

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

EVOLUÇÃO TEMPORAL DA EUTROFIZAÇÃO NO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ

Mariana Rodrigues dos Santos

2014



Universidade Federal
do Rio de Janeiro
Escola Politécnica

Evolução Temporal da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Mariana Rodrigues dos Santos

Projeto de Graduação apresentado ao
Curso de Engenharia Ambiental da
Escola Politécnica, Universidade
Federal do Rio de Janeiro, como parte
dos requisitos necessários à obtenção do
título de Engenheiro.

Orientador(es): Iene Christie Figueiredo

Rio de Janeiro

Março de 2014

EVOLUÇÃO DA EUTROFIZAÇÃO NO COMPLEXO LAGUNAR DE
JACAREPAGUÁ

Mariana Rodrigues dos Santos

PROJETO DE GRADUAÇÃO SUBMETIDO AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO AMBIENTAL.

Examinada por:

Prof. Iene Christie Figueiredo, D. Sc.

Prof. Monica Pertel, D. Sc.

Marco Antônio Ribeiro Pessoa, M. Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MARÇO DE 2014

Santos, Mariana Rodrigues

Evolução Temporal da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá / Mariana Rodrigues dos Santos. – Rio de Janeiro: UFRJ/Escola Politécnica, 2014.

XIII, 126p.: Il.; 29,7 cm

Orientador: Prof. Iene Christie Figueiredo, D. Sc.

Projeto de Graduação – UFRJ / Escola Politécnica / Curso de Engenharia Ambiental, 2014.

Referências Bibliográficas: p. 125-133

1. Qualidade de Água 2. Eutrofização 3. Índices de Estado Trófico 4. Complexo Lagunar de Jacarepaguá

I. Figueiredo, Iene Christie. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, Curso de Engenharia Ambiental. III. Evolução da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Meus sinceros agradecimentos

ao INEA, pelos dados cedidos, sem os quais eu não poderia ter realizado esse projeto de graduação.

aos amigos do GEAG, que despertaram meu interesse pelo tema desse projeto final.

ao Marco Pessoa, por concordar em fazer parte da banca e pelos ensinamentos durante o meu período no INEA.

à minha orientadora Iene, pelos conhecimentos transmitidos e auxílio durante o trajeto desse projeto final.

à Fluxo Consultoria, por todo o desenvolvimento que ela me proporcionou e pelas grandes amizades que ela me trouxe.

ao Colégio Pedro II, tão essencial na minha construção como pessoa, aonde tive três maravilhosos anos na companhia de grandes amigos, obrigada por me fazer quem eu sou.

ao CNPq e a TU Berlin, pelo intercâmbio acadêmico, uma das melhores experiências que já tive na vida e que mudou a minha visão de mundo. Um agradecimento especial para a Tia Roswi, sempre tão prestativa.

à minha amada grande família, que me ensinou a alegria da vida e sempre me apoiou. Sem vocês eu não teria chegado aqui.

aos meus queridos amigos ambientais, que fizeram esses seis anos os melhores possíveis e com certeza ainda farão muitos outros. Levo vocês para a vida! Um agradecimento especial para os boleristas e pra galera do bistrot.

ao Leo, que me acompanhou durante toda a trajetória do projeto final, ouvindo reclamações e angústias, e sempre soube me ajudar.

Resumo do Projeto de Graduação apresentado à Escola Politécnica/ UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Evolução Temporal da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Mariana Rodrigues dos Santos

Março/2014

Orientador: Iene Christie Figueiredo

Curso: Engenharia Ambiental

A eutrofização artificial dos corpos d'água, resultante de atividades antropogênicas desenvolvidas em ambientes costeiros, constitui um dos problemas mais graves de degradação da qualidade física, química e biológica da água. Esta problemática tem sido objeto de diversos estudos ao longo dos últimos anos. O grau de trofia desses ambientes pode ser estimado através da utilização de índices, destacando-se o Índice do Estado Trófico desenvolvido por Carlson (1977), modificado por Toledo *et al.* (1984) e mais tarde modificado por Lamparelli (2004) em ambientes tropicais.

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá, situado no Rio de Janeiro, vem sofrendo um processo de eutrofização potencializado pelo lançamento de despejos domésticos em suas águas desde a década de 70. A degradação da qualidade da água tem prejudicado o exercício dos usos múltiplos das lagoas.

O presente estudo teve como principal objetivo analisar a variação temporal da eutrofização entre o período de 1980 a 2014 através do uso dos índices de estado trófico supracitados. As variáveis utilizadas foram clorofila-a e fósforo total. Os resultados obtidos indicaram que o Complexo Lagunar de Jacarepaguá atualmente encontra-se classificado como ambiente hipereutrófico tanto no índice de Toledo quanto no índice de Lamparelli, e que durante o período de estudo houve um agravamento do estado trófico.

Palavras-chave: Qualidade de Água, Eutrofização, Índice de Estado Trófico, Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Abstract of Undergraduate Project presented to POLI/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Engineer.

Temporal Evolution of Eutrophication in Jacarepaguá Lagoon System

Mariana Rodrigues dos Santos

March/2014

Advisor: Iene Christie Figueiredo

Course: Environmental Engineering

The artificial eutrophication of water bodies, result from anthropogenic activities in the coastal environments, is one of the most serious problems of physical, chemical and biological degradation of water. This issue has been the subject of several studies over the past few years. The trophic level of those environments can be estimated by using indexes, standing out the Trophic State Index developed by Carlson (1977), modified by Toledo *et al.* (1984) and later modified by Lamparelli (2004) for tropical environments.

The lagoon complex of the studied area, located in Rio de Janeiro, is experiencing an eutrophication process enhanced by the launch of domestic sewage in their waters since the 70s. The degradation of water quality has injured the exercise of the multiple uses of the lagoons.

This study aim to analyze the temporal evolution between the period 1980 and 2014 in order to verify the trophic state of the water in the Lagoon Complex of Jacarepaguá (RJ), through the use of the abovementioned trophic state indexes. The variables used were chlorophyll-a and total phosphorus. The results indicated the Lagoon Complex Jacarepagua currently is classified as a hypereutrophic environment both in Toledo index as the Lamparelli index, and that during the studied period there was an increase in the trophic state.

Key-words: Water Quality, Eutrophication, State of Trophic Index, Lagoon Complex Jacarepagua.

Lista de Tabelas

TABELA 1 - PADRÕES DE NUTRIENTES E CLOROFILA-A EM DIFERENTES LEGISLAÇÕES, BEM COMO A METODOLOGIA ADOTADA (FONTE: ADAPTADO DE LAMPARELLI, 2004)	16
TABELA 2 - LIMITES PARA DIFERENTES NÍVEIS DE ESTADO TRÓFICO SEGUNDO O SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO PROPOSTO POR TOLEDO (1984) – FONTE: TOLEDO, 1984	27
TABELA 3 - LIMITES PARA DIFERENTES NÍVEIS DE ESTADO TRÓFICO SEGUNDO O SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO PROPOSTO PELA OECD (1982) – FONTE: OECD, 1982.....	28
TABELA 4 - LIMITES PARA CLASSES DE ESTADO TRÓFICO BASEADOS EM SALAS E MARTINO (2001) – FONTE: SALAS E MARTINO, 2001.	28
TABELA 5 - LIMITES PARA CLASSES DE ESTADO TRÓFICO BASEADOS EM LAMPARELLI (2004) – FONTE: LAMPARELLI, 2004. .	29
TABELA 6 - LIMITES DE FÓSFORO E NITROGÊNIO PARA DIFERENTES NÍVEIS DE TROFIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS (ESTABELECIDOS PARA AMBIENTES DE CLIMA TEMPERADO). (FONTE: SCHÄFER, 1985)	30
TABELA 7 - ASPECTOS POSITIVOS E LIMITAÇÕES DAS METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO DO GRAU DE TROFIA DE UM CORPO D'ÁGUA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).	30
TABELA 8 - CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS (FONTE: VOLLENWEIDER, ADAPTADO DE SALAS E MARTINO, 2001).....	31
TABELA 9 - ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DO INEA (FONTE: INEA, 2012)	32
TABELA 10 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS DAS LAGOAS (FONTE: FEEMA, 1991).....	34
TABELA 11 - CURSOS D'ÁGUA CONTRIBUINTES PARA O CLJ (FONTE: FEEMA, 2006).....	34
TABELA 12 - ALGUNS PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CORPOS DE ÁGUA DOCE E SALOBRA (FONTE: RESOLUÇÃO CONAMA 357 E RESOLUÇÃO CONAMA 274)	38
TABELA 13 - POPULAÇÃO RESIDENTE NO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, SEGUNDO REGIÕES ADMINISTRATIVAS (FONTE: ADAPTADO DE IPP, 2001)	44
TABELA 14 - DOMICÍLIOS PARTICULARES PERMANENTES POR EXISTÊNCIA DE BANHEIRO OU SANITÁRIO E ESGOTAMENTO SANITÁRIO, SEGUNDO AS ÁREAS DE PLANEJAMENTO (1991, 2000 E 2010) - FONTE: IPP, 2010.....	51
TABELA 15 - PARÂMETROS DISPONÍVEIS NO MONITORAMENTO SISTEMÁTICO, SEUS RESPECTIVOS PERÍODOS E FONTES (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	56
TABELA 16 - ESTATÍSTICA BÁSICA UTILIZADA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	57
TABELA 17 - PRINCIPAIS RIOS PERTENCENTES ÀS SUB-BACIAS DO CLJ (FONTE: SONDOTÉCNICA, 1998).....	83
TABELA 18 - PRINCIPAIS CORRELAÇÃO ENTRE RIOS E LAGOAS (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	87
TABELA 19 – PRINCIPAIS CORRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS, CORRELAÇÃO DE SPEARMAN (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	90
TABELA 20 - CLASSES DE TROFIA SEGUNDO TOLEDO (1984) – FONTE: TOLEDO, 1984	91
TABELA 21 - CLASSES DE TROFIA SEGUNDO LAMPARELLI (2004) – FONTE: LAMPARELLI, 2004.....	91
TABELA 22 - RESULTADOS DO IET (PTOTAL) DE TOLEDO (1984) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	92
TABELA 23 - RESULTADOS DO IET (CLOROFILA A) DE TOLEDO (1984) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	92
TABELA 24 - RESULTADOS DO IETMÉDIO DE TOLEDO (1984) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	93
TABELA 25 - RESULTADOS DO IET (PTOTAL) DE LAMPARELLI (2004) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	93
TABELA 26 - RESULTADOS DO IET (CLOROFILA-A) DE LAMPARELLI (2004) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	94
TABELA 27 - RESULTADOS DO IETMÉDIO DE LAMPARELLI (2004) APLICADO AOS PONTOS DE MONITORAMENTO DAS LAGOAS DO CLJ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	94
TABELA 28 - CÁLCULO DO NUTRIENTE LIMITANTE (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	98
TABELA 29 - NUTRIENTE LIMITANTE AO LONGO DO TEMPO (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	98
TABELA 30 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA BIOMASSA DE CIANOBACTÉRIAS (Nº ORGANISMOS/L) - FONTE: INEA, 2002.	100

Lista de Figuras

FIGURA 1 - CICLO DO NITROGÊNIO (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	9
FIGURA 2- CRITÉRIOS DA UE PARA A IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS SENSÍVEIS E MENOS SENSÍVEIS (FONTE: COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES ¹ , 1991 APUD VON SPERLING, 2005).....	15
FIGURA 3 - CONDICIONANTES DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	19
FIGURA 4 - MECANISMO BÁSICO DE INTERAÇÃO ENTRE O FITOPLÂNCTON E OS NUTRIENTES (ADAPTADO DE THOMANN E MUELLER, 1987).....	20
FIGURA 5 - PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	21
FIGURA 6 - ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DA BACIA DAS LAGOAS DE JACAREPAGUÁ (FONTE: INEA, 2012).....	33
FIGURA 7 - ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DAS LAGOAS DO CLJ (FONTE: INEA, 2012)	33
FIGURA 8 - TOTAL MENSAL DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS, SEGUNDO AS ESTAÇÕES TELEPLUVIOMÉTRICAS AUTOMÁTICAS DO SISTEMA DE ALERTA DE DESLIZAMENTOS - ALERTA RIO - GEO-RIO - MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO - 2012 (FONTE: ADAPTADO DE ALERTARIO, 2012).	36
FIGURA 9 - TOTAL MENSAL DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS, SEGUNDO AS ESTAÇÕES TELEPLUVIOMÉTRICAS AUTOMÁTICAS DO SISTEMA DE ALERTA DE DESLIZAMENTOS - ALERTA RIO - GEO-RIO - MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO - 2012 (FONTE: ADAPTADO DE ALERTARIO, 2012)	36
FIGURA 10 - PRINCIPAIS OBSERVAÇÕES METEOROLÓGICAS, SEGUNDO AS ESTAÇÕES DE OBSERVAÇÃO E OS MESES DA ESTAÇÃO DE JACAREPAGUÁ - 2005 (FONTE: ADAPTADO DE INMET, 2013)	36
FIGURA 11 - ÍNDICE DE CONFORMIDADE DAS LAGOAS DE JACAREPAGUÁ (FONTE: O GLOBO, 2014).....	41
FIGURA 12 - LAGOA DA TIJUCA APRESENTA COLORAÇÃO ESVERDEADA (FONTE: O GLOBO, 2012)	43
FIGURA 13 - POPULAÇÃO RESIDENTE SEGUNDO TIPO DE SETORES (FONTE: SMU, 2002)	45
FIGURA 14 - ASPECTO DA OCUPAÇÃO DAS MARGENS DO RIO ANIL E RIO DAS PEDRAS E IMAGEM DE SATÉLITE DAS COMUNIDADES DO ANIL E RIO DAS PEDRAS NO ENTORNO DOS CORPOS D'ÁGUA (FONTE: INEA, 2012).	45
FIGURA 15 - ENTORNO DA LAGOA DA TIJUCA JÁ DEGRADADO EM 1976 (FONTE: O GLOBO, 2012)	46
FIGURA 16 - MORTANDADE DE PEIXES NA LAGOA DE MARAPENDI EM 2005 (FONTE: O GLOBO, 2012)	46
FIGURA 17 - MAPA DA BARRA DA TIJUCA E JACAREPAGUÁ (FONTE: PORTAL GEORIO, 2007).....	48
FIGURA 18 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO DA BARRA DA TIJUCA, RECREIO DOS BANDEIRANTES E JACAREPAGUÁ (FONTE: CEDAE, 2014)	52
FIGURA 19 – LANÇAMENTO DE EFLUENTE NAS LAGOAS DO CLJ (FONTE: INEA, 2012).....	53
FIGURA 20 – LOCALIZAÇÃO DAS UTRS. FONTE: PROJCONSULT, 2011 APUD MASTERPLAN, 2013. ...	55
FIGURA 21 - RELAÇÃO ENTRE A DENSIDADE DE CLOROFILA-A E A DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	61
FIGURA 22 – BOX-PLOT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	62
FIGURA 23 – BOX-PLOT DA DBO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	63
FIGURA 24 - EVOLUÇÃO DE MÉDIA GEOMÉTRICA DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	64
FIGURA 25 - BOX-PLOT DA CLOROFILA-A NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	64
FIGURA 26 - BOX-PLOT DO FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	65
FIGURA 27 - BOX-PLOT DO ORTO-FOSFATO DISSOLVIDO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	65
FIGURA 28 - BOX - PLOT DO NITROGÊNIO INORGÂNICO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	66
FIGURA 29 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO ORGÂNICO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	67
FIGURA 30 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	67
FIGURA 31 - BOX-PLOT DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	68
FIGURA 32 - BOX-PLOT DA DBO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	69
FIGURA 33 - EVOLUÇÃO DA MÉDIA GEOMÉTRICA DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	69

FIGURA 34 - BOX-PLOT DA CLOROFILA-A NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	70
FIGURA 35 - BOX-PLOT DO FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	71
FIGURA 36 - BOX-PLOT DO ORTO-FOSFATO DISSOLVIDO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	71
FIGURA 37 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO INORGÂNICO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	72
FIGURA 38 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO ORGÂNICO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	72
FIGURA 39 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA) ...	73
FIGURA 40 - BOX-PLOT DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA) ..	73
FIGURA 41 - BOX-PLOT DA DBO NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	74
FIGURA 42 - EVOLUÇÃO DA MÉDIA GEOMÉTRICA DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	75
FIGURA 43 - BOX-PLOT DA CLOROFILA-A NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	75
FIGURA 44 - BOX-PLOT DO FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	76
FIGURA 45 - BOX-PLOT DO ORTO-FOSFATO DISSOLVIDO NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	76
FIGURA 46 - BOX-PLOT DE NITROGÊNIO INORGÂNICO NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	77
FIGURA 47 - BOX-PLOT DE NITROGÊNIO ORGÂNICO NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA) ..	77
FIGURA 48 - BOX-PLOT DE NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	78
FIGURA 49 - BOX-PLOT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	78
FIGURA 50 - BOX-PLOT DA DBO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	79
FIGURA 51 - EVOLUÇÃO DA MÉDIA GEOMÉTRICA DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	79
FIGURA 52 - BOX-PLOT DA CLOROFILA-A NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	80
FIGURA 53 - BOX-PLOT DO FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	80
FIGURA 54 - BOX-PLOT DO ORTO-FOSFATO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	81
FIGURA 55 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO INORGÂNICO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	81
FIGURA 56 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO ORGÂNICO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	82
FIGURA 57 - BOX-PLOT DO NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	82
FIGURA 58 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO ANIL E DO ARROIO FUNDO E A CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	83
FIGURA 59 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO ANIL E DO ARROIO FUNDO E A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	83
FIGURA 60 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO ANIL E DO ARROIO FUNDO E A CONCENTRAÇÃO DE DBO NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	84
FIGURA 61 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DOS RIOS ARROIO PAVUNA, PAVUNINHA E CAMORIM E A CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	84
FIGURA 62 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DOS RIOS ARROIO PAVUNA, PAVUNINHA E CAMORIM E A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	84
FIGURA 63 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DOS RIOS ARROIO PAVUNA, PAVUNINHA E CAMORIM E A CONCENTRAÇÃO DE DBO NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	85
FIGURA 64 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO CACHOEIRA E A CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	85
FIGURA 65 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO CACHOEIRA E A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA).....	86
FIGURA 66 - RELAÇÃO ENTRE A CARGA DO RIO CACHOEIRA E A CONCENTRAÇÃO DE DBO NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	86

FIGURA 67 - IETM DE TOLEDO E LAMPARELLI APLICADO PARA A LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	95
FIGURA 68 - IETM DE TOLEDO E LAMPARELLI APLICADO PARA A LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	96
FIGURA 69 - IETM DE TOLEDO E LAMPARELLI APLICADO PARA A LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	96
FIGURA 70 - IETM DE TOLEDO E LAMPARELLI APLICADO PARA A LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	97
FIGURA 71 - ABUNDÂNCIA DE FITOPLÂNCTON POR TÁXON NA LAGOA DE CAMORIM (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	101
FIGURA 72 - ABUNDÂNCIA DE FITOPLÂNCTON POR TÁXON NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	101
FIGURA 73 - ABUNDÂNCIA DE FITOPLÂNCTON POR TÁXON NA LAGOA DA TIJUCA (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	102
FIGURA 74 - ABUNDÂNCIA DE FITOPLÂNCTON POR TÁXON NA LAGOA DE MARAPENDI (ELABORAÇÃO PRÓPRIA)	102

Sumário

Introdução	1
Objetivos e Justificativa	3
Revisão Bibliográfica.....	4
Ambientes Costeiros	4
Poluição e Qualidade das Águas	4
Parâmetros de Qualidade de Água	5
Legislação de Qualidade de Água Aplicável	13
Eutrofização	18
Área de Estudo	32
Caracterização do Meio físico.....	33
Requisitos de qualidade do corpo d'água.....	38
Diagnóstico da situação atual da qualidade de água	39
Caracterização do Meio Biótico.....	41
Caracterização do Meio Social.....	44
Urbanização e Impactos Ambientais.....	44
Obras Previstas - Projeto de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar da Barra da Tijuca, Recreio e Jacarepaguá.....	53
Metodologia	55
Índice de Estado Trófico	57
Clorofila-a	60
Resultados e Discussões.....	61
Análise Estatística de Parâmetros de Qualidade de Água.....	61
Lagoa de Camorim	62
Lagoa de Jacarepaguá.....	68
Lagoa de Marapendi.....	73
Lagoa da Tijuca.....	78
Análise da Bacia Contribuinte.....	82
Lagoa de Camorim	83
Lagoa de Jacarepaguá.....	84
Lagoa da Tijuca.....	85
Análise Conjunta.....	87
Análise de Correlação	90
Resultado da Aplicação do Índice de Estado Trófico	91
Análise de Resultados	92
Análise Conjunta.....	95

Análise Complementar	98
Nutriente Limitante	98
Contagem e Dominância de Cianobactérias.....	99
Conclusão	103
Recomendações.....	106
Bibliografia	106
Apêndice A – Análise Estatística	116
Lagoa de Jacarepaguá.....	116
Lagoa de Camorim	119
Lagoa de Marapendi.....	121
Lagoa da Tijuca.....	124

Introdução

Os ambientes costeiros estão localizados na interface entre o continente e o oceano, caracterizando-se, segundo INEA (2012), pela pouca profundidade, traduzida em elevada razão superfície/volume e pela alta produtividade.

Na costa do Brasil, principalmente nas regiões Sul e Sudeste, é comum a presença de sistemas lagunares e de lagoas costeiras (ROSMAN, 2012), sendo o Rio de Janeiro um dos estados que mais apresenta esses exemplares em seu território.

Há pouco mais de cinco séculos, esses ambientes costeiros brasileiros vêm sofrendo profundas transformações, e seus espaços naturais estão sendo compulsoriamente reduzidos para ceder lugar ao meio urbano (PIMENTA, *et al.*, 2003). Essa ocupação submete os sistemas costeiros a um forte estresse, que culmina em processos de deterioração da qualidade de suas águas.

Dentro desse contexto, a região da Barra da Tijuca e de Jacarepaguá viveu na década de 70 um intenso processo de ocupação urbana, que perdura, em menor escala, até hoje. Entretanto, esse processo foi marcado pelo descompasso entre o crescimento da população e o desenvolvimento de infraestruturas urbanas de água e esgoto. Com isso, a região vem sofrendo com a falta de equipamento sanitário (lançamento de esgoto *in natura*) e a ocupação irregular da faixa marginal dos corpos hídricos. Essas condições conduziram, ao longo do tempo, a um processo de enriquecimento do teor de nutrientes das lagoas pertencentes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá, denominado eutrofização. A principal consequência desse fenômeno é a floração de algas tóxicas, prejudiciais à qualidade ambiental do corpo d'água e ao exercício dos seus usos múltiplos. As lagoas costeiras, por apresentarem altos tempos de residência, são mais vulneráveis à eutrofização, pois tendem a acumular sedimentos e substâncias químicas a eles associadas.

A principal causa desse fenômeno é o lançamento de esgotos domésticos e industriais em quantidade superior a capacidade de depuração dos corpos d'água. Convém ressaltar que índice de coleta de esgotos no Brasil é de 56,1% (SNIS, 2012), bem inferior ao índice a abastecimento de água (93,2%) (SNIS, 2012). Além disso, o índice de tratamento dos esgotos gerados no país foi estimado em apenas 38,7% (SNIS,

2012), sendo na sua grande maioria sem remoção de nutrientes (INEA, 2012). O efluente final dessas Estações de Tratamento de Esgotos, assim como o restante do esgoto não tratado, tem como destino final, salvo raras exceções, corpos d'água continentais, ou a zona costeira (LAMPARELLI, 2004).

Recentemente, o governo tem implementado obras de infraestrutura e de recuperação no sentido de mudar o cenário da região. Fazem parte do escopo desses projetos o emissário submarino, o Programa de Saneamento da Barra da Tijuca Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá (PSBJ), a dragagem de sedimentos poluídos do fundo das lagoas, o prolongamento do quebra-mar e a implantação de Unidades de Tratamento de Rios (UTRs).

Para avaliação e controle desses corpos receptores, diversas metodologias foram desenvolvidas a fim de determinar o nível trófico de lagos e reservatórios. Embora a maioria delas seja aplicada a lagos de clima temperado, alguns índices de estado trófico se aplicam à realidade dos lagos tropicais, dentre os quais de destacam índice desenvolvido por Carlson (1977), adaptado por Toledo Jr. *et al.* (1984) e mais tarde por Lamparelli (2004).

Dessa forma, o principal objetivo desse trabalho é, através da análise do índice de estado trófico e dos dados de qualidade de água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, contribuir para um maior conhecimento a respeito do processo de eutrofização das lagoas ao longo do tempo e ainda, avaliar a relação entre a ocupação da região e a qualidade das águas, contemplando também as intervenções recentes. Ressalta-se que o presente estudo irá considerar o Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ) um ambiente estático, desprezando a sua hidrodinâmica.

Objetivos e Justificativa

Justificativa

Entendimento da relação entre as intervenções urbanas na Baixada de Jacarepaguá e a poluição hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, assim como em sua bacia hidrográfica contribuinte.

Objetivo geral

Avaliação temporal do grau de trofia do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, através do uso do IET e da análise da qualidade ambiental dos recursos hídricos locais.

Objetivos específicos

- ✓ Utilizar o IET para avaliação do estado trófico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.
- ✓ Analisar, a partir dos dados de qualidade de água, os efeitos passados, advindos da ausência de equipamento sanitário, e as condições atuais após as obras de saneamento/infraestrutura recentes, sobre o corpo hídrico.
- ✓ Identificar as principais condicionantes da poluição hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá dentro da bacia hidrográfica contribuinte.

Revisão Bibliográfica

Ambientes Costeiros

Segundo ROSMAN (2012), podemos considerar um sistema lagunar como um sistema estuarino, sendo, portanto um corpo d'água costeiro com uma ligação livre com o mar, dentro do qual ocorre uma mistura mensurável da água salgada do mar com a água doce proveniente da drenagem das terras. Essa mistura enquadra esses ambientes na legislação de águas salobras, isto é, águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰. Além disso, o fluxo de entrada e saída de água de um estuário varia de acordo com maré em ação (enchente ou vazante), caracterizando altos tempos de residência.

Devido ao alto tempo de residência da água (o tempo necessário para que a água doce proveniente do rio chegue ao mar) esses ecossistemas são denominados ambientes lênticos. Essa característica resulta em uma maior capacidade de difusão, que é traduzida em uma alta concentração de nutrientes. Com isso, por um lado há uma grande diversidade ecológica, mas por outro lado a alta capacidade de difusão leva a uma maior persistência do dano, tornando esses ambientes vulneráveis.

Um importante problema que afeta esses ambientes lênticos é o aumento excessivo de suas produtividades, resultando no crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, principalmente algas planctônicas (fitoplâncton) e vegetação aquática (macrófitas). Esse processo, denominado eutrofização, ocorre naturalmente na maioria das lagoas, pois elas funcionam como um depósito de nutrientes provenientes do oceano e de sua bacia hidrográfica (PEREIRA, *et al.*, 2006). Entretanto, o lançamento excessivo de nutrientes nos corpos d'água caracteriza o fenômeno de eutrofização antrópica ou eutrofização cultural (LAMPARELLI, 2004).

O presente estudo irá considerar o Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ) um ambiente estático, desprezando a hidrodinâmica característica deste corpo d'água por sua complexidade. O enfoque do estudo será a análise de dados de monitoramento da qualidade das águas ao longo dos anos.

Poluição e Qualidade das Águas

A qualidade ambiental de um corpo d'água está intimamente relacionada com o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica em que ele está inserido. Uma bacia de

ocupação urbana é uma área de ocupação densa com alta produção de cargas poluidoras. Para que a urbanização desse ambiente se estabeleça de forma sustentável é preciso que o saneamento básico inclua não só o abastecimento de água, mas também a coleta e o tratamento dos esgotos, a drenagem urbana e a coleta e o tratamento/disposição dos resíduos sólidos. Com a ausência desses serviços, instaura-se uma ocupação desordenada, que evidencia impactos antropogênicos nos corpos hídricos.

Segundo TUCCI *et al.*(2003), devido à concentração urbana, vários conflitos e problemas têm sido gerados nesse ambiente, tais como:

- a) degradação ambiental dos mananciais;
- b) aumento do risco das áreas de abastecimento com a poluição orgânica e química;
- c) contaminação dos rios por esgotos doméstico, industrial e pluvial;
- d) geração de enchentes urbanas pela extensiva ocupação do espaço e pelo gerenciamento inadequado da drenagem urbana;
- e) insuficiência de coleta e disposição do lixo urbano.

No entanto, o maior fator de deterioração está associado aos esgotos oriundos das atividades urbanas. Os esgotos contêm nitrogênio e fósforo, presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas. A contribuição de N e P através dos esgotos é bem superior à contribuição originada pela drenagem urbana (BRAGA, B. *et al.*, 2002). Essa contaminação por excesso de nutrientes tornou-se o problema de qualidade da água mais comum em todo o planeta (UN WWA, 2009), o que tem se traduzido em processos de eutrofização.

Esse primeiro capítulo versará sobre os parâmetros de qualidade de água relevantes, depois sobre os padrões de qualidade de água demandados e por último sobre o fenômeno da eutrofização em si.

