et al., 2009). Segundo Esteves et al. (1998b), os distúrbios mundialmente mais frequentes nas lagoas costeiras têm sua origem na bacia hidrográfica. Dentre esses podem ser citados os aterros de corpos hídricos, a poluição difusa e a pontual, a impermeabilização de áreas alagáveis, a eutrofização artificial, o assoreamento e o aporte de contaminantes. Como as lagoas costeiras têm grande importância para a conservação da biodiversidade e para a provisão de serviços ecossistêmicos, é crucial identificar na sua bacia hidrográfica as atividades antrópicas potencialmente impactantes.

Muitos dos impactos citados acima são observados em áreas urbanas. Atualmente, a urbanização é uma tendência demográfica dominante e um importante componente dos processos de transformação da terra no mundo inteiro (GRIMM et al., 2000). A impermeabilização do solo em áreas urbanas resulta em aumento do escoamento superficial e favorece a ocorrência de inundações (WHITE & GREER, 2006). Quando se estende à zona ripária, a urbanização tende a impactar negativamente as características físicas e químicas da água e a dinâmica das comunidades presentes nos ecossistemas aquáticos (FRANCIS et al., 2007; DOSSKEY et al., 2010).

O uso e a cobertura da terra podem resultar em modificações de longo prazo nos ecossistemas aquáticos (HARDING et al., 1998). As condições passadas de uso da terra podem exercer influência sobre os corpos hídricos por décadas ou séculos e o aporte de nutrientes pode tornar esses ecossistemas progressivamente mais eutróficos (FOSTER et al., 2003). Dessa forma, estudos sobre a eutrofização artificial de lagoas costeiras precisam levar em conta o histórico de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica para elaborar estratégias que visem reduzir a carga de nutrientes para os corpos hídricos (JOHNES, 1999).

A Lagoa Imboassica é o exutório de uma bacia hidrográfica cuja ocupação urbana teve início no final da década de 1970 e se intensificou a partir do final da

década de 1990 (BOZELLI et al., 2009; SOFFIATI, 2011). As mudanças na paisagem em decorrência dessa urbanização foram avaliadas por Santos et al. (1998) para o período entre 1969 e 1994, porém esse estudo se restringiu às áreas alagáveis no entorno do corpo hídrico. A caracterização do uso e da cobertura da terra em toda a área da bacia hidrográfica foi executada posteriormente por Barreto (2009a, 2009b). No entanto, ainda não há estudos que avaliem as mudanças em longo prazo ocorridas no uso e na cobertura da terra em toda a área da BHLI.

Neste contexto, o objetivo deste capítulo é identificar as mudanças ocorridas no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica e na zona ripária a partir do final da década de 1970. Mais especificamente, busca-se responder as seguintes questões: Quando teve início a urbanização da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica? Como ela se refletiu nas mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária e na bacia hidrográfica como um todo? As mudanças observadas se concentraram em determinadas regiões da bacia hidrográfica? As mudanças foram graduais? Com a urbanização, quanto aumentou a população residente na área da bacia hidrográfica?

Este capítulo tem como predição que a expansão urbana tem sido a principal responsável pelas mudanças ocorridas no uso e na cobertura da terra na BHLI nas últimas quatro décadas.



## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Delimitação da área da bacia hidrográfica e da zona ripária

O contorno da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica foi delimitado com base na hidrografia e nas curvas de nível da carta topográfica em escala 1:50.000 (IBGE, 1969). A zona ripária foi delimitada pela vetorização manual da área de depósitos aluvionares na carta geológica de mesma escala (DRM, 1969). Essa delimitação foi utilizada por representar áreas naturalmente alagáveis e não apenas uma faixa de largura arbitrária ao longo da rede de drenagem. Dessa forma, a zona ripária compreendeu uma área de aproximadamente 15,7 km<sup>2</sup> (~27% da área da bacia hidrográfica). A porção sudeste da zona ripária demonstra que a BHLI era originalmente menor e foi ampliada com a construção do Canal da Peleja (figura 10).

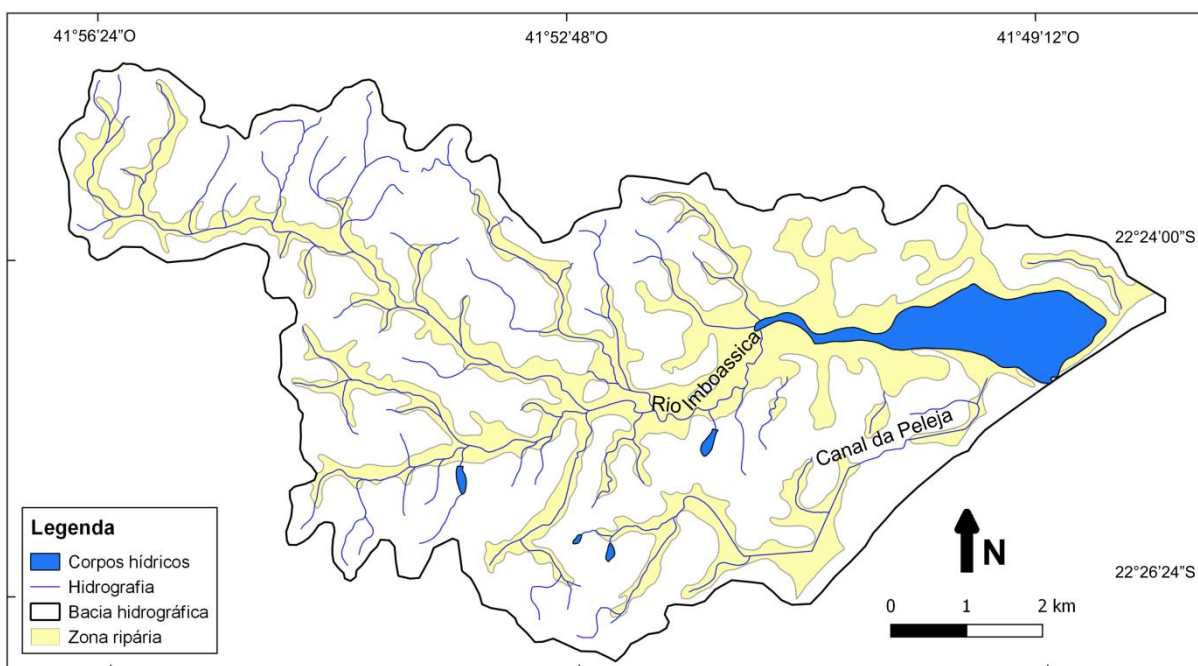


Figura 10. Delimitação da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica e da sua zona ripária com base em carta topográfica (IBGE, 1969) e em carta geológica (DRM, 1969), ambas em escala 1:50.000.

### 2.2.2 Mudanças no uso e na cobertura da terra

O uso e a cobertura da terra na BHLI no período anterior a 1985 foram avaliados de forma qualitativa com base em dados secundários. O entorno da Lagoa Imboassica na década de 1970, antes do início da urbanização, foi caracterizado

visualmente com fotografias aéreas do voo FAB-DRM 1976, em escala 1:20.000, georreferenciadas com base em pontos de controle no terreno. Para contextualizar temporalmente a ocupação urbana na BHLI antes de 1985 foram utilizados registros de aprovação de loteamentos pertencentes aos bairros macaenses no entorno da laguna (APÊNDICE A). Tais dados foram compilados a partir do material gentilmente cedido pela Secretaria de Mobilidade Urbana da Prefeitura Municipal de Macaé.

A área coberta por cada classe de uso e cobertura da terra na BHLI foi quantificada para o período entre 1985 e 2015. Para isso, foram utilizadas cenas dos satélites LANDSAT 5 TM e LANDSAT 8 OLI (órbita/ponto: 216/076), ambas com resolução espacial de 30 m. As imagens LANDSAT disponíveis para períodos anteriores a 1984 possuem resolução espacial acima de 80 m e foram consideradas grosseiras para os fins do presente estudo. Adotou-se o intervalo de cinco anos entre as cenas consecutivas. Dessa forma, foram geradas classificações para as seguintes datas: 1985 (29 de junho), 1990 (08 de maio), 1995 (26 de agosto), 2000 (23 de agosto), 2005 (21 de agosto), 2010 (04 de setembro) e 2015 (14 de junho). As imagens utilizadas foram obtidas no sítio eletrônico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) mediante cadastro prévio. Para a classificação das imagens foram utilizadas as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 do LANDSAT 5 TM e as bandas 2, 3, 4, 5, 6 e 7 do LANDSAT 8 OLI.

A correção geométrica das imagens do satélite LANDSAT 5 TM foi feita por meio de registro de imagem no *software* REGEEMY® - *Image Registration and Mosaicking*, versão 0.2.43. A imagem de satélite LANDSAT 8 OLI (14/06/2015) foi utilizada como imagem referência para registrar as imagens do satélite LANDSAT 5 TM. O procedimento de registro das imagens foi feito banda a banda (uma por vez). Para o registro de cada banda foram utilizados pelo menos 1.000 pontos de controle, com erro médio inferior a 1,0 *pixel*.

Após a correção geométrica (registro) das imagens, procedeu-se à calibração e correção atmosférica das mesmas. Para as imagens LANDSAT 5 TM esse processo foi feito com auxílio do *software* ENVI® Classic versão 5.0 e para a imagem LANDSAT 8 OLI, foi utilizado o pacote Semi-Automatic Classification Plugin, do *software* QGIS® versão 2.14.6. Os valores dos *pixels* de cada banda foram convertidos em valores de reflectância. Posteriormente foi feita a correção atmosférica para eliminar a interferência causada por aerossóis e partículas. Para isso, foi adotado o método da diminuição do *pixel* mais escuro (*Dark Object*

*Subtraction* - DOS), proposto por CHAVEZ (1989). As bandas corrigidas de cada imagem foram então recortadas com base no arquivo vetorial com o polígono da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica.

Para todas as imagens (LANDSAT 5 TM e LANDSAT 8 OLI) os passos a seguir foram desenvolvidos com auxílio do pacote Semi-Automatic Classification Plugin, do *software* QGIS® versão 2.14.6. Para a classificação de cada imagem foi criado um “*bandset*” (uma única imagem com todas as suas bandas). Por meio dele foi possível gerar composições coloridas para facilitar a identificação dos alvos a serem classificados.

Para a classificação foram adotadas cinco classes de uso e cobertura da terra para a classificação: corpos hídricos, manchas de vegetação, campo agropastoril, solo exposto e manchas urbanas. As áreas de corpos hídricos se referem a ecossistemas lânticos como lagoas, lagunas ou barramentos de rios. Devido à sua pequena largura, os rios presentes na BHLI não foram contabilizados nessa classe. As manchas de vegetação compreendem áreas de vegetação densa, bem diferenciadas do seu entorno. Elas incluíram vegetação natural, áreas cobertas por macrófitas aquáticas no entorno da laguna e também projetos de silvicultura. Campo agropastoril abrangeu áreas de pastagem, com possível ocorrência de vegetação esparsa. As áreas de solo exposto correspondem a regiões que foram aterradas ou terraplanadas, em geral para expansão urbano-industrial. As manchas urbanas abrangeram áreas edificadas e/ou impermeabilizadas como terrenos adjacentes a galpões industriais, assim como rodovias e ruas asfaltadas.

Como foi utilizado um método de classificação supervisionada das imagens, a seleção das amostras de *pixel* para cada classe foi feita com base em áreas previamente conhecidas do terreno. Para isso, primeiramente foi realizada a composição colorida falsa-cor (RGB 321 e RGB 543 para imagens do LANDSAT 5 TM e RGB 654 e RGB 432 para o LANDSAT 8 OLI) para aumentar o contraste e facilitar a identificação das classes. A ferramenta “*ROI creation*” foi utilizada para selecionar as amostras de cada classe e determinar os seus valores de assinatura espectral em cada banda. Para determinar a região do terreno correspondente a cada amostra adotou-se o valor de similaridade de *pixels* de 0,02 unidades radiométricas de distância. Em cada imagem, foram selecionadas pelo menos 10 amostras para cada classe de uso e cobertura da terra.

Com base na seleção descrita foi gerado um arquivo vetorial com as respectivas assinaturas espectrais de todas as amostras para a classificação da área inteira da bacia hidrográfica. Para isso, foi utilizado um classificador "*pixel a pixel*", isto é, que usa de forma individual a informação espectral de cada *pixel* na busca por regiões homogêneas. O método de classificação utilizado foi o de distância mínima que posiciona cada *pixel* classificado na classe com a média de distância mais próxima. Para determinar o nível de acurácia da classificação de cada imagem foi calculado o índice *Kappa* (LANDIS & KOCH, 1977). Para todas as classificações geradas foram obtidos níveis de acurácia acima de 95%.

Os polígonos do arquivo vetorial com a classificação de uso e cobertura da terra em cada data analisada foram posteriormente corrigidos com base no conhecimento da "verdade terrestre". Para isso, foram feitas visitas em campo em diversas áreas da bacia hidrográfica. Informações geoespaciais secundárias como fotografias aéreas históricas, mapeamentos pretéritos, assim como a plataforma *Google Earth Engine* foram também utilizados nesta etapa. Para identificar a área (Km<sup>2</sup>) de cada classe de uso e cobertura da terra na zona ripária, o arquivo vetorial foi posteriormente recortado pelo polígono que delimita a zona ripária.

As mudanças no uso e na cobertura da terra ao longo do período foram também quantificadas *pixel a pixel* entre os pares de datas consecutivas (1985-1990, 1990-1995, 1995-2000, 2000-2005, 2005-2010 e 2010-2015) e entre 1985 e 2015. Para isso, o arquivo vetorial com o uso e a cobertura da terra de cada data estudada foi convertido para formato *raster* e cada classe foi renomeada com um número: corpos hídricos (5), manchas de vegetação (13), campo agropastoril (24), solo exposto (31) e manchas urbanas (59).

A seleção desses números foi feita para que a subtração de cada par de arquivos *raster* a ser comparado resultasse em um número único para cada par de conversão. Dessa forma, um *pixel* de campo agropastoril (24) em 1985 que foi convertido em solo exposto (31) em 2015 resultaria em um valor de *pixel* de -7 no *raster* resultante da comparação desse par de datas. Por outro lado, um *pixel* de solo exposto (31) convertido em campo agropastoril (24) resultaria em um valor de *pixel* igual a +7. O raciocínio foi o mesmo para todos os pares de conversões possíveis de classes de uso e cobertura da terra, o que gerou um número único para cada um deles. A área correspondente a cada par de conversão foi calculada com base no seu número de *pixels*.

### **2.2.3 Estimativa da população residente na bacia hidrográfica**

A população residente na área da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica foi estimada para os anos 2000 e 2010. Para o censo demográfico de 1991 não foram encontradas informações em nível de setor censitário. No entanto, com base em uma fotografia aérea do entorno da Lagoa Imboassica em 1989 (figura 11) é possível constatar que a população residente na BHLI ainda era pequena. Os arquivos com os limites geográficos dos setores censitários e suas respectivas populações residentes em cada censo foram adquiridos no sítio eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Para estimar a população residente na BHLI, a população residente em cada setor censitário foi multiplicada pela proporção desse setor contida na área da bacia hidrográfica.

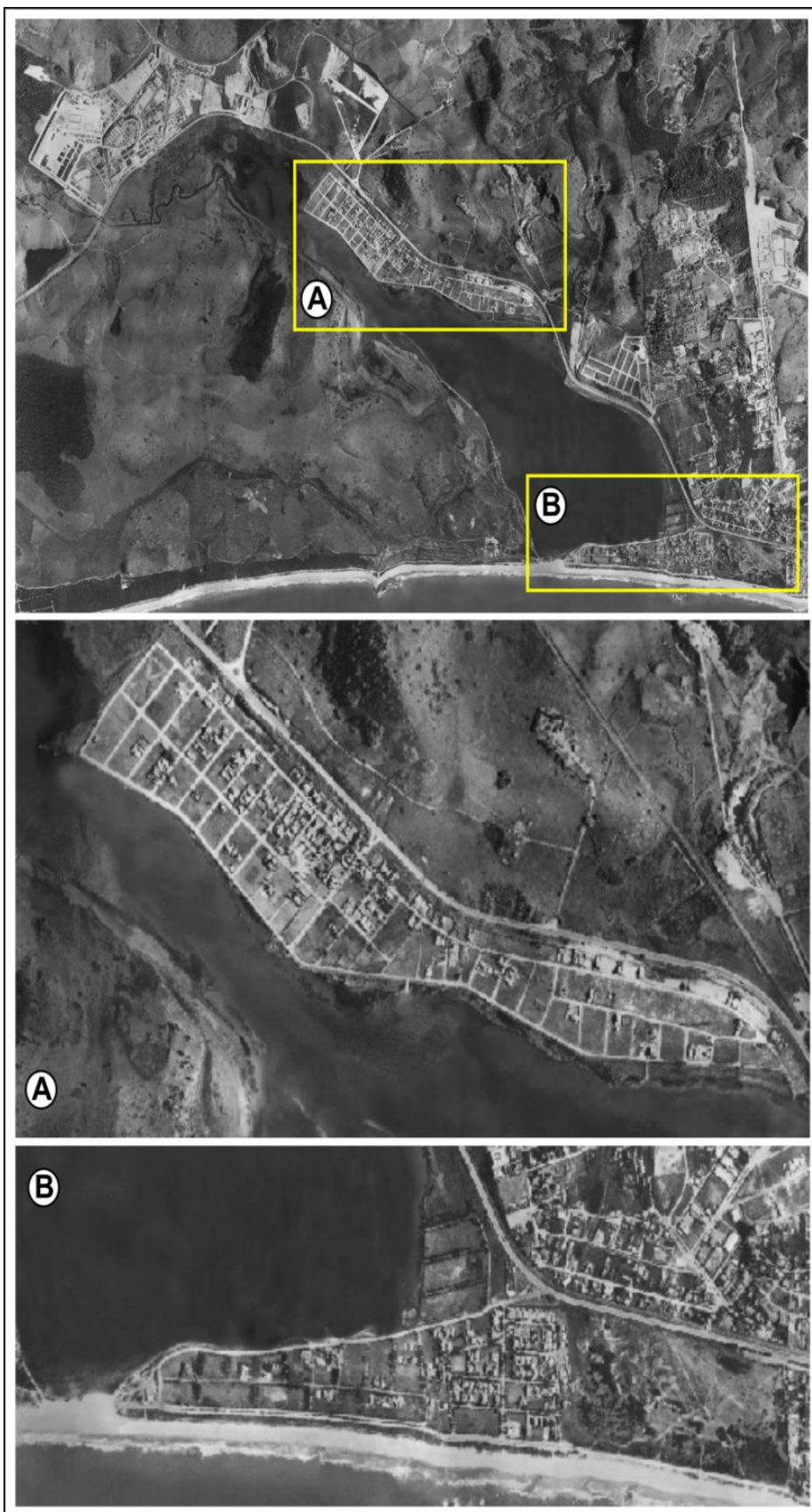


Figura 11. Habitações no entorno da Lagoa Imboassica em 1989. A: Bairro Mirante da Lagoa. B: Atual bairro Praia do Pecado (originalmente Vivendas da Lagoa e Morada das Garças). Fotografia aérea obtida pela Embraero Aerofotogrametrias em escala 1:10.000 (gentilmente cedida pela Prefeitura Municipal de Macaé).

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Mudanças no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica

Até a metade da década de 1970 as áreas alagáveis no entorno da Lagoa Imboassica ainda não estavam ocupadas por edificações (figura 12), apesar dos primeiros loteamentos nessas áreas já terem sido aprovados (APÊNDICE A). A ocupação urbano-industrial na BHLI teve início no começo da década de 1980 com a implantação dos loteamentos Mirante da Lagoa e Parque dos Tubos. Em 1985, as manchas urbanas e de solo exposto estavam restritas às margens norte e oeste do corpo hídrico (APÊNDICE B).



Figura 12. Vista aérea da Lagoa Imboassica e seu entorno em 1976 com base em mosaico de fotografias aéreas em escala 1:20.000, obtidas pelo Departamento Estadual de Recursos Minerais do Rio de Janeiro (voo FAB/DRM 1976).

As mudanças no uso e na cobertura da terra na BHLI entre 1985 e 2015 estão relacionadas principalmente à expansão urbana, que ocorreu de leste para oeste, concentradas na metade norte da bacia hidrográfica, no município de Macaé (figura 13; APÊNDICES B a H). Na metade sul da BHLI, as mudanças ocorreram a partir da década de 2000, com a implantação da Zona Especial de Negócios (ZEN) em Rio das Ostras. A expansão urbana se deu principalmente sobre áreas de campo agropastoril, substituídas por solo exposto e manchas urbanas. A distribuição espacial das manchas de vegetação manteve-se relativamente constante no período, com exceção da expansão de aproximadamente 4 km<sup>2</sup> observada entre 2010 e 2015 (tabela 1) na porção sudoeste da bacia hidrográfica.



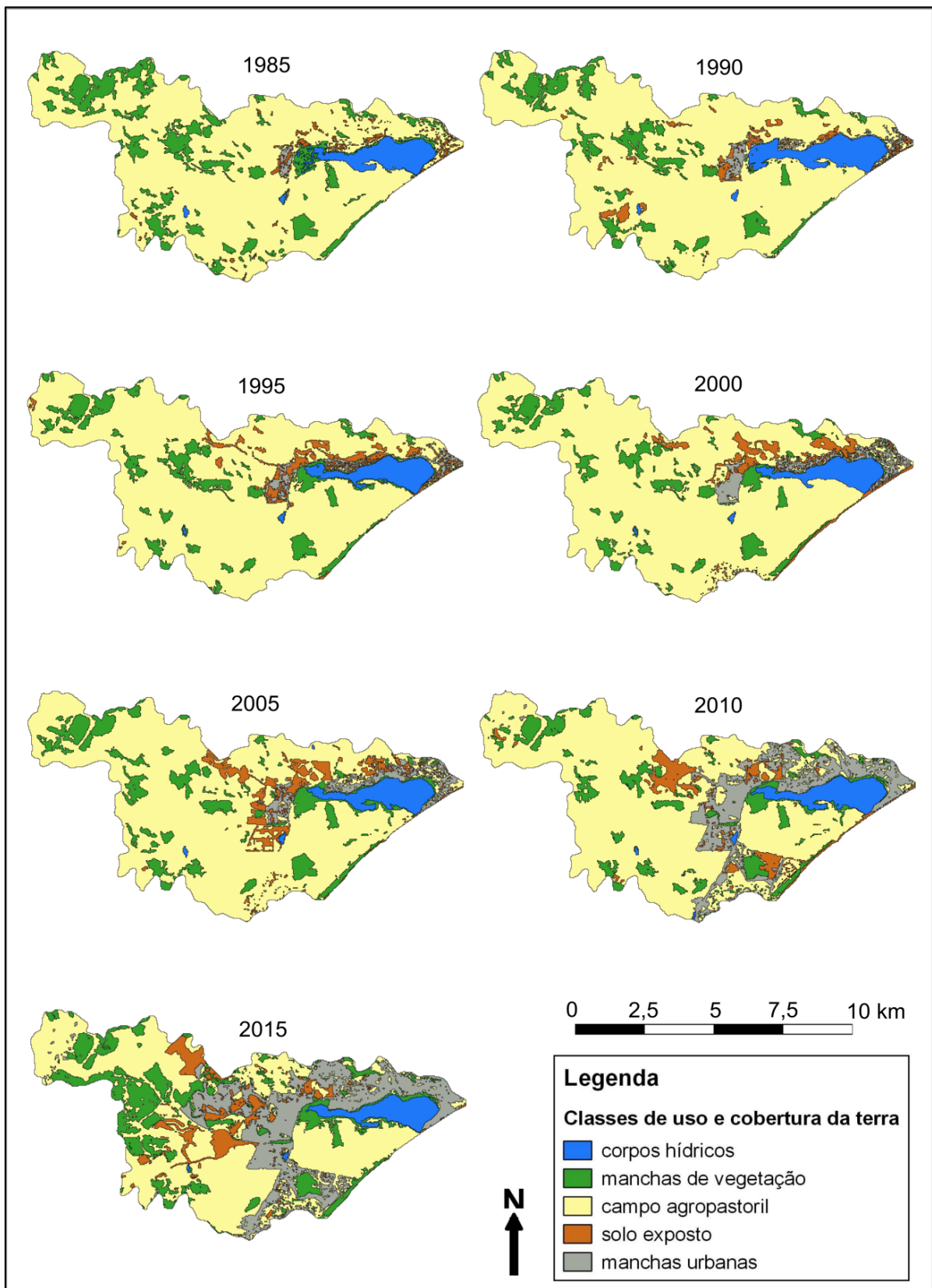


Figura 13. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica em 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.

No processo de urbanização da BHLI as áreas de campo agropastoril foram convertidas em áreas de solo exposto por meio de aterros e terraplanagens e



posteriormente em manchas urbanas (figura 13). Com isso, o aumento na área ocupada por manchas urbanas entre 1985 e 2015 de mais de 11 km<sup>2</sup> (tabela 1) se refletiu em redução na área de campo agropastoril, especialmente a partir da metade da década de 2000 (figura 14).

Tabela 1. Área (km<sup>2</sup>) da bacia hidrográfica ocupada por cada classe de uso e cobertura da terra nas cinco datas investigadas.

| Classe de uso e cobertura da terra | 1985 | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 |
|------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Corpos hídricos                    | 3,0  | 3,5  | 2,6  | 2,4  | 2,7  | 2,9  | 2,6  |
| Manchas de vegetação               | 9,2  | 6,7  | 6,6  | 6,2  | 7,6  | 6,2  | 10,2 |
| Campo agropastoril                 | 43,8 | 44,8 | 44,6 | 44,4 | 41,7 | 38,0 | 29,4 |
| Solo exposto                       | 1,0  | 1,6  | 2,3  | 2,3  | 3,4  | 2,8  | 3,9  |
| Manchas urbanas                    | 0,4  | 1,1  | 1,3  | 2,1  | 2,2  | 7,4  | 11,6 |

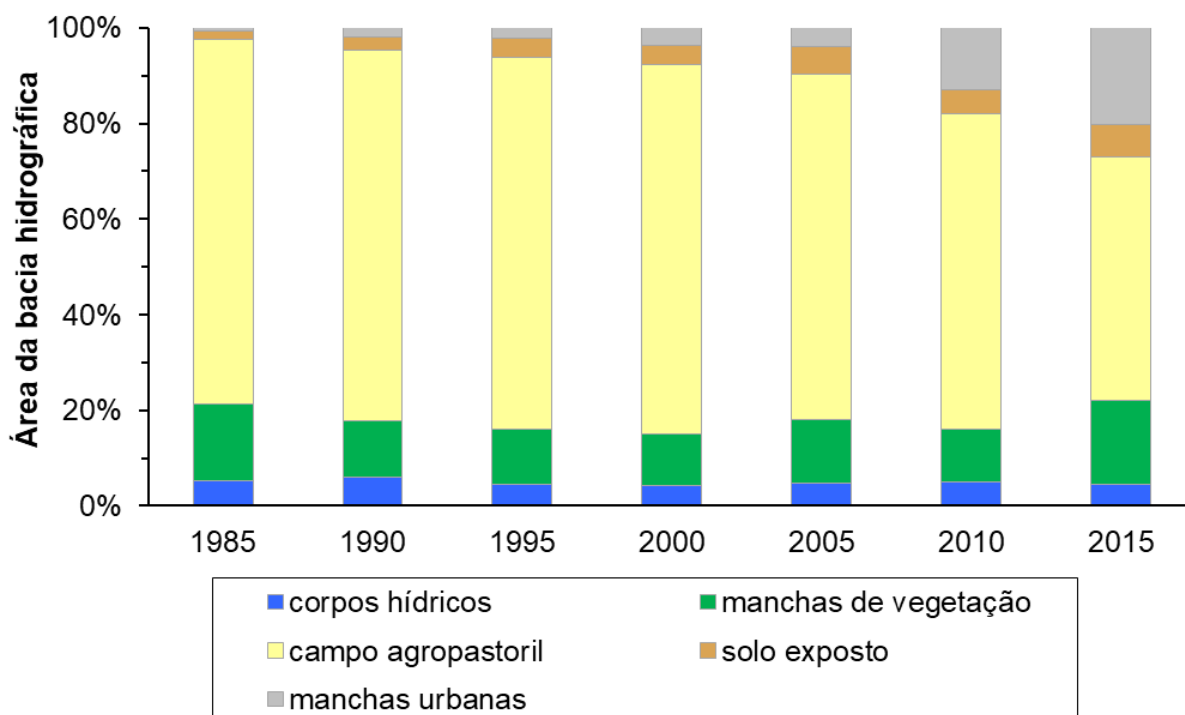


Figura 14. Percentual da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica ocupada por cada classe de uso e cobertura da terra em 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.

Entre 1985 e 2015 a principal mudança observada no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica foi a conversão das áreas de campo agropastoril em manchas urbanas a partir de 2005 (tabela 2). Grande parte das áreas de campo agropastoril foi também convertida em solo exposto e em manchas de vegetação, especialmente entre 2010 e 2015. No entanto, na maior parte da bacia hidrográfica não houve mudança em relação ao uso e cobertura da terra.

Tabela 2. Percentual da bacia hidrográfica convertido de uma classe de uso e cobertura da terra a outra no período entre as diferentes datas investigadas.

| Mudança observada                                    | 1985→1990  | 1990→1995  | 1995→2000  | 2000→2005  | 2005→2010  | 2010→2015   | 1985→2015   |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|
| Manchas de vegetação → corpos hídricos               | 1,0        | 0          | 0,1        | 0,1        | 0,5        | 0,1         | 0,3         |
| Campo agropastoril → corpos hídricos                 | 0,4        | 0,1        | 0          | 0,6        | 0,1        | 0,1         | 0,1         |
| Solo exposto → corpos hídricos                       | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0           | 0           |
| Manchas urbanas → corpos hídricos                    | 0,1        | 0          | 0          | 0          | 0          | 0,1         | 0           |
| <b>Área total convertida em corpos hídricos</b>      | <b>1,5</b> | <b>0,1</b> | <b>0,1</b> | <b>0,7</b> | <b>0,5</b> | <b>0,3</b>  | <b>0,4</b>  |
| Corpos hídricos → campo agropastoril                 | 0,6        | 0,4        | 0,2        | 0          | 0          | 0,2         | 0,4         |
| Manchas de vegetação → campo agropastoril            | 7,1        | 4,8        | 2,8        | 1,8        | 3,8        | 3,2         | 6,0         |
| Solo exposto → campo agropastoril                    | 0,9        | 1,3        | 1,1        | 1,1        | 0,8        | 1,0         | 0,3         |
| Manchas urbanas → campo agropastoril                 | 0,2        | 0,3        | 0,5        | 0,8        | 0,3        | 0,9         | 0           |
| <b>Área total convertida em campo agropastoril</b>   | <b>8,7</b> | <b>6,9</b> | <b>4,5</b> | <b>3,7</b> | <b>4,9</b> | <b>5,3</b>  | <b>6,8</b>  |
| Corpos hídricos → solo exposto                       | 0          | 0,1        | 0          | 0          | 0          | 0           | 0           |
| Manchas de vegetação → solo exposto                  | 0,2        | 0,1        | 0,1        | 0,1        | 0,2        | 0,1         | 0,4         |
| Campo agropastoril → solo exposto                    | 2,0        | 2,3        | 2,0        | 3,3        | 3,0        | 5,6         | 6,3         |
| Manchas urbanas → solo exposto                       | 0,1        | 0,7        | 0,2        | 0,5        | 0          | 0,2         | 0           |
| <b>Área total convertida em solo exposto</b>         | <b>2,3</b> | <b>3,1</b> | <b>2,3</b> | <b>3,9</b> | <b>3,2</b> | <b>5,9</b>  | <b>6,7</b>  |
| Corpos hídricos → manchas urbanas                    | 0          | 0,2        | 0          | 0          | 0          | 0,1         | 0           |
| Manchas de vegetação → manchas urbanas               | 0,1        | 0          | 0,1        | 0,1        | 0,1        | 0,7         | 1,2         |
| Campo agropastoril → manchas urbanas                 | 1,1        | 0,8        | 0,8        | 0,8        | 5,9        | 5,2         | 17,0        |
| Solo exposto → manchas urbanas                       | 0,4        | 0,4        | 1,2        | 0,9        | 3,4        | 2,5         | 1,3         |
| <b>Área total convertida em manchas urbanas</b>      | <b>1,6</b> | <b>1,4</b> | <b>2,2</b> | <b>1,7</b> | <b>9,5</b> | <b>8,5</b>  | <b>19,6</b> |
| Corpos hídricos → manchas de vegetação               | 0          | 1,1        | 0,1        | 0,2        | 0,1        | 0,6         | 0,7         |
| Campo agropastoril → manchas de vegetação            | 3,9        | 3,6        | 2,1        | 4,2        | 1,9        | 9,4         | 8,6         |
| Solo exposto → manchas de vegetação                  | 0          | 0,1        | 0          | 0,1        | 0          | 0,6         | 0           |
| Manchas urbanas → manchas de vegetação               | 0          | 0,1        | 0,1        | 0,2        | 0,1        | 0,2         | 0           |
| <b>Área total convertida em manchas de vegetação</b> | <b>3,9</b> | <b>4,9</b> | <b>2,3</b> | <b>4,6</b> | <b>2,2</b> | <b>10,8</b> | <b>9,4</b>  |
| Área sem mudanças                                    | 82,0       | 83,6       | 88,6       | 85,4       | 79,7       | 69,2        | 57,2        |

### 2.3.2 População residente na bacia hidrográfica

Entre 2000 e 2010 a população residente na BHLI aumentou cerca de 1,7 vezes, especialmente próximo à margem leste da laguna, em função da verticalização das edificações (figura 15). A população residente na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica no ano 2000 foi estimada em 5.697 habitantes e residia predominantemente no município de Macaé, nos bairros próximos à Lagoa Imboassica (figura 16A). A população da BHLI residente em Rio das Ostras no ano 2000 estava restrita a um único setor censitário desse município (setor 330452405000083). Assim como no ano 2000, em 2010 ela estava concentrada principalmente no entorno da Lagoa Imboassica, no município de Macaé (figura 16B). Dos 9.765 habitantes estimados em 2010, somente 966 pessoas residiam nos setores censitários do município de Rio das Ostras.



Figura 15. Barra da Lagoa Imboassica em 2014, com destaque para a verticalização das edificações. Foto: Cláudia Barreto.