Parâmetros de Qualidade de Água

Os diversos componentes presentes na água, e que alteram o seu grau de pureza, podem ser retratados, de uma maneira ampla e simplificada, em termos de suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade de água (VON SPERLING, 2005).

Segundo a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/81), o acompanhamento sistemático da qualidade dos ambientes é atribuição legal dos órgãos da administração pública responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental. Esse acompanhamento é feito através do monitoramento dos parâmetros ambientais mais relevantes, que variam de acordo com as características do corpo hídrico.

Os resultados desse monitoramento devem ser expressos de forma clara para a população, apresentando classificações dos ambientes segundo sua qualidade. Para que se possa proceder a essa classificação é necessário comparar os resultados obtidos com padrões de qualidade existentes, quer em legislação ou em publicações científicas (LAMPARELLI, 2004).

Enquanto os parâmetros representam o estado atual da qualidade de água de um corpo hídrico, os padrões de qualidade traduzem a qualidade desejada para a água, e devem ser em função dos usos previstos. Os padrões serão mais bem explorados dentro do capítulo de legislação ambiental aplicável.

Abaixo estão descritos os parâmetros que serão analisados no presente trabalho e que são de importância para a caracterização do processo de eutrofização.

Fósforo

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de orto-fosfato, polifosfato e fósforo orgânico (VON SPERLING, 2005). Plantas aquáticas e algas assimilam o fósforo principalmente na forma de ortofosfato, ou seja, esta é a forma biodisponível do fósforo (KLAPPER, 1991). Portanto, a razão ortofosfato solúvel/fósforo total dá uma indicação da fração do fósforo mais disponível para as algas.

Em sistemas naturais, sem pressão antrópica, sua origem é da intemperização das rochas fosfáticas presentes na bacia hidrográfica (REYNOLDS, 1978). No entanto, atividades como agricultura ou despejo de esgotos urbanos irão alterar as concentrações naturais do fósforo em rios, lagos e reservatórios (LAMPARELLI, 2004).

No escoamento superficial, as principais contribuições de fósforo vêm dos fertilizantes, excretas de animais e do lixo. Já no esgoto doméstico, o aporte de fósforo tem sua origem nos dejetos e nos detergentes (VON SPERLING, 2005).

O fósforo é um dos chamados macronutrientes, ou seja, se apresenta como um dos principais nutrientes para os processos biológicos. Por essa característica, a concentração desse componente em excesso nos esgotos domésticos e industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais (TELLES, 2013). Com isso, a importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é, na maioria dos ambientes, o fator limitante para este processo. Ou seja, o fósforo disponível será um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004).

Nitrogênio

As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água, etc. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas e as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (CETESB, 2008)

Como as diferentes formas do nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser convertidas entre si, a identificação da fonte desse nutriente através dos resultados de um ponto amostral pode ser complicada. No entanto, o nitrogênio de algumas fontes entra no ciclo hidrológico em formas características. As fontes de nitrogênio Kjeldahl (amônia + nitrogênio orgânico) incluem a decomposição de material orgânico (plantas e

animais), além dos efluentes urbanos e industriais, bem como a aplicação de amônia como fertilizante. O nitrito e nitrato resultantes desse processo podem ter as mesmas fontes potenciais que o nitrogênio Kjeldahl nos sistemas aquáticos. Ao contrário do nitrogênio orgânico, o nitrato é altamente móvel em águas subterrâneas, assim como o nitrito que pode infiltrar no solo e por essa via estar presente em águas superficiais (LAMPARELLI, 2004)

O ciclo do nitrogênio (Figura 1) apresenta as diversas conversões das formas desse elemento através de processos bioquímicos. O nitrogênio orgânico transforma-se em nitrogênio amoniacal, com consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água. Em condições aeróbicas, as bactérias ainda catalisam a oxidação da amônia a nitrito e então a nitrato (LAMPARELLI, 2004). A demanda de oxigênio nesses processos de conversão, denominados nitrificação, é chamada de demanda nitrogenada (VON SPERLING, 2005).

Quando o ambiente tem baixas concentrações de oxigênio dissolvido, as bactérias podem reduzir o nitrato a N_2 (denitrificação) ou de volta a nitrito e amônia (redução de nitrogênio) (LAMPARELLI, 2004).

Fechando o ciclo, segundo (WETZEL, 2001), algumas espécies de cianobactérias e outras bactérias presentes em ecossistemas aquáticos são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (N_2), sendo este é um processo que ocorre predominantemente na presença de luz e oxigênio e implica em maior gasto de energia para o organismo.

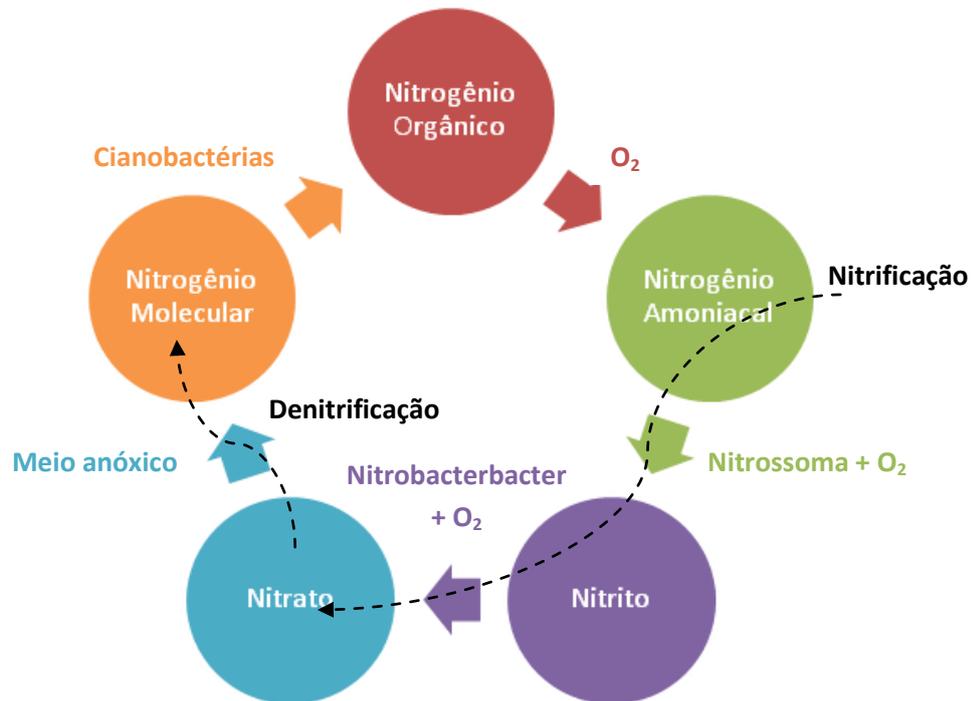


Figura 1 - Ciclo do Nitrogênio (elaboração própria)

Como visto, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas (CETESB, 2008). Pode-se associar a idade da poluição pela relação entre as formas de nitrogênio (FREITAS, 2003):

- Nitrogênio amoniacal: é a forma mais reduzida do nitrogênio, é o composto produzido na degradação da matéria orgânica, indica contaminação recente;
- Nitrogênio orgânico: indica composto de nitrogênio/carbono (ex.: proteínas, amidas, etc.);
- Nitrogênio Kjeldahl: resulta da soma do nitrogênio orgânico e amoniacal;
- Nitrato: a presença de nitrato indica condições sanitárias inadequadas, pois, sua principal fonte são os esgotos sanitários, indica o estágio máximo da nitrificação;
- Nitrito: a presença do íon de nitrito indica processo biológico ativo influenciado por poluição orgânica.

O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (processo denominado eutrofização) (VON SPERLING, 2005). Estudos indicam que a forma mais facilmente assimilável de nitrogênio é como

amônia, sendo, portanto, preferencialmente utilizado pelo fitoplâncton (LAMPARELLI, 2004).

Clorofila-a

A clorofila-a é encontrada em todas as plantas. No entanto existem ainda *clorofilas b, c, e d*. A *clorofila d* é encontrada apenas em rodofíceas marinhas, no entanto as *clorofilas b e c* são comuns em ambientes de água doce. As concentrações relativas dessas clorofilas variam dependendo da espécie de alga estudada, no entanto a clorofila-a é dominante em todas as algas eucariontes e nas cianobactérias (DIPIN, 2014). Assim, de acordo com APHA (2005), a clorofila-a é uma medida para estimar a biomassa do fitoplâncton, servindo como uma verificação indireta da produtividade primária.

Ressalta-se que algumas publicações de ambientes temperados utilizam apenas as concentrações de clorofila-a durante o período de primavera-verão, no qual há uma maior produtividade do fitoplâncton, naquelas regiões (LAMPARELLI, 2004). Assim, a sazonalidade é um aspecto importante dessa variável.

Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido indica a capacidade dos corpos d'água em manter a vida aquática, já que o mesmo é fundamental para os microorganismos que vivem na água e a maioria da fauna aquática. Também é fundamental para a respiração dos microorganismos aeróbios que fazem a degradação da matéria orgânica (FREITAS, 2003), sendo essencial para a manutenção de processos de autodepuração.

O oxigênio dissolvido tem as suas origens naturais na dissolução do oxigênio atmosférico e na produção pelos organismos fotossintéticos (CETESB, 2008). Enquanto valores de OD superiores à saturação são indicativos da presença de algas (fotossíntese, com geração de oxigênio puro), valores de OD bem inferiores à saturação são indicativos da presença de matérias orgânicas. Por isso, o OD é o principal parâmetro de caracterização dois efeitos da poluição por despejos orgânicos (VON SPERLING, 2005).

Num corpo d'água eutrofizado, o crescimento excessivo de algas pode “mascarar” a avaliação do grau de poluição de uma água, quando se toma por base

apenas a concentração de oxigênio dissolvido. Sob este aspecto, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo para a decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. No entanto, um corpo d'água com crescimento excessivo de algas pode apresentar, durante o período diurno, concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em lagos de baixa velocidade da água, nos quais podem se formar crostas verdes de algas à superfície (CETESB, 2008).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

É a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica biodegradável, para as formas dissolvida e coloidal, ela é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo (padrão: 5 dias) em temperatura específica (padrão: 20°C) (FREITAS, 2003).

Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (CETESB, 2008).

Grupo Coliforme

São definidos como microrganismos do grupo coliforme os capazes de fermentar a lactose entre 44 e 45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Os demais podem ocorrer em águas com altos teores de matéria

orgânica, como por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição. Podem ser encontrados igualmente em águas de regiões tropicais ou sub-tropicais, sem qualquer poluição evidente por material de origem fecal. Entretanto, sua presença em águas de regiões de clima quente não pode ser ignorada, pois não pode ser excluída, nesse caso, a possibilidade da presença de microrganismos patogênicos (CETESB, 2008).

Os coliformes termotolerantes não são, dessa forma, indicadores de contaminação fecal tão bons quanto a *E. coli*, mas seu uso é aceitável para avaliação da qualidade da água. Além disso, na legislação brasileira, os coliformes fecais (termotolerantes) são utilizados como padrão para qualidade microbiológica de águas superficiais destinadas a abastecimento, recreação, irrigação e piscicultura (CETESB, 2008).

Fitoplâncton

São organismos monera e protistas que se encontram distribuídos pelo ambiente até profundidade atingida pela luz, sendo visíveis apenas quando se encontram em abundância, podendo conferir coloração esverdeada à água (ODUM, *et al.*, 2008). Os principais grupos que integram o fitoplâncton são as cianobactérias, as algas clorofíceas, as criptofíceas, os dinoflagelados, as euglenofíceas, as crisófitas, e as diatomáceas (ESTEVEZ, 1998; RAVEN, EVERT e EICHHORN, 2001).

A disponibilidade de fósforo ou do nitrogênio é geralmente o fator que controla o crescimento do plâncton em ambientes marinhos (LAMPARELLI, 2004).

A evolução da formação do fitoplâncton na lagoa é um fator importante para a avaliação do processo de eutrofização. Florações de algas constituídas tipicamente por cianobactérias tornam-se dominantes em lagos eutróficos (PEREIRA, *et al.*, 2006).

As florações de cianobactérias têm geralmente consequências visíveis e danosas para os organismos e o meio ambiente. Elas alteram o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, criam um biofilme superficial de cor verde, alterando a transparência da água e conduzindo a desoxigenação de lagos e rios. Além disso, liberam substâncias que produzem gosto e odor desagradáveis, afetam a potabilidade dos reservatórios de uso

humano e até mesmo em áreas recreacionais, comprometendo a qualidade da água (BRANDÃO, *et al.*, 2006).

Legislação de Qualidade de Água Aplicável

O Código das Águas (Decreto nº 24.643, de 10.07.1934) foi a primeira norma legal que disciplinou, em linhas gerais, o aproveitamento industrial das águas e, de modo especial, o aproveitamento e exploração da energia hidráulica (FREIRIA, 2007). Segundo o Código aprovado em 1934, as águas brasileiras são definidas como águas públicas, que podem ser de uso comum ou dominicais (CETESB, 2014).

A Constituição Federal de 1988 passou a determinar que todas as águas são de domínio público, revogando a previsão do Código de Águas de águas particulares (FREIRIA, 2007). Segundo a mesma, as águas ou são de domínio do Estado ou de domínio da União.

Em 08 de janeiro de 1997, foi publicada a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH). Abaixo da Constituição Federal que define os princípios gerais para a regulamentação dos recursos hídricos, a Lei nº 9.433/97, é a mais importante norma legal relativa à proteção dos recursos hídricos. O artigo 2º da Lei define os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (FREIRIA, 2007):

I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;

II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;

III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrente do uso inadequado dos recursos naturais;

IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;

V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Dentro do SNGRH, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) prevê a criação de comitês de bacia hidrográfica, que são órgãos colegiados responsáveis pela gestão dos usos múltiplos da água em uma bacia hidrográfica. Nesse sentido, o Subcomitê do Sistema Lagunar de Jacarepaguá, integrante do Comitê da Baía de Guanabara, foi criado em outubro de 2011, e conta com a participação do Poder Público, dos Usuários da Água e da Sociedade Civil Organizada, visando o uso sustentável dos recursos hídricos, quanto aos aspectos de quantidade e qualidade das águas das Lagoas da Barra e Jacarepaguá e dos seus cursos hídricos. (Subcomitê Jacarepaguá, 2014)

Além dos objetivos, a PNRH tem também seus fundamentos, diretrizes e instrumentos. Dentre o último destaca-se, sob a ótica da qualidade das águas, o enquadramento dos corpos de água em classes segundo usos preponderantes. Este instrumento preconiza o atendimento de requisitos físicos, químicos, biológicos e toxicológicos da água para torná-la apta para determinado uso. Este mecanismo da PNRH incorpora duas importantes regulamentações:

- 1) Resolução CONAMA 357/05 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;
- 2) Portaria n. 2914, de 12 de dezembro de 2011, Ministério da Saúde - Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A Resolução CONAMA 357/05 dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade $\leq 0,05\%$), salobras (salinidade maior que $0,05\%$ e menor que $3,0\%$), e salinas (salinidade $\geq 3,0\%$). Em função dos usos previstos, há 13 classes (águas doces: classe especial e 1 a 4; águas salobras: classe especial e 1 a 3; águas salinas: classe especial e 1 a 3). A Classe Especial pressupõe os usos mais nobres e a Classe 4 (água doce), os menos nobres (VON SPERLING, 2005). Além dos padrões de qualidade da

água, há Resolução CONAMA 430/2011, que apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água.

Os padrões de lançamento variam de país para país, portanto, a título de comparação, pode-se analisar a diretriz da União Européia para lançamento de efluentes (Figura 2). A Comunidade Européia (*Official Journal of the European Communities, 1991*) estabelece padrões complementares para Nitrogênio Total e Fósforo Total, no caso de lançamento em corpos d'água sensíveis (VON SPERLING, 2005).

Áreas sensíveis	
Um corpo d'água deverá ser identificado como uma área sensível se ele se enquadrar em um dos seguintes grupos:	
a)	Lagos naturais de águas doces, outros corpos d'água doce, estuários e águas costeiras identificados como sendo eutrofizados ou que em futuro próximo podem se tornar eutrofizados, caso não sejam tomadas ações de proteção.
Os seguintes elementos podem ser levados em consideração ao se analisar qual o nutriente deva ser reduzido por tratamento adicional:	
(i)	Lagos e rios conduzindo a lagos/reservatórios/baias fechadas com pouco intercâmbio do líquido, nos quais pode ocorrer acumulação. Nestas áreas, a remoção de fósforo deve ser incluída, a menos que possa ser demonstrado que a remoção não terá efeito no nível de eutrofização. Onde são feitas descargas de grandes aglomerações, a remoção de nitrogênio pode ser também considerada.
(ii)	Estuários, baias e outras águas costeiras identificadas como tendo pouco intercâmbio do líquido, ou que recebam grandes quantidades de nutrientes. As descargas de pequenas aglomerações são usualmente de menor importância nestas áreas, mas para maiores aglomerações a remoção de fósforo e/ou nitrogênio deve ser incluída, a menos que possa ser demonstrado que a remoção não terá efeito no nível de eutrofização.
b)	Águas doces a serem utilizadas para a captação de água para abastecimento público, as quais poderiam conter concentrações excessivas de nitrato.
Áreas menos sensíveis	
Um corpo d'água marinho pode ser identificado como uma área menos sensível se a descarga do efluente não afetar negativamente o ambiente, como resultado da morfologia, hidrologia ou condições hidráulicas específicas que existam na área.	
Ao se identificar áreas menos sensíveis, deve-se levar em consideração o risco de que a carga lançada pode ser transferida para áreas adjacentes, onde pode causar efeitos ambientais negativos.	
Os elementos seguintes devem ser levados em consideração ao se identificar áreas menos sensíveis: baias abertas, estuários e outras áreas costeiras com bom intercâmbio do líquido e não sujeitos a eutrofização ou depleção de oxigênio, ou que seja considerado improvável que venham a se tornar eutróficos ou com depleção de oxigênio devido à descarga de águas residuárias urbanas	

Figura 2- Critérios da UE para a identificação de áreas sensíveis e menos sensíveis (Fonte: Council of the European Communities, 1991¹ apud Von Sperling, 2005)

No âmbito legislativo federal, no que tange à qualidade da água nos corpos d'água, há ainda a Resolução CONAMA 274 de 2000, que define os critérios de

¹ Official Journal of the European Communities N°. L 135/40 (1991).

balneabilidade em águas brasileiras. Apesar da Resolução CONAMA 357 cobrir o uso de recreação e contato primário, tem-se aquela legislação específica para fins de balneabilidade das águas, que prevê, além de limites para coliformes fecais (termotolerantes) e coliformes totais, limites para estreptococos ou *Escherichia coli* (VON SPERLING, 2005).

LAMPARELLI (2004) fez um levantamento de diferentes padrões de clorofila-a e nutrientes adotados em legislação ou como valores orientadores por outros países, e também das metodologias adotadas na derivação dos diferentes valores. A Tabela 1 abaixo resume esses diferentes padrões e métodos de cálculo.

Tabela 1 - Padrões de Nutrientes e Clorofila-a em diferentes legislações, bem como a metodologia adotada (Fonte: adaptado de Lamparelli, 2004)

País	Metodologia	Padrão Nutrientes	Padrão Clorofila-a
EUA	Utilização de valores basais naturais dos corpos d'água.	Variam de acordo com o corpo d'água.	Variam de acordo com o corpo d'água.
Canadá	Limites para lagos e rios conforme os usos.	Recreação e Abastecimento humano (lagos): PT < 10 µg/L Vida aquática (lagos): PT: 5 – 10 µg/L	Somente para riachos (refere-se a comunidade bentônica)
Escócia	Manutenção de limites propostos pela OECD modificando o cálculo de média aritmética para média geométrica.	PT ≤ 2,5 (ultraoligotrófico) PT ≤ 8 (oligotrófico) PT ≤ 25 (mesotrófico) PT ≤ 25 (eutrófico) <i>Unidade: µg/L</i>	
África do Sul	Utilização da média anual de fósforo total e de clorofila-a, além da % do tempo de clorofila-a para classificação de estado trófico efetivo (Cla) e potencial (PT). Limite máximo de	PT ≤ 0,015 (negligenciável) 0,015 < PT ≤ 0,047 (moderado) 0,047 < PT ≤ 0,130 (significativo) PT > 0,130 (sério) <i>Unidade: mg/L</i>	0 < Cla ≤ 10 - 0% (negligenciável) 10 < Cla ≤ 20 - 0 a 8% (moderado) 20 < Cla ≤ 30 - 8 a 50% (significativo) Cla > 30 - maior que 50% (sério)

	clorofila-a de 30 μL , associado a ocorrência de florações de algas.		<i>Unidade: $\mu\text{g/L}$</i>
Austrália e Nova Zelândia	Valores de alerta para nutrientes e clorofila-a distintos para rios, lagos/ e reservatórios, estuários e região oceânica	Lagos/reservatórios: PT: 10 – 25 $\mu\text{g/L}$ NT: 350 – 1000 $\mu\text{g/L}$	Lagos/reservatórios: Cla: 3 – 5 $\mu\text{g/L}$
Grã-Bretanha	Classificação para rios de acordo com concentrações de fósforo e nitrato em 6 classes.	Classe 1: PT < 0,02 mg/L Nitrato: 0 – 1 mg/L	
Brasil	Classificação de corpos d'água doce, salina e salobra conforme os usos.	Fósforo Total Nitrogênio Amoniacal	Clorofila Densidade de Ciano

Percebe-se que a utilização do parâmetro de clorofila-a em países de clima temperado é menos difundida do que em países de clima quente (África do Sul e Austrália). Isso pode ser atribuído à necessidade de luz e temperatura para a produção do fitoplâncton nessas regiões.

O Brasil ainda não possui uma legislação específica sobre a classificação dos corpos d'água segundo seus graus de trofia, porém alguns índices são adotados pelos principais órgãos ambientais no país. Esse assunto será mais bem discutido do capítulo específico de metodologias de avaliação de grau de trofia.

No âmbito do estado do Rio de Janeiro, o órgão gestor de meio ambiente e recursos hídricos atualmente é o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), criado através da Lei Estadual nº 5.101 de 4 de outubro de 2007. Cabe a ele o monitoramento sistemático do CLJ e de sua bacia hidrográfica. O monitoramento da qualidade de água do CLJ é realizado mensalmente em oito estações de amostragem, sendo dois pontos de coleta na lagoa de Jacarepaguá, três na lagoa de Marapendi, um na lagoa de Camorim e dois na lagoa da Tijuca. São analisados os principais indicadores físicos e químicos de qualidade de água, bem como a comunidade fitoplanctônica quanto à sua composição quantitativa e qualitativa (INEA, 2014).

Na bacia contribuinte do complexo lagunar são amostrados 11 rios, com frequência trimestral para análise de parâmetros físicos e químicos de qualidade de água e de sedimentos (INEA, 2014).

O CLJ possui duas diretrizes específicas:

- A Diretriz 109-R.2 da extinta FEEMA - Diretriz de Classificação dos Corpos Receptores da Bacia Hidrográfica das Lagoas de Jacarepaguá – dispõe sobre os usos benéficos das águas dos rios constituintes da Bacia Hidrográfica das Lagoas de Jacarepaguá e será mais bem explorada dentro do capítulo área de estudo.
- A Diretriz 110-R.1 da extinta FEEMA - Diretriz de Classificação das Lagoas de Jacarepaguá - dispõe sobre os usos benéficos das águas das lagoas do CLJ e será mais bem explorada dentro do capítulo área de estudo.

Eutrofização

Segundo a Resolução CONAMA 344 de 2004, a eutrofização é um processo natural de enriquecimento por nitrogênio e fósforo em lagos, represas, rios ou estuários e, conseqüentemente, da produção orgânica. Como consequência do aumento da produtividade primária, há o desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas. Nesse sentido, sob o enfoque da resposta do corpo hídrico, THOMANN & MUELLER (1986) definem a eutrofização como o crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, em níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água.

O processo de eutrofização pode ocorrer naturalmente ou ser induzido pela ação do homem. Quando ocorre de forma natural o processo é considerado lento e é um resultado do acúmulo de nutrientes trazidos pelas chuvas e águas superficiais que erodem a superfície do solo. Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é induzida pelo homem, a eutrofização é denominada artificial, cultural ou antrópica. Neste caso, os nutrientes podem ter diferentes origens, como: esgotos domésticos, efluentes industriais, atividades agrícolas, entre outras (ESTEVEZ, 1998)

Em países em desenvolvimento, nas últimas décadas, a degradação dos rios e reservatórios foi particularmente importante, decorrente, sobretudo do crescimento demográfico e da urbanização, sem o devido saneamento básico (Rocha HWDO², 1997 apud LAMPARELLI, 2004). Deve ser lembrado também que os processos de tratamento de esgotos empregados atualmente no Brasil, não são otimizados para a remoção de nutrientes e os efluentes finais tratados liberam grandes quantidades destes que também podem dar margem à ocorrência do processo de eutrofização (CETESB, 2008).

Os condicionantes do processo de eutrofização (Figura 3) são: os lançamentos de efluentes domésticos e industriais ricos em nutrientes, decorrentes do processo desordenado de urbanização das grandes cidades e a inadequada cobertura de coleta e tratamento desses efluentes; características edáficas das regiões onde se encontram os mananciais, por muitas vezes em solos ricos em micro e macro nutrientes e o uso indiscriminado de fertilizantes ou de defensivos agrícolas, que terminam sendo carregados para o corpo d'água (OENEMA, *et al.*, 1998)

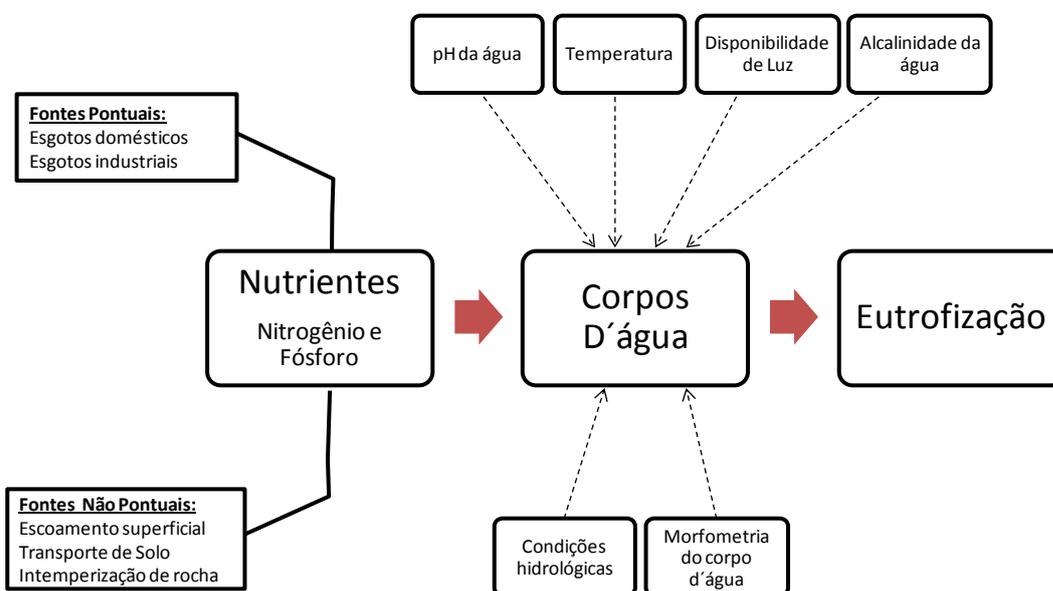


Figura 3 - Condicionantes do Processo de Eutrofização (elaboração própria)

O principal fator de estímulo é um nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 1996), já que o

² ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. SAMPAIO, 1997. "Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilians lakes and reservoirs". *Verh. Int. Ver. Limnol.* Volume 26, parte 2, pp. 599-604.

crescimento da produção primária em meios aquáticos é o resultado da utilização e conversão de nutrientes inorgânicos em orgânicos através dos mecanismos da fotossíntese (MONTEIRO, 2004). No entanto outros fatores externos como a luz e a temperatura da água também atuam como controladores do fenômeno da eutrofização (TOLEDO *et al.*, 1984; ESTEVES & BARBOSA, 1986). Segundo CARACO & MILLER(1998), as cianobactérias apresentam vantagens em colonizar ambientes com pH mais elevado.

A radiação solar constitui a principal fonte energética responsável pela eutrofização, pois esta fornece energia para as reações fotossintéticas. Com o aumento da temperatura, aliada ao nível de nutrientes em excesso, o fitoplâncton tem melhores condições para o seu crescimento (Figura 4). Como resultado desse crescimento o nível de nutrientes baixa. Este mecanismo continua até que os nutrientes atingem um nível em que já não conseguem sustentar o crescimento do fitoplâncton. Nesta altura o crescimento do fitoplâncton cessa e observa-se um declínio, devido à ação predadora do zôoplancton. (MONTEIRO, 2004).