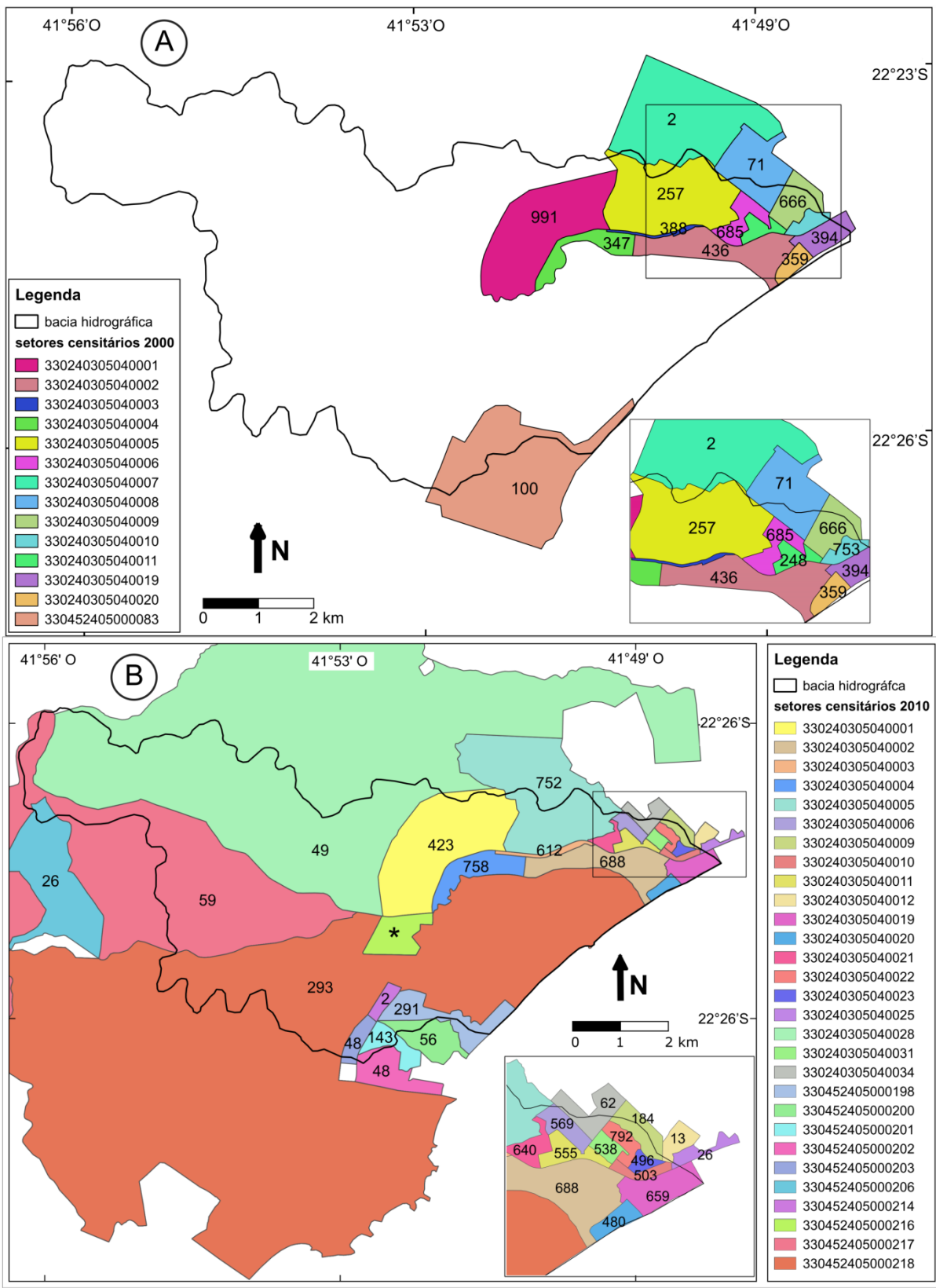


Figura 16. Distribuição dos setores censitários e sua respectiva população residente (rótulos dos polígonos) na área da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica. A: censo de 2000. B: censo de 2010. Os códigos utilizados na legenda são os mesmos atribuídos pelo IBGE a cada setor censitário. O setor marcado com um asterisco (\*) corresponde à Zona Especial de Negócios (ZEN) do município de Rio das Ostras e não possui população residente.

### 2.3.3 Mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária

O padrão de mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária foi semelhante àquele observado para a bacia hidrográfica como um todo. A expansão das manchas urbanas ocorreu de leste para oeste e se concentrou próximo à Lagoa Imboassica, principalmente na área do município de Macaé. O aumento de aproximadamente 5 km<sup>2</sup> entre 1985 e 2015 na área de manchas urbanas implicou na redução de uma área equivalente de campo agropastoril (tabela 3). No entanto, em termos percentuais, a expansão das áreas de manchas urbanas foi mais evidente na zona ripária (figura 17).

Tabela 3. Área (km<sup>2</sup>) da zona ripária ocupada por cada classe de uso e cobertura da terra nas cinco datas investigadas.

| Classe de uso e cobertura da terra | 1985 | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 |
|------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Corpos hídricos                    | 0,7  | 1,1  | 0,4  | 0,2  | 0,5  | 0,6  | 0,4  |
| Manchas de vegetação               | 2,3  | 0,8  | 1,8  | 1,4  | 2,3  | 1,7  | 2,1  |
| Campo agropastoril                 | 12,0 | 12,6 | 11,8 | 11,9 | 10,3 | 9,0  | 7,2  |
| Solo exposto                       | 0,4  | 0,6  | 0,9  | 0,9  | 1,5  | 0,8  | 1,0  |
| Manchas urbanas                    | 0,2  | 0,7  | 0,8  | 1,2  | 1,2  | 3,6  | 5,1  |

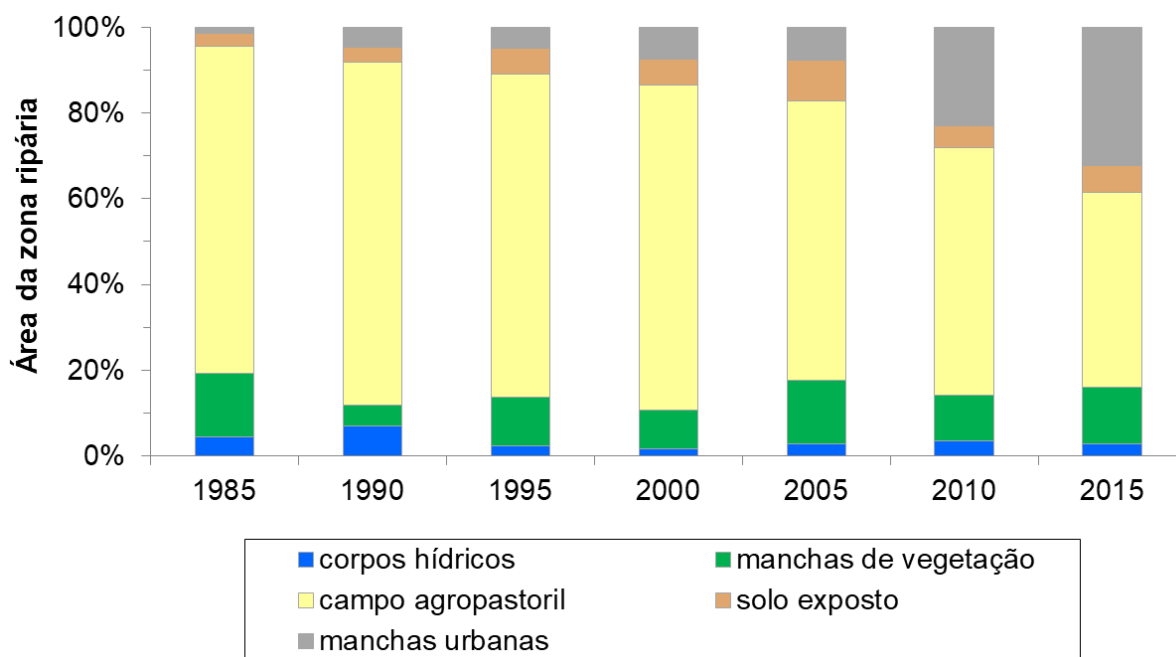


Figura 17. Percentual da zona ripária ocupada por cada classe de uso e cobertura da terra em 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.

## 2.4 DISCUSSÃO

A urbanização da bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica teve início na década de 1980 e se intensificou principalmente a partir da década de 2000. Desde então, ela tem sido a principal responsável pelas mudanças observadas no uso e na cobertura da terra da BHLI. A expansão urbana ocorreu de leste para oeste e se concentrou no entorno da Lagoa Imboassica, principalmente no município de Macaé. Com ela, as áreas de campo agropastoril foram convertidas em solo exposto e posteriormente em manchas urbanas. A população presente na bacia hidrográfica quase duplicou entre 2000 e 2010 e reside predominantemente em Macaé. O padrão de mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária foi semelhante àquele observado na bacia hidrográfica, porém na primeira, a expansão das manchas urbanas foi maior em termos percentuais.

### 2.4.1 Mudanças no uso e na cobertura da terra

O método de classificação das imagens de satélite mostrou-se adequado para o objetivo deste estudo. A amplitude temporal (1985-2015) e a resolução temporal (~ 5 anos) das cenas analisadas possibilitaram caracterizar as principais mudanças no uso e na cobertura da terra ao longo do processo de urbanização da BHLI. O espaçamento temporal entre as cenas possibilitou constatar que a taxa de mudanças não foi constante ao longo do período. Na classificação das cenas ocorreram alguns erros em relação à diferenciação entre campo agropastoril e manchas de vegetação, assim como entre solo exposto e manchas urbanas. Ainda assim, os níveis de acurácia obtidos foram elevados e classificados como excelentes segundo Landis & Koch (1977). Além disso, a posterior correção supervisionada com base em fotografias aéreas, imagens históricas e visitas em campo permitiu corrigir tais erros de forma a caracterizar as reais mudanças no uso e na cobertura da terra.

A urbanização mostrou-se a principal responsável pelas mudanças no uso e na cobertura da terra na BHLI nas últimas quatro décadas. A expansão urbano-industrial ocorreu predominantemente sobre as áreas de campo agropastoril. Estas foram primeiramente convertidas em solo exposto por meio de aterros e

terraplanagens e posteriormente em manchas urbanas. Os impactos diretos da expansão urbana sobre os fragmentos de vegetação foram relativamente pequenos. Somente 1,2% das áreas cobertas por manchas de vegetação na BHLI foram convertidas em manchas urbanas entre 1985 e 2015 (tabela 2).

A remoção da vegetação na BHLI ocorreu muito antes da urbanização. Já no início do século XIX, a extração de vegetação nativa nos arredores de Macaé para o comércio de madeira era reconhecida como a principal atividade comercial da região (SAINT-HILARIE, 1941). O considerável aumento na área de manchas de vegetação observado entre 2010 e 2015 (~9,4% da BHLI) ocorreu sobre áreas de campo agropastoril. No entanto, ele não se refere a áreas abandonadas ou com recuperação da vegetação natural. Essas manchas de vegetação estão concentradas na porção sudoeste da bacia hidrográfica e correspondem a projetos de silvicultura, com cultivo de *Eucalyptus* sp.

A urbanização na BHLI começou na década de 1980 com o loteamento Mirante da Lagoa e com o Parque de Tubos. A implantação desses loteamentos impulsionou a ocupação dos bairros no seu entorno (TERRA & RESSIGUIER, 2011). Segundo Soffiati (2013), já no início dessa década o entorno da Lagoa Imboassica estava sob especulação imobiliária para habitações de luxo. O Parque de Tubos foi adquirido pela Petrobrás em 1980 para a construção de um parque de armazenamento de tubos, equipamentos e resíduos utilizados nas atividades de exploração de petróleo (VALINHAS, 2009).

Até meados da década de 1990 a urbanização da BHLI estava restrita ao entorno da Lagoa Imboassica. A partir de então, ocorreu um adensamento das manchas urbanas na porção nordeste da bacia hidrográfica, áreas predominantemente de uso residencial (LIMA et al., 2017). A sua expansão a partir do final da década de 1990 está relacionada ao aumento na procura por moradia no município de Macaé para trabalhadores ligados à indústria petrolífera. Esse “boom” imobiliário ocorreu a partir de 1997, com a quebra do monopólio da Petrobrás na área de petróleo no Brasil (BARUQUI, 2004; SILVA, 2016). Essa abertura do mercado brasileiro para o capital estrangeiro atraiu uma grande quantidade de empresas multinacionais para o município (DIAS, 2005).

Até 2000, as manchas urbanas estavam quase totalmente restritas à área da BHLI pertencente ao município de Macaé. A presença do aglomerado produtivo do petróleo e gás em Macaé tem sido a determinante mais importante para a produção

do espaço urbano e expansão das áreas edificadas no município de Macaé desde o início da década de 1980 (DIAS, 2005). A ocupação urbano-industrial da BHLI pelo município de Rio das Ostras começou a ser mais evidente com o início da implantação da Zona Especial de Negócios (ZEN) próximo à desembocadura do rio Imboassica. A ZEN foi criada pela Lei nº 0691/2002 para funcionar como um Distrito Industrial do município de Rio das Ostras (MELO, 2005).

As manchas urbanas se expandiram na BHLI ao longo da década de 2000, mas continuaram restritas à metade oeste da bacia hidrográfica. Em 2007, o entorno da laguna encontrava-se ocupado por áreas urbano-industriais e a pastagem extensiva ocupa a maior parte da BHLI (BARRETO, 2009b). Entre 2010 e 2015 a área urbana se estendeu em direção a montante e está predominantemente ligada ao setor petrolífero (LIMA et al., 2017). Isso se deve à expansão da zona industrial, com a implantação e ampliação de condomínios industriais.

Atualmente, a maior parte da BHLI encontra-se coberta por áreas de pastagens. No entanto, a ocupação urbano-industrial já cobre em torno de 20% da área da bacia hidrográfica. As áreas urbanas estão localizadas predominantemente no entorno da Lagoa Imboassica, em especial a ocupação urbana de alta densidade (BARRETO, 2009b) e estão voltadas principalmente para o uso residencial e para atividades ligadas ao setor petrolífero (LIMA et al., 2017). Em sua maioria, as manchas de solo exposto no entorno das áreas urbanas correspondem, a aterros e terraplanagens e indicam que uma expansão urbano-industrial em andamento.

#### **2.4.2 População residente na bacia hidrográfica**

Desde o início da urbanização da BHLI, a população residente tem sido predominante em áreas correspondente ao município de Macaé. Embora não tenha sido estimada, a população residente na BHLI no final da década de 1980 era pequena e restrita às habitações nos bairros macaenses no entorno da Lagoa Imboassica (figura 11). Com a expansão urbana, a população residente na BHLI cerca de 1,7 vezes e pode ser ainda maior que a estimada. Em função do “movimento pendular diário dos trabalhadores” (PAGANOTO, 2008) muitas pessoas podem passar o dia nas áreas urbano-industriais, porém por residirem em outras cidades são excluídas das estimativas da população na BHLI.



O aumento populacional na BHLI se deve principalmente ao fluxo de imigrantes em decorrência do estabelecimento da indústria petrolífera em Macaé. Isso foi mais evidente a partir do final da década de 1990, após a quebra do monopólio da Petrobrás na área de petróleo no Brasil em 1997, pela Lei nº 9.478/97. Com isso, um grande número de empresas veio para a região e elevou a oferta de empregos. Somente entre 1999 e 2000 o número de empregos formais no município de Macaé aumentou 15,3 vezes (SILVA, 2016) e mais que dobrou entre 2001 e 2008 (TERRA & RESSIGUIER, 2011). Ao gerar milhares de empregos diretos e indiretos, a atividade petrolífera atraiu pessoas e empresas do Brasil e do mundo (BARUQUI, 2004; DIAS, 2005) e transformou a cidade de Macaé em um importante centro de migração (TERRA & RESSIGUIER, 2011), assim como alguns municípios vizinhos (PAGANOTO, 2008).

#### **2.4.3 Urbanização da zona ripária**

O padrão de mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária foi semelhante ao observado na bacia hidrográfica como um todo. Conforme já discutido, a urbanização começou no entorno da Lagoa Imboassica e se expandiu de leste para oeste predominantemente sobre áreas de campo agropastoril. No entanto, se considerada a área relativa (em termos percentuais), a expansão urbana foi mais intensa na zona ripária. Em 2015, por exemplo, as manchas urbanas cobriam mais de 30% da área da zona ripária contra aproximadamente 20% da área da BHLI (figuras 14 e 17).

Dada a sua importância para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, a proteção da zona ripária tem sido prevista na legislação há décadas. No início da década de 1980, a Política Estadual de defesa e proteção das bacias fluviais e lacustres (RIO DE JANEIRO, 1983) já estabelecia normas de proteção, conservação e fiscalização dos lagos, estuários, canais e cursos d'água sob jurisdição estadual. Dentre os seus instrumentos de controle estão o Projeto de Alinhamento de Orla (PAO) e a Faixa Marginal de Proteção (FMP). O PAO se refere ao contorno do corpo hídrico em seu nível máximo de água. A FMP, por sua vez, corresponde à "faixa de terra necessária à proteção, à defesa, à conservação e operação de sistemas fluviais e lacustres" (RIO DE JANEIRO, 1987b). Com o Decreto Estadual 42.356

(RIO DE JANEIRO, 2010), as FMP passaram a ser tratadas como Áreas de Preservação Permanente (APP).

O decreto 9.760 (RIO DE JANEIRO, 1987a) regulamentou a lei estadual 1.130 (RIO DE JANEIRO, 1987b) e estabeleceu que, no Estado do Rio de Janeiro não será permitido o parcelamento do solo nos 100 metros de faixa marginal de lagos, lagoas e reservatórios, contados a partir da orla. A Lagoa Imboassica teve o seu PAO aprovado em 1988 pelo Decreto Estadual 11.556 (RIO DE JANEIRO, 1988). No entanto, esses decretos foram publicados somente no final da década de 1980, quando boa parte da zona ripária da BHLI já se encontrava urbanizada.

Tanto o Plano Diretor do município de Macaé (MACAÉ, 2006) quanto o de Rio das Ostras (RIO DAS OSTRAS, 2006) vetavam o parcelamento do solo em áreas de preservação permanente e em áreas sujeitas à inundação. No entanto, a área urbana da zona ripária da BHLI seguiu aumentando e a expansão foi ainda mais acentuada a partir da segunda metade da década de 2000. Além disso, ao longo da última década houve também a verticalização das edificações em algumas regiões da zona ripária.

A expansão urbana sobre as zonas ripárias acarreta em várias alterações na dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos. Essas regiões exercem um papel extremamente importante no controle dos processos hidrológicos e biogeoquímicos entre os ecossistemas aquáticos e o ambiente terrestre adjacente (NRC, 2002; BURT & PINAY, 2005). A vegetação ali presente reduz a carga de nutrientes e contaminantes oriundos de fontes difusas e diminui a taxa de erosão (DOSSKEY et al., 2010). Além disso, segundo esses autores, ela aumenta a capacidade de infiltração e absorção de água pelo solo.

Na zona ripária da BHLI, somente uma pequena porção (<15%) esteve coberta por manchas de vegetação durante todo o período entre 1985 e 2015 (figura 17). Além disso, já no início da década de 1990 grande parte das áreas naturalmente alagáveis no entorno da Lagoa Imboassica tinham sido convertidas em áreas residenciais e pastagens (SANTOS et al., 1998). A remoção da vegetação e a impermeabilização do solo em decorrência da expansão urbana alteraram a dinâmica hidrológica dos ecossistemas aquáticos. Nos períodos chuvosos, as cheias do rio Imboassica deveriam ser absorvidas áreas alagáveis adjacentes atualmente ocupadas por edificações. Essas inundações têm sido utilizadas como justificativa para a abertura artificial da barra arenosa para redução do nível da água. Dessa

forma, de acordo com Esteves (1998a), a ocupação inadequada das margens pode ser apontada como o principal fator responsável pela AABA das lagoas costeiras (ESTEVES, 1998a). Em períodos secos, as captações de água subterrânea nas zonas industriais próximas à desembocadura do rio Imboassica colaboram para o déficit hídrico observado nessa região (RIO DE JANEIRO, 2013).

## 2.5 CONCLUSÃO

A urbanização foi a principal responsável pelas mudanças no uso e na cobertura da terra na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica nas últimas quatro décadas. Ela ocorreu predominantemente sobre as áreas de campo agropastoril e ocorreu de leste para oeste em direção montante.

A expansão urbana da BHLI teve início no começo da década de 1980 e até a metade da década de 1990 estava restrita ao entorno da Lagoa Imboassica. O aumento da área urbana foi mais acentuado a partir do final da década de 1990 em decorrência do aumento no número de empresas ligadas ao setor petrolífero

A população residente na BHLI aumentou de cerca de 1,7 vezes ao longo da década de 2000. Em 2010 ela totalizava aproximadamente 9.765 habitantes, sendo 91% do município de Macaé.

O padrão de mudanças no uso e na cobertura da terra na zona ripária foi semelhante àquele observado para a bacia hidrográfica como um todo, porém em termos percentuais a expansão urbana foi mais intensa.

A gestão da Lagoa Imboassica deve ser pensada em nível de bacia hidrográfica e em conjunto com o planejamento urbano. Ademais, além de conservar os fragmentos de vegetação ainda existentes na BHLI, é urgente planejar também a restauração de parte da cobertura vegetal original, especialmente na zona ripária.

**3. CAPÍTULO II.**  
**O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL REGISTRADO NO**  
**SEDIMENTO DA LAGOA IMBOASSICA**

### 3.1 INTRODUÇÃO

A eutrofização artificial é um dos maiores problemas de poluição da água no mundo e causa grandes alterações na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ISTVÁNOVICS, 2010; ANSARI et al., 2011). Ela aumenta a produtividade do corpo hídrico e provoca mudanças na composição específica das comunidades de produtores primários (SMITH, 2009; MILLS et al., 2016). O aumento no grau de trofia pode também provocar a mudança de um regime de águas claras para outro de águas túrbidas (SCHEFFER et al., 1993; SCHEFFER & VAN NES, 2007). Além disso, com o aumento da produtividade fitoplanctônica, a fonte de matéria orgânica predominante pode passar de alóctone à autóctone.

O conhecimento da dinâmica em longo prazo dos ecossistemas aquáticos é de fundamental importância para compreender a sua condição atual e planejar a sua gestão (ZAN et al., 2012). No entanto, são escassos os registros de monitoramentos limnológicos que possibilitem acompanhar o processo de eutrofização artificial. Nesse sentido, a abordagem paleolimnológica é uma poderosa ferramenta para compreender a dinâmica dos ecossistemas aquáticos em longo prazo e fornecer subsídios para a sua gestão (MILLS et al., 2016). Com base no registro sedimentar, os estudos paleolimnológicos permitem colocar a condição atual do corpo hídrico em seu contexto histórico e caracterizar os efeitos em longo prazo da eutrofização artificial (DAVIDSON & JEPPESEN, 2013).

A matéria orgânica depositada no sedimento dos corpos hídricos pode fornecer informações extremamente importantes para reconstruir a história desses ecossistemas (MEYERS & TERANES, 2001). Diversos indicadores geoquímicos têm sido frequentemente usados para inferir sobre mudanças em longo prazo no estado trófico e na fonte de matéria orgânica (ZAN et al., 2012). A evolução do grau de trofia dos corpos hídricos tem sido investigada com base na concentração de nutrientes como carbono orgânico total ( $C_{OT}$ ), nitrogênio total ( $N_T$ ) e fósforo total ( $P_T$ ) no seu sedimento. No entanto, a concentração desses nutrientes é influenciada pela densidade das amostras de sedimento. Dessa forma, o fluxo de nutrientes (expresso em  $mg.cm^{-2}.ano^{-1}$ ) tem se mostrado uma métrica mais adequada que a concentração expressa em percentagem (MEYERS & TERANES, 2001). As mudanças na origem da matéria orgânica e na paleoprodutividade em lagos podem ser avaliadas com base em valores das assinaturas isotópicas de carbono e

nitrogênio ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) e também na razão C:N (SCHELSKE & HODELL, 1995; MEYERS & LALLIER-VERGÈS, 1999; MEYERS, 2006; DAS et al., 2008).

Situada no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, a Lagoa Imboassica é um exemplo de ecossistema aquático costeiro artificialmente eutrofizado em função da rápida expansão urbana na sua bacia hidrográfica. Como discutido no Capítulo I, essa urbanização teve início no começo da década de 1980 e se intensificou a partir do final da década seguinte. O aporte contínuo de efluentes sem tratamento adequado elevou consideravelmente o grau de trofia desse corpo hídrico que, no final dos anos 1990, passou de um regime de águas claras dominado por macroalgas submersas para outro de águas túrbidas dominado pela comunidade fitoplanctônica (PALMA-SILVA et al., 2002a).

O processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica ainda não foi avaliado em toda a sua extensão. As condições limnológicas da coluna d'água vêm sendo monitoradas desde 1992, porém não há registros anteriores ao início do aporte de efluentes para o corpo hídrico. A distribuição vertical de nutrientes no sedimento da Lagoa Imboassica foi investigada por Petrucio et al. (1997) no início da década de 1990. No entanto, esses autores não estimaram as idades das amostras de sedimento e dessa forma, a variação observada não pôde ser contextualizada cronologicamente.

Neste contexto, este capítulo tem como objetivo reconstruir o histórico de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica e caracterizar as principais mudanças em relação ao seu grau de trofia, à sua produtividade e à origem da matéria orgânica depositada no seu sedimento. De forma mais específica, busca-se aqui responder as questões listadas a seguir. Como evoluiu o processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica? Como o aumento no grau de trofia se refletiu na produtividade desse ecossistema? Como a mudança de um regime de águas claras para outro de águas túrbidas se refletiu no registro sedimentar? Ao longo do processo de eutrofização, houve mudanças em relação à fonte de matéria orgânica para o corpo hídrico?

Este capítulo tem como predição que o processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica se iniciou com a ocupação urbana no seu entorno e se refletiu em aumento no grau de trofia e na produtividade do corpo hídrico, assim como em mudanças em relação às suas fontes de matéria orgânica.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Amostragem do perfil vertical de sedimento

Um perfil vertical de sedimento (com 7,5 cm de diâmetro e 37 cm de comprimento) foi coletado na margem oeste da Lagoa Imboassica (22°24'41" S; 41°51'02" O), próximo aos bancos de macrófitas aquáticas (figura 18) no dia 13 de novembro de 2015. O perfil foi fracionado a cada 1 cm. O sedimento correspondente a cada fração foi homogeneizado e transferido para recipientes previamente esterilizados e identificados conforme o estrato correspondente.

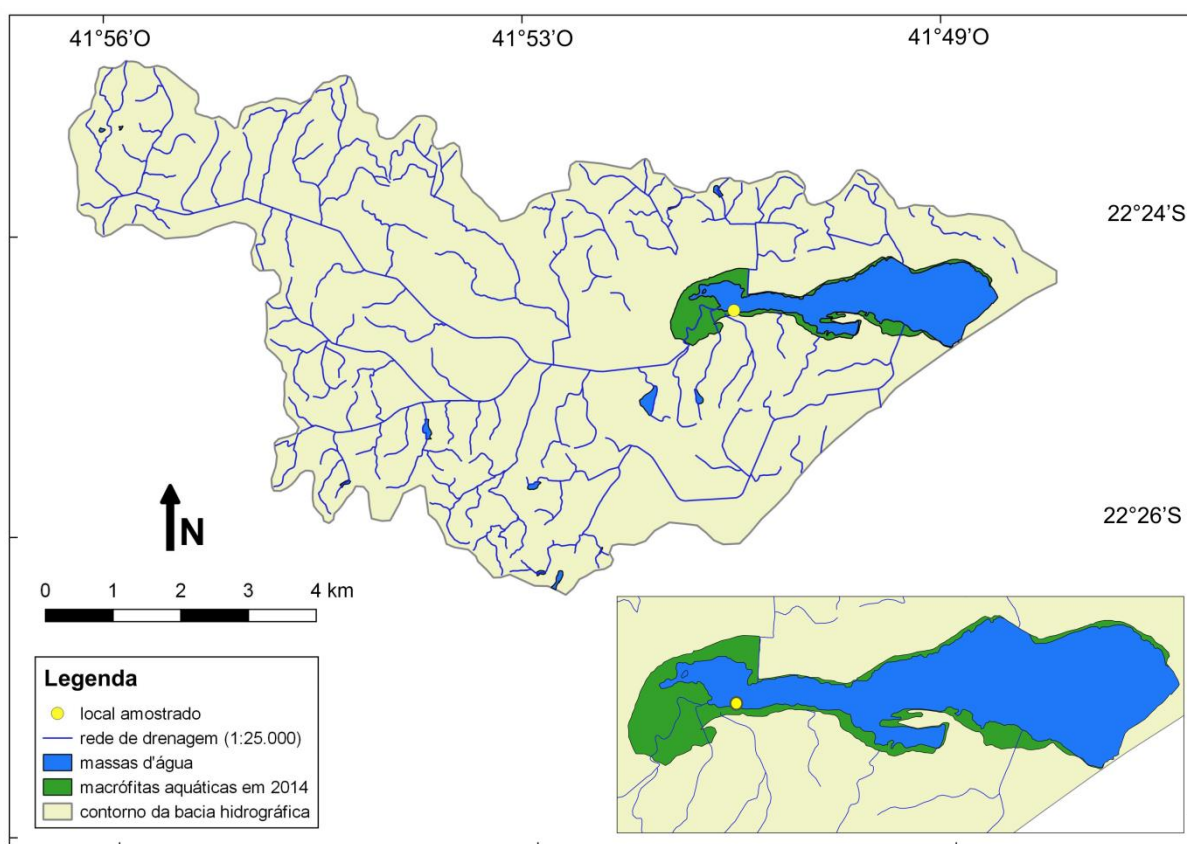


Figura 18. Localização do ponto de coleta do perfil vertical de sedimento na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica, com destaque para a sua posição em relação à área da laguna coberta por bancos de macrófitas aquáticas.

### 3.2.2 Densidade aparente e granulometria das amostras

A densidade aparente ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) das amostras foi estimada imediatamente após a coleta. Para cada amostra uma alíquota de sedimento foi retirada e colocada em



um frasco de volume conhecido (8 mL). A massa da alíquota foi determinada pela diferença entre o frasco sem amostra e o frasco com a amostra úmida. Após pesagem, os frascos foram colocados em estufa a 60°C para secagem até atingir massa constante (pesagem diária). O conteúdo restante das amostras foi mantido congelado até o seu processamento.

A análise granulométrica foi feita no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (LCA/UENF), após a secagem as frações acima de 2 mm foram separadas por peneiração em intervalos sucessivos, enquanto as frações menores do que 2 mm foram determinadas com auxílio do analisador de partícula por difração a laser (Shimadzu modelo SALD-3101) em várias frações conforme a escala Wentworth (WENTWORTH, 1922).

### 3.2.3 Determinação das idades das amostras com Chumbo – $^{210}\text{Pb}$

As idades das amostras de sedimento foram estimadas por meio de datação com  $^{210}\text{Pb}$ , de acordo com o método descrito de forma detalhada em Raphaelli (2018). Primeiramente, as amostras foram secas, homogeneizadas, pesadas e acondicionadas em frascos lacrados. Esses foram então armazenados por 21 dias até que fosse estabelecido o equilíbrio secular entre o  $^{226}\text{Ra}$  e os filhos do  $^{222}\text{Rn}$  de meia-vida curta. A idade de cada amostra foi estimada com base na atividade do  $^{210}\text{Pb}$  em excesso ( $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ ), determinado pela diferença entre o  $^{210}\text{Pb}$  total ( $^{210}\text{Pb}_{\text{T}}$ ) e o suportado ( $^{210}\text{Pb}_{\text{s}}$ ).

A atividade do  $^{210}\text{Pb}_{\text{T}}$  foi determinada por meio da medição da radiação gama característica de 46keV em um detector coaxial de Germânio hiperpuro (HPGe). A atividade do  $^{210}\text{Pb}_{\text{s}}$  foi estimada pela concentração de  $^{226}\text{Ra}$ , pois em ausência de deposição de  $^{210}\text{Pb}$ , este se encontra em equilíbrio radioativo com  $^{226}\text{Ra}$  (APPLEBY & OLDFIELD, 1983). A atividade de  $^{226}\text{Ra}$  foi determinada pela média ponderada de duas energias de  $^{214}\text{Pb}$  (295,2 KeV e 351,9 KeV) e um pico de radiação gama de  $^{214}\text{Bi}$  a 609.3 KeV (MOORE, 1984). Para calcular a idade das amostras a partir dos valores de  $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$  foi utilizado o modelo CIC (*Constant Initial Concentration*), que considera a concentração inicial de  $^{210}\text{Pb}$  constante (APPLEBY & OLDFIELD, 1978). A partir da idade das amostras foi calculada também a taxa de sedimentação, expressa em  $\text{cm.ano}^{-1}$ .

### 3.2.4 Conteúdo de nutrientes e de matéria orgânica do sedimento

Após secagem e homogeneização, alíquotas das amostras de sedimento foram utilizadas para determinar o seu conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes. O conteúdo de sólidos totais voláteis (STV) foi estimado pela diferença de massa de uma alíquota (~1 g) de cada amostra de sedimento (previamente seca em estufa a 105°C por 1 hora) antes e depois de ser levada à mufla a 550°C por 2 horas. As concentrações de carbono orgânico total ( $C_{OT}$ ) e de nitrogênio total ( $N_T$ ) das amostras de sedimento foram determinados com um Analisador Elementar *Flash 2000* (*Organic elemental analyzer - Thermo Scientific*), com precisão inter-réplicas de 95%.

Para extração do fósforo total  $P_T$  uma alíquota (~1 g) de cada amostra seca e homogeneizada foi levada à mufla a 550°C por 2 horas em cadinhos de porcelana previamente descontaminados e então transferida para frascos com 100 ml de HCl 1N mantidos 16h em mesa agitadora (ASPILLA et al., 1976). Posteriormente a solução correspondente a cada amostra foi filtrada (em filtro com malha de 8 $\mu$ m) e diluída 10 vezes.

A concentração de  $P_T$  foi então estimada segundo o método do complexo azul de molibdênio, por meio de leitura em espectrofotômetro (modelo Varian 50 Bio UV-visível e cubeta de quartzo) (GOLTERMAN et al., 1978). A acurácia das análises foi avaliada pela análise simultânea de um material de referência com concentração de fósforo previamente conhecida (*National Institute of Standards and Technology - NIST Estuarine Sediment 1646a*). A precisão inter-réplicas foi maior que 95%.

### 3.2.5 Composição isotópica do sedimento

As composições isotópica de carbono ( $\delta^{13}C$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}N$ ) das amostras de sedimento foram determinadas em Espectrômetro de Massa Isotópica *Thermo Quest-Finnigan Delta* (Finnigan-MAT) acoplado ao Analisador Elementar (Carlo Erba) no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF). Os resultados, com precisão de 0,1‰, foram expressos em relação ao carbonato da formação Pee Dee (Belemnite) para  $\delta^{13}C$  e em relação ao  $N_2$  atmosférico para  $\delta^{15}N$  (GROOT, 2004).

### 3.2.6 Análise dos dados

A taxa de acúmulo de sedimento (TAS), expressa em  $\text{g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , foi calculada para cada amostra segundo a equação 1:

$$TAS_{(x)} = d_{(x)} \cdot \omega_{(x)} \quad (1)$$

onde:

$d_{(x)}$ : densidade ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) da amostra de sedimento do intervalo de profundidade “x”;

$\omega_{(x)}$ : taxa de sedimentação ( $\text{cm.ano}^{-1}$ ) da amostra de sedimento do intervalo de profundidade “x”;

Os fluxos (F) de carbono orgânico total ( $C_{\text{OT}(\text{fluxo})}$ ), de nitrogênio total ( $N_{\text{T}(\text{fluxo})}$ ), de fósforo total ( $P_{\text{T}(\text{fluxo})}$ ) e de sólidos totais voláteis ( $STV_{(\text{fluxo})}$ ), expressos em  $\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , foram calculados segundo a equação 2:

$$F_{(x)} = d_{(x)} \cdot \omega_{(x)} \cdot C_{(x)} \quad (2)$$

onde:

$d_{(x)}$ : densidade ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) da amostra de sedimento do intervalo de profundidade “x”;

$\omega_{(x)}$ : taxa de sedimentação ( $\text{cm.ano}^{-1}$ ) da amostra de sedimento do intervalo de profundidade “x”;

$C_{(x)}$ : concentração de nutriente ( $C_{\text{OT}}$ ,  $N_{\text{T}}$  ou  $P_{\text{T}}$ ) ou de STV ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) da amostra de sedimento do intervalo de profundidade “x”;

Para determinar as relações estequiométricas (razão C:N e razão N:P) foram utilizados os valores de concentração de nutrientes expressos em unidades de massa ( $\text{mg.g}^{-1}$ ). A correlação entre as variáveis foi estimada por meio do cálculo do coeficiente de correlação linear de Pearson.

Para identificar a ocorrência de distintas fases ao longo do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica, as amostras de sedimento foram ordenadas por meio de uma Análise de Componentes Principais (ACP). Essa análise é considerada adequada para fins descritivos e exploratórios, sendo relativamente robusta para dados sem uma distribuição normal (JOLLIFFE, 2002; ZUUR et al., 2007). Na ACP, um número grande de variáveis é reduzido a um conjunto bem menor, os componentes principais (JOLLIFFE, 2002), que são

autovalores formados por combinações lineares das variáveis originais (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998; ZUUR et al., 2007).

Na ACP foram utilizadas as variáveis  $C_{OT(fluxo)}$ ,  $P_{T(fluxo)}$ ,  $N_{T(fluxo)}$ , razão N:P,  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$ . Para os nutrientes foram utilizados os dados de fluxo em vez de concentração, de forma a evitar possíveis tendenciamentos dos resultados decorrentes das variações na TAS ao longo do perfil de sedimento. As variáveis STV, razão C:N e  $\delta^{13}C_{org}$  não foram adicionadas à ACP por apresentarem alta correlação (tabela 4) com pelo menos uma das variáveis já utilizadas.

A distância euclidiana foi utilizada como medida de dissimilaridade e a ACP foi calculada com base em matriz de correlação, a partir da normalização de todas as variáveis, subtraindo cada observação de sua média e dividindo pelo valor do respectivo desvio-padrão (HAMMER et al., 2001). A significância estatística dos eixos foi avaliada com base no critério de *Broken-Stick* (FRONTIER, 1976 *apud* JACKSON, 1993). As análises dos dados foram feitas com o auxílio dos *softwares* *Paleontological Statistics* - PAST versão 2.17 (HAMMER et al., 2001) e R versão 3.4.1 (R CORE TEAM, 2017).

### 3.3 RESULTADOS

O perfil vertical de sedimento coletado em 2015 na Lagoa Imboassica abrangeu um período de mais de oito décadas (desde 1932) e foi depositado a uma taxa de sedimentação média de  $0,44 \text{ cm.ano}^{-1}$ . O sedimento é predominantemente fino, com silte constituindo em torno de 60% do conteúdo da maior parte das amostras (figura 19). Entre os estratos do perfil, a TAS variou de  $0,04 \text{ g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  a  $0,21 \text{ g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , com valor médio de  $0,12 \text{ g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e apresentou tendência de aumento a partir da década de 1990, seguida de uma redução entre 2006 e 2013.

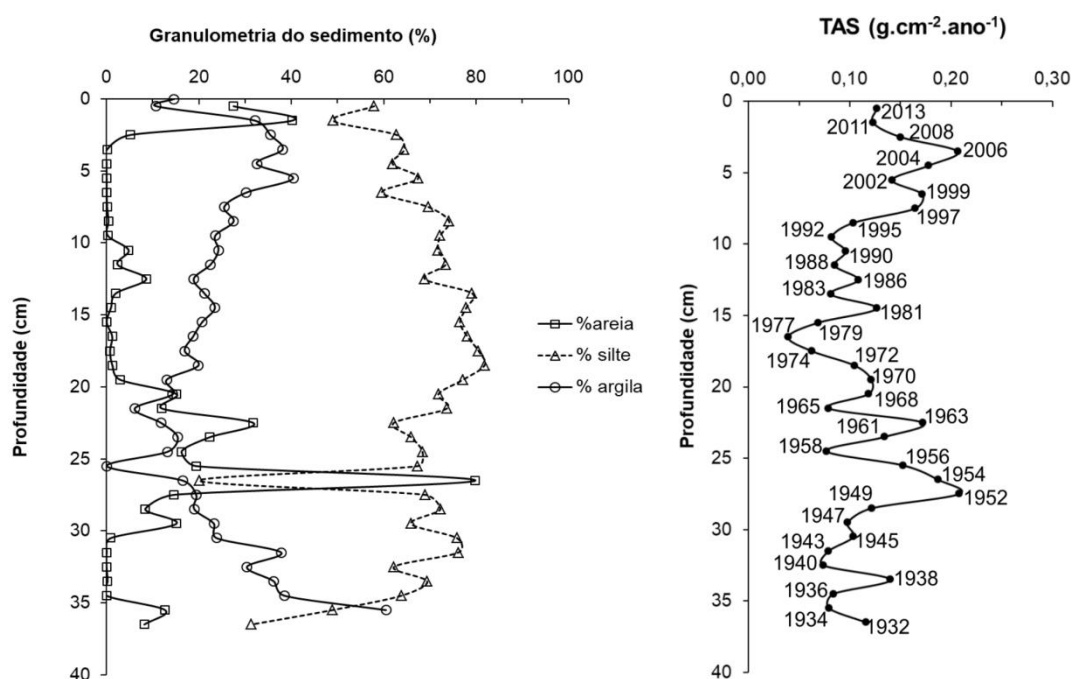


Figura 19. Variação na granulometria e na taxa de acúmulo de sedimento (TAS) ao longo do perfil vertical de sedimento coletadas na Lagoa Imboassica em 2015.

As variáveis  $STV$ ,  $C_{OT}$  e  $N_T$  apresentaram padrão de variação temporal semelhante (figura 20) e mostraram-se positivamente correlacionadas entre si (tabela 4). Essas variáveis apresentaram uma tendência de aumento a partir da década de 1990, com posterior redução nas amostras mais recentes. A diferença entre o padrão de variação da concentração e do fluxo de cada uma dessas variáveis deve-se à variabilidade nos valores de densidade aparente e de taxa de sedimentação dos estratos ao longo do perfil sedimentar.  $STV$  constituiu em média 10,20% do conteúdo das amostras e apresentou os menores valores na região mais profunda do perfil de sedimento.  $C_{OT}$  variou de 1,30% a 6,19% enquanto  $N_T$  variou de 0,04% a 0,22%. Em relação aos valores de fluxo, ele variou de 3,45 a 20,55

$\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para  $\text{STV}_{(\text{fluxo})}$ , de 1,03 a  $6,25 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para  $\text{COT}_{(\text{fluxo})}$  e de 0,04 a  $0,37 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para  $\text{NT}_{(\text{fluxo})}$ .

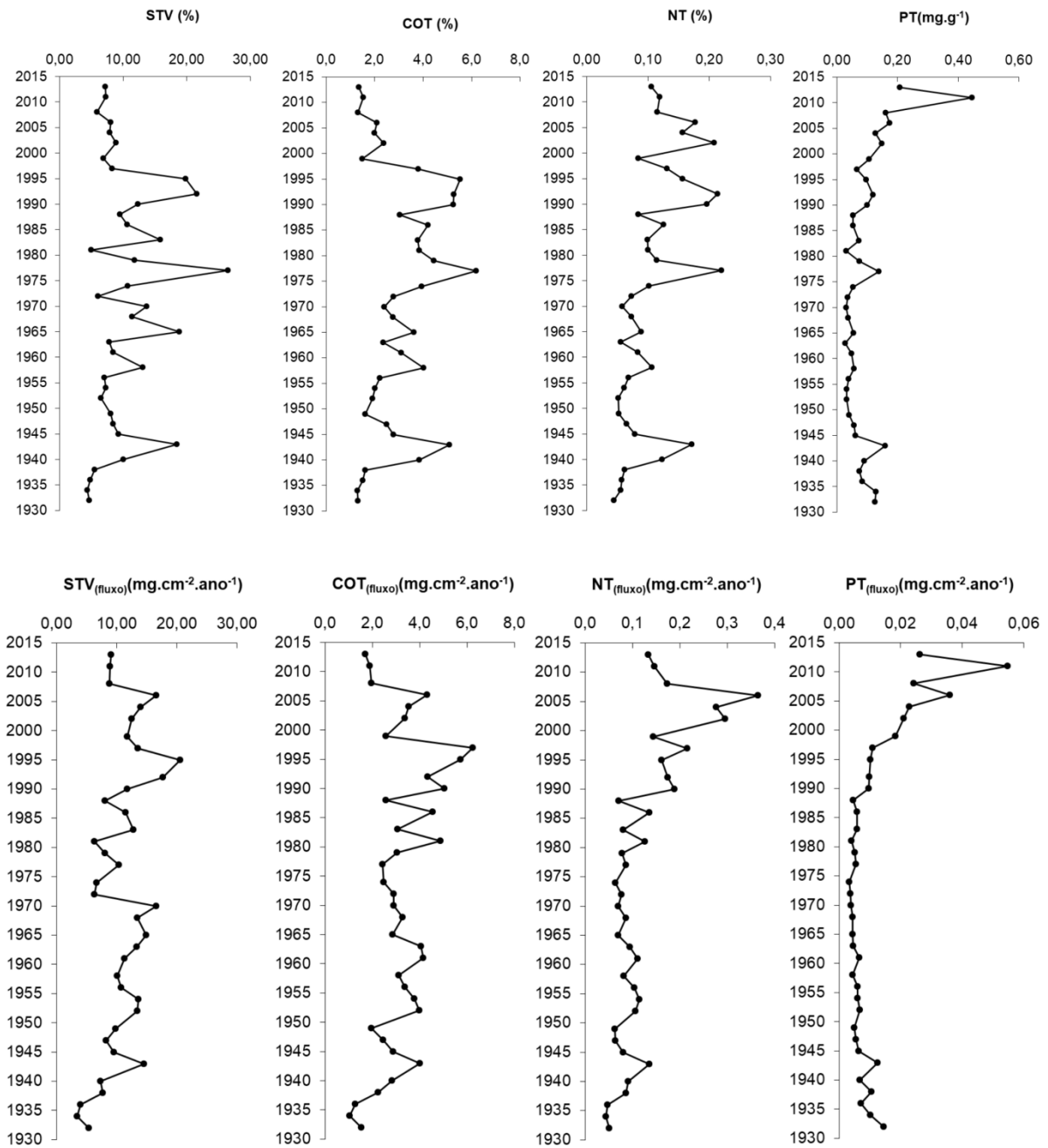


Figura 20. Variação temporal na concentração e no fluxo de matéria orgânica e de nutrientes no sedimento da Lagoa Imboassica. **STV**: concentração de sólidos totais voláteis (%); **COT**: concentração de carbono orgânico total (%); **NT**: concentração de nitrogênio total (%); **PT**: concentração de fósforo total ( $\text{mg.g}^{-1}$ ); **STV<sub>(fluxo)</sub>**: fluxo de sólidos totais voláteis ( $\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ); **COT<sub>(fluxo)</sub>**: fluxo de carbono orgânico total ( $\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ); **NT<sub>(fluxo)</sub>**: fluxo de nitrogênio total ( $\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ); **PT<sub>(fluxo)</sub>**: fluxo de fósforo total ( $\text{mg.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ).

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis medidas nas amostras de sedimento da Lagoa Imboassica datadas do período entre 1934 e 2015. **C<sub>OT(conc.)</sub>**: concentração de carbono orgânico total (%); **N<sub>T(conc.)</sub>**: concentração de nitrogênio total (%); **P<sub>T(conc.)</sub>**: concentração de fósforo total (mg.g<sup>-1</sup>); **STV<sub>(conc.)</sub>**: concentração de sólidos totais voláteis (%); **C<sub>OT(fluxo)</sub>**: fluxo de carbono orgânico total (mg.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>); **N<sub>T(fluxo)</sub>**: fluxo de nitrogênio total (mg.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>); **P<sub>T(fluxo)</sub>**: fluxo de fósforo total (mg.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>); **STV<sub>(fluxo)</sub>**: fluxo de sólidos totais voláteis (mg.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>); **TAS**: taxa de acúmulo de sedimento (g.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>); **N:P**: razão Nitrogênio:Fósforo (em unidades de massa); **C:N**: razão Carbono:Nitrogênio (em unidades de massa); **δ<sup>13</sup>C**: composição isotópica de carbono; **δ<sup>15</sup>N**: composição isotópica de nitrogênio.

|                              | <b>C<sub>OT(conc.)</sub></b> | <b>N<sub>T(conc.)</sub></b> | <b>P<sub>T(conc.)</sub></b> | <b>STV</b> | <b>C<sub>OT(fluxo)</sub></b> | <b>N<sub>T(fluxo)</sub></b> | <b>P<sub>T(fluxo)</sub></b> | <b>STV<sub>(fluxo)</sub></b> | <b>TAS</b> | <b>N:P</b> | <b>C:N</b> | <b>δ<sup>13</sup>C</b> |
|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------|------------|------------|------------------------|
| <b>C<sub>OT(conc.)</sub></b> |                              |                             |                             |            |                              |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>N<sub>T(conc.)</sub></b>  | 0,62***                      |                             |                             |            |                              |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>P<sub>T(conc.)</sub></b>  | -0,03                        | 0,36*                       |                             |            |                              |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>STV</b>                   | 0,81***                      | 0,59***                     | 0,07                        |            |                              |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>C<sub>OT(fluxo)</sub></b> | 0,56***                      | 0,42**                      | -0,20                       | 0,27       |                              |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>N<sub>T(fluxo)</sub></b>  | 0,03                         | 0,68***                     | 0,28                        | 0          | 0,51**                       |                             |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>P<sub>T(fluxo)</sub></b>  | -0,37                        | 0,31*                       | 0,88***                     | -0,22      | -0,14                        | 0,59***                     |                             |                              |            |            |            |                        |
| <b>STV<sub>(fluxo)</sub></b> | 0,35*                        | 0,43**                      | -0,05                       | 0,55***    | 0,66***                      | 0,50**                      | 0,08                        |                              |            |            |            |                        |
| <b>TAS</b>                   | -0,56***                     | -0,17                       | -0,14                       | -0,53***   | 0,29                         | 0,53***                     | 0,36*                       | 0,32                         |            |            |            |                        |
| <b>N:P</b>                   | 0,55***                      | 0,11                        | -0,57***                    | 0,24       | 0,68***                      | 0,01                        | -0,60***                    | 0,26                         | -0,03      |            |            |                        |
| <b>C:N</b>                   | 0,36*                        | -0,45**                     | -0,55***                    | 0,21       | 0,21                         | -0,66***                    | -0,81***                    | 0,01                         | -0,33*     | 0,61***    |            |                        |
| <b>δ<sup>13</sup>C</b>       | -0,51**                      | 0,26                        | 0,45**                      | -0,36*     | -0,23                        | 0,64***                     | 0,77***                     | 0                            | 0,46**     | -0,55***   | -0,85***   |                        |
| <b>δ<sup>15</sup>N</b>       | 0,05                         | 0,38*                       | 0,63***                     | 0,07       | -0,10                        | 0,24                        | 0,54***                     | -0,04                        | -0,13      | -0,37*     | -0,47**    | 0,42**                 |

\*p ≤ 0,05; \*\*p ≤ 0,01 \*\*\* p ≤ 0,001

Para  $P_T$ , foi observado um padrão de variação temporal distinto dos demais nutrientes ( $C_{OT}$  e  $N_T$ ) e de STV (Figura 20).  $P_T$  e  $P_{T(fluxo)}$  apresentaram valores baixos e pouca variação temporal até a década de 1980. No entanto, a partir da década de 1990 houve uma tendência de aumento, especialmente para  $P_{T(fluxo)}$ .  $P_{T(conc.)}$  variou de 0,003 a 0,052  $mg.g^{-1}$  e  $P_{T(fluxo)}$  de 0,003 a 0,055  $mg.cm^{-2}.ano^{-1}$ .  $P_{T(conc.)}$  e  $P_{T(fluxo)}$  mostraram-se correlacionadas positivamente com  $N_{T(conc.)}$ ,  $N_{T(fluxo)}$ ,  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$  e negativamente com a razão C:N e a razão N:P (tabela 4).

A razão C:N variou de 11 a 43 e apresentou uma clara tendência de decréscimo a partir da década de 1990 (Figura 21). A razão N:P apresentou valor médio de 14, com grande variação entre as amostras (3 – 32), tendência de aumento entre 1932 e 1954 e de redução a partir da década de 1990. Os valores de  $\delta^{13}C$  variaram de -27,97 a -24,36‰, com tendência de aumento a partir do final da década de 1990 e de diminuição a partir da segunda metade da década de 2000.  $\delta^{15}N$  apresentou valores entre 2,04 e 4,42‰ ao longo do perfil de sedimento, com um pico em 1943 e tendência de aumento a partir da década de 2000.

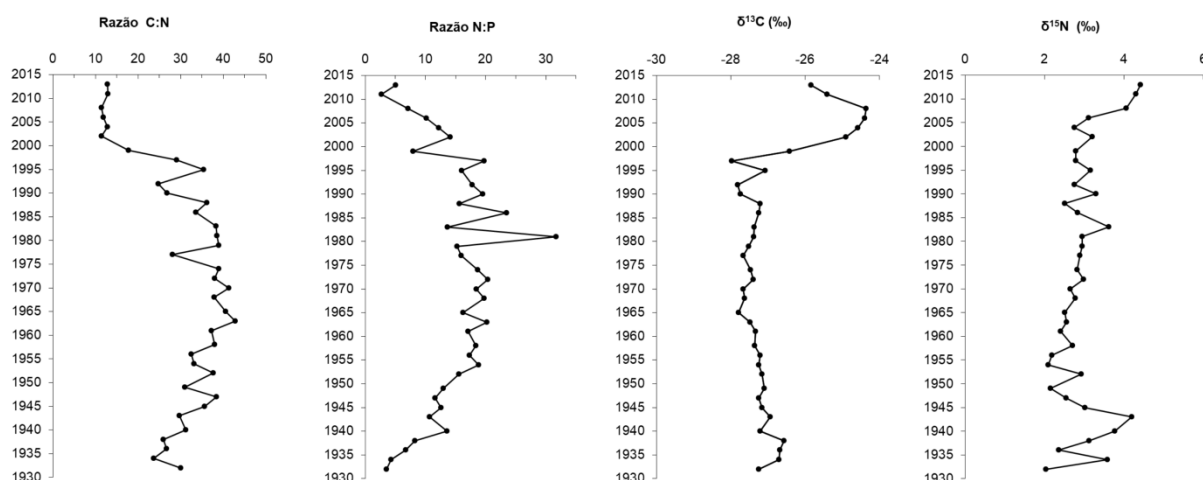


Figura 21. Variação temporal na razão C:N e na razão N:P (ambas em unidades de massa) e na composição isotópica de carbono ( $\delta^{13}C$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}N$ ) ao longo dos estratos do perfil vertical de sedimento coletado na Lagoa Imboassica.

Na ACP, 50,2% da variação original dos dados foram explicados pelo componente principal 1 (CP 1) e 30,0% pelo componente principal 2 (CP 2) (figura 22). CP 1 representou principalmente o gradiente de eutrofização e produtividade do sistema ( $P_{T(fluxo)}$ , razão N:P,  $\delta^{15}N$  e  $\delta^{13}C$ ). CP 2, por sua vez, mostrou-se relacionado à origem da matéria orgânica depositada ( $C_{OT(fluxo)}$  e  $N_{T(fluxo)}$ ). As amostras de sedimento mais recentes foram as mais positivamente correlacionadas ao CP 1. Já para CP 2, as amostras de sedimento mais positivamente correlacionadas foram



aquelas depositadas entre 1990 e 1997, entre 2002 e 2006 e em 1981 e 1986. As amostras 1932, 1934 e 1936 foram as mais negativamente correlacionadas com o segundo componente principal.

Com base na ordenação gerada pela ACP, foi possível identificar quatro grupos principais de amostras semelhantes entre si. O primeiro grupo engloba as amostras correspondentes a 1981, 1986 e ao período entre 1990 e 1997 e está relacionado ao menor grau de trofia do sistema, porém com elevados valores de  $C_{OT(fluxo)}$  e  $N_{T(fluxo)}$ . O segundo grupo, correspondente ao período anterior a 1936, caracterizou-se por baixa produtividade do sistema e os menores valores dos fluxos de carbono total e nitrogênio total. Um terceiro grupo identificado abrangeu as amostras 2002, 2004 e 2006, essas com alto grau de trofia e alta produtividade do sistema, com valores de  $C_{OT(fluxo)}$  e  $N_{T(fluxo)}$  também elevados. Por fim, as três amostras mais recentes (2008, 2011 e 2013) formaram um quarto grupo, com elevado grau de trofia, alta produtividade do sistema, porém com baixos valores de  $C_{OT(fluxo)}$  e  $N_{T(fluxo)}$ .

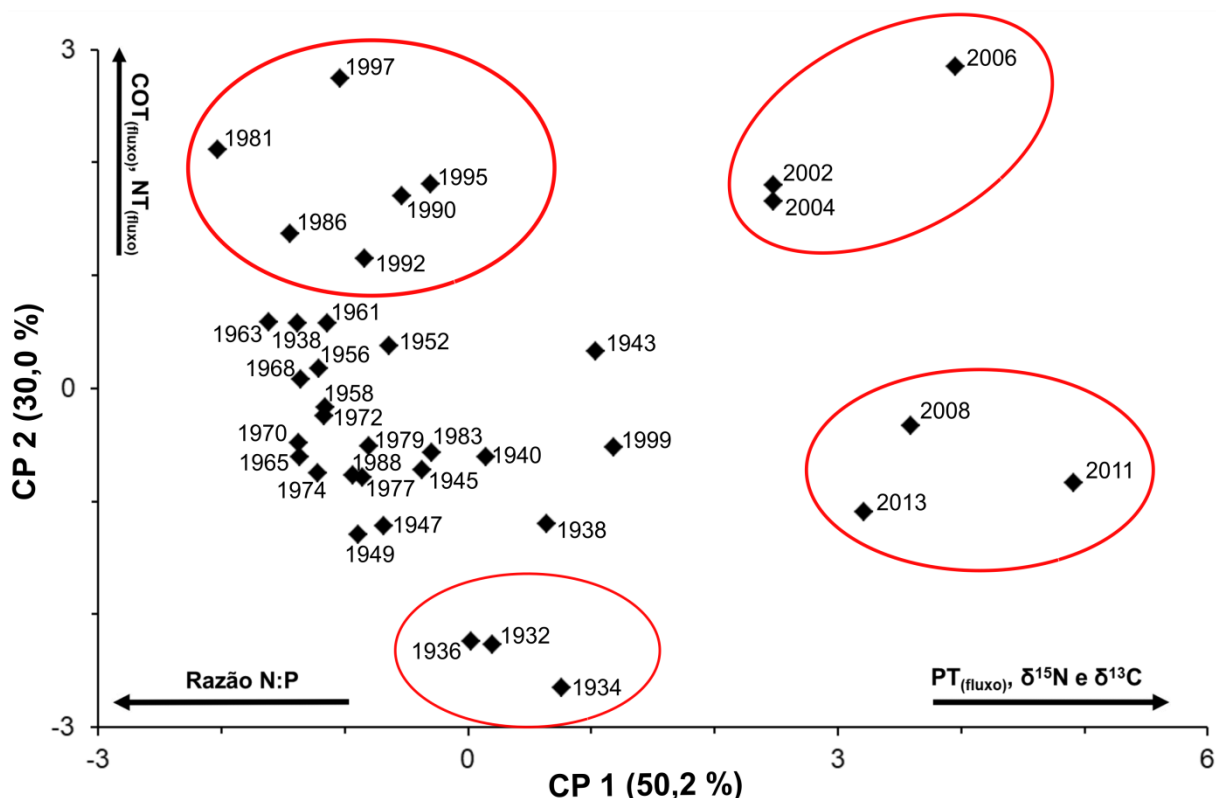


Figura 22. Análise de Componentes Principais das amostras de sedimento com base em matriz de correlação.  $C_{OT(fluxo)}$ : fluxo de carbono orgânico total ( $mg.cm^{-2}.ano^{-1}$ );  $N_{T(fluxo)}$ : fluxo de nitrogênio total ( $mg.cm^{-2}.ano^{-1}$ );  $P_{T(fluxo)}$ : fluxo de fósforo total ( $mg.cm^{-2}.ano^{-1}$ );  $N:P$ : razão Nitrogênio:Fósforo (em unidades de massa);  $\delta^{13}C$ : composição isotópica de carbono;  $\delta^{15}N$ : composição isotópica de nitrogênio.

### 3.4 DISCUSSÃO

O processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica teve início com a ocupação urbana no seu entorno e se refletiu em aumento no grau de trofia e na produtividade do corpo hídrico, assim como em mudanças em relação às suas fontes de matéria orgânica.

#### 3.4.1 Grau de trofia

O aporte contínuo de efluentes sem tratamento adequado desde o início da urbanização da bacia hidrográfica tem resultado no aumento crescente no grau de trofia da laguna. Isso pôde ser observado com base no fluxo de fósforo total para o sedimento, que entre 1980 e 2015 aumentou cerca de 14 vezes.

O aumento populacional na BHLI refletiu-se em um incremento na carga de nutrientes aportada para a Lagoa Imboassica. Na primeira metade da década de 1990 ela já recebia diariamente 70 kg de nitrogênio e 7 kg de fósforo pelo principal canal de efluentes (LOPES-FERREIRA, 1998). Antes mesmo do início da ocupação urbana, na década de 1980, a presença de esgotamento sanitário já era legalmente considerada infraestrutura básica para o parcelamento do solo urbano (BRASIL, 1979). No entanto, durante décadas não houve tratamento de efluentes e o esgoto doméstico era direcionado para sistemas fossa-filtro. Em 2013, entrou em operação a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mutum. Desde então, o esgoto doméstico que o município de Macaé tem direcionado à Lagoa Imboassica passou a ser tratado a nível terciário, com remoção de nutrientes. Em 2013 essa ETE atendia uma população estimada de 16.695 habitantes (ANA, 2017).

A eutrofização artificial da Lagoa Imboassica ficou mais evidente a partir da década de 1990, quando já eram observadas florações periódicas de algas e altas densidades de coliformes (FURTADO et al., 1997). A partir dessa década, os níveis de  $P_T$  (fluxo e concentração) apresentaram uma tendência de aumento e atingiram valores similares a outros lagos eutrofizados (ZAN et al., 2012; KENNEY et al., 2014). O elevado grau de trofia do corpo hídrico nos últimos anos ficou evidente também nos valores de  $\delta^{15}N$ , que tendem a aumentar com o estado trófico do corpo hídrico (TORRES et al., 2012). O aumento contínuo na concentração e no fluxo de

fósforo total demonstra que a abertura artificial da barra arenosa é uma medida ineficaz frente às consequências do processo de eutrofização artificial do corpo hídrico. Ela pode ser eficiente em curto prazo, mas não em médio e longo prazo.

Ao longo da década de 1990 o fluxo de fósforo se manteve em um mesmo patamar até que no final dessa década aumentou consideravelmente. Essa estagnação temporária nos níveis de fósforo no sedimento pode estar associado à presença das macrófitas aquáticas. A retenção de nutrientes por essas plantas pode mascarar os efeitos do aporte de efluentes para o corpo hídrico (FURTADO et al., 1997). Isso faz com que a dinâmica de P no sedimento responda de forma não linear ao aporte de efluentes sem tratamento adequado.

O aumento na concentração de fósforo total refletiu-se na redução dos valores da razão N:P, que tendem a ser inversamente proporcionais ao grau de trofia do sistema (DOWNING & McCAULEY, 1992). Segundo esses autores, valores de razão N:P abaixo de 14 indicam que a produção fitoplanctônica é limitada por N. Se considerado esse limiar para a razão N:P, a Lagoa Imboassica tinha a produção fitoplanctônica originalmente limitada por N, passou a ser limitada por P e com a eutrofização artificial voltou à limitação por N. No entanto, não há consenso quanto ao limiar de razão N:P para definir se a produção fitoplanctônica é limitada por N ou por P e ele pode variar de 5 (SEIP, 1994) a 29 (SMITH, 1983).

O incremento na taxa de acúmulo de sedimento sugere uma aceleração no ritmo de envelhecimento desse corpo hídrico. A partir da década de 1990 a TAS passou a aumentar e atingiu valores similares a lagos eutrofizados (XU et al., 2017). A sua redução a partir de 2006, apesar da área de solo exposto ter expandido na bacia hidrográfica como discutido no capítulo anterior pode estar ligada à expansão dos estandes de macrófitas aquáticas próximos à desembocadura do rio Imboassica. Com a retenção de sedimentos por essa vegetação, o assoreamento tende a ocorrer principalmente no trecho inferior do rio em vez da laguna.

### **3.4.2 Produtividade primária**

$\delta^{13}\text{C}$  é um indicador de paleoprodutividade, pois quando a produtividade é alta, a disponibilidade de  $^{12}\text{CO}_2$  diminui gradualmente e uma fração progressivamente maior de  $^{13}\text{CO}_2$  passa a ser incorporada na matéria orgânica

(MEYERS, 2006). Na Lagoa Imboassica, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  aumentaram a partir do final da década de 1990. Esse incremento coincide com a mudança do regime de águas claras dominado pela vegetação submersa para o regime de águas túrbidas dominado pela comunidade fitoplanctônica (PALMA-SILVA, 2002a). Esse aumento na produtividade primária está relacionado também à elevação nos níveis de  $P_T$  no corpo hídrico.

O aumento na concentração de carbono orgânico total e a simultânea diminuição da razão C:N implicam incremento na produtividade primária (DAS et al., 2008). Na Lagoa Imboassica, entre 1999 a 2006, enquanto o fluxo de  $C_{OT}$  apresentou aumento, a razão C:N manteve-se baixa. Isso corrobora a ideia de aumento na produtividade primária do sistema, especialmente a partir do final da década de 1990, muito provavelmente impulsionados pela elevação nos níveis de  $P_T$ .

O  $C_{OT}$  também é amplamente utilizado para investigar as mudanças nos processos de paleoprodutividade, deposição e preservação em sistemas lacustres (DAS et al., 2008). A sua concentração no sedimento representa a fração de matéria orgânica não remineralizada durante a sedimentação (MEYERS & TERANES, 2001). Um aumento no aporte de nutrientes gera um incremento na produtividade primária e, conseqüentemente, na concentração de carbono orgânico total (DAS et al., 2008).

Nos períodos entre 1999 e 2002 e posterior a 2008, houve redução nos níveis de  $C_{OT}$  e de  $N_T$  apesar do elevado grau de trofia. Isso pode estar relacionado à ocorrência de condições anóxicas em decorrência da produtividade primária extremamente elevada nessas ocasiões. Com a intensificação da atividade bacteriana para decomposição de matéria orgânica lábil de origem fitoplanctônica, o consumo de oxigênio aumenta consideravelmente, o que pode levar à anaerobiose (MARINHO et al., 2016).

Esses períodos de maior produtividade primária estão provavelmente relacionados à dominância por cianobactérias. Durante as florações de cianobactérias as baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem aumentar a taxa de desnitrificação e diminuir os níveis de N no corpo hídrico (XIAOFENG et al., 2012). Além disso, a biomassa morta desses organismos serve também como uma fonte adicional de carbono para os organismos desnitrificantes (ARANGO et al., 2007). Na Lagoa Imboassica, Enrich-Prast et al. (2015) encontraram baixas taxas de

desnitrificação no sedimento. No entanto, cabe destacar que esse estudo foi realizado nos meses subsequentes a uma AABA que reduziu temporariamente o grau de trofia do sistema.

As condições anóxicas também tendem a reduzir os níveis de carbono no corpo hídrico devido à metanogênese. As altas concentrações de nutrientes na coluna d'água e a presença de matéria orgânica lábil podem intensificar a atividade metanogênica no sedimento durante a noite (MARINHO et al., 2009; MARINHO et al., 2016). No presente estudo, a redução nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  no período posterior a 2008 corroboram a ideia de ocorrência de metanogênese, devido aos valores extremamente baixos de  $\delta^{13}\text{C}$  do metano (DAVIDSON & JEPPESEN, 2013). Em estudo realizado em 2001, Marinho (2004 *apud* MARINHO et al., 2016) encontrou valores elevados de metano na água e no sedimento desse ecossistema.

O simultâneo aumento nos níveis de STV,  $\text{C}_{\text{OT}}$ ,  $\text{N}_{\text{T}}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre 1936 e 1943 sugerem um incremento na produção primária nesse período, em resposta à elevação observada nos níveis de  $\text{P}_{\text{T}}$ . Como o corpo hídrico ainda não recebia carga considerável de efluentes domésticos, esse P era provavelmente oriundo do sedimento da bacia hidrográfica. Assim, esse aumento nos níveis de  $\text{P}_{\text{T}}$  pode ser reflexo de uma maior influência do rio Imboassica (PETRUCIO et al., 1997) ou estar relacionado às obras para a construção da Rodovia Amaral Peixoto, inaugurada em 1943 (MACAÉ, 2010) às margens da Lagoa Imboassica.

### 3.4.3 Fontes de matéria orgânica

O fato de  $\text{C}_{\text{OT}}$  e  $\text{N}_{\text{T}}$  terem apresentado dinâmica temporal semelhante a STV e essas três variáveis apresentarem alta correlação positiva entre si sugere que esses nutrientes têm uma mesma origem, na matéria orgânica. Na Lagoa Imboassica, as principais fontes de  $\text{C}_{\text{OT}}$  e de  $\text{N}_{\text{T}}$  para o sedimento são o fitoplâncton, as macrófitas aquáticas e as macroalgas bentônicas (FURTADO et al., 1997; PETRUCIO et al., 1997). Dessa forma, essas variáveis estão relacionadas principalmente à dinâmica dos produtores primários da laguna.

Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  na matéria orgânica do sedimento lacustre geralmente refletem os valores dos produtores primários mais abundantes no ambiente (SACKETT & THOMPSON, 1963) e têm sido amplamente utilizados para rastrear as

fontes de matéria orgânica em sedimentos lacustres (DAS et al., 2008). Até o final da década de 1990 os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  na matéria orgânica do sedimento da Lagoa Imboassica (figura 21) eram similares àqueles encontrados por Marinho et al. (2010) em macrófitas aquáticas de lagoas costeiras da região ( $\delta^{13}\text{C} = -26,96\text{‰} \pm 0,66$ ).