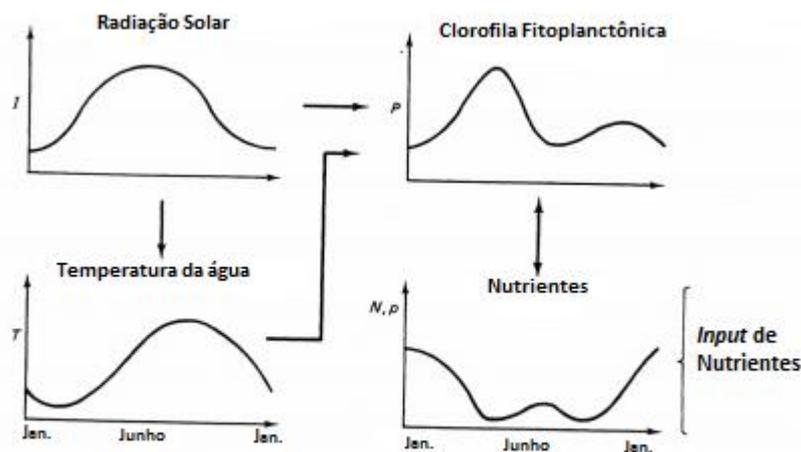


Figura 4 - Mecanismo básico de interação entre o fitoplâncton e os nutrientes (Adaptado de THOMANN e MUELLER, 1987)

Em relação às condições hidrológicas, em períodos de chuvas os corpos d'água registram volumes maiores e, portanto tem maior potencial de diluir eventuais cargas.

VON SPERLING (2005) relata que, a partir de análise estatística, tornou-se claro que a profundidade é a variável morfométrica mais proximamente associada ao

nível trófico: quanto mais raso o corpo d'água, tanto maior a tendência de se ter um nível trófico mais elevado, devido principalmente à maior penetração da energia luminosa ao longo de toda a coluna.

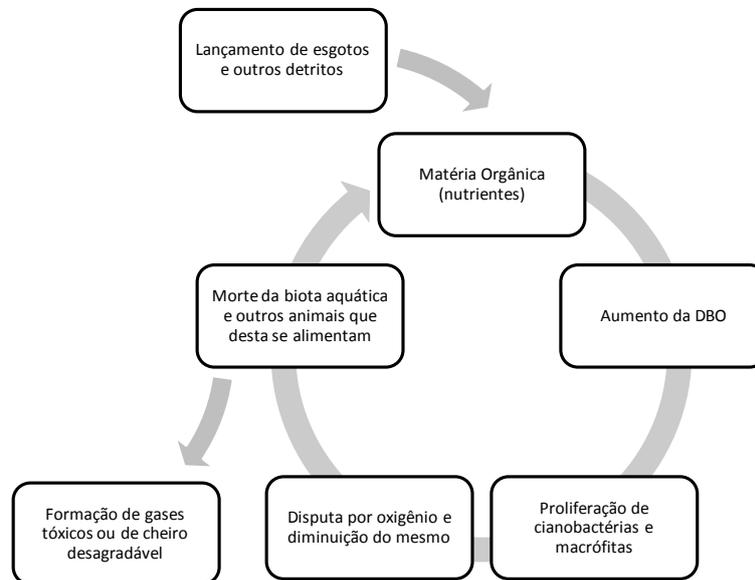


Figura 5 - Processo de Eutrofização (elaboração própria)

Num processo de eutrofização, há o aumento da quantidade de matéria orgânica disponível em um bioma aquático (Figura 5), seja por origens naturais ou antropogênicas. Essa matéria orgânica sofre um processo de decomposição que implica no consumo do oxigênio presente no meio, gerando um aumento da DBO. Esse processo libera nutrientes para o ambiente aquático, que são utilizados pelo fitoplâncton para o seu crescimento. A proliferação destes organismos forma uma camada densa na superfície (“tapetes verdes”) que impossibilita a entrada de luz na água e impede a realização da fotossíntese pelos organismos presentes nas camadas mais profundas. Isso ocasiona a morte das algas que se encontram a uma maior profundidade, levando a uma nova proliferação de bactérias decompositoras e a um novo aumento do consumo de oxigênio por estes organismos. O esgotamento do oxigênio leva à morte por asfixia de peixes e outros organismos aeróbios. Enquanto isso, as bactérias recorrem à fermentação e respiração anaeróbia, produzindo gases tóxicos. Por fim, a mortandade dos organismos leva a uma nova inserção de matéria orgânica no ecossistema.

Segundo MOTA (2006), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água; à redução de oxigênio dissolvido que provoca a

mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além de redução da balneabilidade da água.

Outro efeito da eutrofização também é a proliferação de biomassa de algas aquáticas. Esta mudança na abundância de algas aquáticas é acompanhada com a alteração na composição específica da comunidade, passando a dominar cianobactérias, espécies que são associadas a “blooms” de algas e com capacidade de produzir uma das mais poderosas toxinas conhecidas (SKULBERG *et al*, 1984; CARMICHAEL, 1991). Estes toxinas já foram associados a mortes maciças de peixes (SMITH, 1998).

Os principais efeitos indesejáveis da eutrofização são os seguintes (ARCEIVALA, 1981; THOMANN E MUELLER, 1987; VON SPERLING, 1994³ apud VON SPERLING, 2005):

- *Problemas estéticos e recreacionais.* Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística devido a:
 - frequentes florações das águas;
 - crescimento excessivo da vegetação;
 - distúrbios com mosquitos e insetos;
 - eventuais maus odores;
 - eventuais mortandades de peixes.
- *Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água.* O aumento da produtividade do corpo d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese (ausência de luz). Com a anaerobiose, predominam condições redutoras, com compostos e elementos no estado reduzido:
 - o ferro e o manganês encontram-se na forma solúvel, trazendo problemas ao abastecimento de água;
 - o fosfato encontra-se também na forma solúvel, representando uma fonte interna de fósforo para as algas;

³ ARCEIVALA, S.J.,1981. **Wastewater Treatment and Disposal**. Marcel Dekker Inc, New York.
THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A., 1987. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. Harper Collins Publishers.

- o gás sulfídrico causa problemas de toxicidade e maus odores.
- *Eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo.* Dependendo do grau de crescimento bacteriano, pode ocorrer, em períodos de mistura total da massa líquida (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), mortandade de peixes e reintrodução dos compostos reduzidos em toda a massa líquida, com grande deterioração da qualidade da água.
- *Eventuais mortandades de peixes.* A mortandade de peixes pode ocorrer em função de:
 - anaerobiose (já comentada acima);
 - toxicidade por amônia. Em condições de pH elevado (frequentes durante os períodos de elevada fotossíntese), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH_3), tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada (NH_4^+), não tóxica.
- *Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água.* A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de:
 - remoção da própria alga;
 - remoção de cor;
 - remoção de sabor e odor;
 - maior consumo de produtos químicos;
 - lavagens mais frequentes dos filtros.
- *Problemas com o abastecimento de águas industrial.* Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento.
- *Toxicidade das algas.* Rejeição da água para abastecimento humano e animal em razão da presença de secreções tóxicas de certas algas.
- *Modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial*
- *Redução na navegação e capacidade de transporte.* O crescimento excessivo de macrófitas enraizadas interfere com a navegação, aeração e capacidade de transporte do corpo d'água.
- *Desaparecimento gradual do lago como um todo.* Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matérias e de vegetação, e o lago se torna cada vez mais raso, até vir a desaparecer. Esta

tendência de desaparecimento de lagos (conversão a brejos ou áreas pantanosas) é irreversível, porém usual e extremamente lenta. Com a interferência do homem, o processo pode se acelerar abruptamente. Caso não haja um controle na fonte e/ou dragagem do material sedimentado, o corpo d'água pode desaparecer relativamente rápido.

Segundo (BRAGA, B. *et al*, 2002) as soluções possíveis para o controle da eutrofização podem ser divididas em duas categorias:

1) Medidas preventivas: que visam reduzir a carga externa do nutriente.

- Retirada de nutrientes por meio de tratamento terciário do esgoto doméstico;
- Tratamento de efluentes industriais;
- Redução do uso de fertilizantes agrícolas;
- Recomposição de matas ciliares; e
- Controle de drenagem urbana.

2) Medidas corretivas: atuam sobre os processos de circulação de nutrientes no lago e sobre o ecossistema.

- Aeração da camada inferior dos lagos para manter o fósforo na sua camada insolúvel;
- Precipitação química do fósforo;
- Redução da biomassa vegetal por meio da colheita de macrófitas, por exemplo; e
- Remoção do sedimento do fundo.

Nutriente Limitante

O conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá controlar a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que será exaurido primeiramente, ou aquele que atinge um valor mínimo antes dos outros (SALAS e MARTINO, 2001).

SALAS e MARTINO (2001), através da análise de vários corpos de água em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul e o Caribe, observaram que a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devida principalmente ao fósforo. Outro

aspecto a ser considerado é que, quando, em ambientes eutróficos, o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio, há o favorecimento do aparecimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (LAMPARELLI, 2004).

De forma geral, os ambientes aquáticos continentais são mais sensíveis às entradas de fósforo enquanto que o nitrogênio frequentemente limita a produção primária em sistemas estuarinos e marinhos (WETZEL, 1981).

As relações NT/PT segundo THOMANN E MUELLER (1987) valem para rios, lagos e estuários para poluição pontual e difusa:

- Quando NT/PT \ll 10 o fator limitante é o **nitrogênio** e
- Quando NT/PT \gg 10 o fator limitante é o **fósforo**.

A capacidade de definir qual o nutriente limitante é crucial para o estabelecimento de planos de manejo em Bacias Hidrográficas, quando se pretende reduzir o grau de eutrofização de um corpo d'água (LAMPARELLI, 2004), pois ela define qual nutriente deverá ter as descargas limitadas ou se será necessário limitar as descargas de ambos.

Metodologias de Classificação dos Graus de Trofia

O nível trófico pode ser medido por meio dos critérios que apontam a consequência do problema, como contagem de espécies de fitoplâncton específica, volume de células das espécies e concentração de clorofila-a (THOMANN e MUELLER, 1987) ou pode ser avaliado pela sua causa, considerando a concentração de fósforo total para lagos tropicais (TUNDISI, *et al.*, 2008) e para lagos temperados (USEPA, 1974).

Nesse sentido, existem vários métodos e índices para se avaliar o estado trófico de lagos, ora desenvolvidos em ambientes de clima temperado ora desenvolvidos em ambientes de clima tropical. A seguir são apresentados alguns desses índices.

CARLSON (1977) desenvolveu um índice de estado trófico através do estabelecimento de limites de variáveis de simples determinação e de baixo custo analítico, que pode ser amplamente aplicado, com base nos parâmetros clorofila-a (Cla), fósforo total (PT) e de transparência (Tra), analisado em amostras coletadas na

superfície do corpo d'água. Pela sua simplicidade e objetividade, esse índice é um dos mais utilizados para a classificação de lagos (CPRH, 2003).

Para a obtenção do valor do IET para cada parâmetro, utilizam-se as equações 1, 2 e 3 abaixo:

$$\text{IET (PT)} = 14,42 * \ln [\text{PT}] + 4,15 \quad (\text{equação 1})$$

$$\text{IET (Cla)} = 9,81 * \ln [\text{Cla}] + 30,6 \quad (\text{equação 2})$$

$$\text{IET (Tra)} = 60 - 14,41 * \ln [\text{Tra}] \quad (\text{equação 3})$$

onde:

IET (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IET (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-*a*

IET (Tra): índice do estado trófico para a transparência

[PT]: concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[Cla]: concentração de clorofila-*a*, expresso em $\mu\text{g/L}$

[Tra]: transparência, expressa em metros.

Os modelos utilizados eram baseados em dados obtidos em lagoas de clima temperado. As diferenças existentes entre estas regiões e países como o Brasil, de clima predominantemente tropical, podem alterar significativamente as respostas dos organismos aquáticos aos fatores que influem em suas atividades vitais. (CPRH, 2003).

TOLEDO *et al.* (1984) propuseram uma modificação nas expressões do Índice do Estado Trófico (IET) de CARLSON (1977). As equações obtidas de 4 a 7 expressam o Índice do Estado Trófico de Carlson modificado (IETm). A Tabela 2 ilustra os limites das classes tróficas propostas pelo autor.

$$\text{IETm (P)} = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{80,32}{[\text{PT}]}}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 4})$$

$$IETm (Cla) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 * \ln[Cla]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 5})$$

$$IETm (Tra) = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln[Tra]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 6})$$

$$IETm = \frac{IETm(Tra) + IETm(PT) + IETm(Cla)}{3} \quad (\text{equação 7})$$

onde

IETm (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IETm (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-*a*

IETm (Tra): índice do estado trófico para a transparência

[PT]: concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[Cla]: concentração de clorofila-*a*, expresso em $\mu\text{g/L}$

[Tra]: transparência, expressa em metros.

Tabela 2 - Limites para diferentes níveis de estado trófico segundo o sistema de classificação proposto por Toledo (1984) – Fonte: Toledo, 1984

Critério	Estado Trófico	Transparência (m)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)
$IET \leq 24$	Ultraoligotrófico	$\geq 7,8$	$\leq 0,006$	$\geq 0,51$
$24 < IET \leq 44$	Oligotrófico	7,7 - 2,0	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
$44 < IET \leq 54$	Mesotrófico	1,9 - 1,0	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
$54 < IET \leq 74$	Eutrófico	0,9 - 0,3	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
$IET > 74$	Hipereutrófico	$< 0,3$	$> 0,211$	$> 76,06$

O IET de Carlson pode ser considerado como restritivo e conservador. A versão modificada deste índice tem se mostrado mais adequada para a determinação do estado trófico em lagos de clima tropical, segundo TUNDISI *et al.* (1988), CALIJURI (1988) e CEBALLOS (1995).

A OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*) publicou em 1982 os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos para lagos de regiões temperadas, e através destes estudos, foram estabelecidos limites para classificação trófica, conforme apresentados na Tabela 3 (OECD, 1982).

Tabela 3 - Limites para diferentes níveis de estado trófico segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982) – Fonte: OECD, 1982

Categorias Tróficas	PT ($\mu\text{g/L}$)	Média anual de Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Máximo anual de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Média anual do disco de Secchi (m)	Mínimo anual do disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	$\geq 12,0$	$\geq 6,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$	$> 6,0$	$> 3,0$
Mesotrófico	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrófico	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	≥ 100	≥ 25	≥ 75	$\leq 1,5$	$\leq 0,7$

Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, em 1991, Salas e Martino publicaram um estudo realizado pelo Centro Pan Americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), ligado à Organização Mundial de Saúde (OMS), o qual foi revisado pelos mesmos em 2001 (SALAS E MARTINO, 2001), no qual é proposto um modelo trófico simplificado para fósforo, em lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe.

Tabela 4 - Limites para classes de estado trófico baseados em Salas e Martino (2001) – Fonte: Salas e Martino, 2001.

Categorias Tróficas	PT ($\mu\text{g/L}$)	Média anual de Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)
Oligotrófico	≤ 28	$\leq 4,8$
Mesotrófico	$\leq 28-72$	4,8 - 12
Eutrófico	≥ 72	≥ 12

PT = Média anual da concentração de fósforo total
 Clorofila-a da água superficial – média geométrica

No trabalho acima também foi apresentado um sistema de classificação trófica baseado em distribuição probabilística para concentrações de fósforo total.

Atualmente, a CETESB utiliza o IET de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), que é composto pelo IET (PT), IET (Cla) e IET (Tra). No entanto, das três variáveis citadas para cálculo do Índice de Estado Trófico são utilizadas apenas a clorofila-a e o fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de

organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados (CETESB, 2014) A Tabela 5 ilustra os limites propostos para as categorias de estado trófico.

Tabela 5 - Limites para classes de estado trófico baseados em Lamparelli (2004) – Fonte: Lamparelli, 2004.

Categoria de Estado Trófico	Ponderação	Secchi – S (m)	P – total (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$\leq 0,008$	$Cl \geq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$0,008 < PT \leq 0,019$	$1,17 < Cl \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$0,019 < PT \leq 0,052$	$3,24 < Cl \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$0,0052 < PT \leq 0,120$	$11,03 < Cl \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$0,120 < PT \leq 0,233$	$30,55 < Cl \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$> 0,233$	$Cl > 69,05$

O índice é estabelecido pelas equações 8 a 10:

$$IET (PT) = 10 \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \cdot \ln[PT]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 8})$$

$$IET (Cla) = 10 \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \cdot \ln[CLa]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 9})$$

$$IETm = \frac{IETm(PT) + IETm(Cla)}{2} \quad (\text{equação 10})$$

onde

IETm (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IETm (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-a

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L;

Cla = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em µg/L;

Já o trabalho clássico de VOLLENWEIDER (1968⁴ apud Schäfer, 1985), estabelece valores limites de fósforo total e nitrogênio inorgânico para a classificação de corpos d'água segundo os graus de trofia (Tabela 6). Outros autores, como WETZEL (1993), além de valores limites para nutrientes, também consideram que ambientes com concentrações médias de clorofila-a superiores a 10 µg/L são considerados eutróficos.

⁴ VOLLENWEIDER, R. A. 1968. **Water management research**. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Cooperation and Development.

Tabela 6 - Limites de fósforo e nitrogênio para diferentes níveis de trofia de ambientes aquáticos (estabelecidos para ambientes de clima temperado). (Fonte: Schäfer, 1985)

Estado Trófico	Fósforo Total ($\mu\text{g/L}$)	Nitrogênio inorgânico (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	<5	<200
Oligotrófico	5-10	200-400
Mesotrófico	10-30	300-650
Eutrófico	30-100	500 – 1500
Hipereutrófico	>100	>1500

MERCANTE E TUCCI-MOURA (1998) recomendam o uso do índice de Carlson modificado por Toledo e colaboradores, devido à sua elaboração ter sido feita em reservatórios tropicais. DUARTE *et al.* (1999) relata em seu estudo que o IETm mostrou-se mais adequado para a determinação do estado trófico de lagos de clima tropical, absorvendo inclusive valores mais elevados dos parâmetros, em especial do fósforo total.

A Tabela 7 apresenta as principais características de cada índice, explicitando seus aspectos positivos e suas limitações sob o aspecto de sua utilização para a classificação do estado trófico do CLJ.

Tabela 7 - Aspectos positivos e limitações das metodologias de classificação do grau de trofia de um corpo d'água (elaboração própria).

Autor	Aspectos positivos	Limitações
Vollenweider (1968)	Inclui o limite de nitrogênio para a classificação do grau de trofia.	Modelo desenvolvido para lagos temperados. Somente contempla os nutrientes, desprezando a mensuração da resposta do corpo hídrico.
Wetzel (1993)	Inclui o limite de nitrogênio para a classificação do grau de trofia, e, além disso, contempla a clorofila-a.	Modelo desenvolvido para lagos temperados.
OECD (1982)	Simplicidade e objetividade.	Modelo desenvolvido para lagos temperados.
Modelo de Salas & Martino (1991)	Modelo desenvolvido para lagoas e reservatórios tropicais.	Somente três classes de estado trófico, não permitindo distinguir locais mais ou menos

impactados.

Modelo do Estado Trófico de Carlson (1977)	Modelo desenvolvido para lagos temperados.
Modelo do Estado Trófico de Carlson Modificado por Toledo (1984)	Modelo desenvolvido para lagoas e reservatórios tropicais. Citado como diversos autores como o mais adequado para utilização em lagos tropicais.
Modelo do Estado Trófico de Carlson Modificado por Lamparelli (2004)	Modelo desenvolvido para lagoas e reservatórios tropicais. Modelo atualmente utilizado pela CETESB.

Além das metodologias para avaliação do grau de trofia, também se pode realizar uma caracterização trófica qualitativa, em relação a critérios biológicos, físico-químicos e em relação ao prejuízo aos usos múltiplos, como consta na Tabela 8. Essa abordagem complementa a avaliação através de índices, além de atestar o estado trófico registrado pelo IET.

Tabela 8 - Caracterização trófica de lagos e reservatórios (Fonte: Vollenweider, adaptado de Salas e Martino, 2001)

Item	Classe de trofia				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Biomassa	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Fração de algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica de produção	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
Dinâmica de oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Dinâmica de oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Área de Estudo

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá está localizado na Baixada de Jacarepaguá, planície litorânea situada na zona oeste da Cidade do Rio de Janeiro, e é composto pelas lagoas da Tijuca, Camorim, Jacarepaguá e Marapendi. A sua bacia hidrográfica é limitada pelas encostas atlânticas do Maciço da Pedra Branca, a oeste, pelo Maciço da Tijuca, a leste, pelas Lagoas de Marapendi, Lagoinhas (ou Taxas), Jacarepaguá, Camorim e Tijuca, ao sul, e pela Serra do Valqueire, ao norte. A linha limite ao sul é a linha costeira que segue do Canal da Visconde de Albuquerque até a Ponta de Grumari (Subcomitê Jacarepaguá, 2014).

Na bacia hidrográfica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá podem ser identificadas algumas sub-bacias: a do Rio Camorim e Caçambé, a do Rio dos Passarinhos, a do Rio Guerenguê, a do Arroio Fundo/Rio Grande, a do Anil, a do Rio das Pedras e a do Cachoeira. Essas sub-bacias drenam as águas para as lagoas do Camorim, da Tijuca e de Jacarepaguá.

Tabela 9 - Estações de Amostragem do INEA (Fonte: INEA, 2012)

Lagoas do CLJ		Bacia Hidrográfica do CLJ	
Lagoa de Marapendi	MR361	Rio Marinho	MN240
	MR363	Rio Camorim	CM220
	MR369	Rio Pavuninha	PN480
Lagoa de Jacarepaguá	JC341	Rio Pavuna	PV280
	JC342	Rio Guerenguê	GN240
Lagoa de Camorim	CM320	Rio Grande	GR141, GR144
Lagoa da Tijuca	TJ303	Arroio Fundo	FN100
	TJ306	Rio Anil	AN040
		Rio Retiro	RT020
		Rio Cachoeira	CC000

O INEA (Instituto Estadual do Ambiente) mantém um sistema de monitoramento da bacia hidrográfica e das lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Na bacia contribuinte, o monitoramento é feito em 10 estações de amostragem (Figura 9) com uma frequência trimestral. Já o monitoramento do CLJ é feito em 8 estações de amostragem (Figura 9) com uma frequência mensal. Abaixo, estão dispostos os mapas com a localização dos pontos de monitoramento das lagoas e da bacia contribuinte (Figuras 6 e 7).

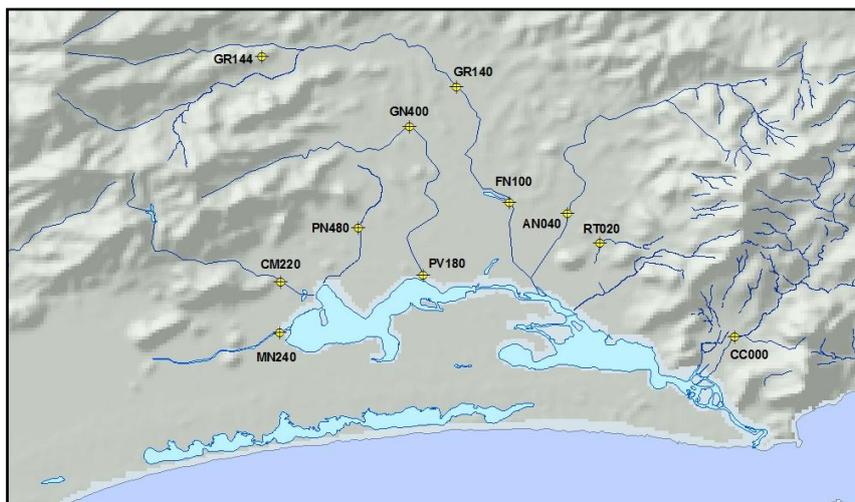


Figura 6 - Estações de Amostragem da Bacia das Lagoas de Jacarepaguá (Fonte: INEA, 2012)

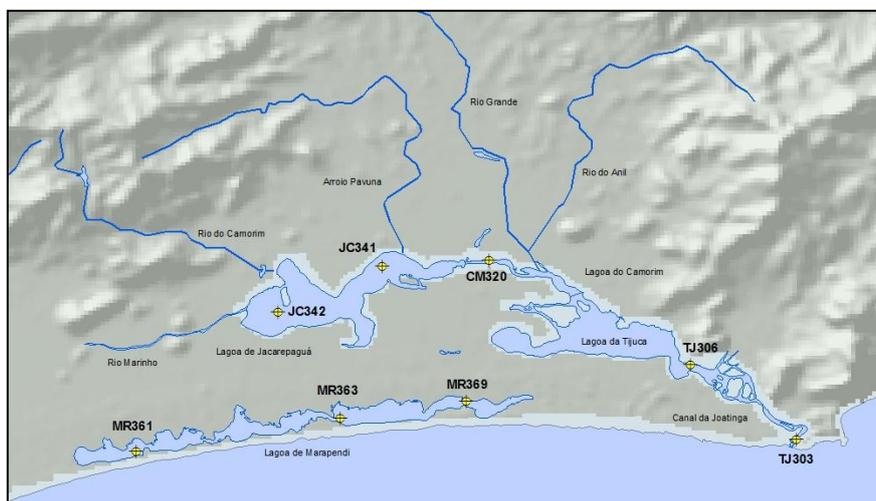


Figura 7 - Estações de Amostragem das Lagoas do CLJ (Fonte: INEA, 2012)

Caracterização do Meio físico

A bacia do complexo lagunar de Jacarepaguá possui cerca de 280 Km² de área (INEA, 2010), sendo que, da área total da bacia, cerca de 176 km² referem-se às superfícies drenadas pelos rios (SEMADS, 2001b).

O sistema formado pelas lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca apresenta um espelho d'água de cerca de 9,3 km². Juntas possuem uma extensão de aproximadamente 13 km. (SEMADS, 2001b). A lagoa de Camorim é a menor de todas, com 0,8 km², comportando-se como um canal de ligação entre as lagunas de Jacarepaguá e Tijuca. A lagoa da Tijuca possui 4,8 km² de área e é através do canal da Joatinga que as águas de

todo o complexo lagunar drenam para o oceano. A laguna de Marapendi possui um espelho d'água com 3,5 km² e uma extensão de 10 km de comprimento (COHIDRO, 2006). A Tabela 10, retirada do levantamento feito pela extinta FEEMA, em 1991, resume as principais características das lagoas.

Tabela 10 - Principais características hidrológicas das lagoas (Fonte: FEEMA, 1991).

Lagoa	Espelho d'água (Km ²)	Largura média (Km)	Comprimento médio (Km)	Perímetro (Km)	Profundidade Média (m)
Jacarepaguá	3,7	0,93	4	15	3,3
Camorim	0,8	0,49	3,5	8	1,3
Tijuca	4,8	0,88	6	21	2,1
Marapendi	3,5	0,35	10	23	1,8

A lagoa de Jacarepaguá possui a maior área de drenagem da região com 102,8 km², enquanto que a lagoa da Tijuca possui a maior área física, mas uma pequena área drenante com cerca de 26,9 km². Já a lagoa de Camorim possui uma pequena área, repartida entre as áreas das lagunas de Jacarepaguá e da Tijuca, mas com uma grande área drenante de aproximadamente 91,7 km². Os rios que nela deságuam contribuem com mais de 50% da vazão total da região. A lagoa de Marapendi possui uma área drenante de 4,6 km². (SAMPAIO, 2008). A Tabela 11 lista os cursos d'água contribuintes que concorrem para as vazões afluentes das lagoas.

Tabela 11 - Cursos d'água contribuintes para o CLJ (Fonte: FEEMA, 2006).

Lagoa	Área de Drenagem (km ²)	Cursos d'água
Jacarepaguá	102,8	Rios Guerenguê, Monjolo, Areal, Pavuninha, Passarinhos, Caçambé, Camorim, Vargem Pequena, Canudo, Arroio Pavuna, Canais do Cortado e Portelo.
Camorim	91,7	Rios Banca da Velha, Tindiba, Pechincha, Convanca, Grande, Pequeno, Anil, Sangrador, Panela, São Francisco, Quitite, Papagaio, Arroio Fundo, Riacho Palmital.
Tijuca	26,9	Rios das Pedras, Retiro, Carioca, Itanhangá, Leandro, Tijuca, da Barra, Gávea Pequena, Jacaré, Córrego Santo Antônio.

A Lagoa de Marapendi situa-se entre uma estreita faixa entre a praia e as lagoas mais interiores (Tijuca, Camorim e Jacarepaguá). Possui cerca de 10 km de comprimento e 350 m de largura média. Tem, portanto o formato alongado, dividida em 7 compartimentos semelhantes a bolsões que reduzem a sua capacidade de renovação. Está ligada à Lagoinha pelo Canal das Taxas, o qual se encontra assoreado em alguns

trechos e totalmente coberto por macrófitas, o que causa uma troca precária entre as duas lagoas por esta ligação (SEMADS, 2001b).

Tanto a Lagoa de Marapendi quanto a Lagoinha estão associadas a parques ecológicos municipais. A primeira está, a partir do segundo bolsão, dentro da reserva biológica de Marapendi e na sua parte final, já no Recreio, dentro da área do Parque Zoo-Botânico. A Lagoinha, por sua vez situa-se no Parque Chico Mendes (SEMADS, 2001b).