Com a mudança de águas claras para águas túrbidas houve também uma alteração na fonte predominante de matéria orgânica depositada no sedimento da Lagoa Imboassica, que passou a ser oriunda principalmente da comunidade fitoplanctônica. Isso refletiu-se em valores mais positivos de  $\delta^{13}\text{C}$ , ao contrário dos valores mais negativos encontrados para o fitoplâncton por Marinho et al. (2010). Cabe destacar que esses autores investigaram um corpo hídrico oligotrófico. Por outro lado, Torres et al. (2012) destacam que o fitoplâncton de lagos hipereutróficos com altas taxas de produtividade primária tende a apresentar valores de  $\delta^{13}\text{C}$  mais elevados. Além disso, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  podem apresentar uma grande variação em função dos táxons presentes na comunidade fitoplanctônica, especialmente entre as cianobactérias (VUORIO et al., 2006).

Na Lagoa Imboassica, a drástica redução na razão C:N do sedimento no final da década de 1990 se deve às características estequiométricas da comunidade fitoplanctônica que passou a dominar a produção primária do sistema. O fitoplâncton possui alto conteúdo de proteína e ausência de celulose e, conseqüentemente, apresenta baixos valores de razão C:N enquanto plantas terrestres apresentam valores mais elevados devido ao seu baixo conteúdo de proteína e abundância de celulose (MEYERS, 1994; FILLEY et al., 2001; DAS et al., 2008).

A razão C:N também tem sido utilizada para identificar as diferentes fontes de matéria orgânica em sedimentos lacustres (DAS et al., 2008). Ela tende a diminuir com a deposição de matéria orgânica algal (MEYERS, 1994, 2003) e aumentar com o aporte de matéria orgânica terrestre (NAKAI, 1986). Em lagoas costeiras, dependendo do nível de eutrofização, tanto macrófitas aquáticas (com alta C:N) quanto fitoplâncton (com baixa C:N) podem ser fontes autóctones de matéria orgânica para o sedimento (MÜLLER & MATHESIUS, 1999).

### 3.5 CONCLUSÃO

O processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica teve início na década de 1980 com a ocupação urbana do seu entorno e tem se intensificado desde então.

As maiores mudanças foram observadas a partir do final da década de 1990. O grau de trofia do corpo hídrico aumentou consideravelmente, assim como a produtividade primária e a fonte predominante de matéria orgânica para o sedimento passou a ser a comunidade fitoplanctônica.

O processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica coincidiu com a expansão urbana na bacia hidrográfica. O crescente aporte de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado durante décadas refletiu-se no acúmulo de nutrientes no sedimento, especialmente fósforo.

Dessa forma, além da sua condição atual, a gestão desse corpo hídrico deve levar em conta também o histórico de impactos ao qual ele tem sido submetido.

**4. CAPÍTULO III.**  
**MUDANÇAS DE REGIME NO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO**  
**ARTIFICIAL DA LAGOA IMBOASSICA**



## 4.1 INTRODUÇÃO

A teoria dos estados estáveis alternativos prevê que, ao longo do processo de eutrofização artificial, um lago pode apresentar uma súbita mudança de regime ecológico. Quando a turbidez atinge um nível crítico que impede o crescimento líquido da vegetação submersa, ocorre uma rápida redução na transparência da coluna d'água (devido ao aumento na biomassa fitoplanctônica) com pouco ou nenhum aumento no aporte de nutrientes (SCHEFFER et al., 1993).

No entanto, cabe destacar que essa teoria é uma simplificação da realidade. Outros regimes podem ser observados e diferentes produtores primários podem dominar o sistema. O regime de águas claras pode ser dominado por pelo menos dois grupos de plantas submersas: angiospermas e macroalgas (*Charophytas*) (SCHEFFER & VAN NES, 2007). A comunidade fitoplanctônica, por sua vez, não é um grupo homogêneo. A produção primária no regime de águas túrbidas pode ser dominada especificamente por cianobactérias, considerada um dos dois estados estáveis alternativos da comunidade de microalgas (SCHEFFER et al., 1997; SCHEFFER & VAN NES, 2007).

Em geral, as mudanças de regime estão associadas a fatores internos e externos como mudanças climáticas, histórico de influência antrópica, assim como processos ontogenéticos e características morfométricas do corpo hídrico (RANDSALU-WENDRUP et al., 2016; VERMAIRE et al., 2017). Os estudos sobre mudanças de regime têm se concentrado principalmente em lagos europeus e norte-americanos. Dessa forma, o conhecimento existente sobre esse tema está embasado principalmente em clima temperado. Entretanto, cabe destacar que ecossistemas diferentes podem responder de forma distinta a um mesmo fator (RANDSALU-WENDRUP et al., 2016).

A Lagoa Imboassica possui uma série de atributos que a tornam um excelente “laboratório” para investigar o processo de mudança de regime em uma laguna costeira tropical. Durante décadas esse corpo hídrico recebeu o aporte excessivo de efluentes domésticos e industriais sem o tratamento adequado, o que provocou a sua eutrofização artificial. No final da década de 1990 esse ecossistema passou de um regime de águas claras dominado por macroalgas submersas para um regime de águas túrbidas dominado pelo fitoplâncton (PALMA-SILVA et al., 2002a). A dinâmica desse corpo hídrico tem sido também fortemente influenciada pelas eventuais

aberturas artificiais da barra arenosa que separa a laguna do mar. As condições limnológicas da Lagoa Imboassica vêm sendo monitoradas desde 1992 pelo Laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Dessa forma, muitas das mudanças pelas quais esse ecossistema passou ao longo das últimas três décadas puderam ser registradas.

Com base em dados de transparência da coluna d'água monitorados entre 1992 e 2016, Farias et al. (no prelo) observaram quatro fases distintas na Lagoa Imboassica. A fase I, caracterizada por águas claras elevada transparência da coluna d'água, estendeu-se de julho de 1992 a dezembro de 1998. A fase II, com transparência da coluna d'água reduzida abrangeu o período entre janeiro de 1999 e fevereiro de 2001. A fase III, caracterizada por valores intermediários de transparência da coluna d'água, ocorreu entre março de 2001 e dezembro de 2008. Na fase IV (2009-2016) foram observados os menores valores de transparência da coluna d'água.

Neste contexto, o objetivo deste capítulo é caracterizar os regimes observados ao longo do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica e identificar os principais fatores que direcionaram as transições entre eles. Mais especificamente, busca-se aqui responder as questões listadas a seguir. Quais regimes ecológicos ocorreram ao longo do processo de eutrofização artificial? Que fatores influenciaram nas mudanças de um regime ao outro? Como a concentração e o estoque de  $N_T$  e de  $P_T$  variaram em função do nível da água e das AABAs?

O presente capítulo parte da predição de que as quatro fases observadas ao longo do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica correspondem a três regimes com distintas características limnológicas. São eles: um regime de águas claras com macroalgas submersas sendo os produtores primários predominantes (fase I), águas túrbidas e com produção primária dominada pelo fitoplâncton (fase III) e águas túrbidas, porém com predomínio de cianobactérias (fases II e IV).

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Variação diária do nível da água

A variação diária no nível da água na Lagoa Imboassica foi estimada com base nos dados do monitoramento da profundidade da coluna d'água na régua linimétrica fixa coletados diariamente pela Secretaria de Ambiente da Prefeitura Municipal de Macaé no intervalo entre novembro de 2013 e dezembro de 2016. Para avaliar a influência da chuva sobre a variação do nível da água na laguna foram também compilados dados de precipitação pluviométrica diária na estação meteorológica INMET Macaé – A608 referentes ao período entre novembro de 2013 e dezembro de 2016. Foram excluídos os períodos sem ocorrência de chuvas e também os períodos após eventos de AABA nos quais mesmo com chuvas observou-se abaixamento do nível da água. Para cada evento de chuva foram calculadas a pluviometria total acumulada e a variação total observada no nível da água. A influência da pluviometria sobre a variação no nível da água foi estimada por meio de uma regressão linear.

A diminuição do nível da água após eventos de AABAs foi acompanhada em dois momentos. O primeiro se deu em dezembro de 2015, quando a barra arenosa do canal extravasor foi aberta e o segundo em novembro de 2016, após a AABA da laguna. Nos dois casos, a variação do nível da água foi monitorada por meio de medições feitas na régua linimétrica fixa.

### 4.2.2 Variação mensal em longo prazo do nível da água

Em geral, o nível da água em um corpo hídrico é monitorado com base em medições feitas em uma régua linimétrica localizada fixa em um ponto. No entanto, na Lagoa Imboassica esse procedimento passou a ser adotado somente a partir de 2013. Dessa forma, no presente trabalho, o nível da água corresponde ao valor de profundidade máxima da laguna. Esta, por sua vez, foi estimada para cada coleta a partir dos valores de profundidade medidos nas estações amostrais L01, L02, L03 e L04 (vide seção 4.2.6), cuja localização tem sido mantida exatamente a mesma ao longo de todo o período monitorado.

A estação amostral L02 foi selecionada como referência para estimar o nível da água por ser a mais próxima à régua linimétrica e possuir o fundo menos irregular no seu entorno. Nas coletas em que L02 esteve seca, o nível da água foi estimado a partir da profundidade medida em L04. Quando essa também estava seca, foram utilizados os valores medidos em L03 para estimar a profundidade máxima.

Para identificar a relação numérica das profundidades medidas nas estações amostrais com a profundidade máxima do corpo hídrico um mapeamento batimétrico da laguna foi realizado no dia 03 de dezembro de 2015, quando a profundidade da coluna d'água na régua linimétrica era de 1,20 m. Apesar da barra arenosa do canal extravasor ter sido aberta dois dias antes (em 01/12/2015), durante o mapeamento batimétrico o nível da água variou menos de cinco centímetros (observação feita na régua linimétrica fixa).

A profundidade foi medida em intervalos de 50 m em 50 transectos distribuídos pela laguna (sentido norte-sul), equidistantes 100 m. Para isso, foi utilizada uma sonda Garmin-eccho 551c, com resolução de 0,10 m e um GPS Garmin Etrex 20x. O mapeamento batimétrico compreendeu também um transecto no sentido leste-oeste e outro ao longo da região litorânea do corpo hídrico (figura 23). No total, foram mapeados aproximadamente 1.000 pontos de profundidade da coluna d'água. Durante o mapeamento batimétrico também foram medidas as profundidades dos pontos de coleta monitorados na Lagoa Imboassica e nas régua linimétricas.

As informações obtidas com o mapeamento batimétrico foram transferidas para uma planilha digital e convertidas em um arquivo do tipo *shapefile*. Esse arquivo foi transformado em um arquivo *raster* com 25 m de tamanho de *pixel* por meio de interpolação espacial por triangulação. O perímetro da Lagoa Imboassica e a delimitação dos bancos de macrófitas aquáticas foram delimitados a partir da vetorização manual de uma composição colorida RGB 321 de uma cena do satélite *RapidEye*, compatível com a escala 1:10.000, obtida em 25 de junho de 2014, cedida pelo Ministério do Meio Ambiente mediante cadastro prévio. Todas essas análises foram desenvolvidas com o *software* QGIS®, versão 2.14.6.

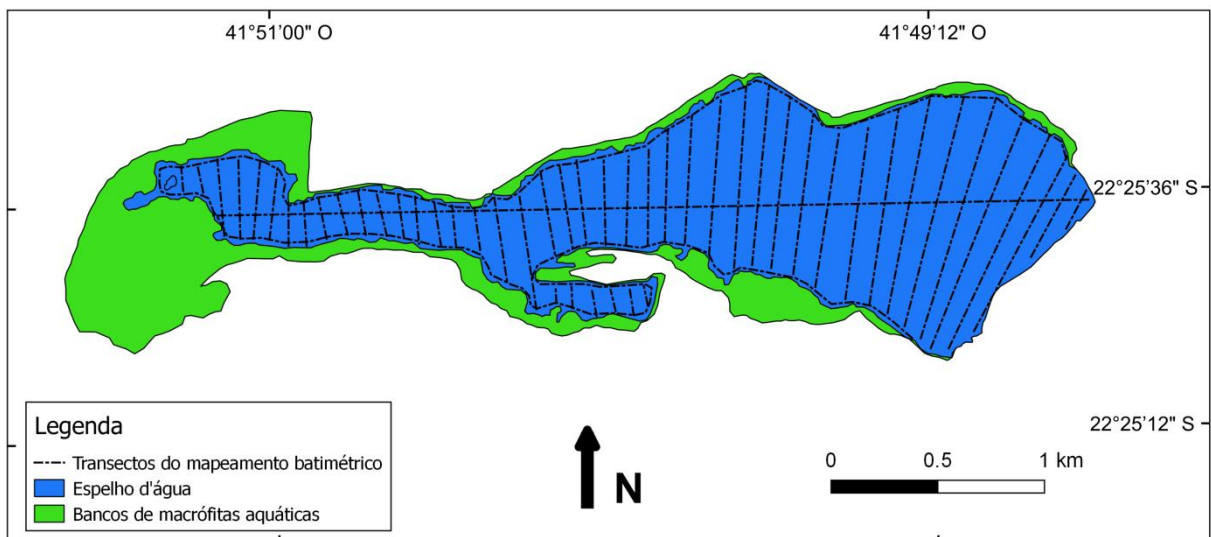


Figura 23. Distribuição espacial dos transectos com profundidade da coluna d'água medida durante o mapeamento batimétrico feito na Lagoa Imboassica em 03 de dezembro de 2015.

#### 4.2.3 Caracterização morfométrica da Lagoa Imboassica

A caracterização morfométrica da Lagoa Imboassica foi feita a partir do cálculo de três variáveis: área ( $A$ ), volume ( $V$ ) e área susceptível a processos de erosão e transporte de sedimentos ( $a_{(E+T)}$ ). Elas foram calculadas para diferentes níveis da água, com base no modelo geométrico do corpo hídrico, gerado pela interpolação espacial dos dados batimétricos. Com base nos dados de taxa de sedimentação da Lagoa Imboassica (apresentados no capítulo anterior) constatou-se que a camada de sedimento depositada desde 1992 foi menor que 0,10 m, valor inferior à precisão da sonda utilizada no mapeamento batimétrico. Dessa forma, a influência do assoreamento foi aqui desconsiderada e o mesmo modelo geométrico foi utilizado para estimar o volume do corpo hídrico em todas as coletas realizadas entre 1992 e 2016.

A área e o volume correspondentes a cada valor de nível da água foram calculados com o pacote "*r.lake*" do software GRASS GIS® versão 7.0.4 e a variável  $a_{(E+T)}$ , foi calculada de acordo com a equação 3, descrita por Hakanson (1982). Essa última variável estima a área do corpo hídrico dominada por processos de erosão e transporte de sedimentos e varia conforme os valores de área e profundidade média. A relação numérica de cada uma das três variáveis morfométricas com o nível da água na laguna foi estimada por meio de regressões lineares.

$$a_{(E+T)} = \left[ 25 \left( \frac{\sqrt{A}}{P_m} \right) 41^{0,061 \left( \frac{P_m}{\sqrt{A}} \right)} \right] \quad (3)$$

onde:

A: área do corpo hídrico

P<sub>m</sub>: profundidade média do corpo hídrico

#### **4.2.4 Registro das Aberturas Artificiais da Barra Arenosa (AABAs)**

Tendo-se em vista a grande influência das aberturas artificiais de barra arenosa da laguna sobre o nível da água, foi realizada uma extensa busca por registros de ocorrência desses eventos no período entre 1992 e 2016 (Quadro 1). Grande parte deles foi registrada ao longo do monitoramento feito no âmbito do projeto Estudos Ecológicos das Lagoas Costeiras da Região Norte Fluminense (ECOLAGOAS). A busca estendeu-se também a artigos, teses, dissertações, assim como matérias de jornais sobre a Lagoa Imboassica. Além disso, os dados de salinidade monitorados foram utilizados para respaldar a ocorrência de AABAs, tendo em vista a sua súbita elevação nesses eventos. Com isso, os registros aqui apresentados podem não coincidir com aqueles apresentados por Pessanha (2012) em levantamento feito anteriormente.

As aberturas artificiais da barra do canal extravasor foram desconsideradas no presente estudo, pois segundo Frota & Caramaschi (1998), o canal extravasor permaneceu inoperante na maior parte do tempo antes de 1997. Além disso, a carência de registros das aberturas artificiais dessa barra arenosa comprometeria tal inventário e subestimaria a sua frequência de ocorrência.

Quadro 1. Registro das aberturas artificiais da barra arenosa da laguna realizadas na Lagoa Imboassica no período entre julho de 1992 e dezembro de 2016. Os registros encontrados nas diferentes fontes bibliográficas listadas foram confirmados com base nas cadernetas de campo do projeto ECOLAGOAS.

| <b>Dia</b> | <b>Mês</b> | <b>Ano</b> | <b>Fonte</b>            |
|------------|------------|------------|-------------------------|
| 30         | setembro   | 1992       | BRANCO et al. (2007)    |
| 03         | março      | 1993       | BRANCO et al. (2007)    |
| 16         | março      | 1994       | BRANCO et al. (2007)    |
| 26         | abril      | 1994       | ERAZO (2003)            |
| 31         | maio       | 1994       | BRANCO et al. (2007)    |
| 29         | maio       | 1995       | BRANCO et al. (2007)    |
| 02         | novembro   | 1995       | ALBERTONI et al.(2002)  |
| 17         | abril      | 1996       | ESTEVES (1998b)         |
| 17         | maio       | 1996       | ERAZO (2003)            |
| 16         | novembro   | 1996       | MELO et al. (2007)      |
| 06         | janeiro    | 1997       | MELO et al. (2007)      |
| 16         | fevereiro  | 1998       | MELO et al. (2007)      |
| 08         | fevereiro  | 2001       | BOZELLI et al. (2009)   |
| 09         | novembro   | 2005       | CARVALHO (2005)         |
| 08         | janeiro    | 2008       | BARBOZA (2008)          |
| 16         | abril      | 2008       | CÂMARA (2010)           |
| 02         | outubro    | 2008       | monitoramento ECOLAGOAS |
| 18         | novembro   | 2008       | CÂMARA (2010)           |
| 15         | janeiro    | 2009       | CÂMARA (2010)           |
| 04         | janeiro    | 2012       | CAMPOLINA (2012)        |
| 17         | novembro   | 2016       | FONTES (2016)           |

#### 4.2.5 Variação na pluviometria mensal entre 1992 e 2016

Para caracterizar a variação temporal na precipitação pluviométrica mensal entre 1992 e 2016 foram utilizados dados de duas estações meteorológicas: estação Macaé A608 (22°23'S; 41°49'O) e estação Aeroporto (22°20'S; 41°45'O). A primeira é a mais próxima da Lagoa Imboassica, porém entrou em funcionamento apenas em setembro de 2006. A segunda, apesar de mais distante do corpo hídrico, possui registros de pluviometria mensal desde 1984. A estação Macaé A608 é uma estação automática administrada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e a estação Aeroporto, por sua vez, é administrada pelo Instituto de Controle do Espaço Aéreo (ICEA).

Os valores de precipitação pluviométrica mensal do período comum às duas estações meteorológicas (de 2006 a 2016) foram utilizados para testar se os dois locais diferiam significativamente. Isso foi feito por meio de um teste pareado de *Wilcoxon (Wilcoxon Signed Ranks Test)*, desenvolvido por Wilcoxon (1945). Esse teste é um procedimento estatístico para comparar dois grupos pareados (CORDER & FOREMAN, 2009). Constatada a inexistência de diferença significativa entre os dois locais ( $W=4.150$ ;  $p=0,30$ ), os dados anteriores a 2006 (provenientes da estação Aeroporto) foram integrados aos dados da estação INMET Macaé A608 para representar a variação pluviométrica mensal em todo o período entre 1992 e 2016.

#### 4.2.6 Monitoramento limnológico da coluna d'água

A Lagoa Imboassica foi monitorada mensalmente de 1992 a 2009 e bimestralmente a partir de 2013. Entre 2010 e 2012 as amostragens ocorreram em intervalos irregulares. Foram monitoradas quatro estações amostrais distribuídas pela laguna (figura 24). A estação amostral L01 (22°24'57,86"S; 41°49'9,63"O) se localiza próximo à barra arenosa da laguna e, conseqüentemente tem maior influência do mar. L02 (22°24'37,37"S; 41°48'46,36"O) fica na porção nordeste do corpo hídrico, próximo à desembocadura de um canal que nas décadas de 1990 e 2000 aportava a maior parte do esgoto *in natura* lançado na laguna. L03 (22°24'27,35"S; 41°49'42,91"O) representa a região pelágica central do corpo hídrico. L04 (22°24'33,97"S; 41°50'58,99"O) fica na região litorânea da laguna,



próximo aos maiores bancos de macrófitas aquáticas e à desembocadura do rio Imboassica.

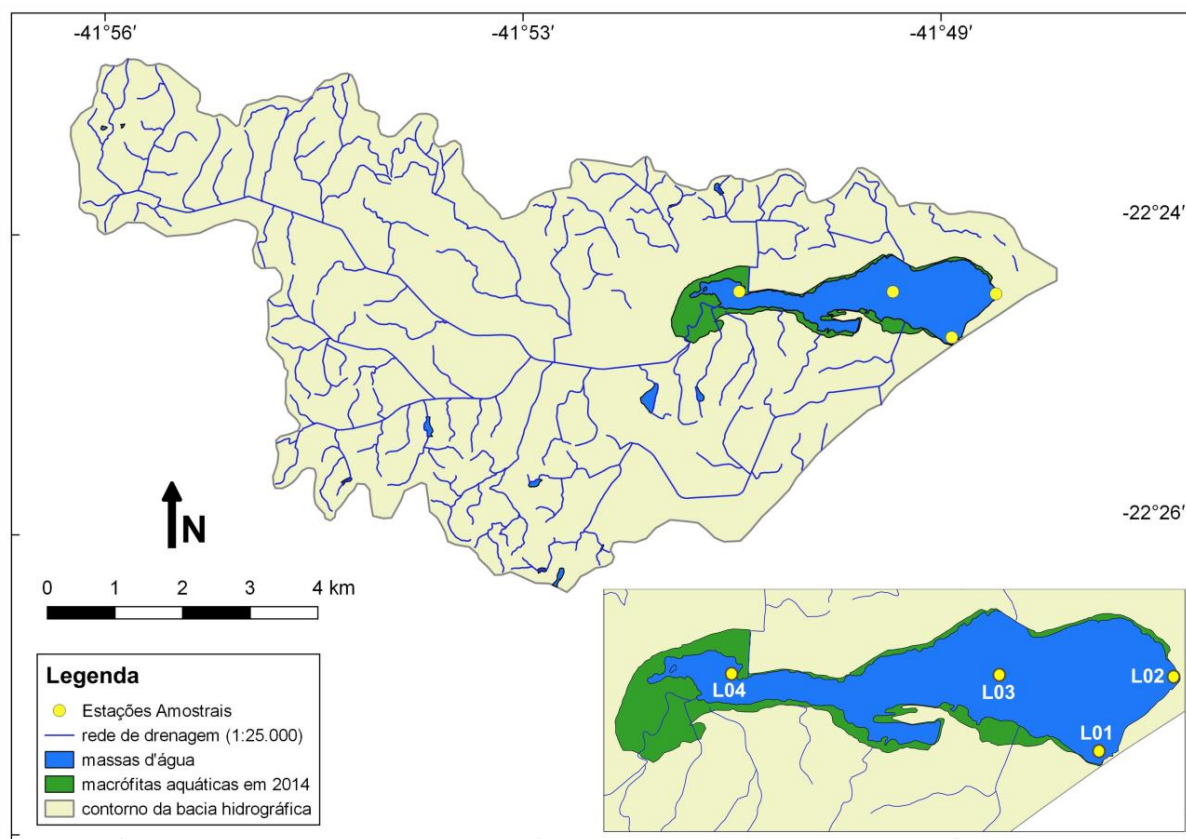


Figura 24. Localização das estações amostrais monitoradas na coluna d'água da Lagoa Imboassica no período entre 1992 e 2016.

Em cada estação amostral, a profundidade da coluna d'água foi mensurada (com o uso de um cabo graduado), a transparência da coluna d'água foi estimada (pela profundidade total do disco de Secchi) e a salinidade medida (utilizando-se um termocondutímetro). Além disso, foram coletadas amostras em profundidades de até 0,3 m e levadas para o laboratório para medição das concentrações de  $N_T$  (MACKERETH et al., 1978), de  $P_T$  (GOLTERMAN et al., 1978) e de clorofila a (EATON et al., 2005).

A razão Secchi:Profundidade (Secchi:Prof.) foi calculada para cada estação amostral e a média aritmética das quatro estações amostrais foi utilizada para representar o corpo hídrico. As coletas com transparência total (profundidade do disco de Secchi igual à profundidade da coluna d'água) foram desconsideradas. Em geral os valores de transparência total (Secchi:Prof. = 1,0) foram observados quando a laguna apresentava nível de água muito baixo. Se o nível da água fosse mais alto, provavelmente a transparência não seria total, ou seja, a consideração desses

valores superestimaria a transparência da coluna d'água. A razão N:P foi calculada com base nos valores de concentração dos nutrientes expressos em unidades de massa.

No período entre agosto de 2013 e novembro de 2016 monitorou-se também as cianobactérias nas quatro estações amostrais. As coletas foram feitas bimestralmente em conjunto com o monitoramento das demais variáveis medidas na coluna d'água. As amostras foram coletadas com uma rede de plâncton de abertura de malha de 20  $\mu\text{m}$  e, posteriormente, acondicionadas em frascos de 100 mL e fixadas com solução de Transeau (BICUDO & MENEZES, 2006). Os táxons de cianobactérias foram identificados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de um microscópio binocular (OLYMPUS BH-2) e baseou-se em Komarek & Anagnostidis (2005), Bicudo & Menezes (2006), Sant'anna et al. (2006) e Bellinger & Sigee (2010).

Para a análise quantitativa, as amostras foram coletadas diretamente em frascos de 100 mL e fixadas com lugol. A contagem dos organismos foi realizada de acordo com o método de sedimentação em câmaras (UTERMOHL, 1958) em microscópio invertido (LEICA CTR4000) com aumento de até 400x. Cada célula, colônia, cenóbio ou filamento foi considerado um indivíduo (SANT'ANNA et al., 2006). As cianobactérias foram agrupadas ao nível taxonômico de gênero e a sua densidade foi expressa em células por mililitro ( $\text{cel.mL}^{-1}$ ). A densidade de cada gênero na Lagoa Imboassica foi estimada com base na média aritmética do valor observado em cada uma das quatro estações amostrais. A densidade relativa, isto é, o percentual da densidade total de cianobactérias, foi calculada para cada gênero em cada coleta.

#### **4.2.7 Variação temporal no estoque de $N_T$ e $P_T$ na coluna d'água**

O estoque de nitrogênio total ( $N_{T(\text{kg})}$ ) e de fósforo total ( $P_{T(\text{kg})}$ ) na coluna d'água da Lagoa Imboassica foi estimado para cada coleta, de acordo com as equações 4 e 5. Isso foi feito multiplicando-se a concentração de cada um desses nutrientes (estimada pela média das quatro estações amostrais) pelo volume de água do corpo hídrico, estimado a partir do nível da água no momento da coleta.

$$N_{T(kg)} = \left[ V \left( \frac{N_{T(conc.)}}{10^6} \right) \right] \quad (4)$$

$$P_{T(kg)} = \left[ V \left( \frac{P_{T(conc.)}}{10^9} \right) \right] \quad (5)$$

onde:

V: volume de água na laguna no momento da coleta, expresso em litros (L).  
 $N_{T(conc.)}$ : concentração média de nitrogênio total na coluna d'água, em  $mg.L^{-1}$ .  
 $P_{T(conc.)}$ : concentração média de fósforo total na coluna d'água, em  $\mu g.L^{-1}$ .

#### 4.2.8 Influência das Aberturas Artificiais da Barra Arenosa (AABAs) sobre a dinâmica de $N_T$ e $P_T$

A influência direta das AABAs sobre as condições tróficas da Lagoa Imboassica foi avaliada com base em 15 eventos de AABA, comparando-se dois grupos de amostras: “antes” e “depois”. O primeiro refere-se às amostras coletadas imediatamente antes de cada AABA. O segundo, por sua vez, compreende as observações feitas imediatamente após a intervenção. Dada a frequência amostral do monitoramento, o intervalo entre o par de coletas (“antes” e “depois”) para cada AABA foi de, aproximadamente, um mês.

Os dois grupos foram comparados par a par por meio de um teste pareado de *Wilcoxon* (*Wilcoxon Signed Ranks Test* – WILCOXON, 1945) que, por ser um teste não paramétrico, mostra-se adequado para comparar amostras relativamente pequenas (CORDER & FOREMAN, 2009). Quatro testes foram feitos, um para cada uma das seguintes variáveis:  $N_{T(conc.)}$ ,  $P_{T(conc.)}$ ,  $N_{T(kg)}$  e  $P_{T(kg)}$ .

#### 4.2.9 Diferenciação das fases

Para avaliar a ordenação das fases primeiramente foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) com o intuito de ordenar as coletas realizadas entre 1992 e 2016 com base nos valores das variáveis  $P_{T(conc.)}$ ,  $N_{T(conc.)}$ ,  $Cl_a$ , Secchi:Prof., salinidade e nível da água. As coletas em que não houve medição de alguma dessas variáveis foram excluídas e, dessa forma, um total de 172 amostras foi utilizado na análise. A distância euclidiana foi utilizada como medida de

dissimilaridade e a ACP foi calculada com base em matriz de correlação, o que implicou normalizar todas as variáveis subtraindo cada observação da média e dividindo o resultado pelo respectivo desvio-padrão (HAMMER et al., 2001). A significância estatística dos eixos foi avaliada com base no critério de *Broken-Stick* (FRONTIER, 1976 *apud* JACKSON, 1993). De acordo com esse teste, para que um componente principal seja considerado estatisticamente significativo, o seu autovalor precisa ser maior que aquele gerado ao acaso (JACKSON, 1993).

Após a ACP, uma Análise de Similaridades (ANOSIM, do inglês *ANalysis Of SIMilarities*) (CLARKE, 1993) foi utilizada para testar a existência de diferença entre os três regimes ecológicos: águas claras com predomínio de *Chara* sp. (fase I), águas túrbidas com predomínio de fitoplâncton (fase III) e águas túrbidas com predomínio de cianobactérias (fases II e IV). Segundo Zuur et al. (2007), a ANOSIM pode ser vista como uma extensão não-paramétrica e multivariada da Análise de Variância (ANOVA). Ela testa se há diferença entre dois ou mais grupos, baseada em alguma medida de distância (CLARKE, 1993), convertida em *ranks*. A hipótese nula ( $H_0$ ) é a inexistência de diferença entre os grupos de observações. O teste assume que, se  $H_0$  for falsa, as distâncias dentro dos distintos grupos serão comparáveis e menores que as distâncias entre os grupos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Segundo esses autores, quanto mais próximo de 1,0 for o valor da estatística R, mais dissimilares são os grupos entre si, enquanto o valor 0 (zero) indica agrupamento totalmente aleatório.

A ANOSIM foi calculada sobre os autovalores dos dois primeiros componentes principais. A medida de dissimilaridade utilizada foi a distância euclidiana e a significância estatística do teste foi avaliada com base em 999 permutações. Todas as análises estatísticas foram feitas com o auxílio dos *softwares* *Paleontological Statistics* - PAST versão 2.17 (HAMMER et al., 2001) e R versão 3.4.1 (R CORE TEAM, 2017).

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 Variação no nível da água na Lagoa Imboassica

No período entre 1992 e 2016, o nível da água na Lagoa Imboassica variou de 1,1 m a 3,0 m, com valor médio de  $2,4 \pm 0,4$  m (figura 25), com pouca variação entre os doze meses do ano. As maiores variações no nível da água foram observadas após eventos de AABA, geralmente realizados em períodos chuvosos (figura 26). Entre 1992 e 2016 ocorreram 23 aberturas artificiais da barra arenosa da laguna (Quadro 1), geralmente em períodos muito chuvosos. Tais eventos geralmente exportam um grande volume de água para o mar. Quando a barra do canal extravasor foi aberta em 01 de dezembro de 2015, o nível da água reduziu de 3,0 m para 2,4 m em seis dias. A redução no nível da água é muito mais rápida quando a abertura é feita na barra arenosa da laguna. Em 17 de novembro de 2016, o nível da água reduziu 1,50 m em menos de oito horas após a abertura dessa barra.

As grandes elevações no nível da água estiveram associadas a eventos de chuvas intensas (figura 27). Isso ficou evidente, por exemplo, em novembro de 2013 quando o nível da água subiu 0,7 m após chover aproximadamente 138,4 mm em seis dias. Em geral, valores de precipitação acumulada abaixo de 20 mm não resultaram em variação no nível da água da laguna.

A variação no nível da água influenciou fortemente a área, o volume e a área susceptível a processos de erosão e transporte de sedimentos na Lagoa Imboassica (figura 28). Entre os níveis 0,7 m e 1,7 m a área de espelho d'água aumentou em média aproximadamente  $0,21 \text{ km}^2$  (21 ha) a cada 0,10 m. A partir de 1,7 m a taxa média de aumento da área da laguna com a elevação do nível da água se reduziu para cerca de  $0,07 \text{ km}^2$  (7 ha) a cada 10 cm. O volume da Lagoa Imboassica é extremamente reduzido quando o nível da água fica abaixo de 1,0 m. A partir daí, ele aumentou em média aproximadamente  $0,26 \times 10^6 \text{ m}^3$  (cerca de 260.000.000 de litros) a cada 0,10 m de elevação no nível da água. A área susceptível a processos de erosão e transporte de sedimentos ( $a_{(E+T)}$ ) atingiu 99,8% quando o nível da água na Lagoa Imboassica se iguala a 1,1m. e os valores diminuíram à medida que o nível da água aumentou. Quando ele ultrapassou 2,05 m,  $a_{(E+T)}$  passou a ficar abaixo

de 50%. A taxa de diminuição da  $a_{(E+T)}$  com o aumento do nível da água passou a diminuir consideravelmente a partir do nível 2,3 m.

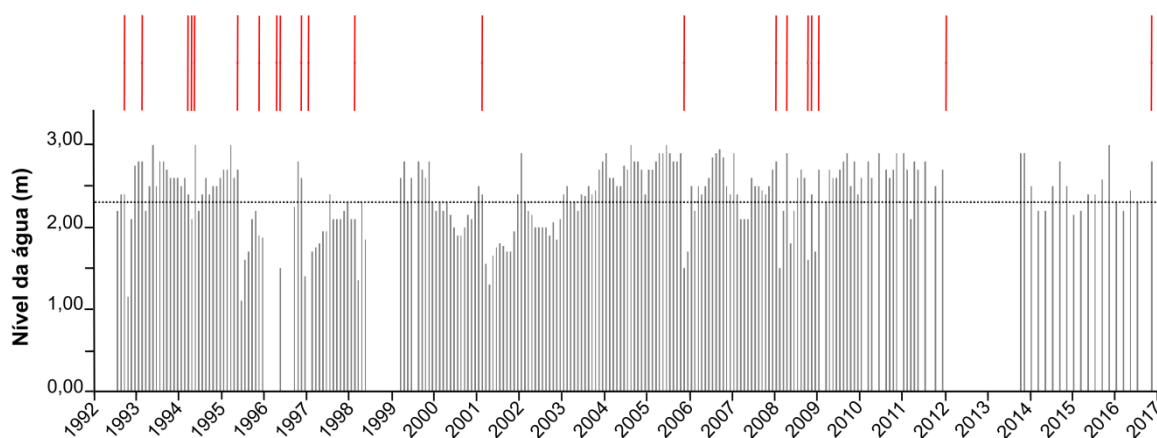


Figura 25. Variação em longo prazo (1992 a 2016) no nível da água da Lagoa Imboassica, com base na estimativa da profundidade máxima da laguna em cada coleta. A linha pontilhada se refere à profundidade máxima da laguna quando a água se encontra no nível do dique submerso, localizado no Canal da Peleja. As barras vermelhas acima indicam a ocorrência de abertura artificial da barra arenosa da laguna.

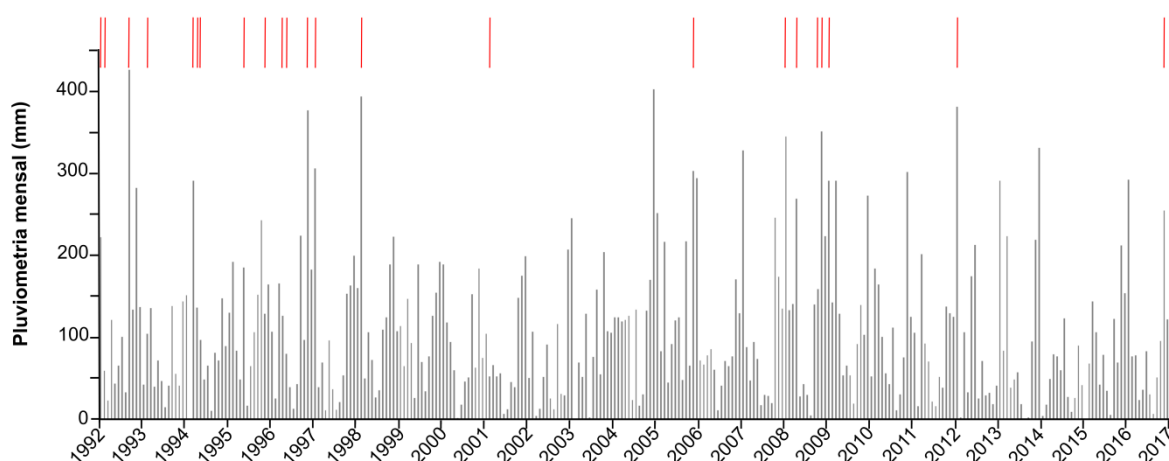


Figura 26. Variação em longo prazo (1992 a 2016) na pluviometria mensal na região da Lagoa Imboassica. As barras vermelhas acima indicam a ocorrência de abertura artificial da barra arenosa da laguna.

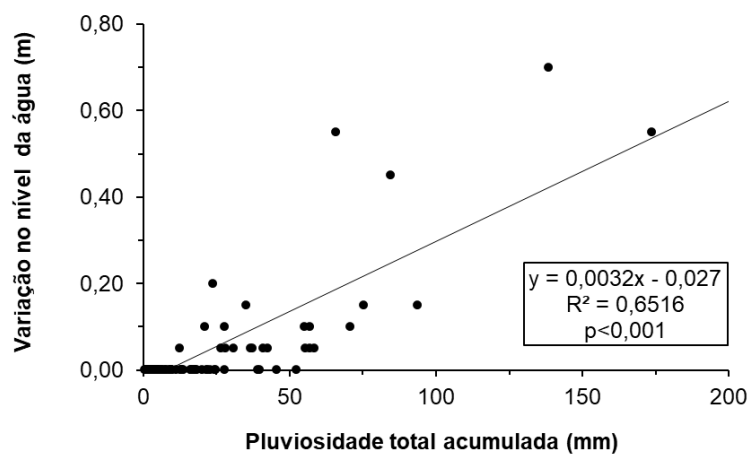


Figura 27. Relação entre a pluviosidade total acumulada (mm) em cada evento de chuva e a variação total observada no nível da água da laguna (m) com base no monitoramento diário realizado entre novembro de 2013 e dezembro de 2016.

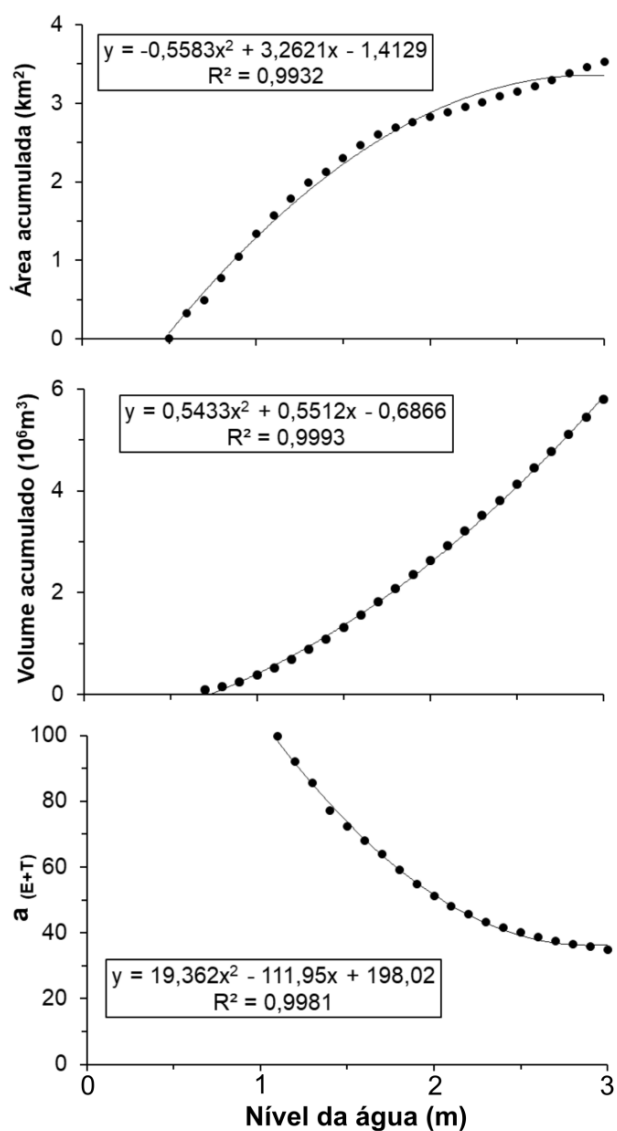


Figura 28. Variação na área, no volume e na área susceptível a processos de erosão e transporte de sedimentos ( $a_{(E+T)}$ ) na Lagoa Imboassica em função da variação no seu nível da água.

Após eventos de AABA a área do espelho d'água da laguna fica reduzida e grande parte do sedimento deixa de ser coberto pela coluna d'água (figura 29). Nessas situações, um grande número de estruturas arredondadas no substrato, resultado do comportamento de construção de ninhos por peixes da família Cichlidae ficam expostas (figura 30).



Figura 29. Porção sudeste da Lagoa Imboassica em março de 2012, dois meses após uma abertura artificial da barra, com destaque para os “ninhos de peixe” expostos. Foto: Cláudia Barreto.



Figura 30. “Ninhos de peixe” expostos no fundo da Lagoa Imboassica após a abertura artificial da sua barra arenosa em janeiro de 2012. Fonte: Acervo do Laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Nas ocasiões em que o nível da água atingiu o seu valor máximo (3,0 m), a Lagoa Imboassica apresentou volume de aproximadamente  $5,8 \times 10^6 \text{ m}^3$  e área de



aproximadamente 3,52 km<sup>2</sup> (figura 31 A). Para que a lâmina d'água alcance as regiões de banco de macrófitas aquáticas, o nível da água deve estar acima de 1,8 m (figura 31 B). Quando ele atinge 1,5 m (figura 31 C) a laguna cobre uma área de 2,3 km<sup>2</sup> e a massa de água tem volume de aproximadamente 1,3×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. Somente com valores de nível da água acima de 1,5 m a lâmina de água atinge o local onde encontra-se a régua linimétrica. Entre 1992 e 2016 o menor valor registrado para o nível da água foi 1,1 m. Nessa ocasião, apenas 1,57 km<sup>2</sup> da área da laguna encontravam-se cobertos pela lâmina d'água (figura 31 D) e o volume estava reduzido a aproximadamente 0,5×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>.

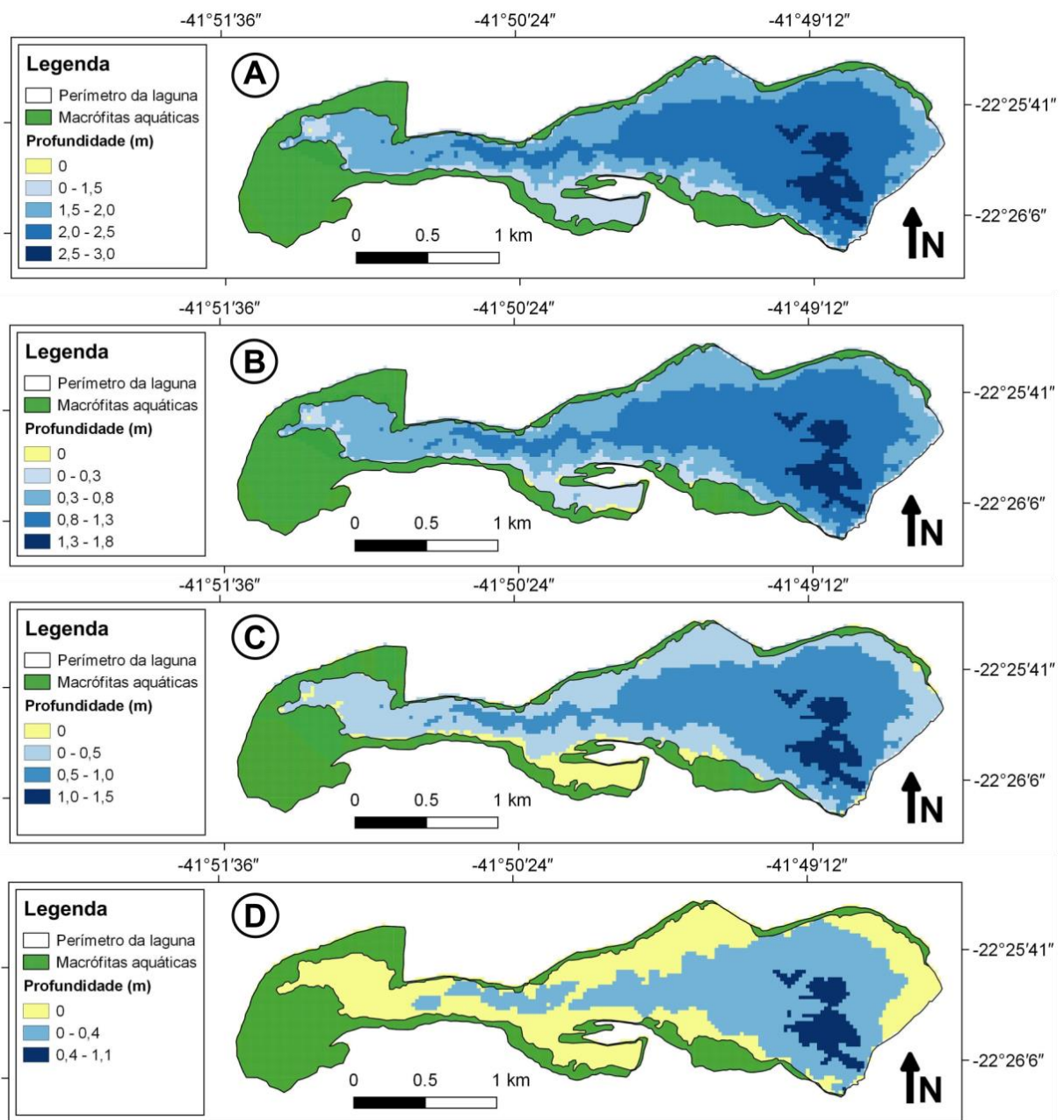


Figura 31. Distribuição espacial das classes de profundidade em função do nível da água na Lagoa Imboassica. A: 3,00m, B: 1,80m, C: 1,50m e D: 1,10m.

### 4.3.2 Dinâmica das condições limnológicas

Durante o período aqui investigado (entre julho de 1992 e novembro de 2016), houve uma intensificação do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica. Isso ficou evidente na variação temporal nos dados de  $N_T$ ,  $P_T$ ,  $CLa$  e transparência da coluna d'água (figura 32).

A resolução CONAMA 357/05 estabelece que o corpo hídrico seja considerado de água doce se a sua salinidade for menor que 0,5‰; salobro se a salinidade variar de 0,5 e 30,0‰ e salino se for maior que 30,0‰. Em 79% das coletas realizadas entre 1992 e 2016 a Lagoa Imboassica apresentou salinidade entre 0,5 e 30,0‰, ou seja, predomínio de águas salobras. Cabe destacar que o presente trabalho utiliza o valor médio de quatro estações amostrais.

Os maiores valores de salinidade foram observados próximos a eventos de AABAs, com a entrada de uma grande quantidade de água do mar. Quando ocorreram longos períodos sem que a barra arenosa da laguna fosse aberta, a salinidade ficou próxima a 1,0‰. Após a AABA, a taxa de diminuição dos valores de salinidade depende do aporte de água doce, da chuva e dos afluentes da laguna. Durante períodos secos, a salinidade pode se manter elevada por muitos meses. Isso aconteceu após a AABA realizada em fevereiro de 2001. Devido à baixa pluviosidade, a salinidade se manteve acima de 10,0‰ durante todo o ano e caiu para 1,0‰ somente em 2004.

A concentração de  $N_T$  na laguna aumentou consideravelmente a partir do final da década de 1990. Entre julho de 1992 e dezembro de 1998,  $N_T$  apresentou valor médio de  $0,63 \pm 0,19$  mg.L<sup>-1</sup>. Entre janeiro de 1999 e março de 2001 foram observados valores maiores ( $2,32 \pm 0,66$  mg.L<sup>-1</sup>). Entre abril de 2001 e dezembro de 2012,  $N_T$  apresentou valor médio de  $1,18 \pm 0,39$  mg.L<sup>-1</sup>. Apesar dessa diminuição, os valores de  $N_T$  permaneceram em um patamar acima daquele anterior ao ano de 1999. Os valores mais altos de  $N_T$  foram observados entre 2013 e 2016, com média de  $3,01 \pm 0,98$  mg.L<sup>-1</sup>.

Em relação a  $P_T$ , observou-se um valor médio de  $0,04 \pm 0,02$  mg.L<sup>-1</sup> entre julho de 1992 e dezembro de 1999. Nos anos seguintes,  $P_T$  aumentou, assim com a sua variabilidade intra-anual. Entre janeiro de 2000 e dezembro de 2012,  $P_T$  apresentou valor médio de  $0,07 \pm 0,03$  mg.L<sup>-1</sup>. No período entre 2013 e 2016 foram observados os maiores valores para essa variável, com média de  $0,18 \pm 0,07$  mg.L<sup>-1</sup>.

CLa apresentou os valores mais baixos entre 1992 e 1995, com média de  $9,38 \pm 7,35 \mu\text{g.L}^{-1}$  nesse período. Entre janeiro de 1999 e março de 2001, CLa aumentou consideravelmente ( $75,99 \pm 42,41 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). Entre abril de 2001 e dezembro de 2012 foi observado o valor médio de  $21,88 \pm 18,10 \mu\text{g.L}^{-1}$  e entre 2013 e 2016, ocorreram os valores extremos ( $122,10 \pm 39,20 \mu\text{g.L}^{-1}$ ).

A variação em Secchi:Prof., assim como em  $N_T$ , possibilitou identificar quatro fases distintas na Lagoa Imboassica: julho de 1992 a fevereiro de 1999 ( $0,69 \pm 0,16$ ), março de 1999 a fevereiro de 2001 ( $0,39 \pm 0,17$ ), março de 2001 a dezembro de 2008 ( $0,54 \pm 0,14$ ) e janeiro de 2009 a novembro de 2016 ( $0,23 \pm 0,08$ ).

A razão N:P variou de 4,0 (em fevereiro de 2008) a 101 (em julho de 2004), com média 25. Foram observados valores abaixo de 14 em 25% das coletas e abaixo de 34 em 75% delas. Em relação aos três limiares considerados, a razão N:P ficou abaixo de 5 em apenas 0,01% das coletas, abaixo de 14 em 27% e abaixo de 29 em 66%. Em geral, os seus valores diminuíram após AABAs, mas voltaram a aumentar nos meses seguintes.

O estoque de  $N_T$  na coluna d'água variou de 209 kg (em outubro de 1992) a 26.259 kg (em setembro de 2014), com valor médio de  $5.068 \pm 3.784$  kg entre julho de 1992 e dezembro de 2016. Os maiores valores para o estoque de  $N_T$  foram observados nos períodos entre 1999 e 2001 e entre 2013 e 2016. As AABAs reduziram apenas temporariamente o estoque de nitrogênio total na coluna d'água. Após o distúrbio, os valores retornavam ao patamar anterior, sendo que esse período de retorno variou consideravelmente.

Em relação ao estoque de  $P_T$  na coluna d'água, o menor valor (14 kg) foi observado em junho de 1995 e o maior (1.701 kg) em setembro de 2014. Entre julho de 1992 e dezembro de 2016 observou-se valor médio de  $245 \pm 220$  kg. Em geral, após AABAs, houve uma diminuição no estoque de  $P_T$ , porém poucos meses depois os valores retornaram ao patamar anterior ao distúrbio.

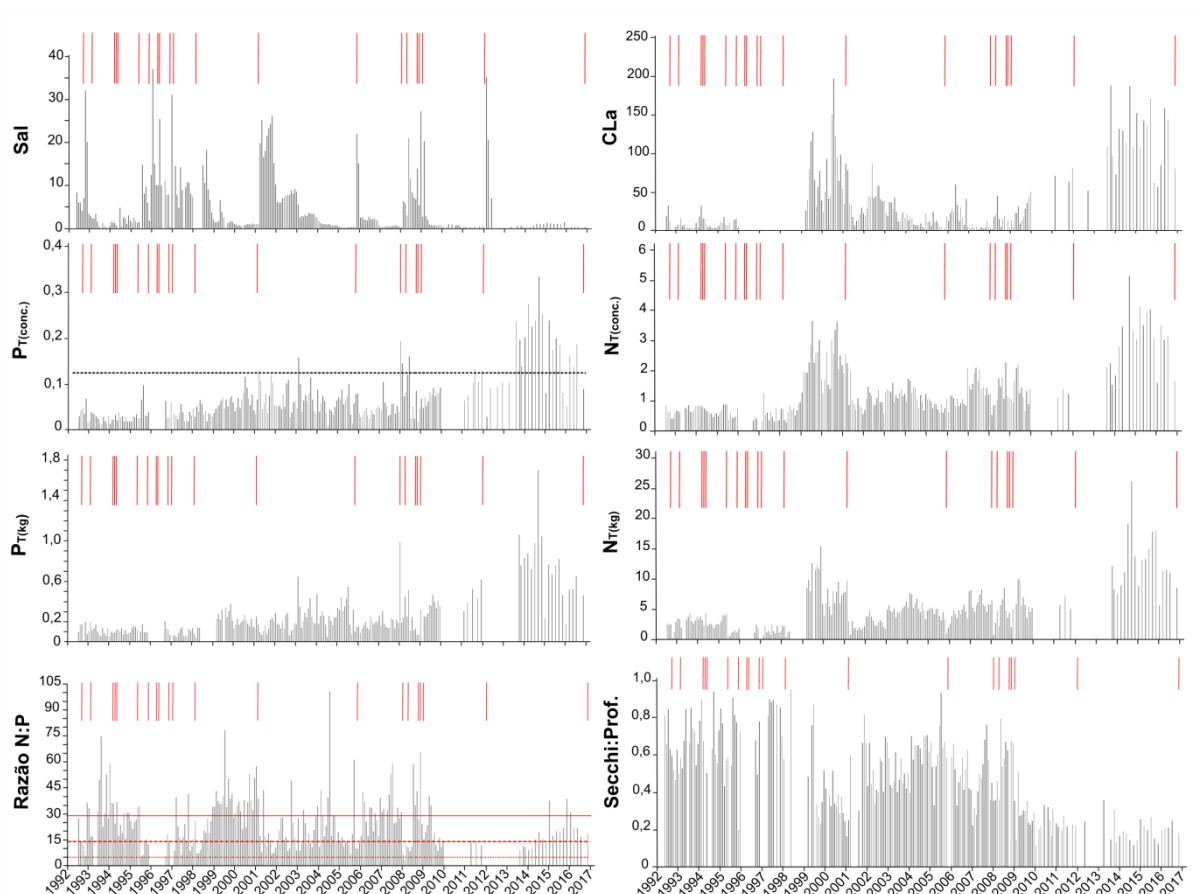


Figura 32: Variação temporal nas condições limnológicas da coluna d'água da Lagoa Imboassica entre 1992 e 2016. **Sal**: salinidade (‰); **CLa**: concentração de clorofila a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); **P<sub>T</sub>(conc.)**: concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); **N<sub>T</sub>(conc.)**: concentração de nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); **P<sub>T</sub>(kg)**: estoque de fósforo total ( $10^3$  kg); **N<sub>T</sub>(kg)**: estoque de nitrogênio total ( $10^3$  kg); **Razão N:P**: razão entre as concentrações de nitrogênio total e de fósforo total (em unidades de massa); **Secchi:Prof.**: razão entre a profundidade do disco de Secchi e a profundidade total. As barras vermelhas acima indicam a ocorrência de abertura artificial da barra arenosa da laguna. A linha horizontal no gráfico P<sub>T</sub>(conc.) se refere ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para a concentração de P<sub>T</sub> em corpos hídricos salobros de classe I. As linhas horizontais no gráfico Razão N:P se referem a valores estabelecidos na literatura para o limiar crítico da razão N:P abaixo do qual considera-se a produção fitoplanctônica limitada por nitrogênio: N:P = 29,0 (linha contínua; SMITH, 1983), N:P = 14,0 (linha tracejada; DOWNING & McCAULEY, 1992) e N:P = 5,0 (linha pontilhada; SEIP, 1994).

A densidade de cianobactérias foi maior que  $50.000 \text{ cel.mL}^{-1}$  em todas as coletas realizadas entre agosto de 2013 e novembro de 2016. Ela variou de  $51.000 \text{ cel.mL}^{-1}$  (em maio de 2014) a  $106.640 \text{ cel.mL}^{-1}$  (em novembro de 2016). Os gêneros *Aphanocapsa*, *Geitlerinema*, *Limnococcus*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Synecochoccus* foram os mais frequentes (tabela 5) e ocorreram em todas as coletas. *Microcystis* foi o gênero dominante na maior parte do período e apresentou as maiores densidades relativas em 2016.

Tabela 5. Densidade relativa (%) dos diferentes gêneros de cianobactérias observados na Lagoa Imboassica entre agosto de 2013 e novembro de 2016.

| Gênero                        | 2013 |      | 2014 |      |      |      |      |      | 2015 |      |      |      |      |      | 2016 |      |      |      |      |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
|                               | Ago  | Nov  | Jan  | Mar  | Mai  | Jul  | Set  | Nov  | Jan  | Mar  | Mai  | Jul  | Set  | Nov  | Jan  | Mar  | Mai  | Jul  | Nov  |
| <i>Anabaena</i> sp.           | 0,3  | 0,1  | 0,0  | 0,0  |      | 0,4  | 0,3  | 0,0  |      | 0,2  | 0,1  |      | 0,3  | 0,7  | 0,1  | 0,2  | 0,6  |      | 0,3  |
| <i>Aphanizomenon</i> sp.      | 3,7  | 0,2  | 1,0  | 0,8  | 0,5  |      | 0,7  | 0,5  | 0,7  |      | 1,0  |      | 0,4  |      | 0,9  | 0,2  | 0,3  | 0,2  | 0,4  |
| <i>Aphanocapsa</i> sp.        | 10,6 | 3,0  | 5,3  | 19,3 | 4,0  | 8,9  | 16,1 | 1,7  | 8,7  | 1,4  | 5,8  | 13,1 | 16,8 | 12,8 | 22,1 | 2,0  | 7,5  | 3,7  | 6,6  |
| <i>Cylindrospermopsis</i> sp. | 0,0  | 0,2  | 1,4  | 0,0  | 2,5  |      | 0,5  | 0,6  | 1,7  | 0,0  | 0,8  | 0,6  |      | 0,8  | 0,2  |      | 1,3  | 0,3  | 0,1  |
| <i>Geitlerinema</i> sp.       | 4,1  | 0,3  | 0,7  | 1,2  | 1,5  | 13,3 | 7,7  | 10,8 | 6,0  | 3,1  | 0,1  | 1,2  | 24,5 | 1,0  | 2,0  | 4,5  | 12,3 |      | 0,2  |
| <i>Limnococcus</i> sp.        | 6,3  | 11,7 | 18,4 | 8,2  | 14,6 | 13,9 | 19,3 | 16,0 | 14,8 | 13,8 | 5,1  | 11,7 | 11,2 | 11,4 | 20,1 | 20,9 | 19,3 | 20,9 | 8,5  |
| <i>Limnothrix</i> sp.         | 0,7  | 0,1  | 0,3  | 5,5  | 1,3  | 6,7  | 5,6  | 0,0  | 0,1  |      | 0,0  | 1,8  |      | 10,1 | 1,4  |      | 0,5  | 2,1  |      |
| <i>Merismopedia</i> sp.       | 1,6  |      | 7,2  | 4,7  | 18,5 | 2,7  | 1,1  | 24,3 | 1,4  |      | 6,9  | 5,2  | 12,2 | 5,7  | 17,9 | 10,4 | 1,6  | 17,5 | 0,9  |
| <i>Microcystis</i> sp.        | 36,5 | 28,6 | 26,6 | 19,7 | 26,9 | 16,6 | 20,2 | 22,5 | 22,4 | 17,6 | 31,9 | 24,2 | 20,2 | 27,5 | 17,9 | 43,6 | 22,3 | 32,5 | 35,4 |
| <i>Oscillatoria</i> sp.       | 24,0 | 8,9  | 10,6 | 24,7 | 13,7 | 9,3  | 6,8  | 4,4  | 6,0  | 16,5 | 21,6 | 6,5  | 4,0  | 2,6  | 1,6  | 14,1 | 7,6  | 2,5  | 7,1  |
| <i>Planktolyngbya</i> sp.     |      | 1,0  | 0,0  |      |      | 1,3  |      |      |      |      | 1,4  |      |      |      |      |      | 10,5 | 2,6  | 4,3  |
| <i>Planktothrix</i> sp.       | 0,0  | 19,0 | 10,1 | 8,4  | 6,8  | 6,6  | 6,5  | 8,3  | 0,6  | 23,9 | 13,8 | 3,7  | 0,4  |      | 7,9  |      | 6,5  | 6,4  | 3,0  |
| <i>Phormidium</i> sp.         | 2,1  | 7,0  |      | 0,2  |      |      | 13,6 | 5,1  |      |      | 0,2  |      |      | 0,0  |      |      | 0,0  |      |      |
| <i>Pseudoannabaena</i> sp.    |      | 5,6  | 1,5  |      |      | 0,1  |      | 0,4  | 26,9 | 17,0 | 3,4  | 24,3 |      | 8,0  | 6,7  |      |      | 2,4  | 10,9 |
| <i>Spirulina</i> sp.          |      |      | 7,0  | 0,0  |      |      |      |      | 0,1  |      | 0,1  |      |      |      |      |      | 0,1  |      |      |
| <i>Synecochoccus</i> sp.      | 10,0 | 14,3 | 9,9  | 7,2  | 9,7  | 20,3 | 1,6  | 5,4  | 10,7 | 6,5  | 7,9  | 7,6  | 9,9  | 19,4 | 1,2  | 4,1  | 9,6  | 9,0  | 22,4 |

### 4.3.3 Distintos regimes ao longo do processo de eutrofização artificial

Na Análise de Componentes Principais (ACP), o componente principal 1 (CP 1) explicou 47,79% da variação original dos dados enquanto o componente principal 2 (CP 2) explicou 27,71% (figura 33). CP 1 representou principalmente o gradiente de eutrofização e produtividade do sistema ( $N_{T(\text{conc.})}$ ,  $P_{T(\text{conc.})}$ , CLa e Secchi:Prof.). CP 2, por sua vez, representou principalmente as AABAs e sua grande influência sobre os valores de nível da água e salinidade. Com base na Análise de Similaridades, constatou-se que os três regimes diferem entre si (ANOSIM,  $R=0,35$ ;  $p=0,001$ ). As fases II e IV foram as mais positivamente correlacionadas ao CP 1 enquanto a fase I apresentou padrão oposto e a fase III se sobrepôs em grande parte às demais fases. A maior variação em relação ao segundo componente principal foi observada nas fases I e III, períodos nos quais ocorreu a maioria das AABAs. As fases II e IV, por outro lado, têm a distribuição das suas amostras pouco relacionada a CP 2.

As quatro fases se distinguem no tempo especialmente com base no valor médio de variáveis indicadoras do grau de trofia do corpo hídrico (tabela 6). Na fase I observou-se o maior valor médio para Secchi:Prof. e o menor valor médio para  $N_{T(\text{conc.})}$ ,  $P_{T(\text{conc.})}$ ,  $N_{T(\text{kg})}$ ,  $P_{T(\text{kg})}$  e CLa. A fase II apresentou o segundo menor valor médio para Secchi:Prof.,  $N_{T(\text{conc.})}$ ,  $N_{T(\text{kg})}$  e CLa e elevado valor médio de  $P_{T(\text{conc.})}$  e  $P_{T(\text{kg})}$ . Na fase III, Secchi:Prof. apresentou valor médio intermediário entre as fases I e II. Apesar dessa fase ter apresentado  $N_{T(\text{conc.})}$ ,  $N_{T(\text{kg})}$  e CLa menores que a fase anterior, os valores médios de  $P_{T(\text{conc.})}$ ,  $P_{T(\text{kg})}$  se mantiveram no mesmo patamar. A fase IV apresentou valores de  $N_{T(\text{conc.})}$ ,  $N_{T(\text{kg})}$  e CLa semelhantes à fase II, porém com valor médio de  $P_{T(\text{conc.})}$  e  $P_{T(\text{kg})}$  duas vezes maiores que na outra fase. Isso refletiu-se na diferença observada para a razão N:P entre as duas fases. Na fase IV foi observado o menor valor médio para a Secchi:Prof.

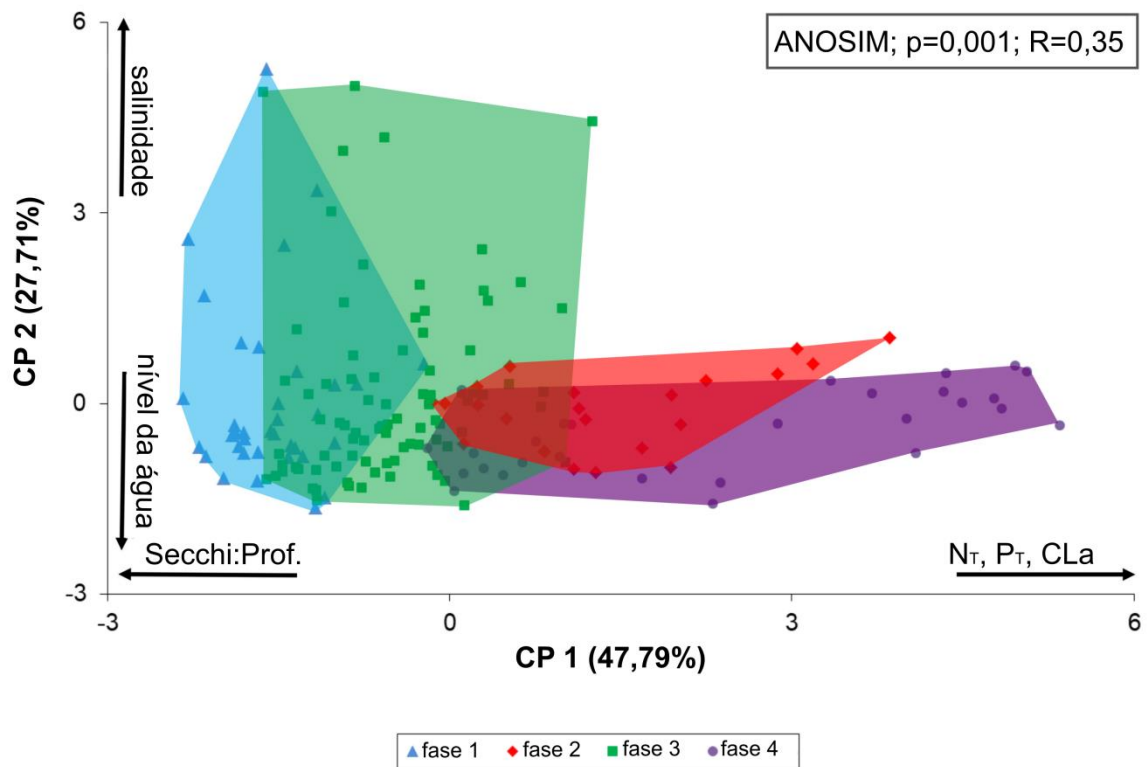


Figura 33. Análise de Componentes Principais com base nos dados limnológicos coletados na Lagoa Imboassica entre 1992 e 2016. Salinidade (‰); nível da água (m); Secchi:Prof.: razão entre a profundidade do disco de Secchi e a profundidade total;  $N_T$ : concentração de nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ );  $P_T$ : concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ );  $CLa$ : concentração de clorofila a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

Tabela 6. Valor médio ( $\pm$  desvio padrão) e amplitude de valores (valor mínimo e máximo entre parênteses) das variáveis medidas na coluna d'água da Lagoa Imboassica nas quatro fases identificadas. Secchi:Prof.: Secchi:Profundidade,  $P_{T(\text{conc.})}$ : concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ),  $N_{T(\text{conc.})}$ : concentração de nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), CLa: concentração de clorofila a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), Razão N:P: razão entre as concentrações de nitrogênio total e de fósforo total (em unidades de massa),  $N_{T(\text{kg})}$ : estoque de nitrogênio total na coluna d'água (kg),  $P_{T(\text{kg})}$ : estoque de fósforo total na coluna d'água (kg).

| Variáveis   | Fase 1<br>(jul/92 - dez/98)          | Fase 2<br>(jan/99 - fev/01)           | Fase 3<br>(mar/01 - dez/08)           | Fase 4<br>(jan/09 - dez/16)           |
|---|--------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| <b>Nível da água (m)</b>  | 2,28 $\pm$ 0,45<br>(1,1 - 3,0)       | 2,34 $\pm$ 0,28<br>(1,9 - 2,8)        | 2,38 $\pm$ 0,41<br>(1,3 - 3,0)        | 2,59 $\pm$ 0,24<br>(2,1 - 3)          |
| <b>Secchi:Prof.</b>   | 0,69 $\pm$ 0,16<br>(0,2 - 0,95)      | 0,39 $\pm$ 0,17<br>(0,16 - 0,87)      | 0,54 $\pm$ 0,14<br>(0,22 - 0,94)      | 0,23 $\pm$ 0,07<br>(0,11 - 0,51)      |
| <b>Salinidade</b>   | 7,16 $\pm$ 7,86<br>(0 - 37)          | 1,43 $\pm$ 1,27<br>(0,5 - 6,5)        | 5,57 $\pm$ 7,08<br>(0,18 - 27,17)     | 2,30 $\pm$ 6,16<br>(0,15 - 35,2)      |
| <b><math>P_{T(\text{conc.})}</math> (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b> | 33,43 $\pm$ 15,43<br>(11,35 - 96,90) | 61,28 $\pm$ 17,97<br>(33,33 - 115,15) | 62,78 $\pm$ 33,45<br>(10,44 - 193,44) | 129,92 $\pm$ 72,47<br>(29 - 333,61)   |
| <b><math>N_{T(\text{conc.})}</math> (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>   | 0,63 $\pm$ 0,19<br>(0,29 - 1,24)     | 2,32 $\pm$ 0,68<br>(1,24 - 3,65)      | 1,17 $\pm$ 0,39<br>(0,53 - 2,27)      | 2,33 $\pm$ 1,20<br>(0,65 - 5,15)      |
| <b>CLa (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>                              | 9,38 $\pm$ 7,35<br>(1,92 - 33,12)    | 75,87 $\pm$ 43,32<br>(25,35 - 197,05) | 20,21 $\pm$ 17,18<br>(0,28 - 86,36)   | 83,51 $\pm$ 54,57<br>(5,84 - 188,43)  |
| <b>Razão N:P</b>  | 23 $\pm$ 13<br>(5 - 75)              | 39 $\pm$ 12<br>(21 - 78)              | 24 $\pm$ 16<br>(4 - 101)              | 18 $\pm$ 8<br>(9 - 40)                |
| <b><math>N_{T(\text{kg})}</math></b>                                      | 2.210 $\pm$ 1.086<br>(209 - 4.342)   | 8.423 $\pm$ 2.883<br>(3.976 - 15.449) | 4.338 $\pm$ 1.766<br>(695 - 8.530)    | 9.899 $\pm$ 5.107<br>(3.536 - 26.259) |
| <b><math>P_{T(\text{kg})}</math></b>                                      | 107 $\pm$ 43<br>(14 - 204)           | 226 $\pm$ 64<br>(131 - 374)           | 225 $\pm$ 137<br>(50 - 986)           | 573 $\pm$ 312<br>(182 - 1.701)        |



#### 4.3.4 Influência das aberturas artificiais da barra arenosa e da variação do nível da água sobre a concentração e o estoque de $N_T$ e $P_T$

As AABAs exerceram um forte efeito pontual sobre o estoque de  $N_T$  e de  $P_T$  devido à exportação desses nutrientes para o mar. Após os eventos de AABA, observa-se uma redução no estoque de nutrientes, porém pouca diferença em relação à sua concentração na coluna d'água (tabela 7). Em todos os eventos de AABA considerados observou-se uma redução na quantidade de  $N_T$ . A diferença média de  $N_T$  entre antes e depois das AABAs foi de  $2.437 \pm 1.846$  kg. Para  $P_T$ , observou-se uma redução média de  $160 \pm 222$  kg. No entanto, observou-se um aumento no estoque de  $P_T$  após os eventos de AABA de abril e maio de 1994 e de outubro e novembro de 2008.