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá recebe água de diversas origens: precipitação e escoamento pluvial (chuvas frequentes entre a baixada e os maciços), águas fluviais (rios que descem dos maciços), águas de sub-superfície (provenientes de lençóis freáticos das encostas e do mar) e águas do mar (penetram nas lagoas com os movimentos de marés). As maiores vazões e cargas foram observadas nos dias de maiores pluviosidades. (MARQUES, 1984) A lagoa de Marapendi não recebe aporte da rede fluvial por estar localizada entre dois cordões litorâneos (MUEHE, 1998), mas apresenta como elemento secundário o canal das Taxas (SAMPAIO, 2008)

A frequência e a intensidade de chuvas na área da Bacia Hidrográfica de Jacarepaguá estão muito relacionadas à atuação das frentes frias provenientes do sul e à presença do relevo, que forma um anfiteatro e aprisiona os ventos e as chuvas frontais (MASTERPLAN, 2013).

A partir da análise dos dados pluviométricos (Figuras 8 e 9), constata-se que, na maior parte da bacia, os índices pluviométricos médios anuais situam-se entre 1.000 e 2.000 mm, ocorrendo a maior concentração da pluviosidade na porção oeste (nas proximidades do Pico da Tijuca), onde o relevo, que avança pela linha de costa em direção ao mar, atua como barreira às penetrações de massas de ar úmidas provenientes do litoral, ocasionando chuvas orográficas (chuvas de relevo). Por outro lado, nas áreas das baixadas mais distantes do mar registram-se médias inferiores a 1.200 mm anuais. Além disso, há um período bem definido de chuvas, quando 2/3 das chuvas ocorrem, que é de setembro a março (SONDOTÉCNICA, 1998).

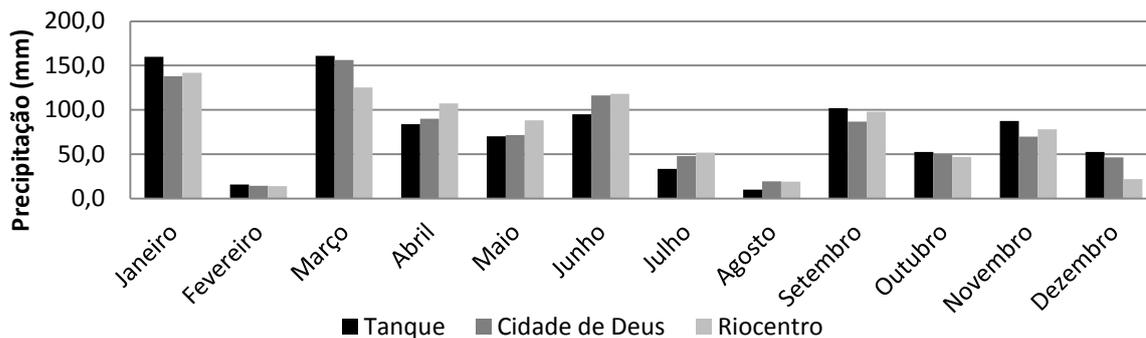


Figura 8 - Total mensal das precipitações pluviométricas, segundo as estações telepluviométricas automáticas do Sistema de Alerta de Deslizamentos - ALERTA RIO - GEO-RIO - Município do Rio de Janeiro - 2012 (Fonte: Adaptado de Alertario, 2012).

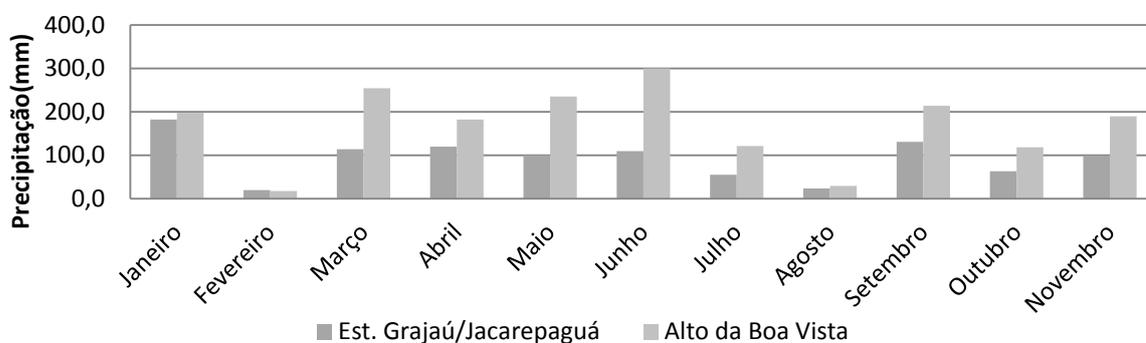


Figura 9 - Total mensal das precipitações pluviométricas, segundo as estações telepluviométricas automáticas do Sistema de Alerta de Deslizamentos - ALERTA RIO - GEO-RIO - Município do Rio de Janeiro - 2012 (Fonte: Adaptado de Alertario, 2012).

A variação sazonal das temperaturas (Figura 10) é pequena (cerca de 7 graus), enquanto a distribuição da pluviosidade mostra variação sazonal bem definida, com períodos mais chuvosos nos meses de verão e mais secos nos meses de inverno, comportamento característico dos regimes tropicais (SONDOTÉCNICA, 1998).

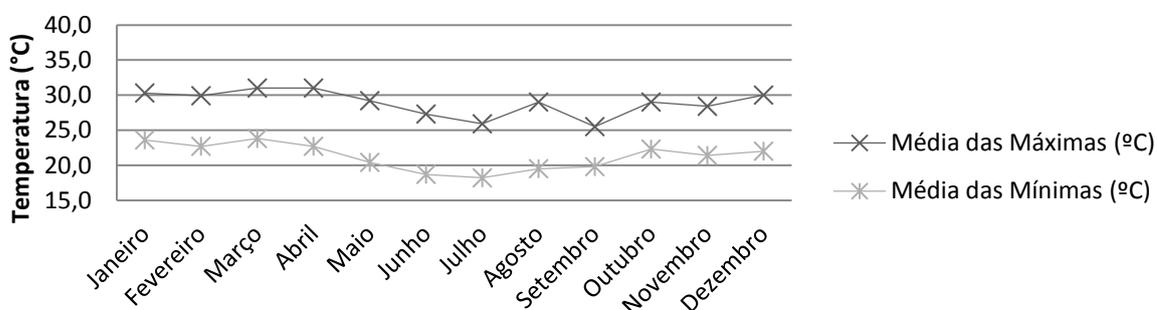


Figura 10 - Principais observações meteorológicas, segundo as estações de observação e os meses da Estação de Jacarepaguá - 2005 (Fonte: Adaptado de INMET, 2013)

A interação do sistema lagunar com o mar adjacente se faz através dos canais de ligação da Joatinga e o de Sernambetiba. O Canal da Joatinga tem um papel fundamental nas trocas entre as lagoas da Tijuca e Marapendi e o mar. Devido ao grande volume de água que passa pelo canal a cada ciclo de maré, é certo que a água proveniente das lagoas atinja a região litorânea adjacente, alterando as condições naturais e prejudicando a balneabilidade das mesmas. Em função disto, a praia da Barra da Tijuca é a mais prejudicada (SEMADS, 2001b).

O Canal de Sernambetiba, atualmente fechado por enrocamento, atenua a ação da maré, praticamente impedindo a sua penetração, não renovando as suas águas. Este canal tem um papel fundamental no escoamento das águas provenientes do Maciço da Pedra Branca e a drenagem de toda a parte oeste da Baixada de Jacarepaguá. O fechamento da sua barra, se por um lado melhora as condições de balneabilidade das praias adjacentes, contribui para provocar inundações de suas margens e piorar sobremaneira a qualidade de suas águas (SEMADS, 2001b).

Segundo MARQUES (1990), a lagoa de Marapendi perdeu sua ligação com o mar, ficando muito dependente da ação antrópica e da produção de matéria orgânica em seu interior. A abertura do canal artificial de Marapendi estabeleceu uma ligação mais direta com o canal da Joatinga permitindo um maior fluxo de águas induzidas pelas marés.

De acordo com FERNANDES (1991), o subsistema Jacarepaguá-Camorim-Tijuca apresenta-se como um sistema estrangulado, onde a entrada de água do mar não é eficiente, sendo maior a exportação do sistema para o mar. Este processo não é acompanhado pelo sedimento, que fica preferencialmente retido no interior das lagoas.

Segundo ZEE *et al.* (1992) a morfologia irregular das lagoas, favorece o confinamento e prejudica a circulação da água. O estreitamento da laguna de Camorim dificulta a troca de águas entre as lagoas da Tijuca e Jacarepaguá e é neste trecho que dois dos maiores fluviais - rio Anil e Arroio Fundo drenam suas águas poluídas de áreas de adensamento urbano e industrial (COHIDRO, 2006).

Além disso, em todas as lagoas, dragagens e aterros foram realizados alterando a circulação das águas e diminuindo os espaços naturais de expansão das margens em épocas de cheias, ficando evidente a atuação humana colaborando para entulhar a

baixada e aterrar as lagoas. Outro exemplo é a construção de vias públicas isolando os brejos das margens das lagoas e aterrando as margens com resíduos sólidos (lixo), materiais das encostas e até sedimento da própria laguna.

Requisitos de qualidade do corpo d'água

Os corpos d'água são classificados segundo seus usos preponderantes. Segundo a Diretriz N°. 109 (Diretriz de Classificação dos Corpos Receptores da Bacia Hidrográfica das Lagoas de Jacarepaguá) da extinta FEEMA, a maior parte dos rios da bacia podem ser utilizados para fins de preservação da fauna e flora e uso estético. Alguns rios podem ser utilizados para abastecimento público com ou sem desinfecção (rio da Cachoeira, rio Papagaio, rio Grande e rio Camorim nas suas nascentes) ou com filtração lenta e desinfecção (rio Sangrador na sua nascente). Os rios Grande, Tindiba e Covanca podem ainda ser utilizados para irrigação de hortaliças nas proximidades de suas nascentes.

Para fins de avaliação da qualidade de água dessas lagoas e das bacias contribuintes, utilizam-se os padrões recomendados pelo CONAMA, privilegiando-se, contudo, o critério de proteção das comunidades aquáticas (Resolução CONAMA 357/2005). Assim, as lagoas e os rios contribuintes são enquadrados como:

- Classe 1 (das águas salobras) — lagoas;
- Classe 2 (das águas doces) — bacia hidrográfica.

Dessa forma, os requisitos de qualidade de água do CLJ e dos rios e canais da bacia contribuinte, segundo a CONAMA 357, estão dispostos abaixo na Tabela 12.

Tabela 12 - Alguns padrões de qualidade de água para corpos de água doce e salobra (Fonte: Resolução CONAMA 357 e Resolução CONAMA 274)

Parâmetro	Unidade	Águas doces (Classe 2)	Água salobra (Classe 1)
Temperatura	°C	-	-
Cor verdadeira	mg PT/L	75	-
Turbidez	UNT	100	-
Materiais flutuantes		VA ¹	VA ¹
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	500	-
Sólidos sedimentáveis	mg/L	-	-

Óleos e graxas	mg/L	VA ¹	VA ¹
pH		6,0 a 9,0	6,5 a 8,5
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	1.000 (Resol. 274)	1.000 (Resol. 274)
Clorofila-a	µg/L	30	-
Densidade de cianobactérias	células/mL mm ³ /L	50.000 ou 5	-
DBO ₅	mg/L	5	-
OD	mg/L	≥5	≥5
N amoniacal total (pH ≤ 7,5)	mg N/L	3,7	-
N amoniacal total (7,5 < pH ≤ 8,0)	mg N/L	2,0	-
N amoniacal total (8,0 < pH ≤ 8,5)	mg N/L	1,0	-
N amoniacal total (pH > 8,5)	mg N/L	0,5	-
N amoniacal total	mg N/L	-	0,40
Nitrato	mg N/L	10,0	0,40
Nitrito	mg N/L	1,0	0,07
P total (ambiente lêntico)	mg P/L	0,030	-
P total (ambiente intermediário ² e tributário direto de ambiente lêntico)	mg P/L	0,050	-
P total (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mg P/L	0,10	-
P total	mg P/L	-	0,124

¹VA – virtualmente ausentes.

²Ambiente Intermediário – tempo de residência entre 2 e 40 dias.

Diagnóstico da situação atual da qualidade de água

Em 1969, o Instituto de Engenharia Sanitária publicou um estudo intitulado “Relatório Preliminar: Lagoas da Restinga de Jacarepaguá”, que buscou avaliar a condição da flora e fauna das lagoas com base nos dados de monitoramento físico-químico e biológicos das lagoas e dos rios contribuintes no período de 1967 a 1969.

Nesse estudo foi apontado que as lagoas são utilizadas indevidamente como corpos d' água receptores de resíduos de atividades humanas, a exceção em parte da Lagoa de Marapendi, e são elencados alguns aspectos sentidos pelos corpos d' água:

- a estreita ligação com o mar impedindo uma perfeita troca de água doce com a água do mar;
- sua pouca profundidade, tem provocado crescimentos de plantas aquáticas superiores que prejudicam a oxigenação das águas e seu livre escoamento;
- as construções de estradas e pontes já despontam como fatores de estreitamento e obstrução prejudicando seriamente o escoamento de suas águas;
- a deposição de lodo originada da crescente poluição dos rios por esgotos domésticos e industriais que chegam às lagoas e da própria floração de algas, de sua morte e de sua decomposição;
- a obstrução lenta e contínua do Canal de ligação com o mar pela formação de ilhas e assoreamentos em consequência de obras viárias;
- a condição precária de certas áreas destas lagoas que se tornaram bons viveiros de peixes, altamente povoadas por algumas espécies provocando o fenômeno de superpopulação.

Há ainda o relato de um fenômeno de mortandade de peixes que ocorreu em 02 de outubro de 1969.

Em 1982, a extinta Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) produziu um estudo sobre a Lagoa de Jacarepaguá buscando avaliar o impacto sofrido pela biota em função do lançamento de despejos orgânicos e industriais nos corpos d' água e estudar o grau de eutrofização dos ecossistemas.

Nesse estudo constatou-se que as lagoas se encontravam em um nível de estado trófico classificado como eutrófico, ou seja, bastante enriquecido de nutrientes. Esta observação era corroborada pelo estudo da estrutura das comunidades biológicas presentes neste ecossistema, pois existia uma tendência à simplificação dessas estruturas. Entretanto, um aspecto importante ressaltado em relação ao estado trófico da lagoa é que, apesar de toda carga orgânica lançada ou inerente à sua própria produção, as comunidades do fitoplâncton, zooplâncton e bentos emitiam respostas sazonais, o que

mostra que o ecossistema ainda mantém capacidade de regulação às mudanças ambientais em 1982.

Em um estudo mais recente, o Índice de Conformidade de 2007 a 2011, calculado pelo INEA com base em medições em sete pontos, mostra que a qualidade da água das lagoas é péssima na maior parte do tempo. Este índice considera coliformes fecais, oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio amoniacal, conforme a Figura 11.



Figura 11 - Índice de Conformidade das Lagoas de Jacarepaguá (Fonte: O Globo, 2014).

Dessa forma, constata-se que os corpos d'água constituintes da bacia e do complexo lagunar de Jacarepaguá estão com a qualidade de suas águas comprometidas, processo que se iniciou ainda na década de 60, o que afeta o exercício de seus usos múltiplos previstos em legislação.

Caracterização do Meio Biótico

A lagoa de Jacarepaguá tem sido caracterizada como um ambiente raso, turbido, hipereutrófico, e com altas densidades fitoplanctônicas (FERNANDES, 1993; DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO; DOMINGOS, & AZEVEDO, 2002). Dentro desse processo de eutrofização, como principal consequência do enriquecimento artificial destaca-se o crescimento rápido do fitoplâncton, conhecido por floração. Como numa reação em cadeia, o aumento da concentração de fosfato tem efeitos diretos sobre a densidade de organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente, sobre a produção primária. Diante do exposto, as florações de microalgas representam uma rápida resposta da comunidade fitoplanctônica (Cianobactérias, Diatomáceas, Clorófitas, Euglenófitas, Criptófitas e Dinoflagelados), e caracterizam-se pelo crescimento

excessivo de algas, podendo-se observar alterações na coloração da água, desde manchas de cor vermelha, marrom ou azul-esverdeada (AZEVEDO, 1998).

Segundo GOMES *et al.* (2009), o grupo das cianobactérias vem dominando a comunidade fitoplanctônica do CLJ há vários anos, salvo alguns curtos pulsos de redução da representatividade desse grupo e aumento da diversidade, fato este que parece estar também associado a uma brusca redução da temperatura nos meses de inverno.

CRUZ *et al.* (2013) observaram em seu estudo um leve aumento no número de células/mL de cianobactérias no CLJ nos meses mais quentes, condição provavelmente decorrida da maior incidência de sol, fator que favorece o crescimento da comunidade fitoplanctônica.

O primeiro registro de florações de cianobactérias na lagoa de Jacarepaguá data de 1970, num estudo de SEMERARO E COSTA (1972) que não citaram os organismos formadores dessa floração. Segundo DOMINGOS (2001) a partir dos anos 90, as florações deixaram de se restringir a surgimentos ocasionais, passando a ser mais persistentes.

Várias espécies envolvidas em fenômenos de floração são produtoras de toxinas, as chamadas cianotoxinas (metabólitos secundários), que possuem efeito neurotóxicos (neurotoxinas), hepatotóxicos (hepatotoxinas), dermatotóxicos ou citotóxicos (Chorus e Bartram, 1999). Uma das toxinas mais comuns produzidas por cianobactérias são as microcistinas, as quais são classificadas como heptapeptídeos cíclicos hepatotóxicos. São extremamente tóxicas para animais e já foram envolvidas em acidentes de intoxicação em humanos levando-os a morte e também em casos de envenenamento em animais (Jochimsen *et al.* 1998, Duy *et al.* 2000)

Atualmente as florações de cianobactérias são causadas principalmente por *Microcystis aeruginosa* e vêm provocando intensa coloração verde às águas da lagoa (Figura 12), além de apresentarem toxidez (INEA, 2014).



Figura 12 - Lagoa da Tijuca apresenta coloração esverdeada (Fonte: O Globo, 2012)

Fatores ambientais como a intensidade luminosa, nutriente e pH podem alterar a produção de microcistinas por células. Condição essa que pode referenciar situações com alta densidade de células/mL de cianobactérias e baixa produção de microcistina ou baixa densidade celular com alta produção de microcistinas (CRUZ, *et al.*, 2013).

Em seu estudo Gomes *et al.* (2009) detectou microcistinas no tecido muscular do pescado com concentrações acima do valor máximo estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Os resultados mostraram uma rápida transferência das microcistinas para o tecido muscular dos peixes. Esta transferência se dá, provavelmente, devido à ingestão de células tóxicas de *Microcystis*. Os dados, portanto, confirmaram o acúmulo e a persistência das microcistinas no tecido muscular de *Tilápia* e demonstra o risco de consumo destes peixes pela população humana.

A atividade pesqueira artesanal tem grande importância econômica na região com três colônias de pesca: ASPEBAGUÁ, Centro Laboral Mestre Pedro e APELABATA (COHIDRO, 2006). As principais espécies comercializadas na região são Tilápias, Savelhas e Tainhas.

A permanência de cepas tóxicas de *M. aeruginosa* na Lagoa de Jacarepaguá alerta para o risco potencial de contaminação humana através do consumo do pescado ou do contato primário (INEA, 2014). Por isso, no início do ano de 2007, a pesca na lagoa de Jacarepaguá foi proibida. Nessa mesma época, um trecho da praia da Barra da Tijuca ficou interditado para uso recreativo devido à presença de toxinas de cianobactérias na água do mar (GOMES *et al.*, 2009).

Caracterização do Meio Social

Urbanização e Impactos Ambientais

A Região da Barra da Tijuca teve crescimento urbano recente. Desde a década de 1970, a região que era habitacional rural vem sofrendo constante desenvolvimento urbano, em razão tanto da expansão imobiliária destinada às classes de média e alta renda quanto do crescimento das favelas, onde reside a população de baixa renda (SILVA, 2005).

No período entre 1960 e 2014 (Tabela 13), a população da Barra da Tijuca cresceu 69 vezes mais que a do Município enquanto que Jacarepaguá cresceu 1,9 vezes mais. Assim, a expansão urbana da região possibilitou a densificação populacional, principalmente entre as décadas de 70 e 90.

Tabela 13 - População Residente no Município do Rio de Janeiro, Segundo Regiões Administrativas (Fonte: Adaptado de IPP, 2001)

LOCAL	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2014*	Taxa de Crescimento
<i>Município do Rio de Janeiro</i>	3.307	4.251	5.090	5.480	5.857	6.320	6.497	1,96
<i>Jacarepaguá</i>	164	235	316	428	470	573	612	3,73
<i>Barra da Tijuca</i>	2,6	5,8	40,7	98,2	174	301	349	135,39

Números em milhares

*Projeção

Essa expansão, como mencionado, não aconteceu somente na malha formal. Analisando os censos de 1991 e 2000, constata-se que o Rio ganhou 210 mil novos moradores em aglomerados subnormais (Figura 13). Desses, uma terça parte se instalou nas regiões da Barra da Tijuca e Jacarepaguá (que tinha apenas 12% da população total) (SMU, 2002).

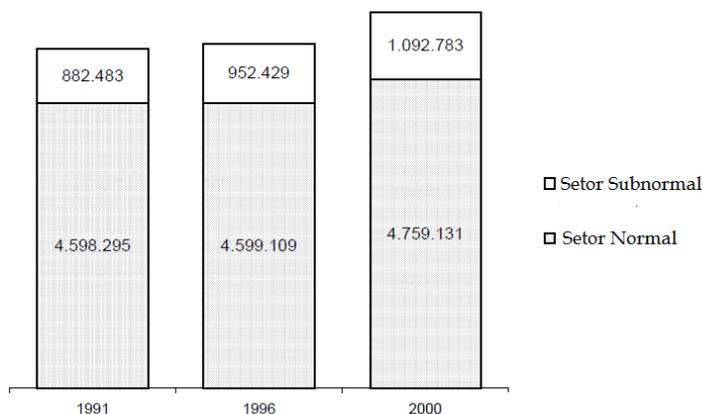


Figura 13 - População Residente segundo Tipo de Setores (Fonte: SMU, 2002)

Além disso, o cadastro de favelas indica que combinou-se ali o crescimento horizontal e vertical das favelas antigas (com destaque para o Rio das Pedras) com o surgimento de novas comunidades, especialmente à custa de áreas de preservação ambiental. (SMU, 2002).

A existência de favelas sem esgotamento sanitário e de rede de esgotos ainda precária em alguns pontos da bacia contribui para a poluição hídrica do CLJ, pois elas são fontes geradoras de carga orgânica lançada diariamente nos rios e conseqüentemente nas lagoas de Jacarepaguá (Figura 14).

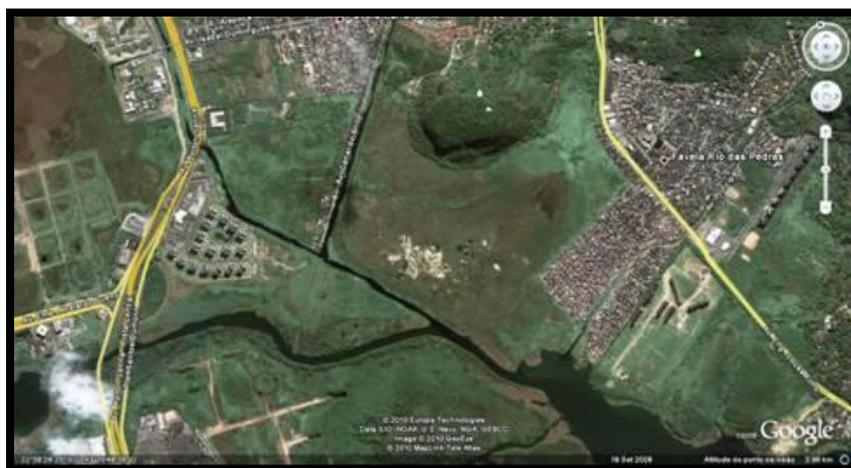


Figura 14 - Aspecto da ocupação das margens do Rio Anil e Rio das Pedras e Imagem de Satélite das comunidades do Anil e Rio das Pedras no entorno dos corpos d'água (Fonte: INEA, 2012).

A rápida ocupação urbana da região provocou também o surgimento de aterros indiscriminados com a ocupação regular e irregular das margens de rios e lagoas (Figura 15) (SILVA, 2004).

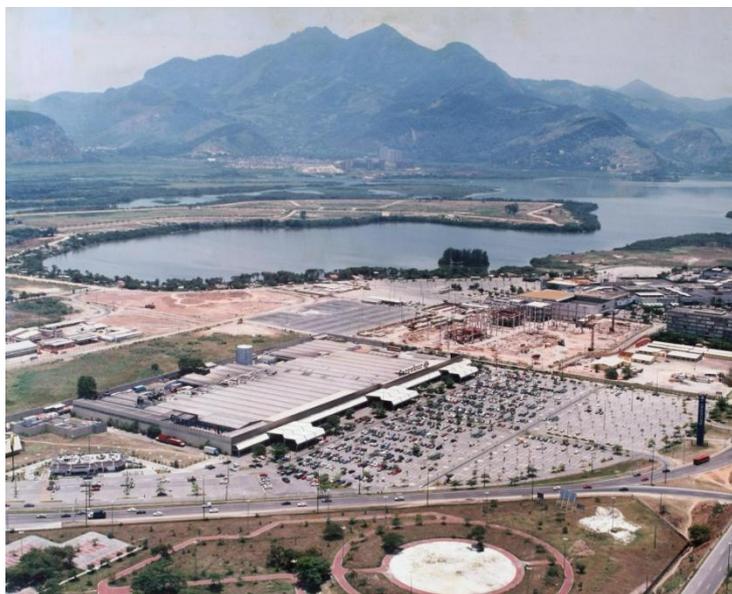


Figura 15 - Entorno da Lagoa da Tijuca já degradado em 1976 (Fonte: O Globo, 2012)

Esta apropriação das margens associada à incorporação desta área à malha urbana carioca vem fazendo todo o conjunto lagunar sentir a influência do processo ocupacional que a região apresenta. Os aterros e os desmatamentos, concatenados ao despejo de dejetos, rejeitos industriais, lixo e o aporte de água doce do esgotamento sanitário que vem se ampliando ao longo das últimas décadas, está acarretando problemas como assoreamento, mortandade de peixes (Figura 16), mudança na tonalidade da água, mau cheiro, “explosão” de algas, enchentes entre outras coisas. (PIMENTA, *et al.*, 2003).



Figura 16 - Mortandade de Peixes na Lagoa de Marapendi em 2005 (Fonte: O Globo, 2012)

Ainda deve ser ressaltado que há uma ocupação diferenciada entre as lagoas, tendo em vista as diferenças de posição e de terreno. Marapendi, mais próxima do mar, sem a presença de risos nela desaguardo e com terrenos de restinga ao seu redor, carrou a ocupação mais sofisticada da Baixada. As lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca, ao contrário, apesar de contar também, ao sul com terrenos de restinga, envolve uma gama de ocupações domiciliares, de serviços e indústrias. (PIMENTA, *et al.*, 2003) O mapa da Barra da Tijuca e Jacarepaguá (Figura 17) disposto na página 48 permite visualizar essa ocupação diferenciada.

PIMENTA & MARQUES (2003) descrevem, a partir da análise de uso do solo, os contrastes na evolução de ocupação do entorno lagunar:

- na margem sul, tem-se a ocupação do solo mais organizada de todo o conjunto, onde prevalecem os grandes condomínios, cujas ruas destes, possuem um formato (desenhos) de “ondas”, aparentando obedecer a uma certa organização, apesar de serem vários condomínios distintos;
- na margem norte, uma ocupação mista, diversificada e, aparentemente, não planejada (desorganizada), onde prevalecem as favelas e os edifícios para as classes média e média baixa;
- na margem leste, uma ocupação mista composta por edifícios e habitações unifamiliares de alto luxo, que algumas vezes, chegaram a ultrapassar o espelho d'água das lagoas, através de aterros, para a construção das mesmas;
- na margem oeste, uma ocupação mais rarefeita tendo como grande expressão desta margem o Rio Centro. É ainda uma área com relativa quantidade de áreas desocupadas, e por onde a cidade prossegue a marcha pelo seu crescimento.



Figura 17 - Mapa da Barra da Tijuca e Jacarepaguá (Fonte: Portal GeoRio, 2007)

A região de Jacarepaguá, bairro situado ao norte das lagoas, é ainda um importante polo industrial da cidade do Rio de Janeiro. Na década de 1980, MEDEIROS (1982), contabilizou cerca de 186 indústrias na localidade, principalmente nos ramos de atividade Minerais não Metálicos e Químico/Farmacêutico/Perfumaria. Essas duas atividades industriais predominantes contribuem principalmente com carga orgânica e fenóis. A região conta também com indústrias do setor de alimentos e bebidas, que em geral contribuem com grande carga orgânica.

Assim, percebe-se que a urbanização foi uma das principais responsáveis pela degradação da qualidade ambiental da região, atuando na geração de cargas poluidoras, que fazem uso das lagoas e dos rios como corpos receptores, e na degradação das margens por aterros e drenagens. Além disso, parte da poluição também tem origem na rede de drenagem urbana, decorrente do escoamento superficial sobre áreas impermeáveis.