Tabela 7. Concentração e estoque de Nitrogênio total e de Fósforo Total na coluna d'água da Lagoa Imboassica antes (a) e aproximadamente um mês depois (b) eventos de Abertura Artificial da Barra Arenosa da laguna (AABA).  $N_{T(\text{conc.})}$ : concentração de nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $N_{T(\text{kg})}$ : estoque de nitrogênio total (kg);  $P_{T(\text{conc.})}$ : concentração de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $P_{T(\text{kg})}$ : estoque de fósforo total (kg)

| AABA     | $N_{T(\text{conc.})}$ |      | $N_{T(\text{kg})}$ |      | $P_{T(\text{conc.})}$ |      | $P_{T(\text{kg})}$ |     |
|----------|-----------------------|------|--------------------|------|-----------------------|------|--------------------|-----|
|          | a                     | b    | a                  | b    | a                     | b    | a                  | b   |
| Set/1992 | 0,66                  | 0,40 | 2514               | 209  | 0,05                  | 0,03 | 177                | 18  |
| Fev/1993 | 0,65                  | 0,61 | 3314               | 1956 | 0,04                  | 0,04 | 197                | 114 |
| Mar/1994 | 0,84                  | 0,83 | 3729               | 3161 | 0,02                  | 0,02 | 102                | 87  |
| Abr/1994 | 0,83                  | 0,79 | 3161               | 2302 | 0,02                  | 0,03 | 87                 | 94  |
| Mai/1994 | 0,75                  | 0,68 | 4342               | 2180 | 0,02                  | 0,04 | 118                | 124 |
| Mai/1995 | 0,88                  | 0,89 | 4193               | 466  | 0,03                  | 0,03 | 123                | 14  |
| Nov/1995 | 0,48                  | 0,48 | 1539               | 1128 | 0,03                  | 0,04 | 100                | 91  |
| Nov/1996 | -                     | -    | -                  | -    | 0,03                  | 0,06 | 119                | 66  |
| Fev/1998 | 0,73                  | 0,36 | 2128               | 317  | 0,03                  | 0,05 | 82                 | 45  |
| Fev2001  | 2,56                  | 2,24 | 9751               | 2937 | 0,07                  | 0,13 | 251                | 171 |
| Nov/2005 | 0,60                  | 0,75 | 3264               | 983  | 0,06                  | 0,08 | 317                | 102 |
| Jan/2008 | 1,24                  | 0,53 | 6323               | 695  | 0,19                  | 0,14 | 986                | 190 |
| Abr/2008 | 0,87                  | 1,01 | 4733               | 2098 | 0,08                  | 0,12 | 449                | 249 |
| Out/2008 | 1,07                  | 2,27 | 4750               | 3533 | 0,02                  | 0,09 | 110                | 133 |
| Nov/2008 | 1,14                  | 1,10 | 4342               | 1994 | 0,02                  | 0,05 | 66                 | 83  |

A concentração e o estoque de nutrientes na coluna d'água apresentaram padrão semelhante de variação. Em longo prazo (1992-2016) o estoque de  $N_T$  e de  $P_T$  está mais correlacionado às suas respectivas concentrações na coluna d'água do que à variação no nível da água (tabela 8).  $N_T$  e  $P_T$  mostraram-se positivamente correlacionados entre si. Isso sugere que os altos valores de  $P_T(\text{conc.})$  e  $N_T(\text{conc.})$

se devem à maior quantidade desses nutrientes na coluna d'água e não apenas a um efeito diluidor ou concentrador gerado pela variação temporal no nível da água. A razão N:P, por sua vez, apresentou baixa correlação com as demais variáveis.

Tabela 8. Coeficiente de correlação de Pearson entre nível da água, concentração de fósforo total ( $P_{T(\text{conc.})}$ ), concentração de nitrogênio total ( $N_{T(\text{conc.})}$ ), estoque de nitrogênio total ( $N_T(\text{kg})$ ), estoque de fósforo total ( $P_T(\text{kg})$ ) e razão N:P.

|   | Nível da água | $P_{T(\text{conc.})}$ ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) | $N_{T(\text{conc.})}$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) | $N_T$ (kg) | $P_T$ (kg) |
|---|---------------|--|--|------------|------------|
| <b>Nível da água</b>  |               |  |  |            |            |
| <b><math>P_{T(\text{conc.})}</math> (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b> | -0,06         |  |  |            |            |
| <b><math>N_{T(\text{conc.})}</math> (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>   | 0,05          | 0,66***  |  |            |            |
| <b><math>N_T</math> (kg)</b>  | 0,39***       | 0,61***  | 0,87***                                      |            |            |
| <b><math>P_T</math> (kg)</b>  | 0,30***       | 0,91***  | 0,63***                                      | 0,73***    |            |
| <b>N:P</b>  | 0,21**        | -0,41***                                       | 0,20**                                       | 0,24***    | -0,32***   |

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$

Quando avaliado o efeito pontual das AABAs observou-se que o estoque de nutrientes e a sua respectiva concentração na coluna d'água apresentaram padrões opostos. Com base no teste pareado de *Wilcoxon*, houve uma diminuição significativa no estoque tanto de  $N_T$  ( $W = 105$ ;  $p < 0,001$ ) quanto de  $P_T$  ( $W = 106$ ;  $p < 0,01$ ). Isso se deve à exportação desses nutrientes para o mar durante os eventos de AABAs, como observado também na tabela 7. No entanto, a redução no estoque de  $N_T$  e  $P_T$  após eventos de AABAs não refletiu-se na sua concentração na coluna d'água. Os grupos “antes” e “depois” não diferiram significativamente quanto aos valores de concentração de  $N_T$  ( $W = 47,5$ ;  $p = 0,2$ ) e  $P_T$  ( $W = 69$ ;  $p = 0,09$ ).

Apesar das grandes quantidades de  $N_T$  e  $P_T$  exportadas para o mar com as AABAs, a contínua entrada de esgoto sem tratamento adequado (figuras 34 e 35) combinado com o reduzido volume da laguna refletiram-se em altas concentrações de nutrientes. Além disso, a baixa profundidade da lâmina d'água favorece a ressuspensão do sedimento pela ação do vento, o que também pode elevar as concentrações de nutrientes na coluna d'água.



Figura 34. Aporte de esgoto *in natura* para a Lagoa Imboassica em março de 2012, dois meses após uma abertura artificial da barra arenosa da laguna. Foto: Cláudia Barreto.



Figura 35. Aporte de esgoto *in natura* para a Lagoa Imboassica em janeiro de 2008, três dias após uma abertura artificial da barra arenosa da laguna. Fonte: Acervo do Laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

## 4.4 DISCUSSÃO

As quatro fases foram diferenciadas com base em um conjunto multivariado de variáveis indicadoras do grau de trofia e de produtividade do corpo hídrico, porém com alguma sobreposição, especialmente entre as fases II e IV. Em longo prazo (1992-2016), os níveis de  $N_T$  e de  $P_T$  foram pouco correlacionados com o nível da água. Observou-se redução no estoque de  $N_T$  e de  $P_T$  após AABAs, porém isso não foi observado para a concentração desses nutrientes. Além disso, o grau de trofia foi reduzido apenas pontualmente pelas AABAs e voltou a aumentar após essas intervenções.

### 4.4.1 Quatro fases e três regimes ecológicos

As quatro fases observadas na Lagoa Imboassica entre 1992 e 2016 por Farias et al. (no prelo) com base na transparência da coluna d'água foram também distinguidas com base em um conjunto multivariado de dados limnológicos. Além disso, elas foram também observadas no registro sedimentar (figura 22). Tais fases correspondem a três regimes ecológicos distintos. São eles: águas claras dominado por macroalgas submersas, águas túrbidas dominado pela comunidade fitoplanctônica e águas túrbidas dominado por cianobactérias.

O regime de águas claras caracterizou-se por baixos níveis de  $N_T$ ,  $P_T$  e de clorofila a, com grande transparência da coluna d'água. Ele corresponde à fase I (1992 a 1998) e o registro sedimentar sugere que o corpo hídrico vinha há décadas nesse regime (vide capítulo II). Na fase I, a produção primária na Lagoa Imboassica era dominada por macroalgas submersas, em especial *Chara angolensis* e *Chara fibrosa* (PALMA-SILVA et al., 2004). A baixa disponibilidade de N e P na coluna d'água limitava o crescimento das comunidades fitoplanctônica (MELO et al., 2007) e perifítica (FERNANDES & ESTEVES, 2003) e tornava esses grupos pouco significativos para a produção primária do ecossistema (PALMA-SILVA et al., 2002a).

O domínio por cianobactérias durante as fases II (janeiro de 1999 a fevereiro de 2001) e IV (2009 a 2016) foi corroborado por vários fatores. A transparência da coluna d'água extremamente baixa e as elevadas concentrações de nutrientes,

assim como as de clorofila a, sugerem dominância por cianobactérias (SCHEFFER et al., 1997). Além disso, em 1999 Palma-Silva et al. (2002a) observaram grandes florações de cianobactérias na Lagoa Imboassica e entre 2013 e 2016 as densidades de cianobactérias foram altas (tabela 5). Na fase IV também ocorreram episódios de formação de espuma na coluna d'água, o que segundo Paerl & Ustach (1982), deve-se à diminuição da concentração de CO<sub>2</sub> livre na coluna d'água devido à intensa atividade fotossintética durante as florações.

Como discutido no capítulo anterior, o registro sedimentar indicou a ocorrência de produtividade extremamente elevada nos períodos correspondentes às fases II e IV, o que também corrobora o domínio por cianobactérias nessas ocasiões. Em lagos hipereutróficos, a fixação de N<sub>2</sub> atmosférico ( $\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$ ) por cianobactérias tende a produzir valores muito baixos de  $\delta^{15}\text{N}$  no sedimento (GU et al., 1996). No entanto, nos períodos dominados por cianobactérias os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  aumentaram, o que indica que fixação de N<sub>2</sub> atmosférico é pouco significativa na Lagoa Imboassica. Os dados de densidade relativa das cianobactérias obtidos entre agosto de 2013 e novembro de 2016 corroboram essa ideia (tabela 5). *Aphanocapsa*, *Geitlerinema*, *Limnococcus*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Synechococcus* foram os gêneros mais frequentes no período; todos não fixadores de N<sub>2</sub> atmosférico (FERBER et al., 2004; NIENABER & STEINITZ-KANNAN, 2018).

Na Lagoa Imboassica, o regime de águas túrbidas dominado pelo fitoplâncton ocorreu durante a fase III, entre 2001 e 2008. Ele caracterizou-se por valores intermediários de transparência da coluna d'água, concentração de clorofila a e de nitrogênio total (tabela 6). No registro sedimentar, os baixos valores para a razão C:N corroboraram a predominância de matéria orgânica de origem fitoplanctônica e os valores crescentes de C<sub>OT(fluxo)</sub> e  $\delta^{13}\text{C}$  indicaram aumento na produtividade. No entanto, não há indícios de ocorrência de anaerobiose como no regime dominado por cianobactérias.

#### **4.4.2 Mudanças de regime ecológico**

Até 1998 a produção primária na Lagoa Imboassica era dominada predominantemente por macroalgas submersas, que tendem a manter o regime de águas claras de diversas formas. Elas diminuem a quantidade de nutrientes

disponíveis para o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. Na Lagoa Imboassica, eles incorporavam em sua biomassa cerca de  $210 \text{ g.P.ha}^{-1}$  e  $1 \text{ kg.N.ha}^{-1}$  diariamente, tanto da coluna d'água quanto do sedimento (PALMA-SILVA et al., 2002a; 2002b). A vegetação submersa pode também reduzir a ressuspensão de sedimentos pela ação do vento e dessa forma manter uma maior transparência da coluna d'água. Além disso, a produção de substâncias alelopáticas pelas macrófitas submersas, em especial *Chara*, tem sido sugerida como outro mecanismo de redução do crescimento do fitoplâncton (JEPPENSEN et al., 1998).

Em 1999 a Lagoa Imboassica passou de um regime de águas claras para outro de águas turbidas dominado por cianobactérias. Nesse ano foram observadas grandes florações de cianobactérias e ausência de estandes de *Chara* sp. (PALMA-SILVA et al., 2002a). Vários mecanismos e processos colaboram para a manutenção desse regime. As condições associadas às florações podem reduzir a competição ou a predação sobre os táxons formadores das florações por meio de um mecanismo de retroalimentação positiva (HAVENS, 2007). As condições anóxicas próximo à interface sedimento-água, geradas pela produtividade elevada de matéria orgânica, aceleram a liberação de fósforo para a coluna d'água (DENT et al., 2002). Esse aporte interno de P também favorece o desenvolvimento das cianobactérias e a redução da transparência da coluna d'água. Além disso, a mortalidade por herbivoria tende a ser baixa em cianobactérias filamentosas, pois mesmo grandes organismos zooplancônicos são incapazes de consumí-las.

Com o colapso das macrófitas submersas, os nutrientes antes estocados nelas e no sedimento podem ser disponibilizados para a coluna d'água e, passar a sustentar uma alta biomassa de fitoplâncton (SCHALLENBERG et al., 2013), estabelecendo um novo conjunto de mecanismos de retroalimentação (*feedbacks*). Dessa forma, a remoção das macrófitas submersas em condições eutróficas geralmente é seguida por uma mudança de águas claras para águas turbidas com predomínio de fitoplâncton (RODRÍGUEZ et al., 2003). Na Lagoa Imboassica, o regime dominado por cianobactérias se estendeu até fevereiro de 2001, quando a barra arenosa foi aberta artificialmente. Com isso, uma grande quantidade de nutrientes e de biomassa fitoplanctônica foi exportada para o mar.

Ao longo da fase III o regime de águas turbidas foi dominado por outros grupos da comunidade fitoplanctônica. Uma vez estabelecida a condição de águas turbidas, a recolonização por plantas submersas exigiria uma redução nos níveis de

nutrientes a valores baixos o suficiente para limitar o crescimento do fitoplâncton (SCHEFFER & VAN NES, 2007). A menor produtividade fitoplanctônica nesse período (tabela 6) pode estar associada à salinidade mais elevada. Segundo Smith (2009), altos níveis de salinidade geralmente reduzem a produtividade fitoplanctônica esperada para a concentração de  $P_T$  da coluna d'água.

O fim da dominância por cianobactérias pode estar relacionado também à maior transparência da coluna d'água. Em decorrência da baixa incidência de chuvas, o nível da água manteve-se baixo durante alguns meses após a AABA (figura 25), o que garantiu a penetração da luz em toda a coluna d'água. Esse aumento da intensidade luminosa pode reduzir a atividade fotossintética das cianobactérias (VAN LIERE & WALSBY, 1982 *apud* SCHEFFER et al., 1997). Em janeiro de 2009 a transparência da coluna d'água diminuiu bruscamente e manteve-se baixa em todas as amostragens posteriores (figura 32). Nessa quarta fase estabeleceu-se novamente um regime de águas turbidas dominado por cianobactérias.

Embora existam diferentes mecanismos de retroalimentação para manter o sistema em um mesmo regime ecológico, múltiplos estressores contribuem para que ocorra a mudança de um regime a outro (HOBBS et al., 2012). A perda de resiliência deixa o sistema mais frágil e ele pode ser levado a um regime alternativo por eventos estocásticos. Tais eventos podem, por sua vez, ser direcionados por variáveis externas ou resultar da própria dinâmica interna do sistema (SCHEFFER et al., 2001).

A detecção de uma mudança de regime depende também da escala de observação. Transições rápidas e de curto prazo entre regimes podem ser parte de um processo linear quando considerada uma maior amplitude temporal (MAYER & RIETKERK, 2004). No presente estudo, as mudanças de regime foram detectadas com base nas séries temporais de variáveis medidas tanto na coluna d'água quanto no sedimento, ainda que nessas últimas a resolução temporal tenha sido mais grosseira.



#### 4.4.3 Fatores direcionadores das mudanças de regime

Na Lagoa Imboassica, as mudanças de regime ecológico foram direcionadas principalmente por dois fatores: o aporte contínuo de nutrientes durante décadas e as aberturas artificiais da barra arenosa da laguna. A influência desses dois fatores ficou bastante evidente na Análise de Componentes Principais (figura 33), que ordenou as quatro fases em função do grau de trofia e da influência das AABAs.

A dominância permanente por cianobactérias é considerada a fase final do processo de eutrofização (DOKULIL & TEUBNER, 2000) e tem sido associada a valores baixos para a razão N:P, pois a possibilidade de fixar N<sub>2</sub> atmosférico daria uma vantagem competitiva a esses organismos (SMITH, 1983). No entanto, como discutido anteriormente, na Lagoa Imboassica os gêneros de cianobactérias predominantes são não fixadores.

As cianobactérias tendem a dominar o sistema quando um limiar de concentração de P<sub>T</sub> na coluna d'água é ultrapassado. No entanto, não há um consenso quanto ao valor desse limiar e ele pode variar de 40 µgL<sup>-1</sup> (SCHREURS, 1992 *apud* DOKULIL & TEUBNER, 2000) a 100 µgL<sup>-1</sup> (DOWNING et al., 2001). Na Lagoa Imboassica, o regime dominado por cianobactérias nas fases II e IV teve início quando a concentração de P<sub>T</sub> na coluna d'água ultrapassou 60 µgL<sup>-1</sup>. Esse poderia ser visto como o limiar para o estabelecimento do regime dominado por cianobactérias na laguna.

Os níveis de P<sub>T</sub> na Lagoa Imboassica mostraram-se relacionados principalmente à expansão urbana e ao aumento populacional, como discutido nos capítulos anteriores. Em longo prazo (1992 a 2016), a variação no nível da água exerceu pouca influência como agente diluidor ou concentrador de nutrientes. O estoque de N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub> mostraram-se correlacionados principalmente às suas respectivas concentrações na coluna d'água. Os níveis de P<sub>T</sub> foram também influenciados, de forma ambígua e contraditória, pelos eventos de AABAs. Estes exportam grandes quantidades de nutrientes para o mar (tabela 7) e podem reduzir temporariamente a concentração de P<sub>T</sub>. Isso explicaria o fato do limiar de P<sub>T</sub> ter sido ultrapassado durante o período de águas claras sem que o sistema tenha passado para um regime dominado por cianobactérias.

Cabe destacar que as AABAs reduziram apenas pontualmente os níveis de P<sub>T</sub>. Em função do aporte contínuo de nutrientes. A concentração e o estoque de N<sub>T</sub> e



$P_T$  na coluna d'água voltaram rapidamente ao patamar anterior ao distúrbio. A redução do nível da água após a AABA favorece a entrada de efluentes domésticos e industriais represados nos canais no entorno da Lagoa Imboassica (ESTEVEZ, 1998a). Além disso, com a morte e a decomposição dos estandes de *Typha domingensis*, as grandes quantidades de N e P lançadas na coluna d'água tendem a neutralizar a exportação de nutrientes para o mar (SANTOS et al., 2006). A manutenção de altos níveis de  $N_T$  e  $P_T$  após a AABA evidencia a ineficiência desse tipo de intervenção na redução do grau de trofia do sistema.

As AABAs também aumentam a propensão à ressuspensão de sedimentos pela ação do vento devido à redução no nível da água (figura 28) e, dessa forma, uma AABA pode ter favorecido a dominância de cianobactérias na fase IV. A dominância por cianobactérias pode também estar mais relacionada ao baixo nível de luminosidade da coluna d'água do que aos níveis de N e P (SCHEFFER et al., 1997). A expansão urbana ao longo da segunda metade da década de 2000 gerou grandes áreas de solo exposto na bacia hidrográfica. Como 2008 foi um ano muito chuvoso (figura 26), uma grande quantidade de sedimento foi carregado para a Lagoa Imboassica. Somado a isso, em janeiro de 2009 a barra arenosa da laguna foi aberta artificialmente. Com a redução temporária do nível da água, a propensão à ressuspensão do sedimento também aumentou. A combinação desses fatores culminou com a diminuição da transparência da coluna d'água, o que pode ter favorecido a dominância de determinados táxons de cianobactérias.

## 4.5 CONCLUSÃO

As quatro fases observadas na Lagoa Imboassica entre 1992 e 2016 correspondem a três regimes ecológicos distintos. São eles: águas claras com a produção primária dominada por macroalgas submersas (até 1998), águas túrbidas dominado por cianobactérias (entre 1999 e março de 2001 e a partir de janeiro de 2009) e águas túrbidas dominado por outros grupos da comunidade fitoplanctônica (a partir de 2009). Essas mudanças de regime ecológico foram direcionadas principalmente pelo aporte contínuo de nutrientes durante décadas e pelas eventuais aberturas artificiais da sua barra arenosa.

A variação nos níveis de nitrogênio e fósforo entre 1992 e 2016 está relacionada ao aporte de efluentes sem tratamento adequado que se intensificou com a expansão urbana e com o aumento populacional na área da bacia hidrográfica. Em longo prazo a variação no nível da água exerceu pouca influência como agente diluidor ou concentrador de nutrientes.

As AABAs causam um efeito pontual e ambíguo sobre a dinâmica dos nutrientes. Elas reduzem pontualmente os seus estoques na coluna d'água, porém em função do aporte contínuo de nutrientes os seus níveis voltam rapidamente ao patamar anterior à intervenção. Além disso, a redução no nível da água pode também favorecer o aumento nos níveis de nutrientes, em especial fósforo, na coluna d'água. Dessa forma, a AABA mostrou-se uma medida ineficaz na solução dos problemas decorrentes da eutrofização artificial.

**5. CAPÍTULO IV.**  
**A LAGOA IMBOASSICA COMO UM SISTEMA COMPLEXO**  
**ADAPTATIVO: IMPLICAÇÕES PARA A SUA GESTÃO**

## 5.1 INTRODUÇÃO

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos é um fenômeno conhecido e estudado pelo menos desde o início do século XX. Ainda assim, ela tem se destacado como uma das maiores ameaças à qualidade dos recursos hídricos mundiais nas últimas quatro décadas (ISTVÁNOVICS, 2010). Além disso, é considerado o problema que mais afeta o funcionamento e a biodiversidade das lagoas costeiras neotropicais (ESTEVES et al., 2008).

A eutrofização artificial não é apenas um problema de ordem técnica, mas também de gestão. As soluções técnicas já não são suficientes para enfrentar os intrincados problemas com os quais os gestores se deparam atualmente (PAHL-WOSTL, 2007). A complexa dinâmica dos ecossistemas tende a ser reduzida a relações simples de causa-efeito e a sua gestão tem sido tradicionalmente caracterizada por uma abordagem “comando-controle”. Essa abordagem restringe a variação e a autoorganização do ecossistema, características necessárias para adaptar-se às rápidas e incertas mudanças socioambientais globais (MESSIER et al., 2015). Ainda que essa abordagem simplificadora possa ser bem sucedida num primeiro momento, ela geralmente implica em consequências negativas em longo prazo.

Ecossistemas como as lagoas costeiras têm a sua dinâmica fortemente influenciada por fatores climatológicos, terrestres, aquáticos e antrópicos como uso e cobertura da terra assim como decisões políticas (KOLIBA et al., 2016). Para que a sua gestão seja integradora, é necessária uma perspectiva ampla que leve em conta as diferentes escalas espaciais e temporais envolvidas (PAHL-WOSTL, 2007). No entanto, segundo essa autora, os gestores tendem a subestimar a importância dos mecanismos de retroalimentação (*feedbacks*), não linearidades, histerese e mudanças no comportamento humano como consequência de intervenções políticas.

As incertezas associadas às rápidas mudanças socioambientais globais demonstram a necessidade de novas abordagens para a gestão dos ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, a ciência dos sistemas complexos adaptativos (SCA) pode apontar caminhos muito promissores. Os SCA são abertos, com dinâmica não linear, autoorganização, controle descentralizado, mudança constante e adaptabilidade (MESSIER et al., 2015). Tais sistemas buscam escapar das pressões externas por

meio da adaptação pela reorganização da sua estrutura interna (PAHL-WOSTL, 2007). Dessa forma, os SCA estão em constante mudança e os seus componentes se transformam ao longo do tempo como resultado de sua adaptação a estímulos do ambiente externo ou do próprio sistema (FOLLONI, 2016).

Neste contexto, este capítulo parte da premissa que a Lagoa Imboassica possui as características de um sistema complexo adaptativo e tem por objetivo discutir as implicações disso para a sua gestão. Para isso, inicialmente a Lagoa Imboassica é apresentada como um SCA, com base nos resultados e conclusões apresentados ao longo desta tese. Por fim, são discutidas as implicações que essa abordagem pode trazer para a sua gestão.

## 5.2 A LAGOA IMBOASSICA COMO UM SISTEMA COMPLEXO ADAPTATIVO

Embora não exista uma definição simples e concisa de sistema complexo adaptativo (LADYMAN et al., 2013), há uma série de características geralmente associadas a esses sistemas. Eles são formados por um grande número de componentes que interagem entre si e formam uma rede de causalidade complexa onde os efeitos retroagem uns sobre os outros (CILLERS, 1998; HOLLAND, 2006; FOLLONI, 2016). Essa múltipla causalidade implica que qualquer padrão social ou ecológico resulta simultaneamente de diversas causas distintas (CHAPMAN et al., 2017).

Na Lagoa Imboassica, a dinâmica dos nutrientes N e P são um exemplo claro dessa rede de causalidade complexa. A variação em longo prazo em N e P se deve principalmente ao aporte contínuo de efluentes domésticos e industriais sem o tratamento adequado. No entanto, em uma escala temporal mais refinada, os seus níveis são influenciados por inúmeros fatores que interagem entre si. Dentre eles estão as AABAs, as mudanças de regime, a variação no nível da água, as interações entre coluna d'água e sedimento, a dinâmica das comunidades aquáticas, os usos que a sociedade faz do corpo hídrico e os seus conflitos de interesse.

Os componentes de um sistema complexo adaptativo são organizados de forma hierárquica (HOLLAND, 1995; FILOTAS et al., 2014), o que cria uma estrutura difícil de ser descrita em apenas uma escala (PARROT & LANGE, 2013). Distintos fatores podem gerar impactos em múltiplas escalas espaciais e temporais e os padrões observados em um local podem resultar de processos e eventos em locais distantes (CHAPMAN et al., 2017).

Na Lagoa Imboassica, o aumento no grau de trofia e a variação no nível da água observados localmente são influenciados por processos que ocorrem em níveis hierárquicos superiores. A eutrofização artificial desse ecossistema está intimamente relacionada às transformações observadas em escala de paisagem em decorrência da expansão urbana na sua bacia hidrográfica. A elevação do nível da água, por sua vez, está intrinsecamente relacionada aos eventos de chuvas intensas que são influenciadas por processos meteorológicos regionais e globais.

Cabe destacar que a organização hierárquica dos SCA não pressupõe um comando rígido “de cima para baixo” (*top-down*). As propriedades macroscópicas podem emergir da interação entre os muitos componentes que formam o sistema

(XEPAPADEAS, 2009). As interações locais entre os componentes de um SCA geram padrões em níveis hierárquicos superiores que, por sua vez, influenciam os componentes originais por mecanismos de retroalimentação (PARROT & LANGE, 2013; FILOTAS et al., 2014). As mudanças de regime observadas na Lagoa Imboassica demonstraram isso. Elas não foram influenciadas ou controladas somente por fatores externos como o aporte de nutrientes. A mudança para um novo regime pode ser vista como uma propriedade emergente que surge da interação dos organismos presentes no corpo hídrico, especialmente os produtores primários.

Os SCA são constituídos por conjuntos intrincados de relações não lineares e também alças de retroalimentação (*feedback loops*) (CILLERS, 1998). Com isso, um mesmo processo pode ser causa e efeito (produto e produtor). Essa causalidade não é meramente unidirecional. A relação entre a transparência da coluna d'água e o desenvolvimento das comunidades de produtores primários é um exemplo disso. A alta transparência da coluna d'água estimula o desenvolvimento da vegetação submersa que, por sua vez, tende a favorecer a manutenção do regime de águas claras (SCHEFFER et al., 1993). Por outro lado, o crescimento da comunidade fitoplanctônica tende a diminuir a transparência da coluna d'água e, conseqüentemente, dificultar o desenvolvimento da vegetação submersa. Isso, por sua vez, favorece o fitoplâncton. A interação entre os níveis de nitrogênio na coluna d'água e as florações de cianobactérias também pode ser um exemplo de relação recursiva. Cianobactérias em excesso podem gerar condições anóxicas e colaborar para a redução do N por meio da desnitrificação, o que reduz os níveis de N e, conseqüentemente, limita o crescimento desses organismos (XIAOFENG et al., 2012).

As múltiplas causas de um padrão podem interagir entre si e produzir resultados que não seriam gerados por elas separadamente. Os impactos sobre os ecossistemas podem se acumular de três principais formas (CHAPMAN et al., 2017): 1) aditivamente, pela simples adição de vários impactos, 2) sinergicamente, quando o impacto é maior que a soma dos impactos individuais e 3) antagonisticamente, onde impactos mitigam o efeito combinado e tornam o impacto total menor que o esperado pela soma dos impactos individuais. Dessa forma, não é possível compreender a dinâmica do sistema como um todo somente a partir do estudo dos seus componentes isolados.

Na Lagoa Imboassica, os efeitos das AABAs dependem também do contexto histórico, pois elas atuam em sinergia com o grau de trofia da laguna (BOZELLI et al., 2009). O efeito das AABAs pode também ser antagônico. A morte das macrófitas aquáticas pela drástica redução no nível da água resulta em um aporte de nutrientes para a coluna d'água maior que aquele exportado para o mar (SANTOS et al., 2006). Dessa forma, o efeito das AABAs sobre a dinâmica de nutrientes é paradoxal e contraditório. Ao mesmo tempo em que elas reduzem o grau de trofia, elas favorecem o seu aumento por outros mecanismos como a ressuspensão de sedimentos e a redução no volume de água, como discutido no capítulo III.

Devido às complexas redes de causalidades múltiplas, os SCA apresentam dinâmica não linear, isto é, as respostas são desproporcionais às causas associadas (HOLLAND, 1995; RUHL, 1997; PLSEK & GREENHALGH, 2001; VAN DEN BERGH & GOWDY, 2003; PARROT & LANGE, 2013; FILOTAS et al., 2014; CHAPMAN et al., 2017). Com isso, pequenas causas podem produzir grandes efeitos e vice-versa (CILLERS, 1998). Sendo assim, o comportamento detalhado de qualquer sistema complexo é imprevisível em longo prazo (RUHL, 1997; PLSEK & GREENHALGH, 2001) e esses sistemas podem vir a apresentar no futuro regimes até então não observados (PAHL-WOSTL, 2007; FILOTAS et al., 2014).

Os SCA são ao mesmo tempo autônomos e dependentes. Eles apresentam autoorganização, isto é, a capacidade de criar de forma autônoma ordem a partir da desordem, o que pode resultar em propriedades emergentes (PARROT & LANGE, 2013). A riqueza de interações permite ao sistema autoorganizar-se espontaneamente, sem um planejamento determinado por uma autoridade, atuando por adaptação ao ambiente e às perturbações (FOLLONI, 2016). Ao mesmo tempo em que são autoorganizados, os SCA são também abertos, isto é, trocam matéria, energia e informação com o ambiente e a sua dinâmica é assim influenciada também por fatores externos (HOLLAND, 1995; CILLERS, 1998; PARROT & LANGE, 2013; FILOTAS et al., 2014).

A ocorrência de mudanças de regime ecológico na Lagoa Imboassica evidenciou a dinâmica não linear desse ecossistema. Ainda que o processo de eutrofização artificial tenha sido direcionado pelo aporte de nutrientes de fontes externas, processos internos conferem autoorganização ao corpo hídrico. Dessa forma, esse ecossistema apresenta simultaneamente autonomia interna e dependência de influência externa.



Os sistemas complexos possuem fronteiras imprecisas, difíceis de serem definidas, pois a evolução de um SCA influencia e é influenciada por outros sistemas com os quais coevoluem (CILLERS, 1998; PLSEK & GREENHALGH, 2001). Tal interação pode gerar tensões e paradoxos naturais, que nem sempre são solucionáveis (PLSEK & GREENHALGH, 2001), mas que podem ser geridos.