Mais recentemente, os terrenos no entorno das lagoas de Jacarepaguá tem ganhado mais visibilidade, pois além de possuir localização privilegiada (próximo ao mar), concentram boa parte dos espaços vazios do município, disponíveis para abrigar parte dos equipamentos previstos para os eventos esportivos mundiais, os quais a cidade do Rio de Janeiro sediará: a Copa do Mundo (2014) e as Olimpíadas (2016). Com isso, caso não haja uma intervenção política para ordenar e gerenciar a ocupação e uso dos solos, os problemas oriundos da degradação do ambiente lagunar vão se agravar e poderão repercutir na população local (CARVALHO, 2013)

Esgotamento Sanitário

O problema do saneamento ambiental da Barra da Tijuca teve seu início com a explosão demográfica da região. Enquanto que no início dos anos 70 as casas só dispunham de fossas e sumidouros, a crescente instalação dos conjuntos habitacionais e condomínios, a partir de 1972, fomentou o decreto que obrigava edifícios e condomínios de casas com mais de 40 unidades habitacionais a possuir suas próprias estações de tratamento independentes para que os resíduos deste tratamento pudessem ser lançados de forma segura nas lagoas e cursos naturais. A solução, que a princípio seria momentânea em função da baixa densidade de ocupação, tornou-se permanente. (ZEE, 2014).

A partir de 1980 já existia a preocupação por parte do estado na solução definitiva para o esgotamento da região, onde todos os dejetos produzidos eram drenados para as lagoas e daí para o mar (ZEE, 2014).

Em 1986, decidiu-se pela construção do emissário submarino na Barra da Tijuca, juntamente com uma estação de tratamento preliminar de esgoto (EVANGELISTA, 1989). Contudo, em função da divergência ocorrida entre o governo e a sociedade, os recursos alocados na CEDAE foram transferidos para outras obras como a drenagem na Baixada Fluminense (ZEE, 2014) e, somente em 2001, após uma disputa entre a Prefeitura e o Governo do Estado sobre a competência para a execução das obras, iniciou-se o Programa de Despoluição e Saneamento Básico da Baixada de Jacarepaguá (SILVA, 2004). O programa teve suas obras interrompidas e adiadas várias vezes, ora por falta de condições climáticas favoráveis ora por causa de dívidas com construtoras (CEDAE, 2006).

O sistema de esgotamento sanitário da Barra da Tijuca somente foi inaugurado em 2007 com o início da operação do emissário submarino. Em 2009 a Estação de Tratamento de Esgotos da Barra da Tijuca começou a operar. Contudo, essa demora na implantação do sistema de esgotamento sanitário trouxe um passivo ambiental às lagoas do CLJ. Nesse sentido, estima-se que em 2000, cerca de 700 mil habitantes de 20 bairros da bacia hidrográfica da Barra da Tijuca, Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá contribuíram com cerca de 40 mil kg/DBO/dia de esgotos, comprometendo os ambientes naturais da região (SEMADS, 2001a).

Os dados de esgotamento sanitário do Município do Rio de Janeiro e de suas Áreas de Planejamento (Tabela 14) mostram o avanço na implantação da rede geral de esgoto entre os anos de 1991 e 2010. Através na análise da tabela percebe-se que o atendimento da rede geral de esgoto só teve um aumento expressivo entre os anos de 2000 a 2010 (14%), enquanto que na década de 90 a porcentagem de domicílios permaneceu praticamente a mesma.

Tabela 14 - Domicílios particulares permanentes por existência de banheiro ou sanitário e esgotamento sanitário, segundo as Áreas de Planejamento (1991, 2000 e 2010) - Fonte: IPP, 2010

Áreas de Planejamento, Regiões de Planejamento, Regiões Administrativas e Bairros	Anos	Domicílio particular permanente						
		Banheiro ou sanitário cujo esgotamento é feito por:						
		Não tinham banheiro ou sanitário	Rede Geral de Esgoto ou pluvial	Fossa Séptica	Fossa Rudimentar	Vala	Rio, lago ou mar	Outro
Município do Rio de Janeiro	1991	1%	70%	21%	21%	4%	**	4%
	2000	1%	76%	15%	1%	3%	2%	0%
	2010	0,1%	90%	4%	1%	2%	1%	0,3%
Área de Planejamento 4	1991	2%	66%	18%	18%	4%	**	10%
	2000	1%	67%	18%	2%	4%	5%	1%
	2010	0,1%	81%	9%	2%	3%	4%	1%

*No ano de 1991 não houve distinção entre Fossa Séptica e Rudimentar.

** Não existem dados de esgotamento feito pelo Rio, Lago ou Mar em 1991. Esses dados estão inseridos em “Outros” nesse ano.

O Programa de Saneamento da Barra da Tijuca, Jacarepaguá e Recreio dos Bandeirantes (PSBJ) visa implantar sistemas completos de esgotamento sanitário nesses bairros. O PSBJ foi projetado para o horizonte de 30 anos (CEDAE, 2014a) para conduzir e tratar uma vazão inicial (1ª etapa) de esgotos de 2,8 m³/s com margem de segurança de 25%, correspondendo a 3,5 m³/s e uma vazão final (2ª etapa) de 5,3 m³/s, incluindo as contribuições das bacias de Jacarepaguá e Recreio dos Bandeirantes, atendendo a uma população final de 1.381.349 habitantes (INEA, 2010), o que representa uma capacidade instalada para atender o desenvolvimento urbano da região pelos próximos decênios (CEDAE, 2014a). A figura abaixo representa o mapa esquemático do programa.

De um total de 23 sub-bacias, 10 já estão com a rede executada e a previsão é que até 2016 toda a rede esteja implementada. Além da rede de esgoto, também estão sendo construídas estações elevatórias.

Portanto, se até o ano de 2007, a região da barra, Recreio e Jacarepaguá não tinha tratamento de esgoto, atualmente a CEDAE atende 85% desta (CEDAE, 2014b). Entretanto, não se pode perder de vista que esta região cresce de forma intensa, precisando haver um planejamento para que a infraestrutura acompanhe este crescimento.

Entretanto, ressalta-se ainda que vistorias do INEA, CEDAE e CICCA (Coordenadoria Integrada de Combate aos Crimes Ambientais) realizadas entre 2008 e 2010 atestaram que permanece o lançamento nas lagoas nas saídas da galeria de águas pluviais locais, que apontam níveis elevados de matéria orgânica (Figura 19). É essencial que haja um trabalho contínuo de fiscalização para garantir que seja interrompido o lançamento de carga orgânica nas lagoas.



Figura 19 – Lançamento de Efluente nas Lagoas do CLJ (Fonte: INEA, 2012)

Obras Previstas - Projeto de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar da Barra da Tijuca, Recreio e Jacarepaguá

Além do PSBJ, o Governo do Estado do Rio de Janeiro, através da Companhia Estadual de Águas e Esgotos – CEDAE e a Secretaria do Estado do Ambiente – SEA, junto com a Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro preveem executar outras ações com o propósito de promover a recuperação ambiental do CLJ, a saber:

- i. Dragagem das Lagoas da Tijuca, Jacarepaguá, Camorim e Marapendi e Canal da Joatinga;
- ii. Extensão do molhe existente na barra do Canal da Joatinga;
- iii. Criação de uma Ilha Parque na Lagoa da Tijuca;
- iv. Construção de 4 (quatro) Unidades de Tratamento de Rios (UTR), a serem implantadas nos rios do Anil, das Pedras, Arroio Pavuna e Pavuninha, a exemplo da UTR já implantada no rio Arroio Fundo (sob responsabilidade da Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro);

Resumidamente, a Secretaria de Estado do Ambiente (SEA) irá promover obras de dragagem das lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca, Marapendi e do canal da Joatinga, visando não apenas melhorar o aspecto estético das lagoas, mas também, em conjunto com as demais ações citadas anteriormente, propiciar a melhoria na qualidade das águas sob aspectos físicos, químicos e biológicos, de forma a recuperar o espaço aquático e o ecossistema lagunar e do entorno comprometido pelo assoreamento (MASTERPLAN, 2013).

A modelagem hidrodinâmica presente no Relatório Ambiental Simplificado das Obras de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar indica que a intervenção de dragagem resultará num aumento entre 30% e 50% da vazão nos principais pontos de interligação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Haverá, portanto, uma troca mais intensa de água entre os compartimentos do sistema lagunar. Além disso, a modelagem prevê uma maior penetração da onda de maré no sistema lagunar e conseqüentemente maior aporte de água do mar no sistema lagunar a cada ciclo de maré. Esse aumento das amplitudes de maré junto com o aprofundamento das lagoas proporcionará uma redução das áreas secas. De acordo com os resultados do modelo hidrodinâmico a intervenção de dragagem proporcionará uma redução de aproximadamente 75% nas áreas que atualmente ficam descobertas de água com bancos de sedimentos expostos.

Além disso, ainda no âmbito das obras citadas, será executado o prolongamento do molhe na barra do Canal da Joatinga, que tem por objetivo evitar o assoreamento de sua desembocadura com areia proveniente da praia da Barra da Tijuca (MASTERPLAN, 2013).

Já em relação às UTRs, o objetivo é atuar no tratamento das águas nas desembocaduras de rios e de outros corpos hídricos que deságuam em lagoas da região,

já que o saneamento da região de Jacarepaguá é complexo pela existência de várias comunidades carentes e, por isso haveria dificuldade de se instalar redes de coleta de esgoto em muitas localidades. A prefeitura fará ainda a drenagem do entorno da região.

A UTR Arroio Fundo, junto à Lagoa de Camorim, já foi construída. Também serão construídas UTRs na foz do Rio das Pedras, para tratar 330 l/s de esgoto; no Canal Pavuninha (próximo ao autódromo, em Jacarepaguá), para tratar 330 l/s de esgoto; no Arroio Pavuna, para tratar 1000 l/s e no Canal do Anil, para o tratamento de 1.000 l/s de esgoto (Figura 20).



Figura 20 – Localização das UTRs. Fonte: PROJCONSULT, 2011⁵ apud MASTERPLAN, 2013.

Metodologia

O presente trabalho baseia-se em um estudo de caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e a metodologia adotada foi estabelecida sob dois conjuntos de dados do monitoramento sistemático cedidos pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA), dentro do período de 1980-2014. Ressalta-se que nem todos os anos dentro do período de 1980 a 2014 são contemplados nesse estudo por conta de alguns fatores, tais como: perda da informação em função da troca do banco de dados da FEEMA e dados discrepantes que

⁵ PROJCONSULT ENGENHARIA E PROJETOS LTDA, 2011. Projeto de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá.

poderiam ser tanto de uma situação atípica, quanto resultante de falhas ocorridas desde a coleta de amostras até o momento da digitação. A Tabela 15 resume as fontes de dados e seus respectivos períodos.

Tabela 15 - Parâmetros disponíveis no monitoramento sistemático, seus respectivos períodos e fontes (elaboração própria)

Período	Parâmetros Disponíveis	Fonte:
1980 a 1992	OD, Colimetria, DBO, Clorofila-a, Série Fosforada e Série Nitrogenada	Base de dados do INEA
1992 a 2000	Sem dados	-
2001 a 2014	OD, Colimetria, DBO, Clorofila-a, Fitoplâncton, Série Fosforada, Série Nitrogenada	Base de dados do INEA

Dois softwares foram utilizados para a execução de todas as análises estatísticas: *Microsoft Office Excel 2007* e *Statgraphics Centurion*. Devido ao elevado número de dados disponíveis, foi feito um exame e uma validação dos resultados, através de inferências estatísticas. Foi dada uma atenção especial aos valores extremos da distribuição de cada variável, pois eles afetam a média e a variabilidade dos dados, podendo levar a distorções de resultados. Esses valores podem indicar erros de amostragem, de medida e, mesmo, de transcrição dos dados, ou ainda, simplesmente, um comportamento fora do habitual, caracterizando-se nesses casos como *outliers* (LAMPARELLI, 2004).

Depois do exame cuidadoso dos dados, foi feita uma análise exploratória, através de estatísticas básicas (caracterização da amostra, medidas de tendência central e medidas de variação). Para isso, foram calculados a mediana, os valores máximos, mínimos e a amplitude de todos os parâmetros (vide Tabela 16). Esses resultados serão apresentados na forma gráfica através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico tipo Box Plot). Nesse gráfico, um retângulo (“Box”) compreende 50% dos dados. Seu limite superior indica o percentil de 75% dos dados e seu limite inferior indica o percentil de 25%. A distância entre esses dois quartis é denominada interquartil. A linha na caixa indica o valor de mediana dos dados. Os extremos do gráfico indicam os valores mínimo e máximo, e os asteriscos representam os *outliers*; valores maiores do que 1,5 vezes a amplitude interquartil.

Além da análise exploratória, será feita uma análise de correlação através do coeficiente de correlação de postos de Spearman, que permite identificar se há relação

de duas variáveis em uma função monótona (se um número aumenta, o mesmo acontece com o outro, ou vice-versa). O coeficiente varia entre -1 e +1 e mensura a força da associação entre as variáveis. Ele é computado a partir dos *rankings* dos valores de dados, ao invés de a partir dos próprios valores. Por isso, ele é menos sensível aos *outliers*. O valor-P, que testa a significância estatística das correlações estimadas, nos indica se há uma correlação estatisticamente significativa. Valores-P inferiores a 0,05 indicam correlações estatisticamente significativas ao nível de confiança de 95,0%.

Tabela 16 - Estatística Básica utilizada (elaboração própria)

Estatística	Significado
Média Aritmética	Quociente da soma dos valores observados, pelo número total de valores.
Média Geométrica	É a raiz n-ésima do produto de todos os n valores observados.
Mediana	É o valor situado de tal forma no conjunto de valores observados que o separa em dois subconjuntos de mesmo número de elementos.
1° Quartil	Número que deixa 25% das observações abaixo e 75% acima.
3° Quartil	Número que deixa 75% das observações abaixo e 25% acima.
Valor Máximo	Maior valor observado.
Valor Mínimo	Menor valor observado.
Amplitude	Diferença entre o maior e o menor valor observado.

Buscando entender a interferência dos rios afluentes no processo de eutrofização, será feita uma análise de carga da bacia contribuinte. Os afluentes serão agrupados de acordo com a sub-bacia a qual eles pertencem e, levando em conta a sua vazão, será calculada a carga de nutrientes e de matéria orgânica.

Por fim, será calculado o índice de estado trófico ao longo dos anos, o que é explorado no próximo subitem, e será feita uma caracterização complementar do grau de trofia.

Índice de Estado Trófico

Para determinar o estado trófico ao longo do tempo serão utilizadas duas metodologias de análise do grau de trofia e a comparação dos resultados será feita buscando encontrar aquela que melhor se aplica ao corpo d'água em estudo:

- Índice de estado trófico de Carlson, modificado por Toledo (1984);
- Índice de estado trófico de Carlson, adaptado por Lamparelli (2004).

A escolha dessas duas metodologias é justificada por se tratar de um estuário situado em uma região de clima tropical. Para essas localidades, o índice de estado trófico de Carlson, modificado por Toledo, tem sido o mais utilizado na avaliação da qualidade das águas de rios e lagos (FIA, *et al.*, 2009). Já o índice de estado trófico de Carlson, adaptado por Lamparelli, tem sido utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), agência ambiental estadual pioneira na adoção de boas práticas.

Das três variáveis presentes no índice (fósforo total, clorofila-a e transparência) serão utilizadas somente duas: clorofila-a e fósforo total, uma vez que os valores de transparência, muitas vezes não são representativos do estado de trofia, tendo em vista que a transparência das águas pode estar relacionada à turbidez abiótica e não apenas à alta densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não dispormos destes dados (CETESB, 2001). Abaixo estão dispostas as equações componentes dos índices.

- Equações do IETm de Toledo:

$$IETm(P) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{80,32}{[PT]}}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 11})$$

$$IETm(Cla) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \cdot \ln[Cla]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 12})$$

$$IETm = \frac{IETm(PT) + IETm(Cla)}{2} \quad (\text{equação 13})$$

onde

IETm (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IETm (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-a

[PT]: concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[Cl a]: concentração de clorofila-a, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

- Equações do IETm de Lamparelli:

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \cdot \ln[PT]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 14})$$

$$IET(Cla) = 10 \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \cdot \ln[CLa]}{\ln 2} \right) \quad (\text{equação 15})$$

$$IETm = \frac{IETm(PT) + IETm(Cla)}{2} \quad (\text{equação 16})$$

onde

IETm (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IETm (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-*a*

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L;

Cla = concentração de clorofila-*a* medida à superfície da água, em µg/L;

As equações foram aplicadas de três maneiras: a primeira utilizando-se as medições mensais dos pontos para cada parâmetro físico-químico, observando-se assim a variação temporal do grau de trofia das lagoas ao longo do ano, a segunda refere-se à média por período e individual de cada ponto de amostragem em relação aos referidos parâmetros, permitindo a avaliação do estado trófico na área de influência de cada ponto de amostragem e a terceira forma agrupa os pontos pertencentes a uma mesma lagoa, aplicando o conceito de regionalização, a fim de avaliar a condição trófica de por corpo hídrico.

Como sugerido em LAMPARELLI (2004), para a avaliação do grau de limitação da produtividade do fitoplâncton, são comparadas as classificações obtidas entre o IET(CI) e o IET(P). Quando os dois índices classificam o ambiente na mesma classe trófica, o grau de limitação é considerado “normal”. Quando a classificação através do índice do fósforo classifica o ambiente em classe superior à obtida através das concentrações de clorofila-*a*, indicando que há algum fator limitante que reduz a produtividade das algas o grau de limitação é considerado “alto”. No caso inverso, quando as concentrações de *clorofila-a* resultam em uma classificação superior à obtida pelo IET(P), o grau de limitação é considerado “baixo”, existindo condições favoráveis para a produtividade primária, considerando os nutrientes disponíveis.

Complementar a isso, com o objetivo de validar os resultados, serão levados em consideração os aspectos de nutriente limitante e a contagem de cianobactérias. Para o

cálculo do nutriente limitante, serão adotadas as relações descritas por THOMANN E MUELLER (1987), que valem para rios, lagos e estuários para poluição pontual e difusa:

- Quando $NT/PT \ll 10$ o fator limitante é o **nitrogênio** e
- Quando $NT/PT \gg 10$ o fator limitante é o **fósforo**.

Já no caso da contagem de cianobactérias, será avaliada a evolução da densidade de organismos desse grupo, além de se analisar a abundância dentre os outros grupos fitoplanctônicos.

No caso de não haver resultados para o fósforo total ou a clorofila-a, o índice será calculado com o parâmetro disponível e considerado equivalente ao IET.

Clorofila-a

Como os valores disponíveis de clorofila-a se restringem aos períodos de 1981-1992 e 2004-2007 buscou-se correlacionar a concentração de clorofila-a com a contagem de cianobactérias. A relação encontrada entre os teores de clorofila-a e a contagem de cianobactérias foi estatisticamente significativa:

$$CIAN = \exp(2,48039 * \ln(\text{Clorofila} - a)) \quad (\text{equação 17})$$

ou

$$\ln(Cla) = 2,48039 * \ln (CIAN) \quad (\text{equação 18})$$

Cla – clorofila-a – concentração em $\mu\text{g/L}$

CIAN – contagem de cianobactérias – células/mL

O R^2 indica que o modelo encontrado (Figura 21) explica 95,1089% da variabilidade de cianobactérias. O coeficiente de correlação é igual a 0,975238; indicando uma relação relativamente forte entre as variáveis. O erro padrão da estimativa mostra o desvio padrão dos resíduos em 2,80705.

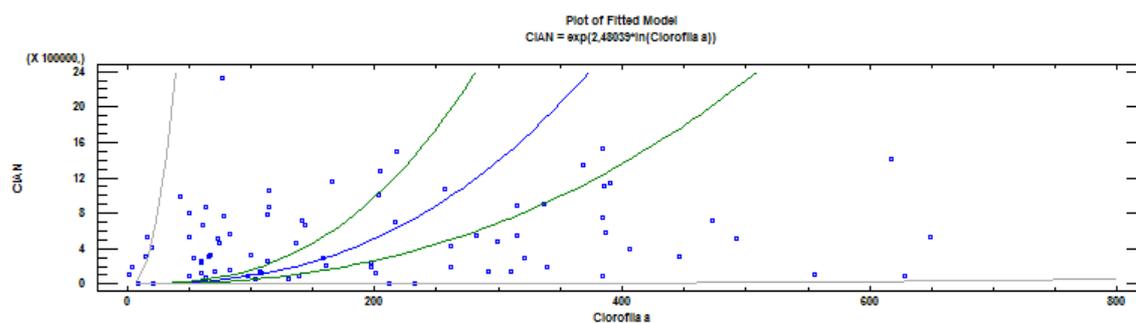


Figura 21 - Relação entre a densidade de Clorofila-a e a densidade de cianobactérias (elaboração própria)

Convém destacar ainda que outras relações encontradas na literatura foram testadas para os dados desse estudo, mas nenhuma apresentou um ajuste tão bom quanto à relação multiplicativa encontrada. Dessa forma, optou-se por sua utilização.

Resultados e Discussões

Como descrito na metodologia, em um primeiro momento alguns parâmetros serão analisados individualmente, utilizando-se as estatísticas básicas, representadas nos gráficos Box-plot. Depois disso, será analisada a contribuição da bacia hidrográfica. Na análise conjunta será avaliada a correlação dos parâmetros. Em seguida, será avaliada a evolução do IET pelas duas metodologias supracitadas. Por fim, uma análise complementar será feita, contemplando o cálculo do nutriente limitante e a contagem de cianobactérias ao longo do tempo.

Análise Estatística de Parâmetros de Qualidade de Água

Nos gráficos Box-Plot dispostos a seguir são apresentados os valores medianos, mínimos, máximos e a amplitude do oxigênio dissolvido, DBO, clorofila-a, da série nitrogenada (nitrogênio orgânico, inorgânico e total) e da série fosforada (fósforo total e orto-fosfato dissolvido), registrados para as lagoas do CLJ, nos períodos de monitoramento de 1980 a 1992 e de 2001 a 2014, além dos *outliers*. Optou-se pelo uso desse gráfico, pois ele não só mostra a posição central dos dados, na figura da mediana, que é uma medida de posição mais resistente que a média a valores extremos, mas também porque ele nos dá um indicativo de simetria ou assimetria dos dados e mostra os *outliers*. Para os coliformes termotolerantes, optou-se por utilizar um gráfico de evolução da média geométrica, pois em geral a sua concentração varia segundo uma

faixa extremamente ampla. A linha vermelha nos gráficos refere-se ao limite máximo permissível das CONAMAS 357/05 e 274/00. Ressalta-se que alguns valores de clorofila-a foram calculados, da maneira como é explicitado na metodologia.

Convém destacar ainda que a construção da série nitrogenada foi feita com base nas concentrações de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio kjeldahl, contemplando as seguintes relações:

$$\text{Nitrogênio Inorgânico} = \text{Nitrato} + \text{Nitrito} + \text{Nitrogênio Amoniacal Solúvel}$$

$$\text{Nitrogênio Orgânico} = \text{Nitrogênio Kjeldahl} - \text{Nitrogênio Amoniacal Solúvel}$$

$$\text{Nitrogênio Total} = \text{Nitrogênio Orgânico} + \text{Nitrogênio Inorgânico}$$

Tendo como objetivo atingir uma amostra numericamente significativa, os anos foram agrupados em duplas ou trios.

Os resultados estatísticos utilizados para a construção dos gráficos e o número de amostras disponíveis em cada ano constam no Apêndice A.

Lagoa de Camorim

Oxigênio Dissolvido

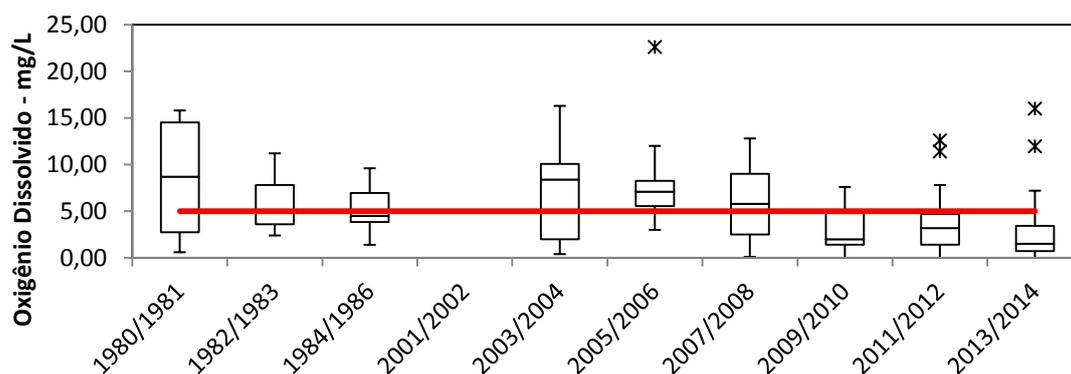


Figura 22 – Box-plot de oxigênio dissolvido na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

A mediana de oxigênio dissolvido na Lagoa de Camorim segue uma tendência descendente desde a década de 80 até hoje, passando por um período de melhoria em 2003/2004, 2005/2006 e 2007/2008. Os valores máximos de OD registram valores elevados (acima de 10 mg/L - supersaturação) em 1982/1983, 2003/2004, 2005/2006 e 2007/2008 quando comparados com as medianas, o que pode ser atribuído à elevada

atividade fotossintética fitoplanctônica, que é comprovada pela concentração de clorofila-a nas medições dessa época (vide Figura 25). Observa-se também que, desde a década de 80, os valores mínimos de OD se apresentam críticos para a manutenção da vida aquática, chegando a momentos onde há inclusive ausência desse componente. Por fim, uma comparação com a legislação em vigor, que preconiza para águas salobras classe 1 uma concentração acima ou igual 5 mg/L, revela que desde a década de 80 o padrão é violado, embora em menor parte do tempo, enquanto que nos períodos mais recentes (a partir de 2009/2010) ele é violado na maior parte do tempo.

DBO

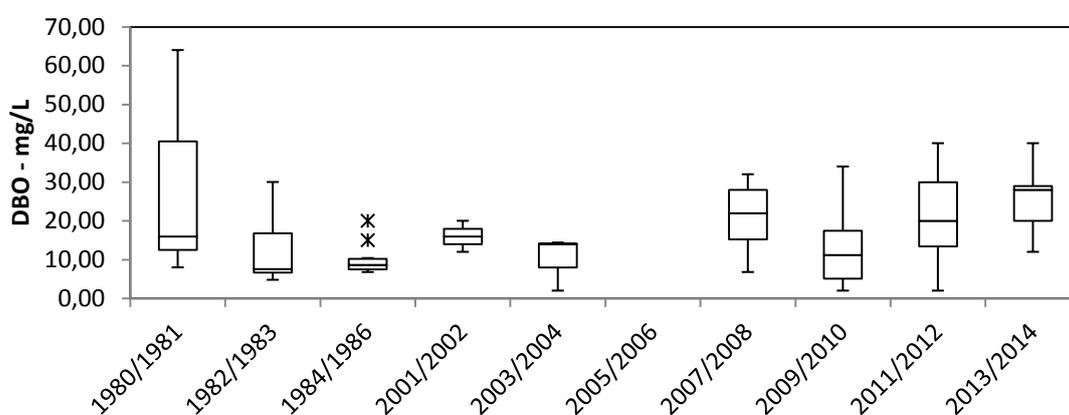


Figura 23 – Box-Plot da DBO na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

A mediana da DBO na Lagoa de Camorim apresenta uma tendência cíclica de 1980 a 2014. Esse comportamento pode ser atribuído à influência do aporte da bacia contribuinte (vide Figura 59). Em 2013/14 os *outliers* atingem valores de 80 e 116. Ressalta-se que a Lagoa de Camorim recebe a carga dos poluídos rios Anil e Arroio Fundo. Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para a DBO em águas salobras classe 1.

Coliformes Termotolerantes

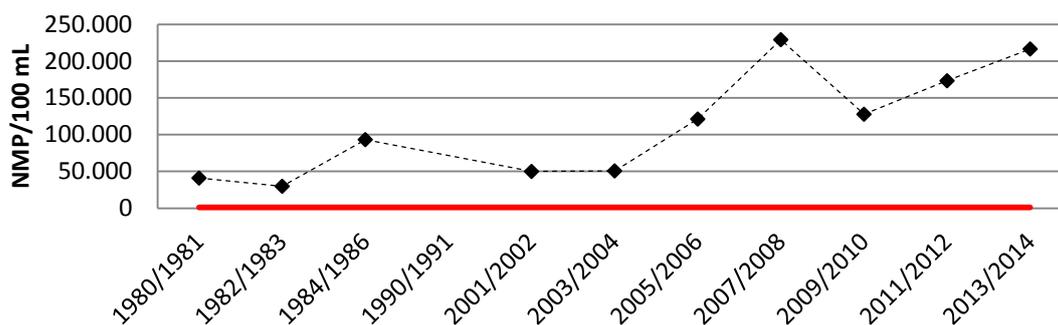


Figura 24 - Evolução de média geométrica de coliformes termotolerantes na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

Os valores de Coliformes Termotolerantes apresentam uma tendência de crescimento desde 1980 até 2014. De 2007/2008 para 2009/2010 há uma queda significativa na média geométrica desse parâmetro, possivelmente por conta do início da operação do emissário submarino, mas essa logo volta a subir em 2011/2012. Destaca-se que em todo o período a média registrou valores superiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA 274, a saber, 1.000 NMP/100 mL.