A dinâmica do processo de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica envolve distintos sistemas (sociais, ambientais, econômicos e políticos) que interagem entre si. A laguna tornou-se artificialmente eutrofizada devido ao contínuo aporte de nutrientes durante décadas como mostraram os níveis crescentes de fósforo total acumulado no sedimento (capítulo II). Esse aporte de nutrientes está relacionado à urbanização da BHLI, que se intensificou a partir do final da década de 1990, após a mudança na política de exploração de petróleo no Brasil em 1997. Com isso, um grande número de empresas nacionais e internacionais instalou-se em Macaé e isso desencadeou um intenso processo de imigração (TERRA & RESSIGUIER, 2011).

Os SCA estão em constante mudança para manter a sua adaptabilidade e exibem estabilidade em sua estrutura básica frente ao estresse externo (RUHL, 1997; PLSEK & GREENHALGH, 2001). A dinâmica de um SCA resulta da interação dos seus componentes entre si e deles com o ambiente (RAMMEL et al., 2007). Os SCA modificam e reorganizam os seus componentes para se adaptar às mudanças no seu entorno (HOLLAND, 1992). Os SCA possuem uma história (CILLERS, 1998; LEVIN, 1999). O seu comportamento não é reprodutível, uma vez que eles não podem retornar necessariamente ao mesmo estado “inicial” (PARROT & LANGE, 2013). Os componentes do sistema não poderiam refazer os seus passos, pois novos mecanismos de retroalimentação (*feedbacks*) poderiam surgir e gerar novas possibilidades (RUHL, 1997). Além de evoluírem através do tempo, o passado é corresponsável pela dinâmica atual dos SCA (CILLERS, 1998; PARROT & LANGE, 2013).

Os efeitos de possíveis perturbações sobre um SCA dependem do contexto histórico, pois eles modificam continuamente a sua estrutura como resultado de adaptações em resposta a forças externas (PLSEK & GREENHALGH, 2001; PAHL-WOSTL, 2007; PARROT & LANGE, 2013; FOLLONI, 2016). Os componentes de um SCA podem responder de forma heterogênea a um mesmo estímulo, como

resultado das suas diferentes histórias de vida e posição em relação aos outros componentes do sistema (HOLLAND, 1995; PARROT & LANGE, 2013).

A Lagoa Imboassica tem se adaptado às mudanças no ambiente externo, isto é, na sua bacia hidrográfica e possui uma história de transformações. Como discutiu-se no capítulo III, ao longo do seu processo de eutrofização artificial ela passou por distintos regimes, em grande parte direcionadas pelo aumento nos níveis de nutrientes, especialmente PT, que tende a se acumular no sedimento. Como este corpo hídrico é raso e sujeito a processos de ressuspensão do sedimento, a fertilização interna (*internal loading*) pode contribuir com considerável aporte de PT para a coluna d'água. Dessa forma, o aumento no grau de trofia é favorecido pelo aporte atual de nutrientes e também por aquele recebido no passado. Sendo assim, o sedimento atua como uma memória do ecossistema.

### 5.3 A GESTÃO DA LAGOA IMBOASSICA EM UM CONTEXTO COMPLEXO

A hipersensibilidade às condições iniciais e a não linearidade dos sistemas complexos torna a incerteza um componente permanente na sua dinâmica. Devido à sua dinâmica não linear, conhecer os estados iniciais de um sistema complexo adaptativo não permite necessariamente antecipar os seus estados futuros (FOLLONI, 2016). Além disso, a mudança constante aumenta a imprevisibilidade dos efeitos até mesmo de um único estressor (BOZELLI et al., 2009). Dessa forma, para se preparar para o comportamento não previsível dos ecossistemas, são necessários programas de gestão flexíveis, adaptativos e também participativos.

Os sistemas complexos adaptativos tendem a escapar do controle externo pela adaptação e auto-organização (PAHL-WOSTL, 2007). Dessa forma, a resposta do ecossistema pode não ser proporcional à intervenção feita por parte dos gestores. Abordagens pouco flexíveis na gestão dos ecossistemas podem criar condições favoráveis para as mudanças de regimes de funcionamento (HOLLING & MEFFE, 1996). É crucial ter maleabilidade para adaptar-se a situações imprevisíveis ou efeitos inesperados incontroláveis (FOLLONI, 2016).

As limitações em relação à previsibilidade da dinâmica dos ecossistemas reforçam a importância do manejo adaptativo. Este, segundo PAHL-WOSTL (2007), pode ser definido como um processo sistemático de contínua melhoria nas políticas e práticas de manejo por meio do aprendizado com os resultados das estratégias de gestão implementadas. Para isso, é fundamental o monitoramento ambiental em longo prazo. A existência de longas séries históricas de dados permite avaliar a evolução temporal da qualidade ambiental, indicar prioridades para a elaboração de ações que levem à melhoria da qualidade ambiental (LAMPARELLI, 2004).

Os efeitos de intervenções antrópicas sobre um sistema complexo adaptativo dependem do seu contexto histórico. O legado de usos da terra na bacia hidrográfica pode frustrar as tentativas de recuperação de corpos hídricos eutrofizados e restringir consideravelmente as opções de manejo e gestão (FOSTER et al., 2003). Segundo esses autores, mesmo com reduções substanciais no aporte de nutrientes, a bacia hidrográfica pode continuar aportando fósforo e manter as condições eutróficas por décadas. Dessa forma, a sua gestão não deve ser pensada a partir do zero, como se fosse uma folha em branco. É preciso pensar em um “re-planejamento” urbano

integrado à gestão dos ecossistemas aquáticos continentais presentes, como na BHLI.

A Lagoa Imboassica e a sua bacia hidrográfica possuem um histórico de intervenções antrópicas que influencia na condição atual do corpo hídrico. A expansão urbana na BHLI foi feita de forma desordenada. Foram priorizados os ganhos imediatos e desconsiderados os prejuízos ambientais em longo prazo. Não houve planejamento urbano adequado e a dinâmica natural dos ecossistemas ali presentes não foi levada em consideração. No entanto, a gestão local e regional dos recursos hídricos precisa ser combinada com uma abordagem integrada de gestão de bacia hidrográfica e contextualizada sob a perspectiva de mudanças globais (PAHL-WOSTL, 2007).

Como discutido no capítulo III, a realização de AABAs é uma medida de gestão ineficaz para reduzir os efeitos indesejáveis da eutrofização artificial. Sem que o aporte de nutrientes para o corpo hídrico seja cessado, as AABAs são apenas medidas paliativas e provisórias. Além disso, em muitos casos elas podem inclusive intensificar o processo de eutrofização artificial. Nesse sentido, a manutenção da barra arenosa do canal extravasor aberta durante a estação chuvosa é crucial para evitar as AABAs emergenciais, sem planejamento.

Para a tomada de decisão sobre as AABAs é de fundamental importância que as finalidades de usos da Lagoa Imboassica estejam definidas pelos diferentes segmentos da sociedade envolvidos (ESTEVEES, 1998a). As AABAs para aumentar o estoque pesqueiro devem ser questionadas (ESTEVEES, 1998a). A redução da qualidade da água após a AABA torna o ecossistema menos adequado à produção pesqueira. Além disso, embora até meados da década de 1970 existisse na Lagoa Imboassica uma comunidade de pescadores residentes (FROTA & CARAMASCHI, 1998), na década de 1990 o número de pescadores profissionais já era muito reduzido (ESTEVEES, 1998a). Em estudo realizado entre 2011 e 2012, COIMBRA (2013) observou que a maior parte dos pescadores que frequentavam a Lagoa Imboassica realizavam pesca esportiva ou para o consumo próprio.

Tendo em vista o histórico de eutrofização artificial da Lagoa Imboassica, além de cessar o atual aporte de efluentes tratados de forma inadequada é também crucial planejar a remoção do excesso de nutrientes. Uma vez estabelecida a condição de águas túrbidas, o sistema resiste às tentativas de restauração da condição de águas claras (SCHEFFER et al., 2001). As tentativas de restauração

poderão não ter sucesso se os esforços forem insuficientes para fazer o ecossistema ultrapassar os limiares dos regimes (MAYER & RIETKERK, 2004). A redução no aporte de P pode ter um efeito retardado, pois a reciclagem do nutriente acumulado no sedimento continua alta e mantém o estado eutrófico (CARPENTER et al., 1999).

O manejo de macrófitas aquáticas é uma alternativa bastante promissora para a remoção do excesso de nutrientes na laguna. Os estandes de macrófitas aquáticas na região litorânea da Lagoa Imboassica absorvem grandes quantidades de N e P que seriam lançados na coluna d'água (LOPES-FERREIRA, 1998). No entanto, para que os nutrientes absorvidos não retornem à coluna d'água após a sua decomposição as plantas precisam ser removidas constantemente.

## 5.4 CONCLUSÃO

A Lagoa Imboassica apresentou as características de um sistema complexo adaptativo como rede complexa de interações, organização hierárquica, propriedades emergentes, incerteza associada, autonomia e dependência, assim como contexto histórico e adaptação contínua. Abordagens reducionistas que tratem esse ecossistema como um sistema isolado e independente proporcionarão uma representação enganosa do seu funcionamento. Abordá-la como um SCA garante uma compreensão mais realística do seu funcionamento.

A gestão de ecossistemas aquáticos como a Lagoa Imboassica precisa ser repensada e deve ultrapassar o tradicional modelo de “comando-controle”. Ela não pode se restringir somente aos limites do corpo hídrico e nem somente à sua condição atual. O contexto histórico e socioambiental local e regional e as interações entre os múltiplos componentes do sistema não podem ser desconsiderados. Dada a imprevisibilidade e a contínua mudança inerentes aos sistemas complexos adaptativos, a gestão deve ser flexível e adaptável. O manejo adaptativo, baseado no aprendizado com os resultados das estratégias de gestão implementadas, mostra-se muito promissor nesse sentido.

Do ponto de vista da sua gestão, as aberturas artificiais da barra arenosa mostraram-se medidas ineficazes frente aos efeitos indesejáveis da eutrofização artificial. É crucial e urgente que o aporte de nutrientes de origem antrópica para o corpo hídrico seja impedido. Além disso, como a Lagoa Imboassica tem recebido o contínuo aporte de efluentes por décadas, os gestores precisam também atuar na remoção do nutriente acumulado no corpo hídrico. Nesse sentido, o manejo das macrófitas aquáticas presentes na laguna podem ser uma excelente alternativa.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese geral da presente tese foi corroborada. A eutrofização artificial da Lagoa Imboassica tem sido influenciada pela interação de impactos antrópicos relacionados à urbanização com processos internos do corpo hídrico e a prevalência desses depende do contexto histórico. A dinâmica desse ecossistema no seu processo de eutrofização artificial foi direcionada pelo aporte de nutrientes de fontes externas. No entanto, ela foi também influenciada pela organização interna da laguna, especialmente pelos produtores primários, como evidenciado pelas mudanças de regime ecológico.

A expansão urbana desordenada foi a principal responsável pelas mudanças no uso e na cobertura da terra na BHLI nas últimas quatro décadas. O aumento populacional e o saneamento básico inefetivo levaram à eutrofização artificial da Lagoa Imboassica. Isso refletiu-se em aumento no grau de trofia e na produtividade do corpo hídrico e em mudanças na fonte predominante de matéria orgânica.

A grande complexidade observada em ecossistemas como esse demonstra que a sua gestão deve ir além da rigidez do tradicional modelo “comando-controle”. O manejo precisa ser flexível e adaptável e levar em conta o contexto histórico e as constantes mudanças socioambientais locais e globais.

Por fim, são propostas algumas recomendações para a gestão da Lagoa Imboassica em um contexto mais amplo:

- Manter aberta a barra arenosa do canal extravasor para evitar AABAs da laguna em caráter emergencial;
- Cessar o aporte para a laguna de efluentes domésticos e/ou industriais sem o devido tratamento;
- Manter o monitoramento limnológico da laguna, especialmente dos níveis de fósforo total, que mostraram-se bons indicadores do processo de eutrofização artificial;
- Promover o manejo das macrófitas aquáticas na Lagoa Imboassica no intuito de remover o excesso de nutrientes presente no corpo hídrico;
- Preservar os remanescentes de vegetação natural e recompor a vegetação original especialmente na zona ripária;
- Restringir a expansão urbano-industrial em direção a montante na bacia hidrográfica da Lagoa Imboassica;

## REFERÊNCIAS

- AC-ERE - Advisory Committee for Environmental Research and Education. **Transitions and Tipping Points in Complex Environmental Systems: A Report by the NSF Advisory Committee for Environmental Research and Education**. Virginia: National Science Foundation. 2009.
- ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. & ESTEVES, F. A. Distribution and growth in adults of *Macrobrachium acanthurus* Wiegmann (Decapoda, Palaemonidae) in a tropical coastal lagoon, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n.2, p. 61-70. 2002.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos - despoluição de bacias hidrográficas. Relatório de esgotamento sanitário municipal de Macaé, RJ**. Brasília: ANA. 2017.
- ANDERSEN, T. et al. Ecological regime shifts: approaches to identification. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 49-57. 2009.
- ANSARI, A. A.; GILL, S. S. & KHAN, F. A. Eutrophication: Threat to Aquatic Ecosystems. In: ANSARI, A. A. et al. (eds.). **Eutrophication: Causes, Consequences and Control v. I**. Dordrecht: Springer. 2011. p. 143-170.
- ANTHONY, A. et al. Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, art. 8. 2009.
- APPLEBY, P. G. & OLDFIELD, F. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. **Catena**, v. 5, p. 1-8. 1978.
- APPLEBY, P. G. & OLDFIELD, F. The assessment of <sup>210</sup>Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. **Hydrobiologia**, v. 103, p. 29-35. 1983.
- ARANGO, C. et al. Benthic organic carbon influences denitrification in streams with high nitrate concentration. **Freshwater Biology**, v. 52, p.1210–1222. 2007.
- ASPILA, K. I.; AGEMIAN, H. & CHAU, A. S. Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **Analyst**, v.101,187-197. 1976.
- BARBOZA, L. **Abertura da barra ajuda a renovar a vida na Lagoa**. 2008. Disponível em: <<http://www.macaé.rj.gov.br/noticias/leitura/noticia/abertura-da-barra-ajuda-a-renovar-a-vida-na-lagoa>>. Acesso em: 10 jan. 2017.
- BARNES, R. S. K. **Coastal Lagoons**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1980.
- BARRETO, G. S. **Mapeamento ambiental da bacia hidrográfica da Lagoa Imboacica: subsídio para construção de Planos de Bacia**. Dissertação (Mestrado, em Engenharia Ambiental). Instituto Federal Fluminense. Macaé, Rio de Janeiro. 2009a.
- BARRETO, G. S. Mapeamento ambiental da bacia hidrográfica da Lagoa Imboacica: subsídio para construção de planos de bacia. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v.3, n.2, p. 125-144. 2009b.
- BARUQUI, S. S. C. **A Cidade Formal e a Cidade Informal em Macaé: uma análise do crescimento habitacional na década de 90**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Regional e Gestão de Cidades) – Universidade Candido Mendes. Campos do Goytacazes, Rio de Janeiro. 2004.



BAR-YAM, Y. General features of complex systems. *In*: KEIL, L. D. (ed.). **Knowledge Management, Organizational Intelligence and Learning, and Complexity**. Encyclopedia of Life Support Systems. Oxford, England: UNESCO EOLSS Publishers. 2002. p. 22-41.

BELLINGER, E. G. & SIGEE, D. C. **Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators**. United States of America: Oxford. 2010.

BERKES, F. & FOLKE, C. **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge: Cambridge University Press. 1998.

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

BIRD, E. C. F. **Coastal Geomorphology: an introduction**. Chichester: John Wiley & Sons. 2008.

BOZELLI, R. L. et al. Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. **Limnologica**, v. 39, p. 306-313. 2009.

BRANCO, C. W. C; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. & ESTEVES, F. A. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 251-262. 2007.

BRASIL. **Lei n. 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Brasília, 1979.

BURT, T. P. & PINAY, G. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. **Progress in Physical Geography**, v. 29, n. 3, p. 297-316. 2005.

CAMARA, E. M. **Gradientes ambientais e a ictiofauna litorânea de ecossistemas costeiros: os efeitos de aberturas da barra arenosa de duas lagoas costeiras do sudeste brasileiro, RJ**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2010.

CAMPOLINA, T. **Barra da Lagoa de Imboassica é aberta**. 2012. Disponível em: <<http://www.macaee.rj.gov.br/noticias/leitura/noticia/barra-da-lagoa-de-imboassica-e-aberta>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

CARAMASCHI, E. P. et al. Peixes das lagoas costeiras do norte fluminense: estudo de caso. *In*: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A. & SACARANO, F. R. (eds.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. Rio de Janeiro: Rima. 2004. p. 309-336.

CARPENTER, S. R.; LUDWIG, D. & BROCK, W. A. Management of eutrophication of lakes subject to potentially irreversible change. **Ecological Applications**, v. 9, p. 751-771. 1999.

CARVALHO, M. **Macaenses festejam abertura da barra da lagoa**. 2005. Disponível em: <<http://www.macaee.rj.gov.br/noticias/leitura/noticia/macaenses-festejam-abertura-da-barra-da-lagoa>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

CASAL, M. A. **Corografia brasilica, ou Relação histórico-geografica do Reino do Brazil composta e dedicada a Sua Magestade Fidelissima por hum Presbitero Secular do Gram Priorado do Crato**. Tomo I. Rio de Janeiro: Impressão Régia. 1817.

CHAPMAN, M. et al. 5 Key Challenges and Solutions for Governing Complex Adaptive (Food) Systems. **Sustainability**, v. 9, n. 9, p. 1594-1601. 2017.

CHAVEZ, P. S. Jr. Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper multispectral images. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 55, p.1285-1294. 1989.

CILLIERS P. **Complexity and Postmodernism: understanding Complex Systems**. London: Routledge. 1998.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143. 1993.

COIMBRA, R. S. C. **Biomarcadores na avaliação da qualidade do pescado na Lagoa Imboassica, Macaé – RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal Fluminense. Macaé, RJ. 2013.

CORDER, G. W. & FOREMAN, D. I. **Nonparametric statistics for non-statisticians: a step-by-step approach**. United States of America: John Wiley & Sons. 2009.

DAS, S. K. et al. Elemental (C, N, H and P) and stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) signatures in sediments from Zeekoevlei, South Africa: a record of human intervention in the lake. **Journal of Paleolimnology**, v. 39, n. 3, p. 349-360. 2008.

DAVIDSON, T. A. & JEPPESEN, E. The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impacts on lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 49, n. 3, p. 391–410. 2013.

DENT, C. L.; CUMMING, G. S. & CARPENTER, S. R. Multiple states in river and lake ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences**, v. 357, p.635-645. 2002.

DIAS, R. S. **A formação de uma aglomeração industrial em Macaé, RJ: uma caracterização da espacialidade da indústria petrolífera e seus impactos no espaço urbano macaense e sua região de entorno**. Monografia (Licenciatura em Geografia) - CEFET/Campos. Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro. 2005.

DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, v. 438, p. 1-12. 2000.

DOSSKEY, M. G. et al. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 261-277. 2010.

DOWNING, J. A. & MCCAULEY, E. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 936–945. 1992.

DOWNING, J. A. et al. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**, v. 46, p. 109-148. 1999.

DOWNING, J. A.; WATSON, S. B. & MCCAULEY, E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, p. 1905-1908. 2001.

DRM - Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro. **Projeto Carta Geológica do Estado do Rio de Janeiro em escala 1:50.000 (folha Macaé, SF-24-Y-A-I-3)**. Rio de Janeiro. 1969.

EATON, A. D. et al. (eds.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21. ed. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF American Public. 2005.

ENRICH-PRAST, A. et al. Sediment Denitrification in Two Contrasting Tropical Shallow Lagoons. **Estuaries and Coasts**, v. 12, p. 1-7. 2015.

ERAZO, J. A. G. **Estudo de modelagem sobre a abertura da barra da Lagoa Imboassica - RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2003.

ESTEVES, F. A. Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. *In: \_\_\_\_\_* (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 1998a. p. 63-87.

ESTEVES, F. A. Lagoa Imboassica: Impactos Antrópicos, Propostas Mitigadoras e sua importância para a pesquisa ecológica. *In: \_\_\_\_\_*. (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 1998b. p. 401-429.

ESTEVES, F. A. et al. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 967-981. 2008.

FARIAS, R. N. et al. **O monitoramento ambiental como subsídio à gestão de ecossistemas aquáticos costeiros: o exemplo da Lagoa Imboassica, RJ, Brasil**. *In: FERREIRA, M. I. P. et al.* Engenharia e Ciências Ambientais, contribuições à gestão ecossistêmica. Macaé: Editora Essentia. (no prelo).

FERBER, L. R. et al. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology**, v. 49, p. 690-708. 2004.

FERNANDES, V. O. & ESTEVES, F. A. The use of indices for evaluating the periphitic community in two kinds of substrate in Imboassica Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n.2, p. 233-243. 2003.

FILLEY, T. R. et al. An isotopic biogeochemical assessment of shifts in organic matter input to Holocene sediments from Mud Lake Florida. **Organic Geochemistry**, v. 32, p.1153-1167. 2001.

FILOTAS E. et al. Viewing forests through the lens of complex systems science. **Ecosphere**, v.5, p. 1–23. 2014.

FOLKE, C. et al. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 35, p. 557-581. 2004.

FOLLONI, A. **Introdução à Teoria da Complexidade**. Curitiba: Juruá. 2016.

FONTES, M. **Prefeitura realiza a abertura da barra da Lagoa**. 2016. Disponível em: <<http://www.odebateon.com.br/site/noticia/detalhe/37494/prefeitura-realiza-a-abertura-da-barra-da-lagoa>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

- FOSTER, D. et al. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. **Bioscience**, v. 53, p.77-88. 2003.
- FRANCIS, T. B. et al. Effects of urbanization on the dynamics of organic sediments in temperate lakes. **Ecosystems**, v. 10, p. 1057-1068. 2007.
- FRONTIER, S. Étude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales: comparaison avec le modèle de baton brisé. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 25, p. 67-75. 1976.
- FROTA, L. O. R. & CARAMASCHI, E. P. Aberturas artificiais da barra da lagoa Imboassica e seus efeitos sobre a fauna de peixes. *In*: ESTEVES, F. A. (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 1998. p. 327-350.
- FURTADO, A. L. S.; PETRUCIO, M. M. & ESTEVES, F. A. C, N, P and pheopigments in the sediment of a brazilian coastal lagoon (Macaé, Rio de Janeiro). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 127-134. 1997.
- GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S. & OHSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Washington, D.C: I. B. P. Health Association. 1978.
- GRIMM, N B. et al. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. **BioScience**, v. 50, n. 7, p. 571-584.
- GROOT, P. A. **Handbook of stable isotope analytical techniques**. Amsterdam: Elsevier. 2004.
- GU, B.; SCHELSKE, C. L. & BRENNER, M. Relationships between sediment and plankton isotope ratios ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) and primary productivity in Florida lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 4, p. 875-883. 1996.
- HAKASON, L. Lake Bottom Dynamics and Morphometry: The Dynamic Ratio. **Water Resources Research**, v. 18, n. 5, p. 1444-1450. 1982.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9p. 2001. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acesso em: 02 fev. 2015.
- HARDING, J. S. et al. Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, p. 14843-14847. 1998.
- HAVENS, K. E. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *In*: HUDNELL, K. H. (ed). **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research**, v. 619. New York: Springer. 2007. p 675–732.
- HOBBS, O. W. et al. A 200-year perspective on alternative stable state theory and lake management from a biomanipulated shallow lake. **Ecological Applications**, v. 22, p. 1483-1496. 2012.
- HOLLAND, J. H. Complex adaptive systems. **Daedalus**, v.121, n.1, p. 17-30. 1992.
- HOLLAND, J. H. **Hidden Order: How Adaptation Builds Complexity**. New York: Addison-Wesley. 1995.

HOLLAND, J. H. Studying Complex Adaptive Systems. **Journal of Systems Science and Complexity**, v. 19, n.1, p. 1-8. 2006.

HOLLING, C. S. & MEFFE, G. K. Command and control and the pathology of natural resource management. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 328-337. 1996.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Carta topográfica, com hidrografia e relevo, em escala 1:50.000 (folha Macaé SF-24-M-I-3)**. Rio de Janeiro. 1969.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2ed. Rio de Janeiro: IBGE. 2004.

ILEC – International Lake Environment Committee Foundation. **Managing lakes and their basins for sustainable use: a report for lake basin managers and stakeholders**. Kusatsu: International Lake Environment Committee Foundation. 2005.

ISTVÁNOVICS, V. Eutrophication of lakes and reservoirs. *In*: LIKENS (ed.). 2010. **Lake Ecosystem Ecology: A Global Perspective**. 2010. p. 47-55.

JACKSON, D. A. Stopping rules in Principal Components Analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, v. 74, p. 2204-2214. 1993.

JEPPESEN, E. M. et al. (eds.). **The structuring role of submerged macrophytes in lakes**. New York: Springer-Verlag. 1998.

JOLLIFFE, I. T. **Principal Component Analysis**. 2. ed., New York, Springer. 2002.

JOHNES, P. J. Understanding lake and catchment history as a tool for integrated lake management. **Hydrobiologia**, v. 395/396, p. 41-60. 1999.

KENNEY, W. F. et al. Whole-basin, mass-balance approach for identifying critical phosphorus-loading thresholds in shallow lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 51, n. 4, p. 515–528. 2014.

KENNISH, M. J. & PAERL, H. W. (eds.). **Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change**. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor & Francis Group. 2010.

KJERFVE, B (ed.). **Coastal lagoon processes**. New York: Elsevier Oceanography Series. 1994.

KOLIBA, C. et al. The Lake Champlain Basin as a Complex Adaptive System: Insights from the Research on Adaptation to Climate Change (“RACC”) Project. **Vermont Journal of Environmental Law Vermont Law School**, v. 17, n. 4, p. 533-563. 2016.

KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota II. Teil Oscillatoriales**. Munchen: Spektrum Akademischer Verlag. 2005.

KOSTEN, S. et al. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. **Ecological Applications**, v. 19, n. 7, p. 1791–1804. 2009.

LADYMAN, J.; LAMBERT, J. & WIESNER, K. What is a complex system? **European Journal for Philosophy of Science**, v. 3, n. 1, p. 33-67. 2013.

- LAMEGO, A. R. **Geologia das quadrículas de Campos, São Tomé, Lagoa Feia e Xexé**. Div. Geol. Min. Rio de Janeiro, v. 154, p. 1-60. 1955.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo. São Paulo. 2004.
- LANDIS, J. & KOCH, G. G. The measurements of agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.3, p.159-179. 1977.
- LEGENDRE, P & LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier. 1998.
- LEVIN, S. **Fragile Dominion: Complexity and the Commons**. Reading, MA: Perseus Books. 1999.
- LIMA, E. S.; MARTINS, M. I. F. P. O. & FURTADO, A. L. S. 2017. Mapeamento do uso da terra urbana no entorno da Lagoa Imboassica em Macaé, RJ. *In*: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA 11., 2017, Campinas. Anais... Campinas: Instituto Agrônomo. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/164808/1/4847.pdf>
- LOPES-FERREIRA, C. Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes lançados na Lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. *In*: ESTEVES, F.A. (ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. NUPEM-UFRJ. Macaé, Rio de Janeiro. 1998. p. 375-390.
- LOUREIRO, W. L. M. et al. A Indústria do Petróleo em Macaé: características e impactos socioeconômicos sob a ótica do desenvolvimento sustentável. **Vértices**, Campos dos Goytacazes/RJ, v.16, n.2, p. 189-220. 2014.
- MACAÉ. **Lei Complementar n. 76, de 28 de dezembro de 2006**. Institui o Plano Diretor do Município de Macaé. 2006.
- MACAÉ. **Plano local de habitação de interesse social (PHLIS - Macaé): diagnóstico das necessidades habitacionais e estratégias de ação**. 2010.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Ambleside: Freshwater Biological Association. 1978.
- MARINHO, C. C. **Metanogênese regulada por macrófitas aquáticas e pela alteração brusca do nível d'água e salinidade em duas lagoas costeiras da Região Norte Fluminense, Macaé/RJ**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Biofísica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2004.
- MARINHO, C. C.; FONSECA, A. L. S. & ESTEVES, F. A. Impactos antrópicos nas lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro: uma revisão sobre a eutrofização artificial e gases de efeito estufa. **Revista Brasileira de Pós Graduação**, Brasília, v.13, n.32, p. 703-728. 2016.
- MARINHO, C. C. et al. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 208-217. 2010.
- MARINHO, C. C. et al. Dinâmica sazonal do metano na coluna d'água de dois lagos subtropicais em diferentes estados tróficos. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p.281-287. 2009.

- MAROTTA, H. & ENRICH-PRAST, A. Catastrophic shifts in the aquatic primary production revealed by a small low-flow section of tropical downstream after dredging. **Brazilian Journal of Biology**, v.75, n.4, p. 804-811. 2015.
- MAYER, A. L. & RIETKERK, M. The dynamic regime concept for ecosystem management and restoration. **Bioscience**, v. 54, n. 11, p.1013-1020. 2004.
- MELO, R. L. C. A implantação de distritos industriais na área de influência do setor Petróleo & Gás e possíveis impactos econômico-espaciais: o caso da Zona Especial de Negócios em Rio das Ostras – RJ. *In*: 3º CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO E GÁS. Salvador, BA. 2005.
- MELO, S.; BOZELLI, R. L. & ESTEVES, F. A. Temporal and spatial fluctuations of phytoplankton in a tropical coastal lagoon, southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 475-483. 2007.
- MESSIER, C. et al. From Management to Stewardship: Viewing Forests As Complex Adaptive Systems in an Uncertain World. **Conservation Letters**, v. 8, n. 5, p. 368–377. 2015.
- MEYERS, P. A. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, v. 114, p. 289-302. 1994.
- MEYERS, P. A. Applications of organic geochemistry of paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, p. 261–289. 2003.
- MEYERS, P. A. An Overview of Sediment Organic Matter Records of Human Eutrophication in the Laurentian Great Lakes Region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 6, p. 89-99. 2006.
- MEYERS, P. A. & LALLIER-VERGÈS, E. Lacustrine sedimentary organic matter records of late Quaternary paleoclimates. **Journal of Paleolimnology**, v. 21, n. 3, p. 345-372. 1999.
- MEYERS, P. A. & TERANES, J. L. Sediment organic matter. *In*: LAST, W. M. & SMOL, J. P. (eds.). **Tracking environmental change using lake sediments, physical and geochemical methods**. v 2. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 2001. p 239–269.
- MILLS, K. et al. Deciphering long-term records of natural variability and human impact as recorded in lake sediments: a palaeolimnological puzzle. **WIREs Water**, e1404. 2016.
- MOORE, W. S. Radium isotope measurements using germanium detectors. **Nuclear Instruments and Methods**, v. 223, p. 407-411. 1984.
- MULLER, A. & MATHESIUS, U. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The application of sedimentary Corg/N ratios as source indicators of organic matter. **Palaeogeography, Palaeoclimate, Palaeoecology**, v. 145, p. 1-16. 1999.
- NAKAI, N. Paleoenvironmental features of Lake Biwa deduced from carbon isotope compositions and organic C:N ratios of the upper 800 m sample of 1,400 cored column. **Proceedings of the Japan Academy, Series B**, v. 62, n. 8, p. 279-282. 1986.
- NEUMANN, B. et al. Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding - a global assessment. **PLoS ONE**, v. 10, n.3, p. 1-34. 2015.
- NIENABER, M. A. & STEINITZ-KANNAN, M. **Guide to Cyanobacteria: identification and impact**. Kentucky: University Press of Kentucky. 2018.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Riparian Areas: functions and strategies for management**. Washington, D.C: National Academy Press. 2002.

OSTROM, E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, v. 325, n. 5939, p. 419-422. 2009.

PADISÁK, J. & REYNOLDS, C. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 1-11. 2003.

PAERL, H. W. & USTACH, J. F. Blue-green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. **Limnology and Oceanography**, v. 27, p. 212-217. 1982.

PAGANOTO, F. **Mobilidade e Trabalho em Macaé/ RJ, a “Capital do Petróleo”**. Rio de Janeiro: Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2008.

PAHL-WOSTL, C. The implications of complexity for integrated resources management. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, p. 561-569. 2007.

PAHL-WOSTL, C. et al. Managing change toward adaptive water management through social learning. **Ecology and Society**, v.12, n.2, 30. 2007.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. & ESTEVES, F. A. Clear water associated with biomass and nutrient variation during the growth of a charophyte stand after a drawdown, in a tropical coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 482, p. 79-87. 2002a.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. & ESTEVES, F. A. The role of charophyte primary production in a coastal lagoon subjected to human impacts (RJ, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 59-69. 2002b.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. & ESTEVES, F. A. Charophytes as a nutrient and energy reservoir in a tropical coastal lagoon impacted by humans (RJ, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.3a, p.479-487. 2004.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI E. F. & ESTEVES F. A. Clonal growth of *Typha domingensis* Pers., subject to drawdowns and interference of *Eleocharis mutata* (L.) Roem. et Schult. in a tropical coastal lagoon (Brazil). **Wetlands Ecology and Management**, v. 13, p. 191-198. 2005.

PANOSSO, R. F., ATTAYDE, J. L. & DIETER, M. Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo. *In*: ESTEVES, F. A. (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Macaé, Brasil: Nupem/UFRJ. 1998. p. 91-108.

PARROTT, L. & LANGE, H. An Introduction to Complexity Science. *In*: MESSIER, C.; PUETTMANN, K. J. & COATES, K. D. (ed.). **Managing Forests as Complex Adaptive Systems: Building Resilience to the Challenge of Global Change**. London: Routledge Taylor & Francis Group. 2013.

PEIERLS, B. L. et al. Human influence on river nitrogen. **Nature**, v. 350, p. 386-387. 1991.

PERRIN P. Evolução da costa fluminense entre as Pontas de Itacoatiara e Negra: preenchimentos e restingas. *In*: LACERDA, L. D. et al. (eds.), **Restingas: origem, estrutura e processos**. Niterói: CEUFF. 1984. p. 65-74.



PESSANHA, C. M. D. **Modelagem computacional aplicada à gestão sanitário-ambiental da Lagoa Imboassica-RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé. 2012.

PETRUCIO, M. M.; ENRICH-PRAST, A. & ESTVES, F. A. C, N, P and pheopigments in the sediment of a brazilian coastal lagoon, Macaé, Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 117-124. 1997.

PHLEGER, F. B. A review of some general features of coastal lagoons. *In*: Coastal lagoon research, past, present, and future. **UNESCO Technical Papers in Marine Science**, v. 33, p. 7-14. 1981.

PLSEK, P. & GREENHALGH, T. The challenge of complexity in health care. **British Medical Journal**, v. 323, p. 625–628. 2001.

R CORE TEAM. 2017. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RAMMEL, C.; STAGL, S. & WILFING, H. Managing complex adaptive systems - a co-evolutionary perspective on natural resource management. **Ecological economics**, v. 63, n. 1, p. 9-21. 2007.

RANDSALU-WENDRUP, L. et al. Paleolimnological records of regime shifts in lakes in response to climate change and anthropogenic activities. **Journal of Paleolimnology**, v. 56, p. 1–14. 2016.

RAPHAELLI, J. T. A. **Evolução deposicional e trófica nas biofácies sedimentares da Lagoa Vermelha, Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal Fluminense. Niterói, Rio de Janeiro. 2018.