Clorofila-a

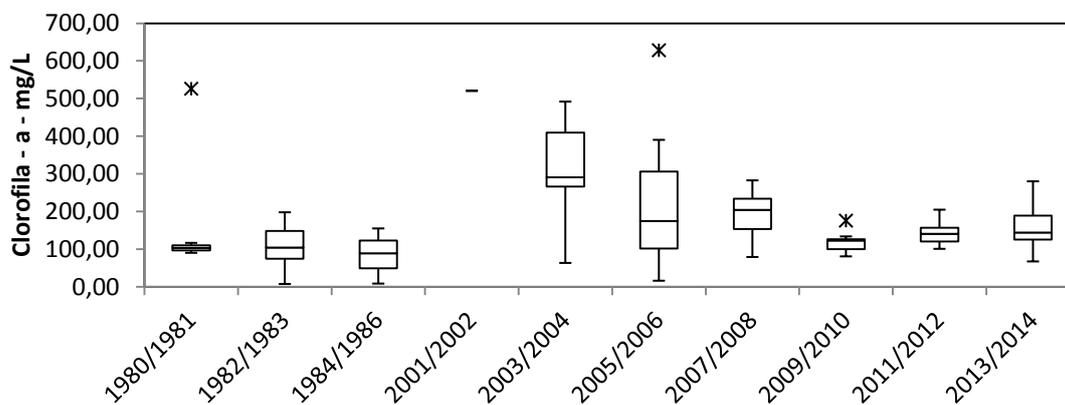


Figura 25 - Box-plot da Clorofila-a na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

A mediana da clorofila-a na Lagoa de Camorim se apresenta elevada em todo o período do estudo quando comparada com o limite proposto por Wetzel (1993) para ambientes eutróficos (10 $\mu\text{g/L}$). Os períodos de 1980/1981, 2001/2002, 2003/2004 e 2005/2006 registram valores máximos e *outliers* significativamente altos, caracterizando possivelmente “boom” de algas. Destaca-se que o período de 2001/2002

só possui uma amostra disponível, o que interfere na credibilidade de sua mediana. Já os valores mínimos se apresentam relativamente baixos em 1982/1983 e 1984/1986 (abaixo de 10 µg/L). Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para a Clorofila-a em águas salobras classe 1.

Série Fosforada

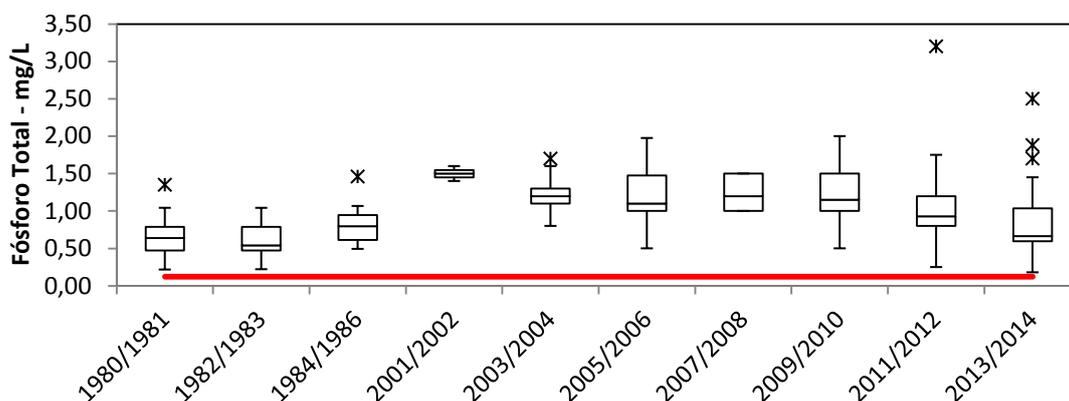


Figura 26 - Box-Plot do Fósforo Total na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

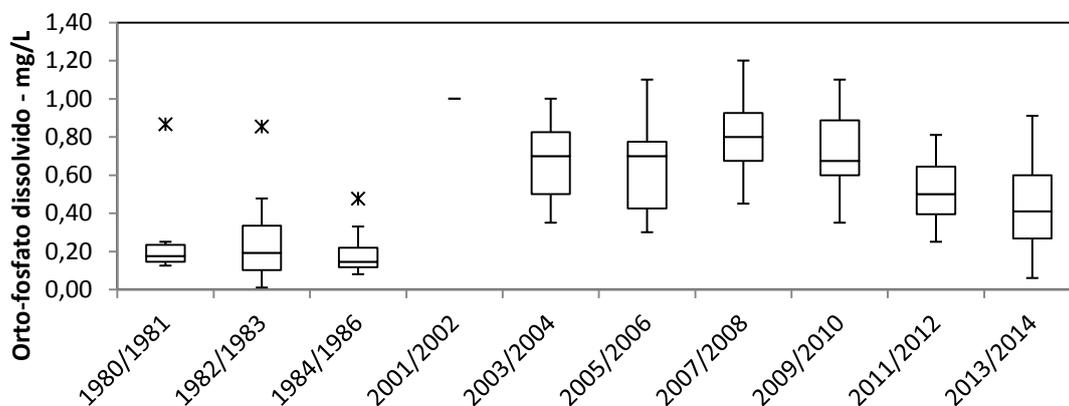


Figura 27 - Box-Plot do Orto-fosfato dissolvido na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

As medianas de fósforo total na Lagoa de Camorim apresentam um salto de cerca de 0,5 mg/L do período 1980-1986 para o de 2003-2014, desconsiderando-se os valores anômalos de 2001/2002, período que possui um baixo número de dados disponíveis. A variação da mediana do fósforo total, que antes flutuava entre 0,50 e 0,80 mg/L, atinge valores acima de 1,00 mg/L, passando a variar entre 0,60 e 1,50 mg/L nesse segundo período. O orto-fosfato dissolvido apresenta o mesmo comportamento, com um salto de valores de 1980-1986 para 2003-2014. Além disso, há uma tendência

ascendente até 2007/2008 nos dois parâmetros em questão. Convém destacar que em 2010 foi inaugurada UTR Arroio Fundo, o que deve ter contribuído para uma melhoria na qualidade das águas no que concerne à concentração de nutrientes (vide Figuras 57 e 58).

Já os valores máximos, de uma forma geral, apresentam um padrão de comportamento similar às medianas. Os valores mínimos também seguem a mesma tendência da mediana, com exceção do período de 1982/1983, quando o orto-fosfato chega a 0,01 mg/L. Já os *outliers* do fósforo total apresentam valores significativamente altos em 2011/2012 e 2013/2014, enquanto que os *outliers* do orto-fosfato dissolvido registram valores elevados em 1980/1981 e 1982/1983.

Por fim, a Resolução CONAMA 357 estabelece um padrão de 0,124 mg/L para o fósforo total em águas salobras classe 1. A análise das caixas do Box-plot nos indica que esse padrão foi ultrapassado na maior parte do tempo em todo o período do estudo.

Série Nitrogenada

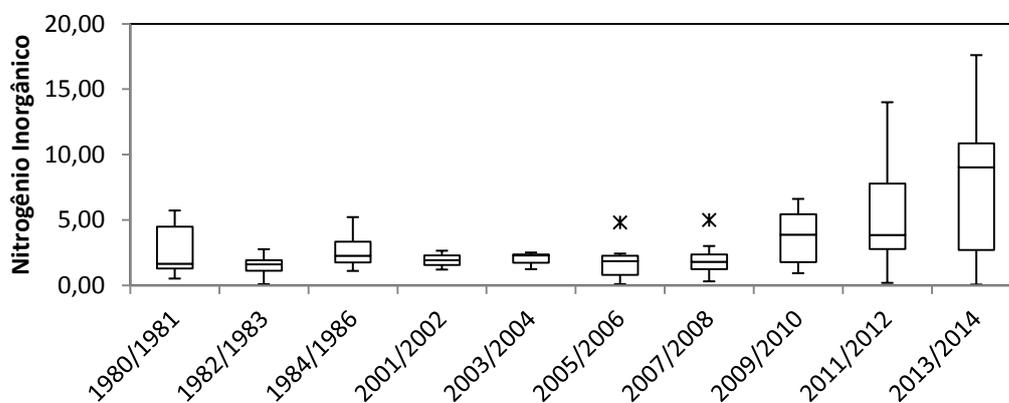


Figura 28 - Box - Plot do Nitrogênio Inorgânico na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

Os valores de nitrogênio inorgânico na Lagoa de Camorim não apresentam uma tendência clara até 2007/2008, com a mediana fluando entre 1,62 mg/L (1982/1983) e 2,29 mg/L (2003/2004). Entretanto, constata-se que de 2007/2008 em diante esses valores mostram um comportamento ascendente, o que foi ocasionado pelo aumento dos valores do nitrogênio amoniacal solúvel. Isso pode ser atribuído mais uma vez ao aporte da bacia contribuinte, que apresentou saltos significativos nos valores de nitrogênio amoniacal solúvel nesses mesmos períodos. Ressalta-se que a implantação da

UTR Arroio Fundo parece não ter contribuído para uma diminuição na contribuição do nitrogênio inorgânico. Os valores máximos de nitrogênio inorgânico seguem esse mesmo padrão, atingindo valores muito elevados em 2011/2012 e 2013/2014.

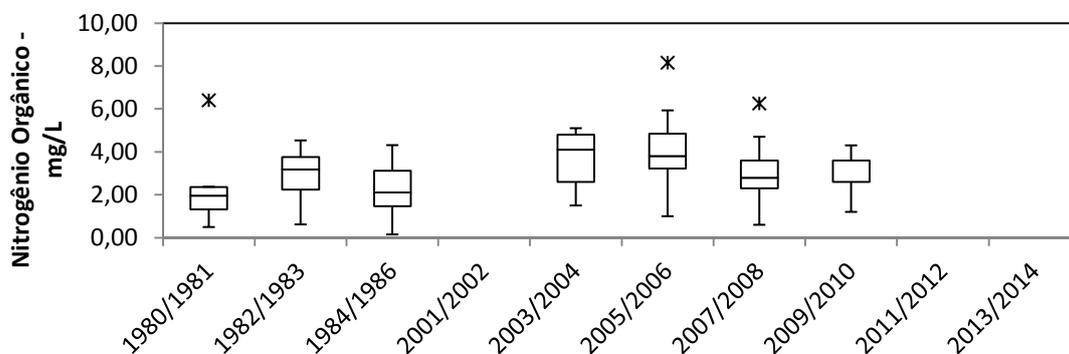


Figura 29 - Box-plot do Nitrogênio Orgânico na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

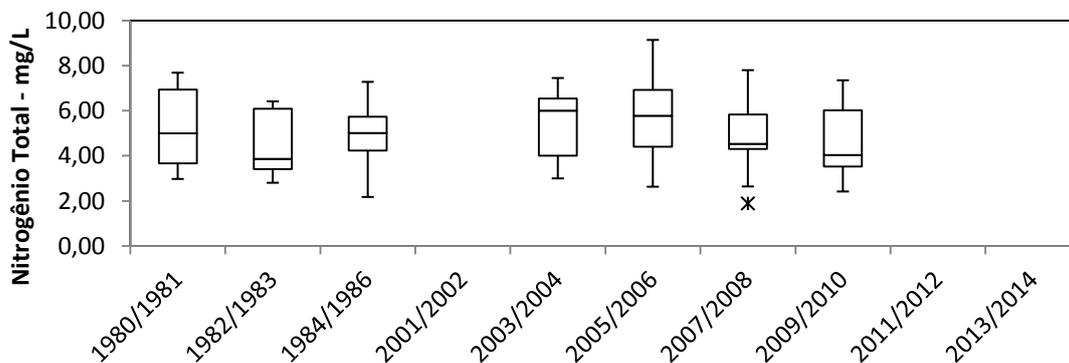


Figura 30 - Box-plot do Nitrogênio Total na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

Já o nitrogênio orgânico e o nitrogênio total, os quais só possuem valores disponíveis até 2009/2010, também não apresentam uma tendência clara. Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para o nitrogênio orgânico, inorgânico ou total em águas salobras classe 1.

Lagoa de Jacarepaguá

Oxigênio Dissolvido

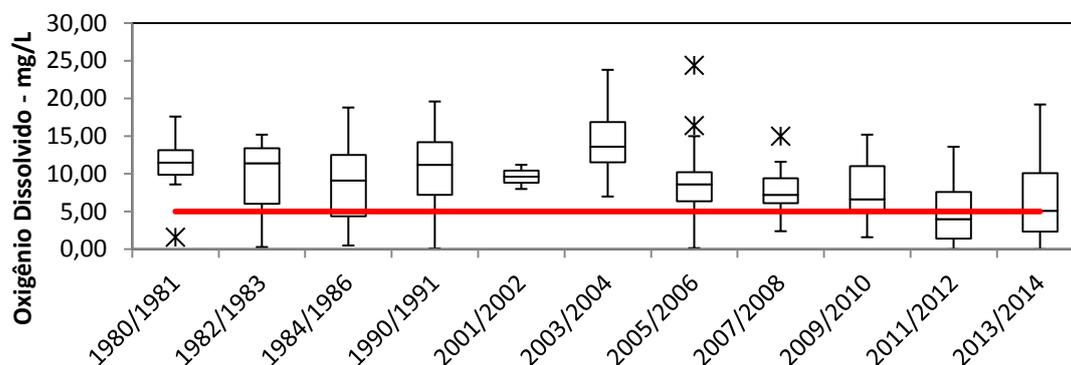


Figura 31 - Box-plot do Oxigênio Dissolvido na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

As medianas de oxigênio dissolvido na Lagoa de Jacarepaguá seguem uma tendência cíclica: decaem na década de 80 para em seguida ascender no início dos anos 2000 e, novamente apresentar uma queda de 2005/2006 em diante. Nota-se que os valores máximos se encontram acima de 10 mg/L em todo o período, o que é indicativo de momentos de intensificação da atividade fitoplânctonica. Nos períodos de 2005/2006 e 2006/2007 ainda há *outliers* nos valores 15 mg/L; 16,4 mg/L e 24,4 mg/L.

Já em relação aos valores mínimos de oxigênio dissolvido, constata-se que desde a década de 80 existem momentos em que a concentração de oxigênio é crítica para a vida aquática, chegando inclusive à ausência de OD (anoxia).

Por fim, a análise das caixas do Box-Plot revela que somente em 2011/2012 há a violação na maior parte do tempo do limite de 5 mg/L, preconizado pela Resolução CONAMA 357. Apesar dos valores mínimos, de uma maneira geral, estarem abaixo desse valor, houve uma preponderância de valores acima do limite permissível.

DBO

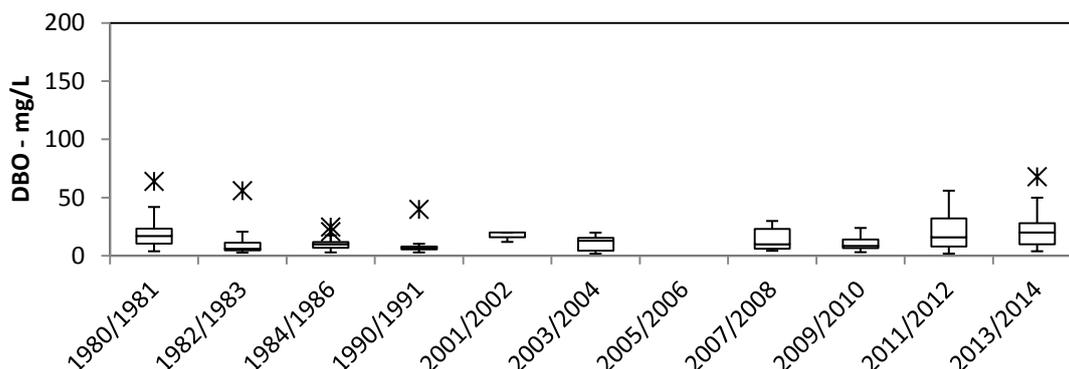


Figura 32 - Box-plot da DBO na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

A mediana da DBO na Lagoa de Jacarepaguá segue uma tendência cíclica. Esse comportamento pode ser atribuído à influência do aporte da bacia contribuinte. Os *outliers* revelam picos desse parâmetro presentes desde a década de 80. Em 2009/2010 o *outlier* registra um valor muito elevado. Ressalta-se que a amplitude dos valores apresenta uma tendência de crescimento. Convém destacar mais uma vez que a legislação não estabelece um limite para a DBO em águas salobras classe 1.

Coliformes Termotolerantes

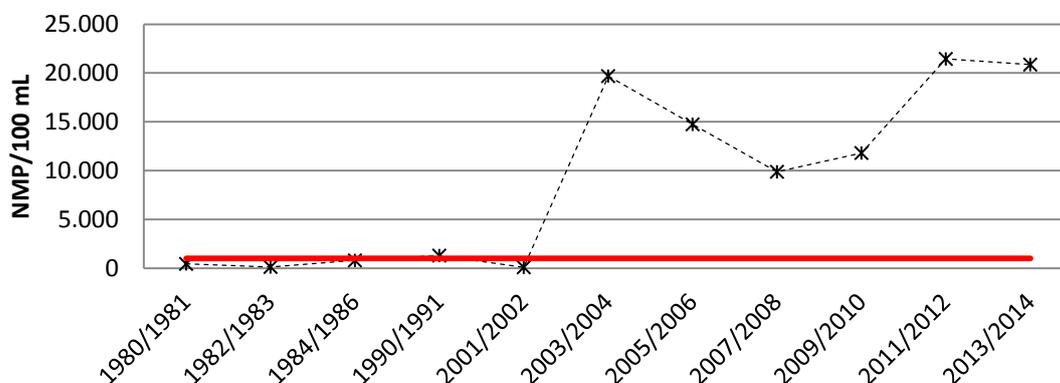


Figura 33 - Evolução da média geométrica de Coliformes Termotolerantes na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

Os valores médios de Coliformes Termotolerantes na Lagoa de Jacarepaguá apresentam um aumento significativo de 2001/2002 para 2003/2004, e em seguida apresentam um comportamento descendente. Entretanto, de 2007/2008 em diante já há uma nova tendência de aumento. A análise comparativa com a legislação revela que

somente em 1990/1991 a partir de 2003/2004 houve violação do limite de 1.000 NMP/mL.

Clorofila-a

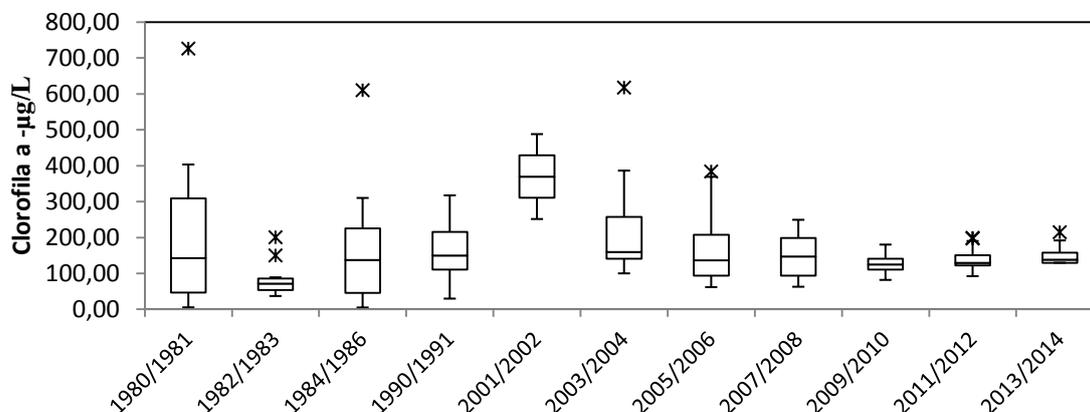


Figura 34 - Box-plot da Clorofila-a na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

Os valores mínimos de clorofila-a na lagoa de Jacarepaguá apresentam uma tendência de aumento, registrando valores baixos na década de 80, com um leve aumento na década de 90, chegando a 20,47 µg/L e uma variação entre 60-100 µg/L nos anos 2000. O período de 2000/2001, por possuir somente dois registros, não será levado em conta nessa análise dos valores mínimos. Já em relação aos valores máximos, desde 1980/1981 até 2007/2008, registram-se valores acima de 300 µg/L, com exceção do período de 1982/1983. De 2009/2010 em diante, a amplitude dos valores diminui, e os valores máximos oscilam em torno de 200 µg/L. Em relação aos *outliers*, os períodos de 1980/1981, 1984/1985 e 2003/2004 registram valores muito elevados, caracterizando “boom” de algas.

A mediana registra uma tendência de aumento desde a década de 90 até o início dos anos 2000, enquanto por outro lado, a amplitude dos valores desse parâmetro diminui. Nos anos 2000 há uma oscilação em torno de 150 µg/L. Convém destacar mais uma vez que a legislação não estabelece um limite para a Clorofila-a em águas salobras classe 1.

Série Fosforada

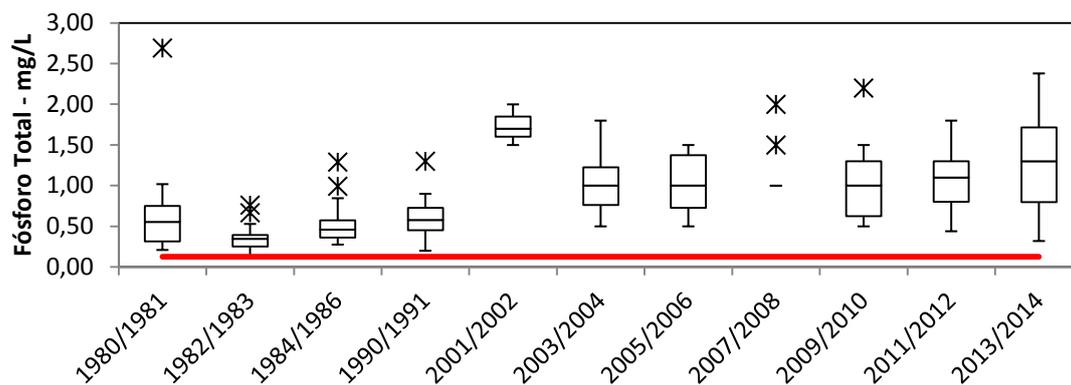


Figura 35 - Box-plot do Fósforo Total na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

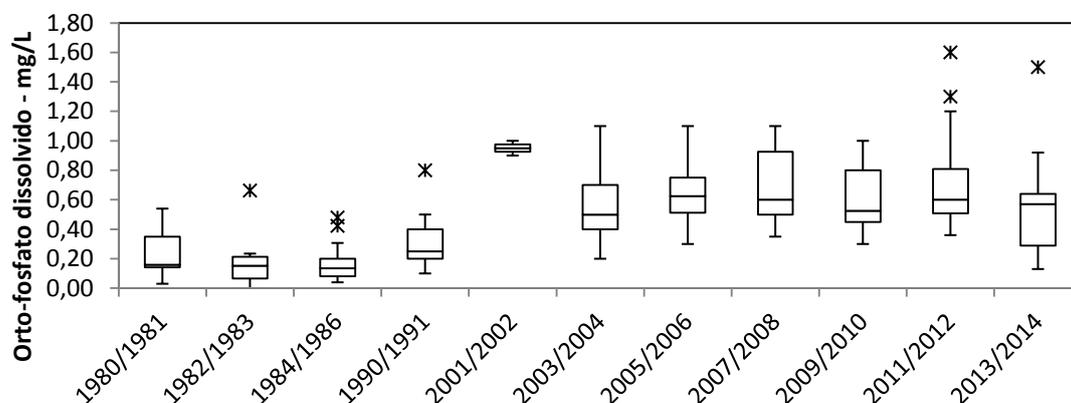


Figura 36 - Box-plot do Orto-fosfato dissolvido na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

A mediana de fósforo total na Lagoa de Jacarepaguá apresenta um aumento de cerca de 0,50 mg/L de 1990-1991 para 2003-2004, quando se estabiliza em torno de 1 mg/L. Constata-se também que houve uma diminuição dos valores mínimos a partir de 2007, enquanto que os valores máximos aumentaram. De uma forma geral, a tendência desse parâmetro é ascendente. Uma comparação com a Resolução CONAMA 357, que estabelece um padrão de 0,124 mg/L para o fósforo total em águas salobras classe 1, nos indica que esse padrão foi ultrapassado na maior parte do tempo em todo o período do estudo.

A mediana de orto-fosfato dissolvido na Lagoa de Jacarepaguá segue o mesmo padrão do fósforo total, apresentando aumento de 0,25 mg/L de 1990-1991 para 2003-2004, quando se estabiliza em torno de 0,60 mg/L. Em 2011/2012 e 2013/2014, os *outliers* registram valores bem elevados.

Série Nitrogenada

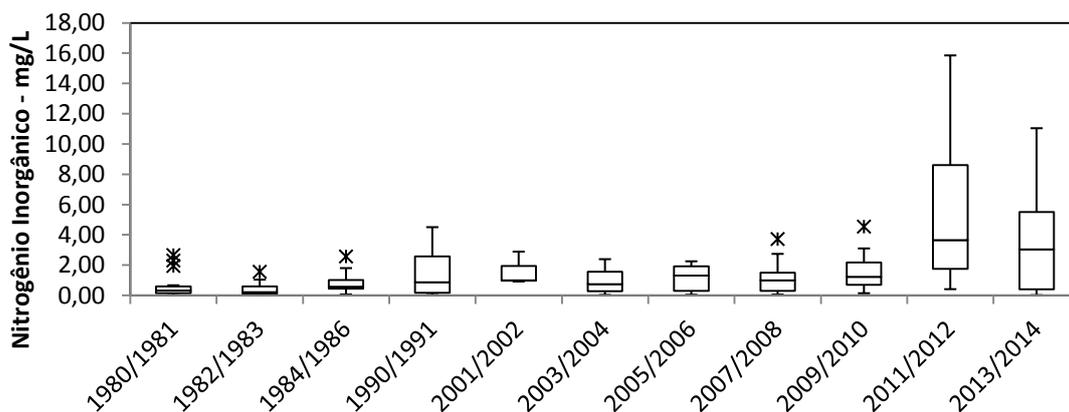


Figura 37 - Box-Plot do Nitrogênio Inorgânico na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

A mediana de nitrogênio inorgânico na Lagoa de Jacarepaguá apresenta uma tendência levemente crescente desde a década de 80 até hoje, exceto pelos períodos de 2003/2004 e 2007/2008, quando há uma oscilação negativa. Além disso, os períodos de 2011/2012 e 2013/2014 mostraram valores máximos atípicos e um aumento na amplitude, o que pode ser atribuído ao aporte da bacia contribuinte.

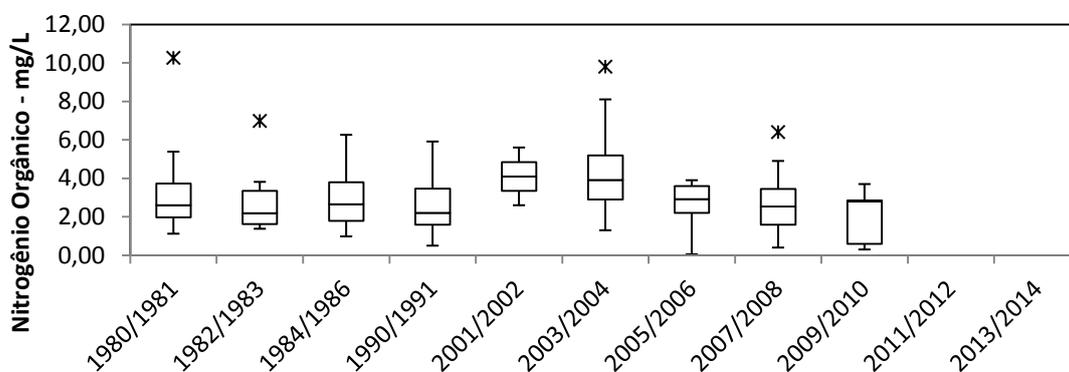


Figura 38 - Box-Plot do Nitrogênio Orgânico na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

A mediana de nitrogênio orgânico na Lagoa de Jacarepaguá registrou valores entre 2 mg/L e 4 mg/L desde a década de 80 até hoje. Em 2003/2004 o valor máximo desse parâmetro atingiu 8,00 mg/L, muito superior aos outros anos.

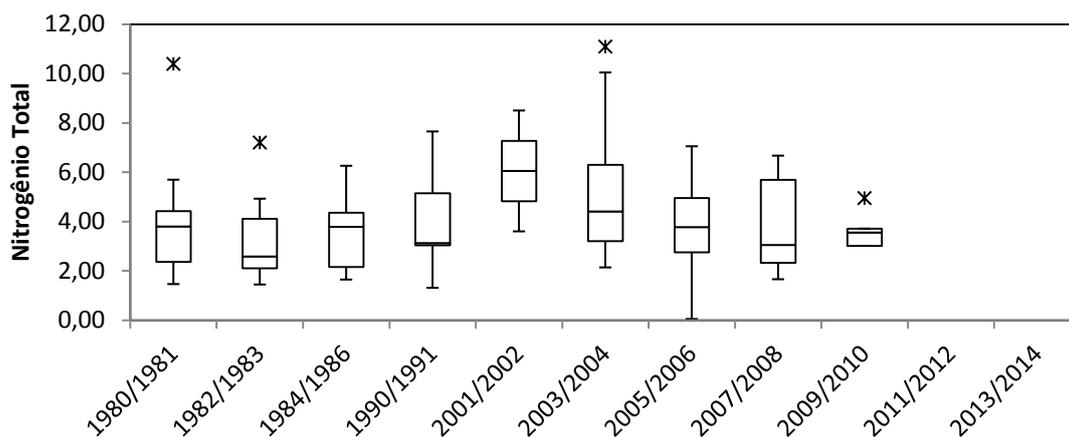


Figura 39 - Box-plot do Nitrogênio Total na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

A mediana de nitrogênio total na Lagoa de Jacarepaguá se apresentou entre 2 mg/L e 4 mg/L desde a década de 80 até hoje, exceto por 2001/2002 e 2003/2004. Nesse último período o valor máximo desse parâmetro atingiu 10,00 mg/L, muito superior aos outros anos.

Convém destacar mais uma vez que a legislação não estabelece um limite para o nitrogênio orgânico, inorgânico ou total em águas salobras classe 1.

Lagoa de Marapendi

Oxigênio Dissolvido

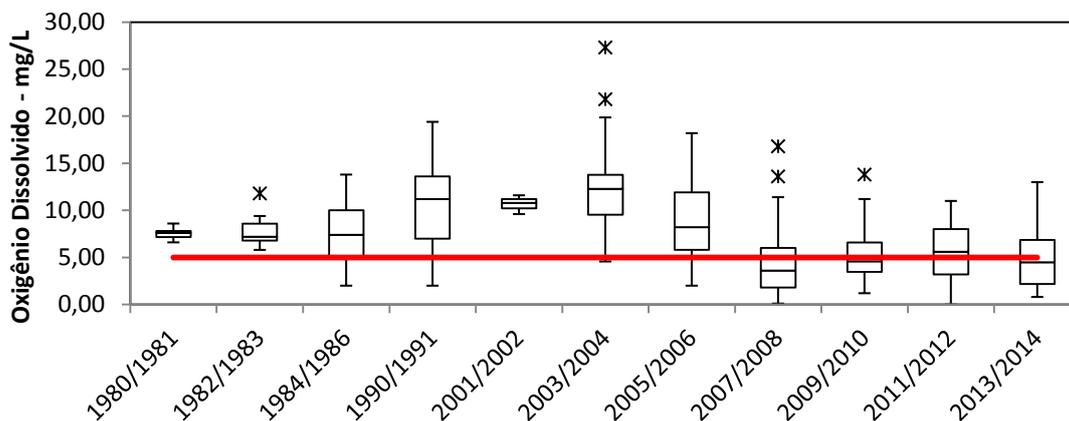


Figura 40 - Box-plot do Oxigênio Dissolvido na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

A mediana de oxigênio dissolvido na Lagoa de Marapendi apresenta variações em torno de 7,0 mg/L nas décadas de 80 e 90, valores aceitáveis para a manutenção da condição de vida aquática. No início dos anos 2000 registra-se um aumento desses valores. A partir de 2007/2008, entretanto, a mediana decaiu para valores em torno de 5,0 mg/L. Além disso, nesse mesmo período, os valores mínimos de OD chegam a 0,00

mg/L, propiciando a morte de organismos aeróbios. Já os valores máximos e *outliers* de 1984/1986 em diante registram valores bem elevados, o que pode ser atribuído a momentos de alta atividade fotossintética (vide Figura 44). Ressalta-se que até 2005/2006 a caixa do Box-Plot relata que na maior parte do tempo a concentração de OD atendia a Resolução CONAMA 357, com valores acima de 5 mg/L.

DBO

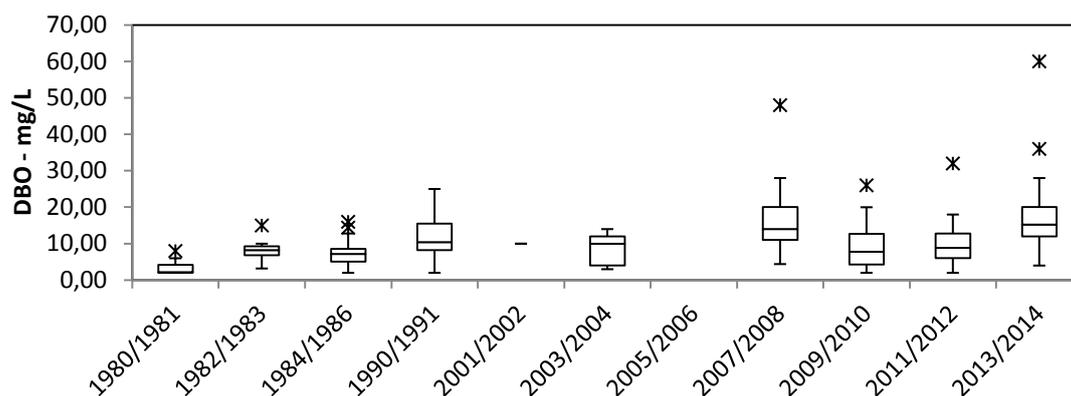


Figura 41 - Box-plot da DBO na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

A mediana da DBO na Lagoa de Marapendi apresentam uma tendência de crescimento até 2007/2008, com algumas flutuações descendentes de até 1 mg/L. Em 2007/2008 os *outliers* atingem o valor de 100 mg/L. De 2007/2008 para 2009/2010, entretanto, constata-se uma queda significativa nesse valor, o que pode ser atribuído ao início da operação do emissário submarino. Essa tendência não se mantém nos próximos anos, quando a mediana volta a apresentar um padrão de crescimento. Convém ressaltar mais uma vez que a legislação não estabelece um limite para a DBO em águas salobras classe 1.

Coliformes Termotolerantes

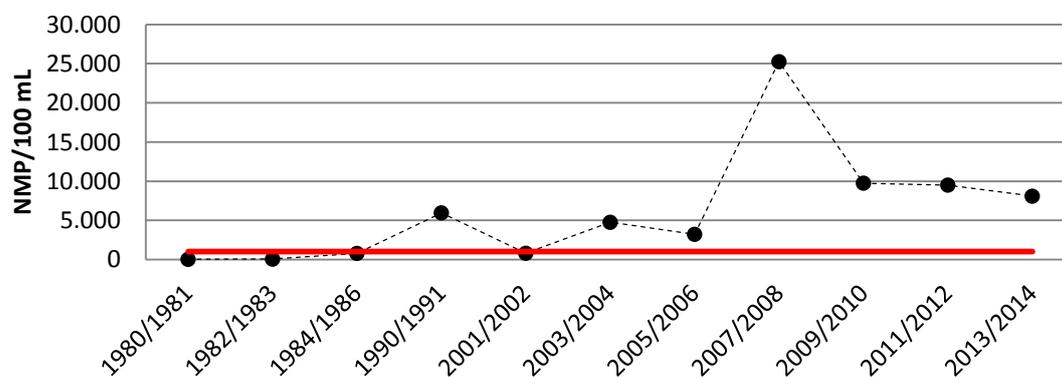


Figura 42 - Evolução da Média Geométrica de Coliformes Termotolerantes na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

Os valores médios de coliformes termotolerantes na Lagoa de Marapendi apresentam uma tendência crescente durante o período do estudo. Em 2007/2008 há um aumento brusco, causado por diversos momentos de máximos muito altos nesses anos, e em seguida há uma queda significativa. Depois disso, a média geométrica se estabiliza em torno de 10.000 NMP/100 mL.

Uma análise comparativa com a legislação em vigor relata que a partir de 1990/1991 houve violação desse parâmetro, segundo o limite de 1.000 NMP/ml da Resolução CONAMA 274, excetuando-se o período de 2001/2002.

Clorofila-a

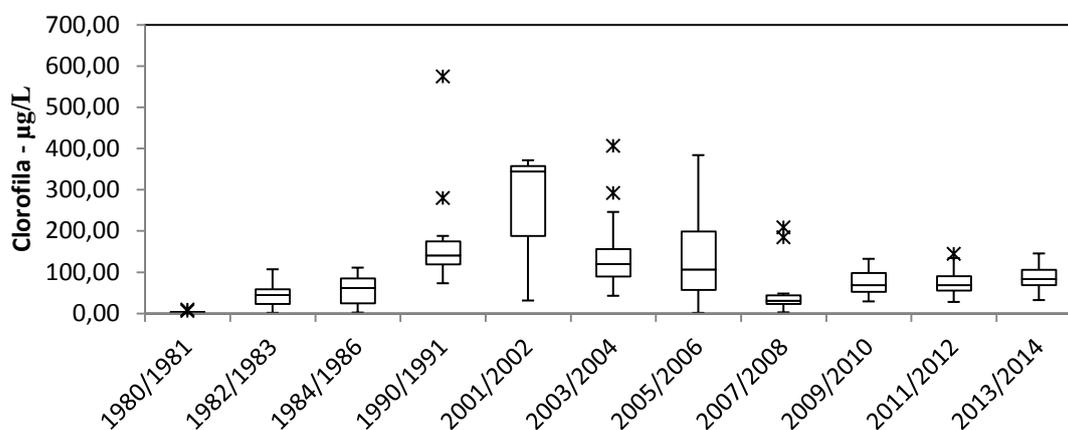


Figura 43 - Box-Plot da Clorofila-a na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

Os valores mínimos de clorofila-a na lagoa de Marapendi na década de 80 se apresentam menores de 10 µg/L, limite proposto por Wetzel (1993) para um ambiente eutrofizado. Já na década de 90 há um aumento significativo desses valores. Os períodos de 2005/2006 e 2007/2008 também registram valores mínimos baixos, enquanto que o restante oscila entre 27,81 µg/L e 73,08 µg/L. Os períodos de 1990/1991, 2001/2002, 2003/2004 e 2005/2006 apresentaram valores máximos muito altos, caracterizando florações de algas.

Já a mediana apresenta uma tendência de crescimento desde a década de 80 até o período de 2001/2002. De 2005/2006 para 2007/2008 há uma diminuição de 106,92 µg/L para 30,89 µg/L. Daí em diante há uma leve tendência de crescimento.

Série Fosforada

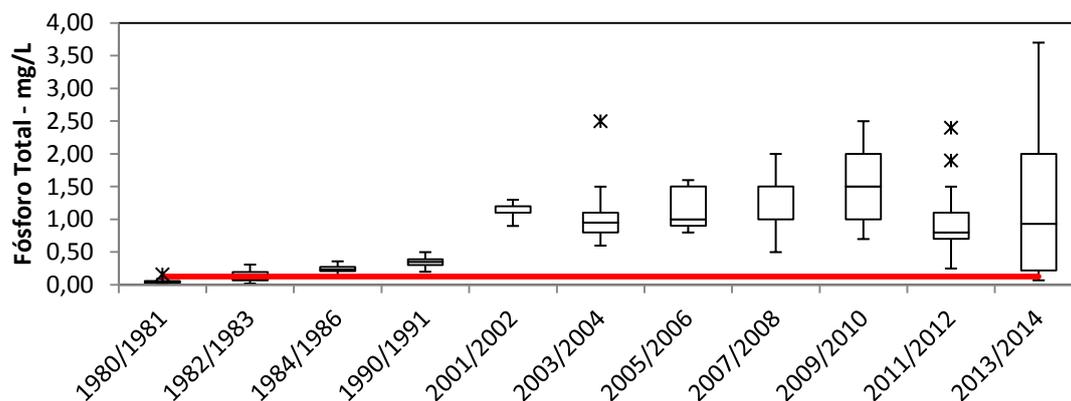


Figura 44 - Box-plot do Fósforo Total na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

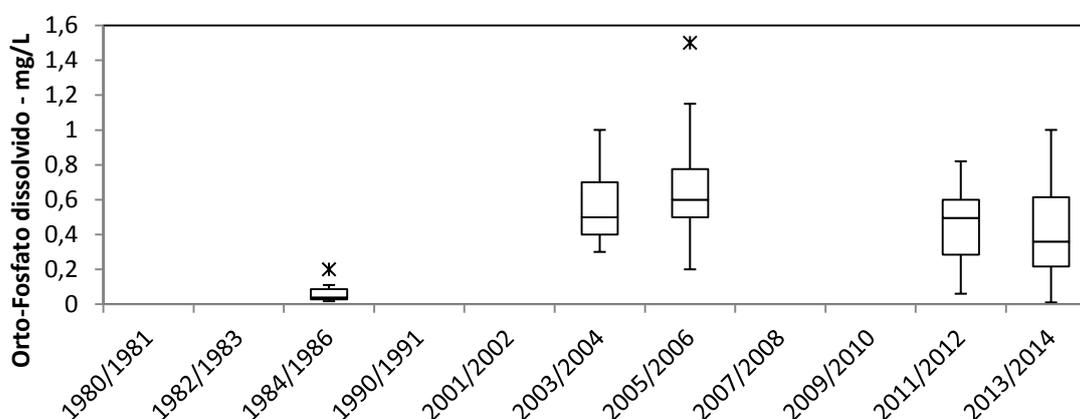


Figura 45 – Box-plot do Orto-fosfato Dissolvido na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

As medianas de fósforo total na Lagoa de Marapendi apresentam uma tendência crescente, exceto pelos períodos de 2003/2004 e 2011/2012. Já os valores máximos apresentam um forte crescimento no período, saindo de 0,16 mg/L em 1980/1981 para 3,63 mg/L em 2013/2014. A análise comparativa com o limite estipulado pela Resolução CONAMA 357 revela que a partir de 1984/1986 houve violação desse parâmetro na maior parte do tempo.

Embora os valores de orto-fosfato disponíveis sejam reduzidos, percebe-se que de 1984/1986 para 2003/2004 houve um grande aumento na mediana e na amplitude desse parâmetro, que nos dois últimos períodos apresentou uma leve queda.

Série Nitrogenada

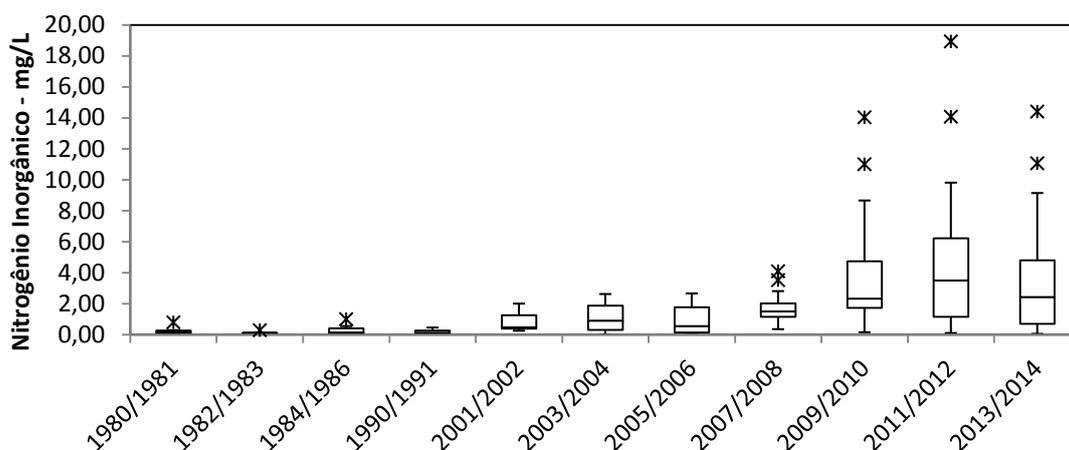


Figura 46 - Box-plot de Nitrogênio Inorgânico na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

As medianas de nitrogênio inorgânico na Lagoa de Marapendi apresentam uma tendência levemente crescente, chegando a valores consideravelmente altos de 2009/2010 em diante. Observa-se que no período de 2009 – 2014 os valores máximos desse parâmetro triplicaram, chegando a 9,82 mg/L, o que foi causado por altas concentrações de nitrogênio amoniacal solúvel nas águas.

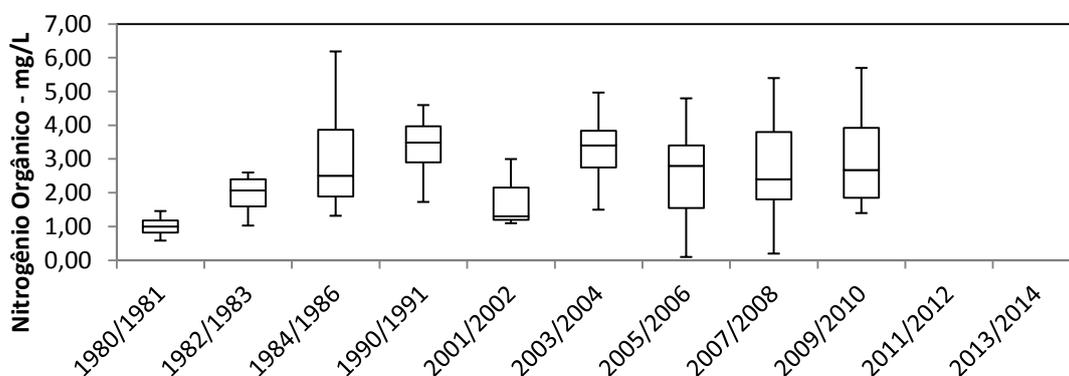


Figura 47 - Box-plot de Nitrogênio Orgânico na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

A mediana de nitrogênio orgânico na Lagoa de Marapendi apresenta uma tendência crescente de 1980/1981 até 2003/2004, exceto pelo período de 2001/2002, que apresentou um número anômalo provavelmente por conta do baixo número de amostras disponíveis. Já 2005/2006 e 2007/2008 apresentam diminuições, mas em 2009/2010 já há novamente uma tendência ascendente.

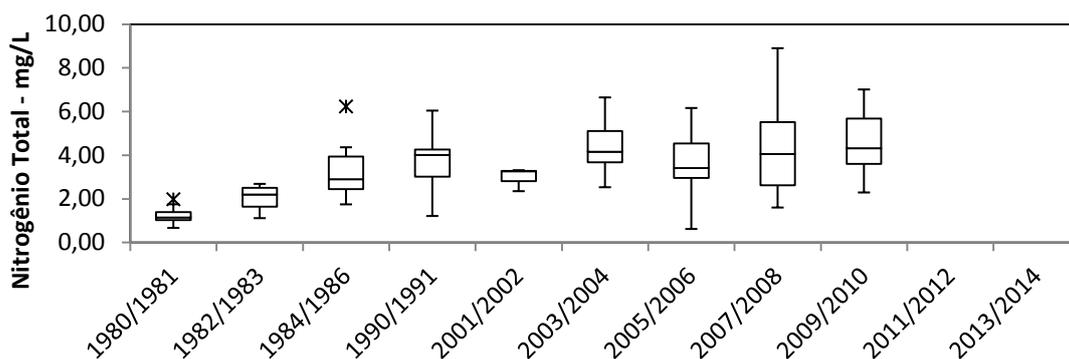


Figura 48 - Box-plot de Nitrogênio Total na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

A mediana de nitrogênio total na Lagoa de Marapendi apresenta uma tendência crescente, exceto pelos períodos de 2001/2002, provavelmente pelo baixo número de dados disponíveis, e 2005/2006, por um motivo desconhecido. Convém ressaltar mais uma vez que a legislação não estabelece um limite para o nitrogênio orgânico, inorgânico ou total em águas salobras classe 1.

Lagoa da Tijuca

Oxigênio Dissolvido

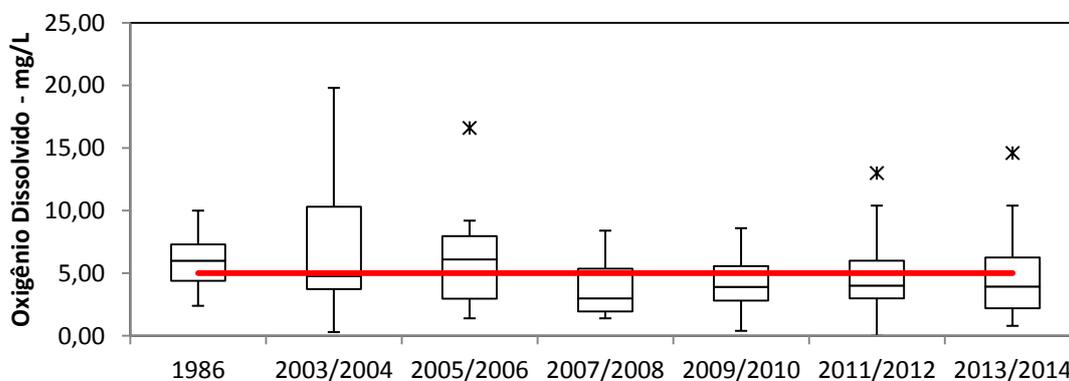


Figura 49 - Box-plot de Oxigênio Dissolvido na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

A mediana de oxigênio dissolvido na Lagoa da Tijuca apresenta uma tendência cíclica até 2008. Esse padrão pode ser explicado pela intensificação da atividade fotossintética em certos períodos, que é constatada pelas altas concentrações de clorofila-a (vide figura 52). De 2007/2008 em diante observa-se uma oscilação do oxigênio dissolvido em torno de 4,5 mg/L. Já em relação aos valores mínimos, todas as concentrações estão críticas para a manutenção da vida aquática, chegando à momentos de ausência de OD. Por fim, uma análise comparativa com a legislação em vigor

(Resolução CONAMA 357) revela que a partir de 2007/2008 houve violação do valor mínimo permissível desse parâmetro na maior parte do tempo.

DBO

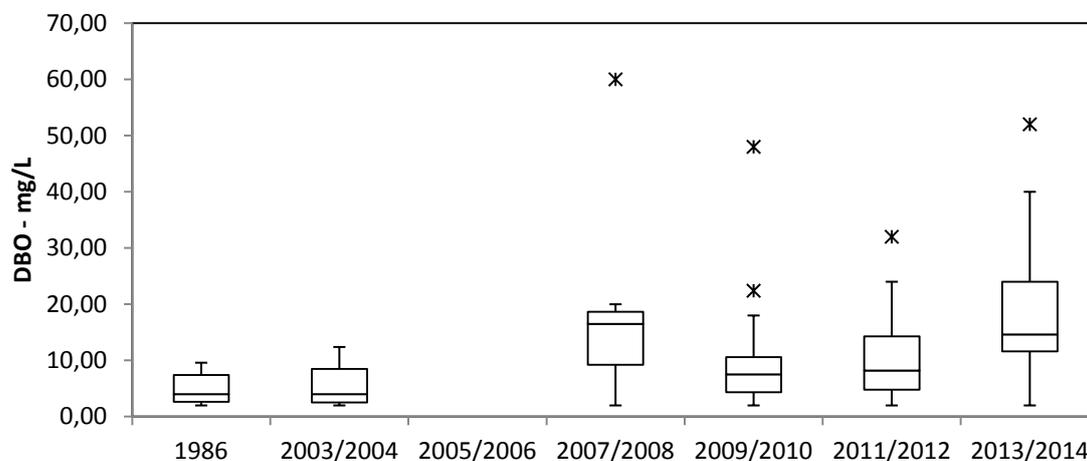


Figura 50 - Box-plot da DBO na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

Comparativamente, as medianas de 1986, 2003/2004 e 2007/2008 revelam que nos anos 2000 houve um aumento significativo de matéria orgânica na Lagoa da Tijuca. Os valores máximos de 2007/2008 em diante registram valores bem mais elevados. De 2007/2008 para 2009/2010 a mediana da DBO cai pela metade, mas essa tendência não se mantém nos anos seguintes, quando um aumento é registrado. Destaca-se que em 2007 foi iniciada a operação do Emissário Submarino da Barra da Tijuca. Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para a DBO em águas salobras classe 1.

Coliformes Termotolerantes

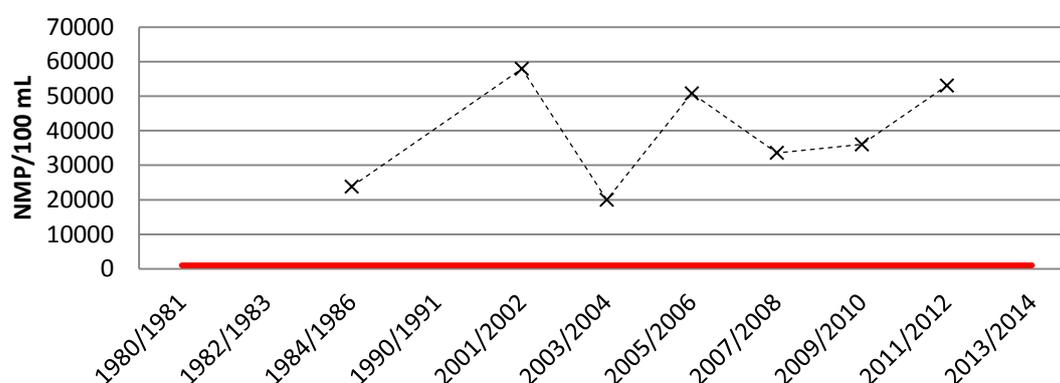


Figura 51 - Evolução da Média Geométrica de Coliformes Termotolerantes na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

Os valores médios de coliformes termotolerantes na Lagoa da Tijuca apresentam uma tendência cíclica. Consta-se que de 2005/2006 para 2007/2008 houve uma queda considerável no valor médio, mas, logo no próximo período esse valor já volta a subir. Uma comparação com o limite de 1.000 NMP/mL da Resolução CONAMA 274 revela que na maior parte do período do estudo houve violação desse parâmetro.

Clorofila-a

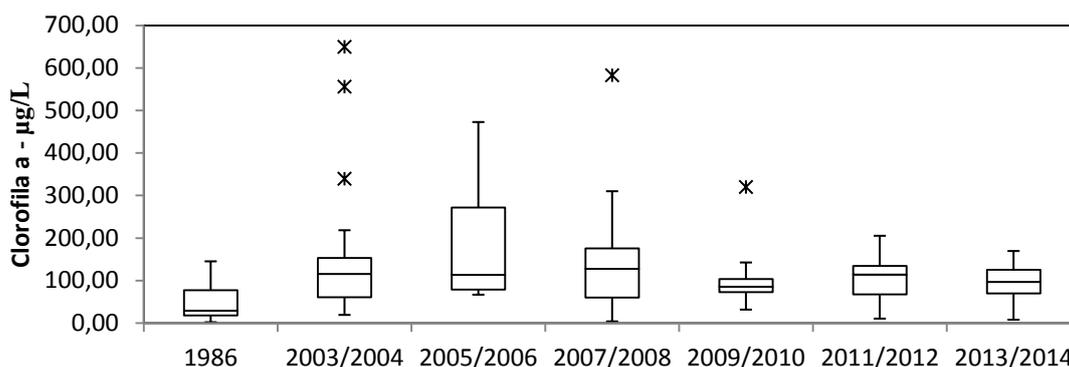


Figura 52 - Box-plot da Clorofila-a na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

As medianas de clorofila-a na Lagoa da Tijuca registram uma tendência cíclica. Já os valores máximos dos períodos de 2003/2004, 2005/2006, 2007/2008 e 2011/2012 se apresentam relativamente altos, caracterizando florações de algas. Por fim, os valores mínimos se apresentam relativamente baixos, com exceção de 2005/2006. Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para a Clorofila-a em águas salobras classe 1.

Série Fosforada

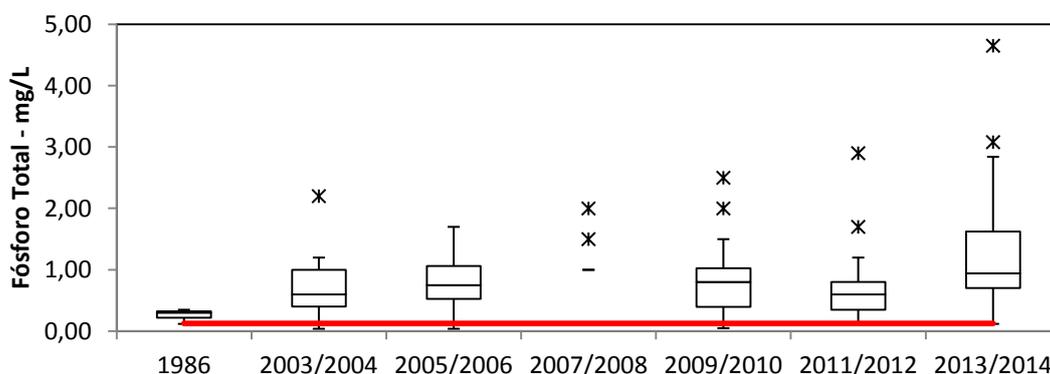


Figura 53 - Box-plot do Fósforo Total na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

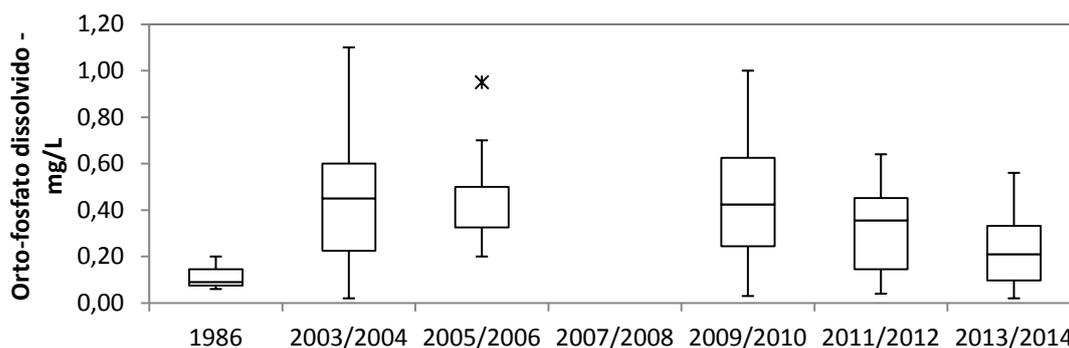


Figura 54 - Box-plot do Orto-fosfato na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

As medianas de fósforo total na lagoa da Tijuca apresentam uma tendência crescente até 2007/2008, quando começam a registrar um padrão ligeiramente descendente. Entretanto, do período de 2011/2012 para 2013/2014 há um aumento significativo, ocasionado por picos de 4,65 mg/L e 3,8 mg/L. Já os valores máximos apresentam uma tendência crescente. Uma comparação com o limite de 0,124 mg/L da Resolução CONAMA 357 revela que na maior parte do período do estudo houve violação desse parâmetro.