RIO DAS OSTRAS. **Lei Complementar n. 4, de 10 de outubro de 2006**. Dispõe sobre Plano Diretor, o sistema e o processo de planejamento e gestão do desenvolvimento urbano do Município de Rio das Ostras. 2006.

RIO DE JANEIRO. **Lei n. 650, de 11 de janeiro de 1983**. Dispõe sobre a Política Estadual de Defesa e Proteção das Bacias Fluviais e Lacustres do Rio de Janeiro. 1983.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual nº 9760 de 11 de março de 1987**. Regulamentada a Lei nº 1130, de 12/02/87, localiza as Áreas de Interesse Especial do interior do Estado, e define as normas de ocupação a que deverão submeter-se os projetos de loteamento e desmembramento a que se refere o artigo 13 da Lei 6766/79. 1987a.

RIO DE JANEIRO. **Lei nº 1130 de 12 de fevereiro de 1987**. Define as áreas de interesse especial do Estado e dispõe sobre os imóveis de área superior a 1.000.000m<sup>2</sup> (um milhão de metros quadrados) e imóveis localizados em áreas limítrofes de municípios, para efeito do exame e anuência prévia a projeto de parcelamento de solo para fins urbanos, a que se refere o artigo 13 da Lei nº 6766/79. 1987b.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual n. 11.556, de 18 de julho de 1988**. Aprova o Projeto de Alinhamento de Orla (PAO) da Lagoa de Imboassica, nos municípios de Macaé e Casimiro de Abreu e dá outras providências. 1988.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual n. 42.356, de 16 de março de 2010**. Dispõe sobre o tratamento e a demarcação das faixas marginais de proteção nos processos de licenciamento

ambiental e de emissões de autorizações ambientais no estado do Rio de Janeiro e dá outras providências. 2010.

RIO DE JANEIRO. **Relatório do diagnóstico das disponibilidades hídricas da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras (RD-04)** versão final revisada. 2013.

RODRIGUEZ, S. H. **A formação das estradas de ferro no Rio de Janeiro: o resgate da sua memória**. Rio de Janeiro: Memória do Trem. 2004.

RODRÍGUEZ, C. F.; BÉCARES, E. & FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). **Hydrobiologia**, v. 506-509, p.421-426. 2003.

RUHL, J. B. Thinking of Environmental Law as a Complex Adaptive System: How to Clean Up the Environment by Making a Mess of Environmental Law. **Houston Law Review**, v. 34, n. 4, p.933-1002. 1997.

SACKETT, W. M. & THOMPSON, R. R. Isotopic organic carbon composition of recent continental derived clastic sediments of eastern Gulf coast, Gulf of Mexico. **Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists**, v. 47, p. 525-531. 1963.

SAINT-HILARIE, A. **Viagem pelo Distrito dos Diamantes e Litoral do Brasil**. São Paulo: Nacional. 1941.

SANTANGELO, J. M. et al. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, p. 657-668. 2007.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. 2006.

SANTOS, A. M. et al. Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (Pers.) in a tropical coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 61-68. 2006.

SANTOS, E. G.; BRANCO, C. W. C. & XAVIER DA SILVA, J. Evaluation of environmental conditions in a Brazilian coastal lagoon (Lagoa Imboacica, R.J.) and surrounding area using geoprocessing. **Verhandlungen des Internationalen**, v. 26, p. 1499-1502. 1998.

SCHALLENBERG et al. 2013. Ecosystem services of lakes. *In*: DYMOND, J. R. **Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends**. Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press. 2013. p. 203-225.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Berlin: Springer. 2004.

SCHEFFER, M. et al. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, p. 591–596. 2001.

SCHEFFER, M. & CARPENTER, S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, p. 648-656. 2003.

SCHEFFER, M. et al. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, p. 275-279. 1993.

- SCHEFFER, M. et al. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, p. 272–282. 1997.
- SCHEFFER, M. & VAN NES, E. H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiology**, v. 584, p. 455-466. 2007.
- SCHELSKE, C. L. & HODELL, D. A. Using carbon isotopes of bulk sedimentary organic matter to reconstruct the history of nutrient loading and eutrophication in Lake Erie. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 918-929. 1995.
- SCHREURS, H. **Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology**. Doctoral thesis - University of Amsterdam. 1992.
- SEIP, K. L. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. **Aquatic Sciences**, v. 56, p.16-28. 1994.
- SETO, K. C. et al. A Meta-analysis of global urban land expansion. **PLoS ONE**; v. 6, n. 8, e23777. 2011.
- SHERBININ, A. et al. Migration and risk: net migration in marginal ecosystems and hazardous areas. **Environmental Research Letters**, v. 7, 045602. 2012.
- SILVA, M. C. Os novos moradores de Macaé: o processo de migração em busca de emprego formal e o crescimento desordenado da cidade. **Revista Interdisciplinar da Universidade Veiga de Almeida**, jan/jun, p. 72-83. 2016.
- SMALL, C. & NICHOLLS, R. J. A global analysis of human settlement in coastal zones. **Journal of Coastal Research**, v. 19, p. 584-599. 2003.
- SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p.669-671. 1983.
- SMITH, V. H. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. *In*: PACE, M. L. & GROFFMAN, P. M. (eds.). **Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science**. New York: Springer-Verlag. 1998. p. 7-49.
- SMITH, V. H. Eutrophication. *In*: GENE, E.L. (ed.). **Encyclopedia of Inland Waters**. Academic Press, Oxford. 2009. p. 61–73.
- SOFFIATI, A. A. Aspectos Históricos das Lagoas do Norte do Estado do Rio de Janeiro. *In*: ESTEVES, F. A. (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1998. p. 5-35.
- SOFFIATI, A. A. **Macaé em quarto tempos**. . *In*: HERCULANO, S.; et al. (orgs.) . Impactos Sociais, Ambientais e Urbanos das Atividades Petrolíferas: o caso de Macaé (RJ). Niterói: Programa de Pós-Graduação em Sociologia e Direito. 2011. p.130-144.
- SOFFIATI, A. A. **As lagoas do Norte Fluminense: contribuição à história de uma luta**. Campos dos Goytacazes: Essentia Editora. 2013.
- SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 1998.

TERRA, D. C. T. & RESSIGUIER, J. H. Mudanças no Espaço Urbano de Macaé : 1970-2010. *In*: HERCULANO, S. et al. (orgs.) . **Impactos Sociais, Ambientais e Urbanos das Atividades Petrolíferas: o caso de Macaé (RJ)**. Niterói: Programa de Pós-Graduação em Sociologia e Direito. 2011. p. 149-168.

TOLENTINO, M. et al. Composição química do sedimento de 12 lagoas do litoral fluminense e sua utilização na tipologia destes ecossistemas. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 1, p. 431-447. 1986.

TORRES, I. C. et al. Stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. **Journal of Paleolimnology**, v. 47, p. 693-706. 2012.

UTERMOHL, H. Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton: methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.9, p. 1-38. 1958.

VALINHAS, M. M. **Processo de licenciamento ambiental como acoplamento estrutural entre os sistemas de gestão ambiental pública e empresarial: acompanhamento dos impactos da operação da base do Parque de Tubos, Macaé – RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense. Macaé, Rio de Janeiro. 2009.

VAN DEN BERGH, J. & GOWDY, J. The microfoundations of macroeconomics: an evolutionary perspective. **Cambridge Journal of Economics**, v. 27, p. 65–84. 2003.

VAN LIERE, L. & WALSBY, A. E. Interactions of cyanobacteria with light. *In*: CARR, N. G. & WHITTON, B. A. (eds.). **The biology of cyanobacteria**. Oxford: Blackwell. 1982. p. 9-45.

VERMAIRE, J. C. et al. Extrinsic vs. Intrinsic Regimes Shifts in Shallow Lakes: Long-Term Response of Cyanobacterial Blooms to Historical Catchment Phosphorus Loading and Climate Warming. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 146. 2017.

VERPOORTER, C. et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. **Geophysical Research Letters**, v. 41, p. 6396-6402. 2014.

VIRAPONGSE, A. et al. A social-ecological systems approach for environmental management. **Journal of Environmental Management**, v. 178, p. 83-91. 2016.

VUORIO, K.; MEILI, M. & SARVALA, J. Taxon-specific variation in the stable isotopic signatures ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) of lake phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 807–822. 2006.

WENTWORTH, C. K. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. **The Journal of Geology**, v. 30, n. 5, p.377-392. 1922.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press. 2001.

WHITE, M. D. & GREER, K. A. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Penasquitos Creek, California. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, n. 2, p. 125-138. 2006.

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, v.1, n. 6, p. 80-83. 1945.

XEPAPADEAS, A. Modelling Complex Systems. INTERNATIONAL ASSOCIATION OF AGRICULTURAL ECONOMISTS CONFERENCE. Beijing, China. 2009.

XIAOFENG C. et al. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 27, n. 2, p. 243-258. 2012.

XU, M. et al. Recent Sedimentation Rates of Shallow Lakes in the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River: Patterns, Controlling Factors and Implications for Lake Management. **Water**, v. 9, e.617. 2017.

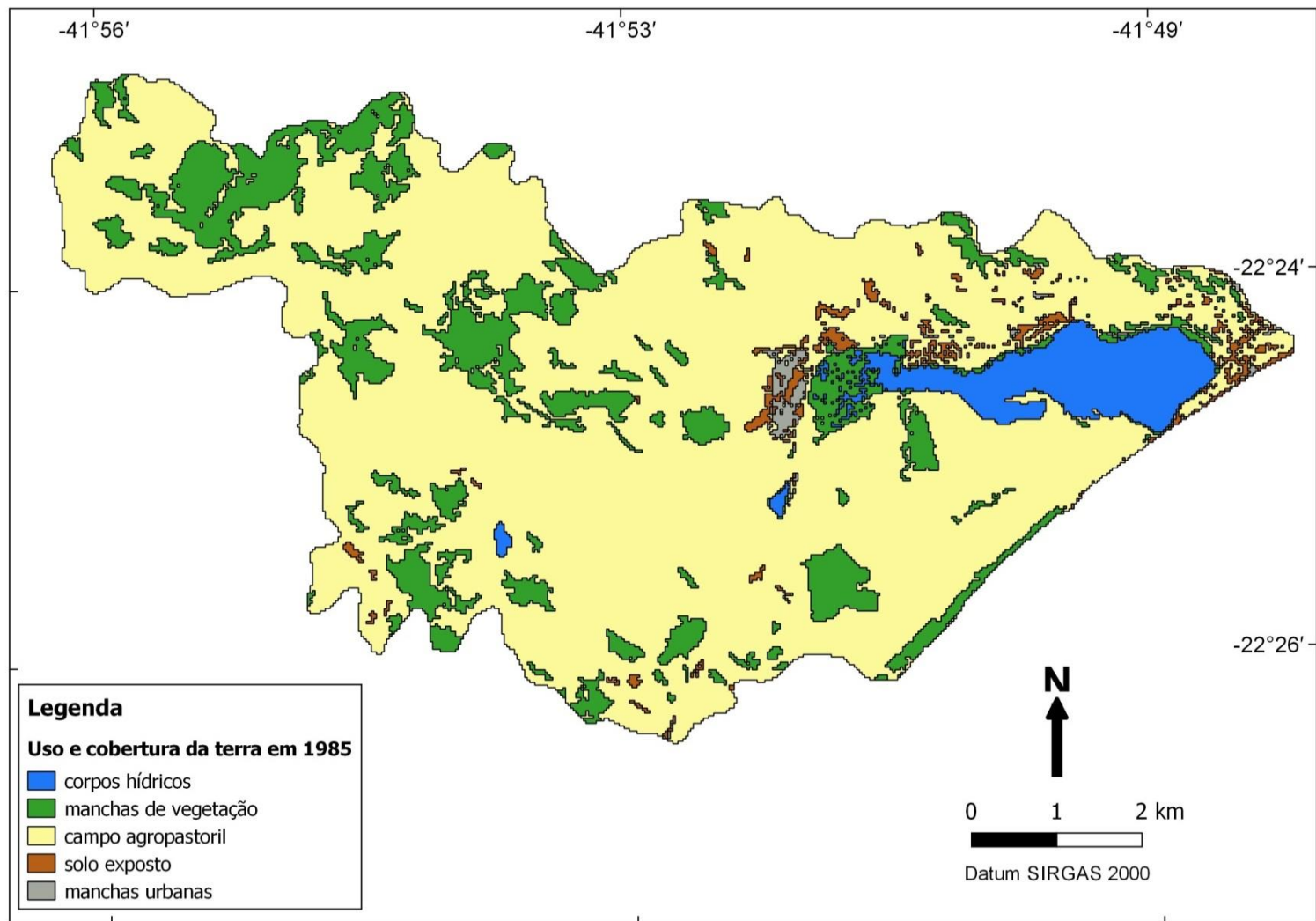
ZAN, F. et al. A 100-year sedimentary record of natural and anthropogenic impacts on a shallow eutrophic lake, Lake Chaohu, China. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 14, n. 3, p. 804-816. 2012.

ZUUR A. F., IENO E. M. & SMITH G. M. **Analysing ecological data**. London: Springer. 2007.

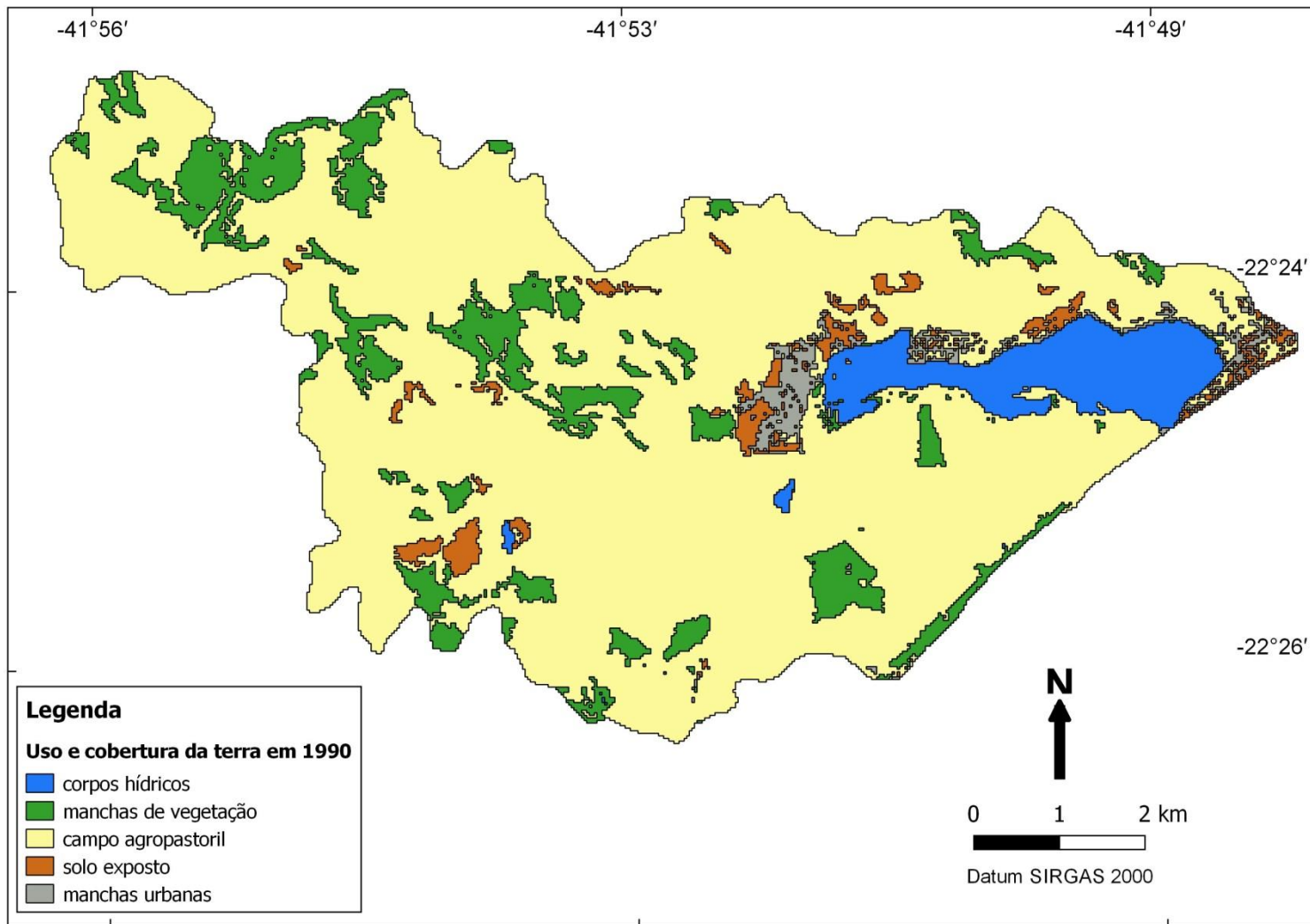
APÊNDICE A - DATAS DE APROVAÇÃO DE LOTEAMENTOS CONSTITUINTES DOS BAIRROS MACAENSES LOCALIZADOS PRÓXIMO À LAGOA IMBOASSICA.

| <b>Loteamento</b>                            | <b>Data da aprovação</b> | <b>Nº do processo</b> | <b>Bairro</b>    |
|--|--------------------------|-----------------------|------------------|
| Morada das Garças                            | 21/05/1975               | 789/1975              | Praia do Pecado  |
| Vivendas da Lagoa                            | 13/02/1978               | 684/1978              | Praia do Pecado  |
| Mirante da Lagoa                             | 28/02/1978               | 1.241/1978            | Mirante da Lagoa |
| Bairro Guanabara                             | 30/12/1982               | 8.699/1982            | Imboassica       |
| Residencial São Marcos                       | 30/11/1988               | 7.127/1988            | São Marcos       |
| Jardim Guanabara                             | 04/02/1992               | 8.306/1989            | Lagoa            |
| Residencial Vista da Lagoa                   | 23/06/1994               | 10.395/1994           | São Marcos       |
| Residencial Recanto da Lagoa                 | 14/03/1997               | 10.111/1997           | São Marcos       |
| Condomínio Residencial Morada da Lagoa       | 31/05/1999               | 20.702/1999           | São Marcos       |
| Condomínio Residencial Solar da Lagoa        | 17/11/1999               | 21.453/1999           | São Marcos       |
| Costa Dourada                                | 21/01/2005               | 55.224/2004           | Lagoa            |
| Loteamento Parque de Tubos                   | 28/02/2005               | 50.413/2003           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Golden Sun            | 28/07/2005               | 70.539/2005           | Lagoa            |
| Condomínio Residencial Garden Hill           | 28/07/2005               | 70.547/2005           | Lagoa            |
| Condomínio Residencial Green Land            | 12/08/2005               | 70.492/2005           | Lagoa            |
| Condomínio Residencial dos Ipês              | 20/10/2005               | 71.138/2005           | Lagoa            |
| Condomínio Residencial Flamboyant            | 21/10/2005               | 71.284/2005           | Lagoa            |
| Condomínio Splendore Firenze                 | 12/07/2006               | 56.815/2004           | Lagoa            |
| Condomínio Splendore Veneza                  | 12/07/2006               | 71.833/2005           | Lagoa            |
| Residencial Dell Mare                        | 04/07/2007               | 56.998/2004           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Vale dos Cristais I   | 20/04/2007               | 77.861/2006           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Vale dos Cristais II  | 20/04/2007               | 77.860/2006           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Vale dos Cristais III | 27/03/2008               | 85.495/2008           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Vale dos Cristais IV  | 27/03/2008               | 85.494/2008           | Imboassica       |
| Condomínio Residencial Vale dos Cristais V   | 23/12/2008               | 88.020/2008           | Imboassica       |
| Vale das Palmeiras I                         | 22/12/2008               | 86.203/2008           | Lagoa            |
| Vale das Palmeiras II                        | 22/12/2008               | 86.204/2008           | Lagoa            |
| Vale das Palmeiras III                       | 22/12/2008               | 86.205/2008           | Lagoa            |
| Vale das Palmeiras IV                        | 22/12/2008               | 86.206/2008           | Lagoa            |

APÊNDICE B - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 1985.

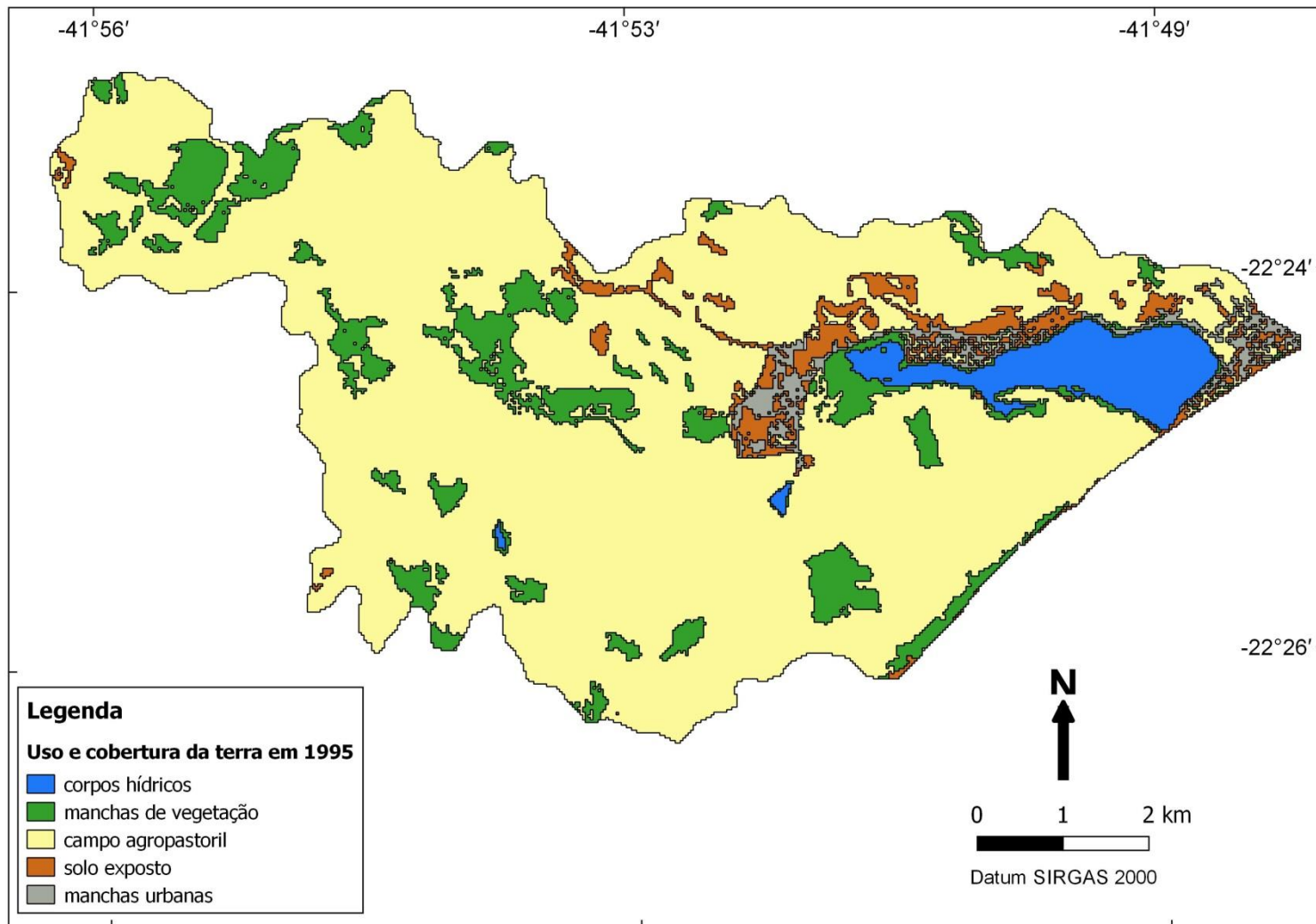


APÊNDICE C - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 1990.

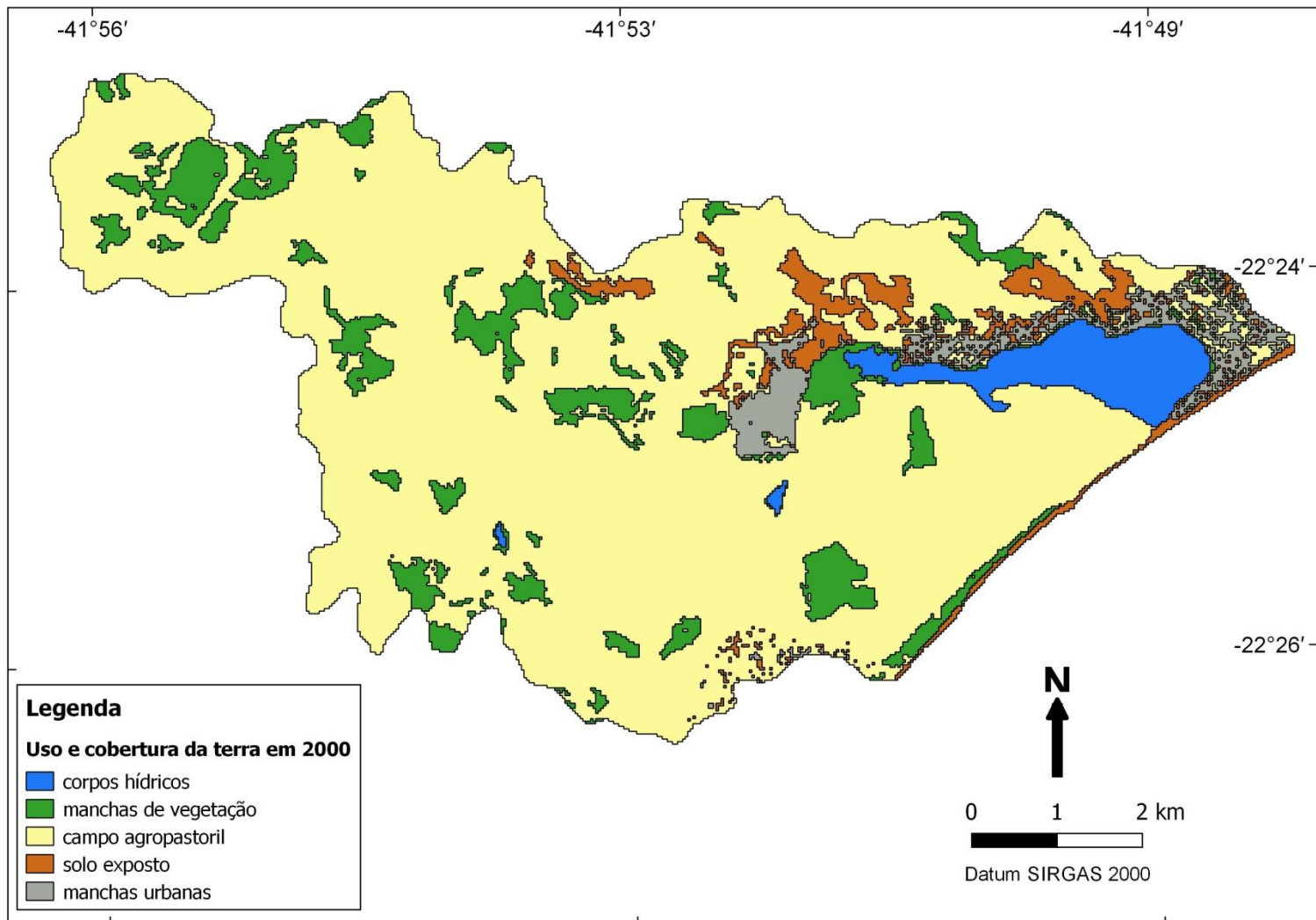




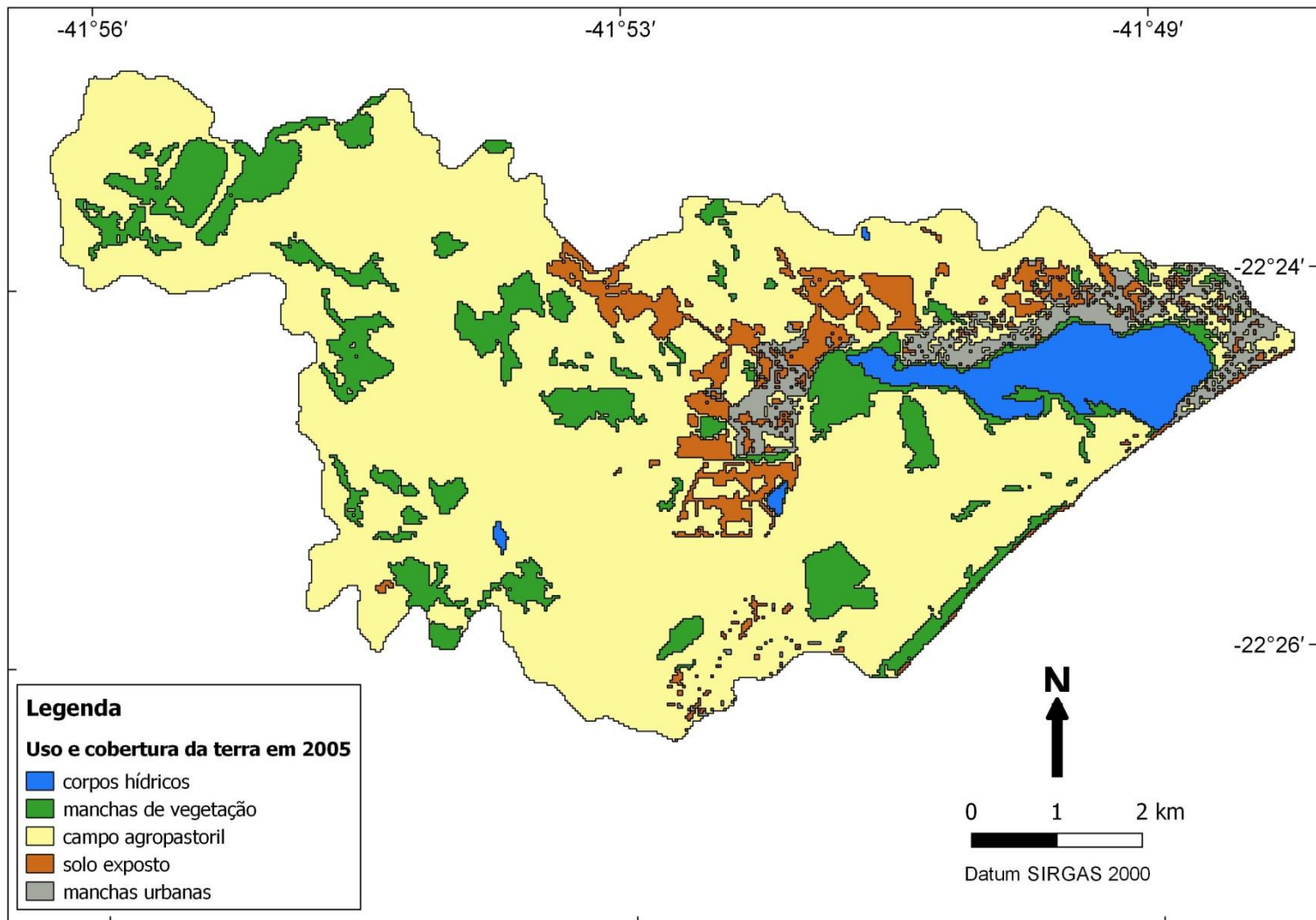
APÊNDICE D - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 1995.



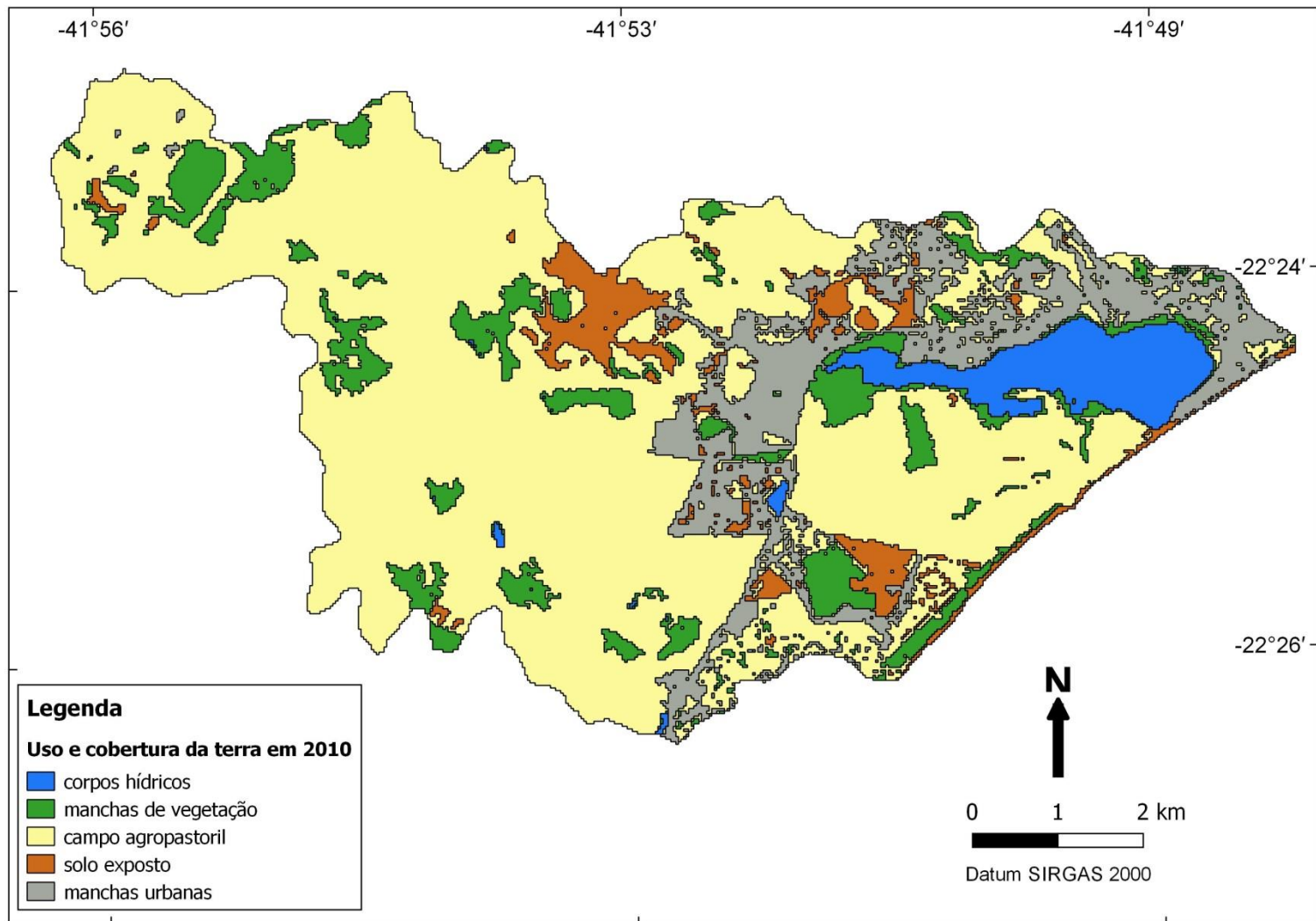
APÊNDICE E - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 2000.



APÊNDICE F - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 2005.



APÊNDICE G - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 2010.



APÊNDICE H - USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA IMBOASSICA EM 2015.