As medianas de orto-fosfato dissolvido na lagoa da Tijuca apresentam uma tendência crescente até 2005/2006, quando começam a decair e seguem nesse comportamento até 2013/2014. Os valores máximos apresentam esse mesmo padrão.

Série Nitrogenada

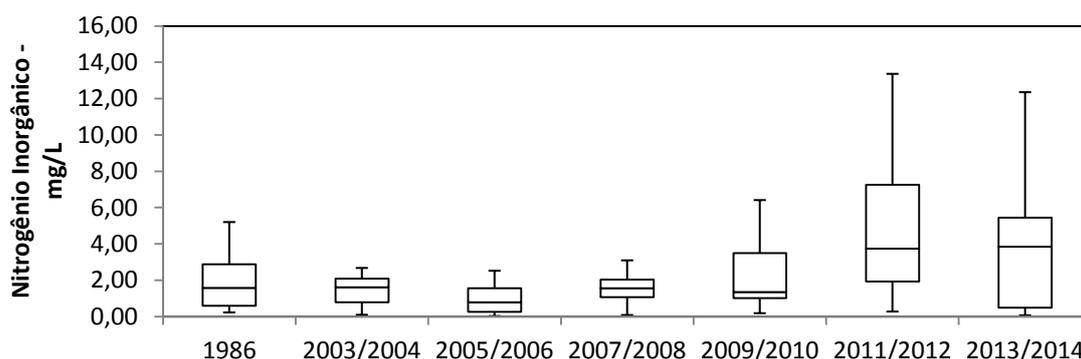


Figura 55 - Box-plot do Nitrogênio Inorgânico na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

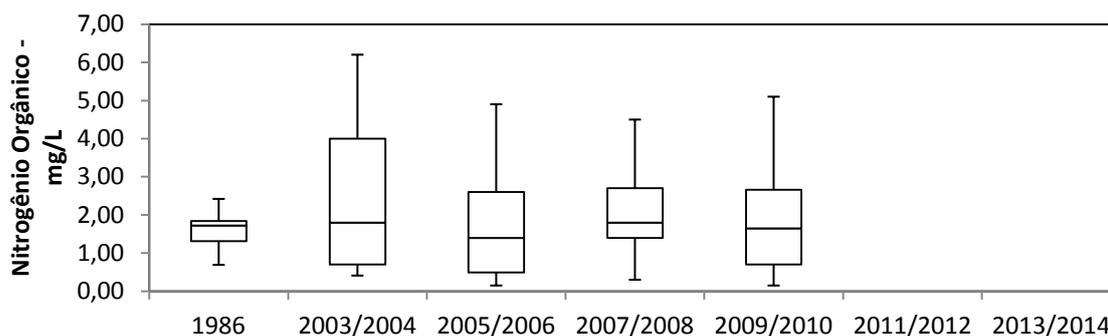


Figura 56 - Box-plot do Nitrogênio Orgânico na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

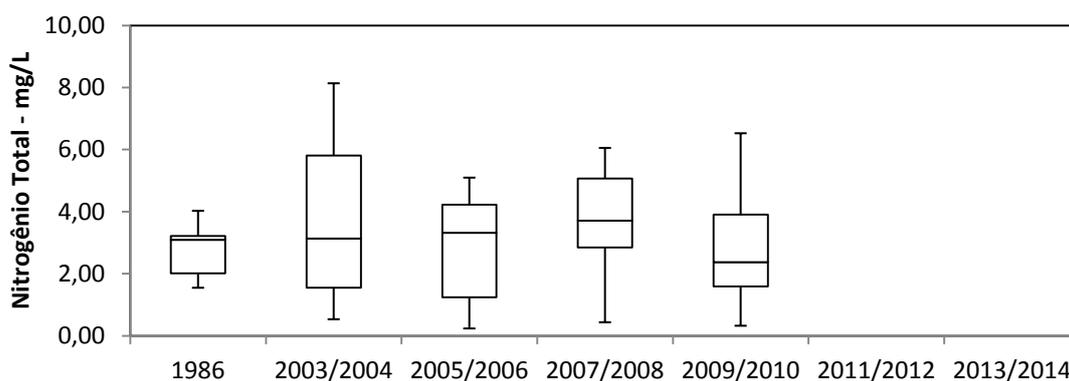


Figura 57 - Box-plot do Nitrogênio Total na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

As medianas de nitrogênio orgânico e inorgânico apresentam uma tendência cíclica. Enquanto isso a mediana do nitrogênio total apresenta uma tendência de crescimento até o período de 2007/2008 e uma queda brusca em 2009/2010, o que pode ter sido impulsionado pelo início da operação do emissário submarino.

Os valores máximos de nitrogênio inorgânico em 2011/2012 e 2013/2014 foram impulsionados por picos de nitrogênio amoniacal solúvel. Convém lembrar que a legislação não estabelece um limite para o nitrogênio inorgânico, orgânico ou total em águas salobras classe 1.

Análise da Bacia Contribuinte

Nessa sessão, serão analisados os principais rios que desaguam nas lagoas a fim de aferir o seu potencial poluidor. Para isso, será utilizado o conceito de carga ao invés de concentração. As vazões dos rios que serão analisados estão dispostas abaixo:

Tabela 17 - Principais rios pertencentes às sub-bacias do CLJ (Fonte: Sondotécnica, 1998)

		Código	Vazão (L/s)
Bacia da Lagoa da Tijuca	Rio Cachoeira	CC000	414
Bacia da Lagoa de Jacarepaguá	Arroio Pavuna	PV0180	1164
	Rio Pavuninha	PN0480	572
Bacia da Lagoa de Camorim	Rio Camorim	CM0220	1095
	Arroio Fundo	FN0100/ FN0090	4070
	Rio do Anil	AN0040	1506

Lagoa de Camorim

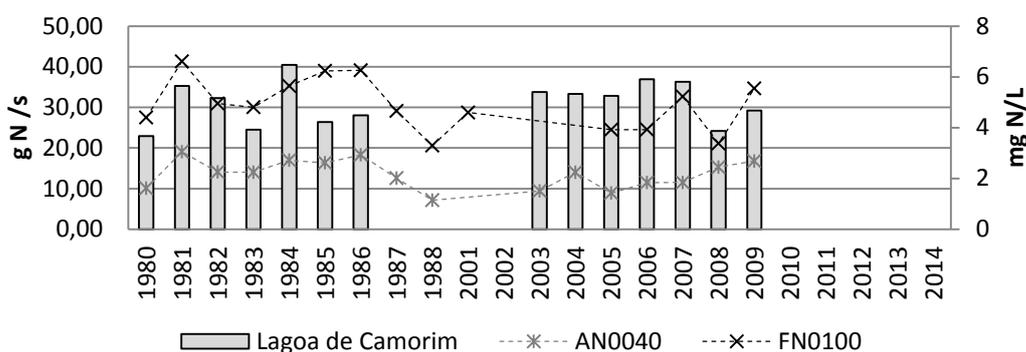


Figura 58 - Relação entre a carga do Rio Anil e do Arroio Fundo e a concentração de Nitrogênio Total na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

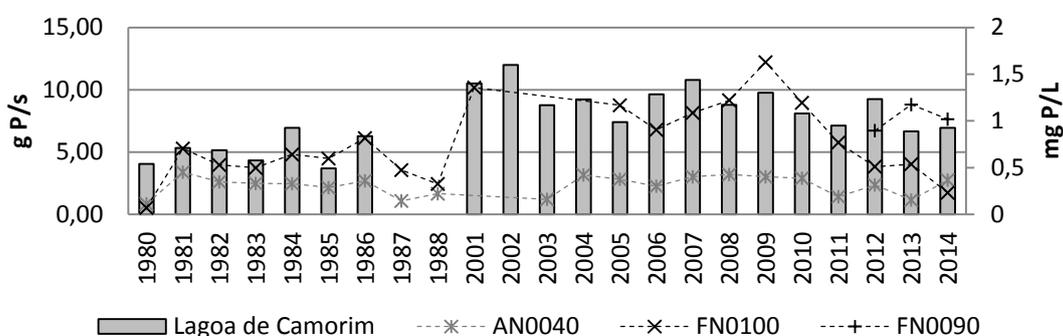


Figura 59 - Relação entre a carga do Rio Anil e do Arroio Fundo e a concentração de Fósforo Total na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

Em relação aos nutrientes, observa-se uma paridade entre o comportamento das cargas dos Rios Anil e Arroio Fundo e as concentrações na Lagoa de Camorim. O Arroio Fundo apresenta uma correlação maior com as concentrações na lagoa, o que era de se esperar, já que sua vazão supera em mais da metade a do Rio Anil. O fósforo é o nutriente que apresenta uma maior correlação: Rio Anil (0,30) e Arroio Fundo (0,70). Já o nitrogênio apresenta uma correlação de 0,20 no Arroio Fundo.

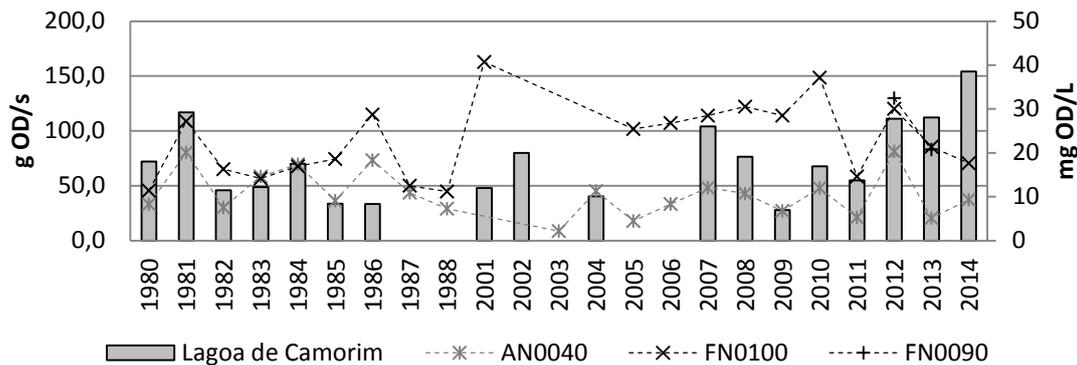


Figura 60 - Relação entre a carga do Rio Anil e do Arroio Fundo e a concentração de DBO na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

Já em relação à matéria orgânica, também há uma paridade de comportamento com as concentrações na Lagoa de Camorim, mas, diferentemente dos nutrientes, o Rio Anil apresenta uma correlação mais forte (0,17).

Lagoa de Jacarepaguá

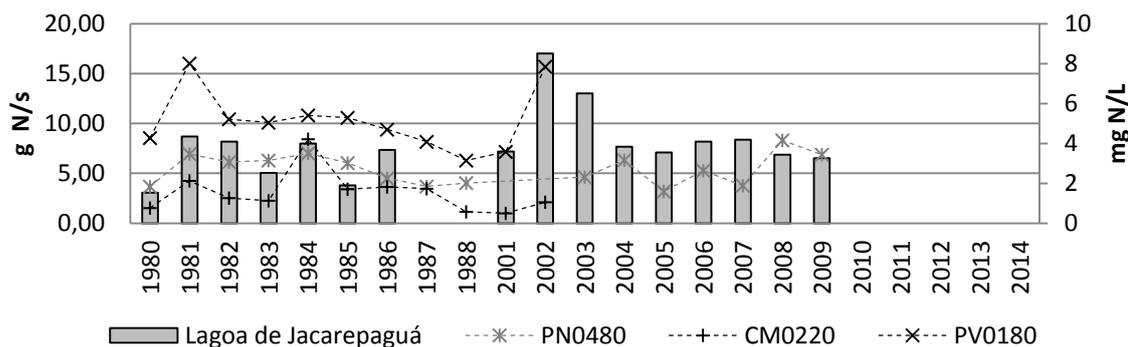


Figura 61 - Relação entre a carga dos rios Arroio Pavuna, Pavuninha e Camorim e a concentração de Nitrogênio Total na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

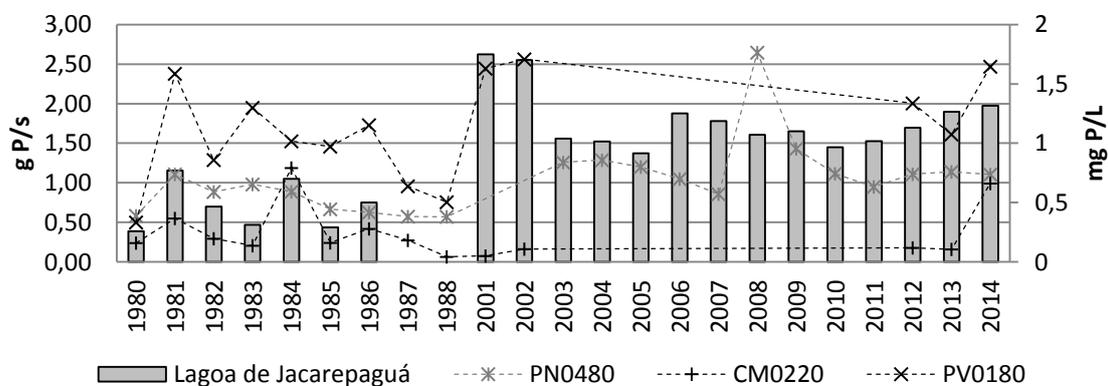


Figura 62 - Relação entre a carga dos rios Arroio Pavuna, Pavuninha e Camorim e a concentração de Fósforo Total na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

Em relação aos nutrientes, observa-se uma paridade entre o comportamento das cargas dos Rios Camorim, Pavuninha e Arroio Pavuna e as concentrações na Lagoa de Jacarepaguá. Como era de se esperar, o Arroio Pavuna apresenta uma correlação maior, já que a sua vazão é maior dentre os três rios. Os coeficientes de correlação desse rio foram: correlação (PT) =0,72 e correlação (NT) =0,68. O Rio Pavuninha também apresentou um coeficiente de relação alto em relação ao fósforo total no valor de 0,46.

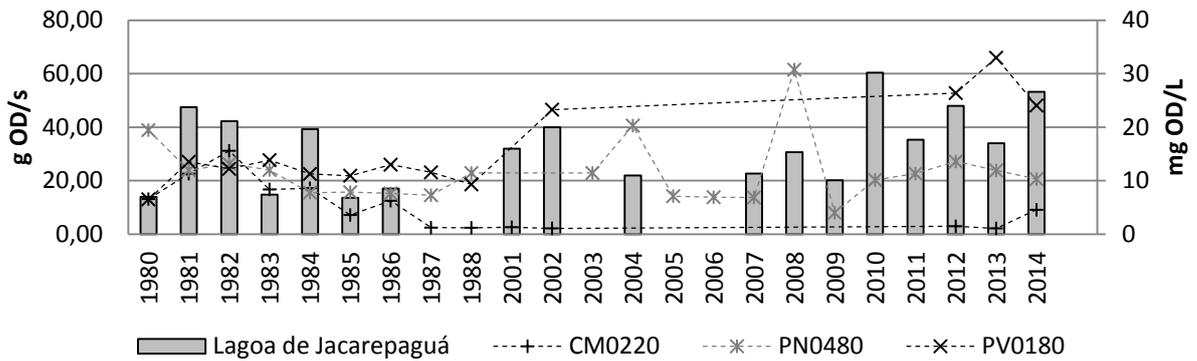


Figura 63 - Relação entre a carga dos rios Arroio Pavuna, Pavuninha e Camorim e a concentração de DBO na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

Já em relação à matéria orgânica, também há uma paridade de comportamento com a concentração da Lagoa de Jacarepaguá, principalmente com o Arroio Pavuna, que apresenta um coeficiente de correlação de 0,52.

Lagoa da Tijuca

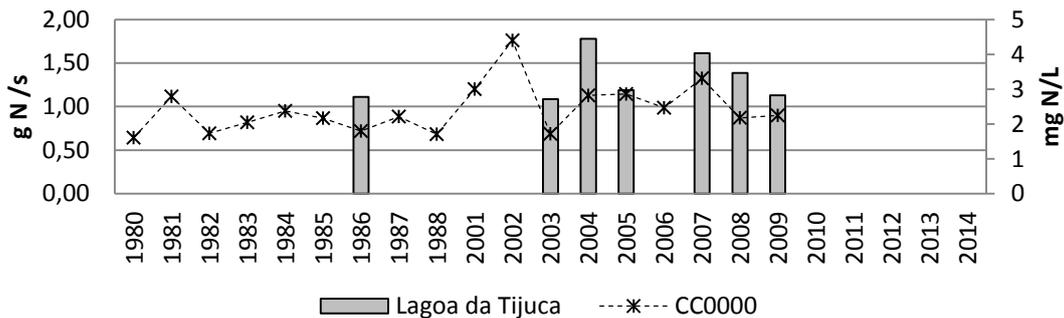


Figura 64 - Relação entre a carga do Rio Cachoeira e a concentração de Nitrogênio Total na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

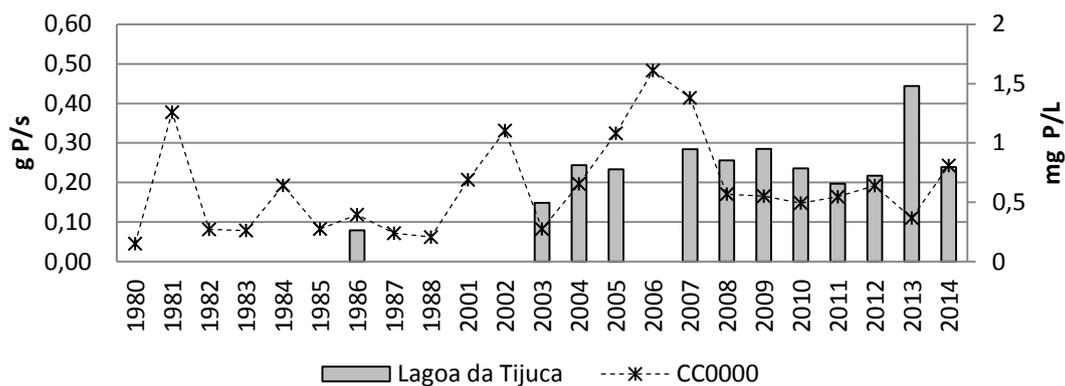


Figura 65 - Relação entre a carga do Rio Cachoeira e a concentração de Fósforo Total na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

Em relação aos nutrientes, observa-se certa paridade entre o comportamento das cargas do Rio Cachoeira e as concentrações na Lagoa da Tijuca. A correlação do nitrogênio se mostrou mais forte (Correlação = 0,71) que a do fósforo (Correlação = 0,16). Ressalta-se que a Lagoa da Tijuca sofre influência também do Canal da Joatinga e da Lagoa de Camorim, pela sua localização, e que o Rio Cachoeira situa-se em uma porção menos adensada e de ocupação mais sofisticada da Barra da Tijuca, o que contribui para a melhor qualidade de suas águas.

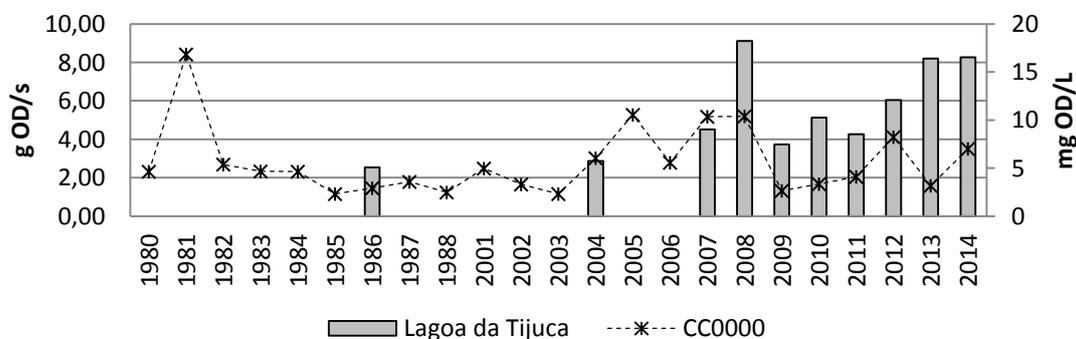


Figura 66 - Relação entre a carga do Rio Cachoeira e a concentração de DBO na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

Já em relação à matéria orgânica, também há uma paridade de comportamento com um coeficiente de correlação de 0,41.

Tabela 18 - Principais correlação entre rios e lagoas (elaboração própria)

		Fósforo Total	Nitrogênio Total	DBO
Lagoa de Jacarepaguá	PV0180	0,72	0,68	0,52
	PNO480	0,46		
Lagoa de Camorim	FNO100	0,70	0,20	
	AN0040	0,30		0,17
Lagoa da Tijuca	CC0000	0,16	0,71	0,41

Dessa forma, constata-se que os rios pertencentes à bacia hidrográfica exercem uma forte influência nas lagoas, alterando a sua qualidade de água, sendo a Lagoa de Jacarepaguá a mais influenciada (Tabela 18), no âmbito dos três parâmetros, enquanto que na Lagoa de Camorim o fósforo apresenta uma forte correlação e na Lagoa da Tijuca o Nitrogênio Total e a DBO exercem forte correlação.

Análise Conjunta

Os resultados físico-químicos da Lagoa de Camorim revelam que houve um agravamento na concentração de nutrientes nesse corpo d'água, principal estímulo para desencadear o processo de eutrofização. Entretanto, em períodos recentes, principalmente de 2009/2010 em diante, observou-se um comportamento inverso do fósforo total e do orto-fosfato dissolvido, o que pode ser atribuído à implantação da UTR Arroio Fundo (vide Figura 57). Ao mesmo tempo, as concentrações de clorofila-a, que haviam aumentado até o período de 2007/2008, registraram uma tendência de estagnação. Ressalta-se que o nitrogênio inorgânico apresentou saltos significativos no mesmo período, o que foi causado pelo aumento do componente do nitrogênio amoniacal solúvel, mas isso não parece ter influenciado a produtividade primária da lagoa. Já em relação à colimetria, que demonstra a presença de despejos domésticos em um corpo d'água, os valores disponíveis de coliformes termotolerantes relatam claramente que desde a década de 80 a lagoa tem servido como corpo d'água receptor de esgoto sanitário, o que é coerente com o exposto nos relatórios do instituto de Engenharia Sanitária (1969) e da FEEMA (1982). Segundo Xavier (2005), a contagem original de bactérias do grupo coliformes fecais em rios e lagos pouco poluídos ao redor do mundo varia de 1 a 3.000 organismos por 100 ml, mas corpos d'água em áreas com alta densidade populacional podem apresentar uma concentração superior a 10 milhões de organismos por 100 ml. Por fim, a bacia contribuinte parece exercer uma forte

influência na Lagoa de Camorim, principalmente no aporte de fósforo dos rios Anil e Arroio Fundo.

A análise dos parâmetros físico-químicos da Lagoa de Jacarepaguá, em contraste com a Lagoa de Camorim, não apresentou uma tendência ascendente dos nutrientes em todo período, mas somente até 2003/2004, excetuando-se o nitrogênio inorgânico. O período de 2003/2004 apresentou valores de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, fósforo total, orto-fosfato dissolvido, clorofila-a, nitrogênio orgânico e total muito elevados. Os anos seguintes registraram tendências descendentes para os parâmetros coliformes termotolerantes, nitrogênio orgânico e total; enquanto que as concentrações de clorofila-a, fósforo total e orto-fosfato passaram por um período de estagnação. Já o nitrogênio inorgânico apresentou o mesmo comportamento da Lagoa de Camorim, com saltos significativos em 2011/12 e 2013/14. Convém destacar que os valores de coliformes termotolerantes somente ultrapassaram 3.000 NMP/100 mL (Xavier, 2005) a partir de 2003/2004, mostrando uma condição de qualidade das águas melhor do que a Lagoa de Camorim em períodos mais antigos. Por fim, o aporte da bacia parece exercer forte influência na Lagoa de Jacarepaguá, principalmente no tocante a nutrientes, tendo o Arroio Pavuna e o Rio Pavuninha como principais contribuintes.

Já na Lagoa de Marapendi, no período de 1980/81 até 2003/2004, há um aumento significativo na concentração de nutrientes e de clorofila-a, assinalando um agravamento do processo de eutrofização. Nos períodos seguintes o fósforo total apresenta uma tendência ascendente, mas o nitrogênio orgânico e total registram uma tendência de estagnação. O nitrogênio inorgânico segue o mesmo comportamento das Lagoas de Camorim e Jacarepaguá, apresentando saltos significativos. Já a DBO apresenta uma tendência crescente de 2009/2010 até 2013/2014, enquanto que as concentrações de coliformes termotolerantes diminuem. Isso é um indicativo de que o aumento da carga orgânica não é oriundo de despejos domésticos. Convém destacar que em 2007 foi iniciada a operação do emissário submarino e em 2009 foi concluído o esgotamento das Sub-bacias Marapendi Norte e Sul. Apesar disso, a colimetria apresenta valores superiores a 3.000 NMP/100 mL em todo o período. Em relação ao OD, embora ele apresente uma tendência crescente até 2003/2004, esse comportamento parece ser resultado de uma alta atividade fotossintética e não de uma efetiva melhoria da qualidade das águas, já que o comportamento das concentrações de clorofila-a e

oxigênio dissolvido apresenta o mesmo padrão. Ressalta-se que a Lagoa de Marapendi não possui uma bacia contribuinte, mas ela sofre influência do Canal das Taxas e do Canal de Marapendi.

Por fim, a análise dos parâmetros físico-químicos da Lagoa da Tijuca revela uma tendência ascendente das concentrações de fósforo total em todo período e de ortofosfato dissolvido até 2009/2010. O nitrogênio orgânico e o total não apresentam uma tendência clara, mas o nitrogênio inorgânico registra saltos significativos nos períodos recentes, mesmo padrão encontrado nas outras lagoas. A clorofila-a apresenta padrão ascendente até 2005/2006, quando os valores se estabilizam. Há uma diminuição da concentração de coliformes termotolerantes de 2005/2006 para 2007/2008, apesar da DBO não acompanhar esse mesmo padrão. A DBO, por sua vez, apresenta uma queda de 2007/2008 para 2009/2010. Entretanto, de 2009/2010 em diante esses dois parâmetros apresentam uma tendência de aumento, indicando uma persistência no lançamento de esgoto doméstico nessa lagoa. Convém destacar que a colimetria apresentou valores superiores a 3.000 NMP/100 mL em todo o período. Ressalta-se também que a Lagoa de Camorim, que apresentou um comportamento similar, exerce forte influência na Lagoa da Tijuca, pela adjacência de suas águas. Além disso, o aporte da bacia contribuinte parece exercer influência principalmente nas concentrações de nitrogênio total.

Dessa forma, a análise dos parâmetros físico-químicos das lagoas componentes do CLJ revela que houve, de uma forma geral, um agravamento na concentração de nutrientes e de clorofila-a nas lagoas, indicando uma intensificação do processo de eutrofização no período de estudo. Além disso, as intervenções recentes do emissário submarino em 2007, da ETE em 2009 e da UTR Arroio Fundo em 2010, foram sentidas principalmente nas Lagoas de Marapendi, Tijuca e Camorim, com uma melhora temporária em sua qualidade de água. Cabe lembrar que as lagoas de Marapendi e Tijuca são as sub-unidades menos interioranas do CLJ e tem comunicação direta com o Canal da Joatinga, o que facilita a renovação de suas águas. De qualquer forma, os anos seguintes registraram tendências ascendentes e também de estagnação dos parâmetros de DBO e Coliformes Termotolerantes, que são os principais indicadores de contaminação por esgoto doméstico.

Análise de Correlação

A Tabela 19 apresenta as associações entre as variáveis, segundo a correlação de Spearman. Para se estabelecer essa correlação foram utilizados os dados disponíveis de todas as lagoas do CLJ. Com o uso dessa ferramenta estatística espera-se entender melhor a dinâmica dos parâmetros físico-químicos no CLJ.

Constata-se uma correlação baixa (0,1372), mas estatisticamente significativa entre a clorofila-a e o oxigênio dissolvido, padrão encontrado em ambientes eutrofizados, quando a concentração do OD pode variar desde ausente até supersaturada, devido à intensificação da atividade fotossintética. Já a clorofila-a parece preferir ambientes com altas concentrações de nitrogênio orgânico (0,3447) e orto-fosfato (0,3442). Por fim, a relação com a DBO foi moderada (0,3977).

Em relação à DBO, além da clorofila-a, o fósforo total e o nitrogênio orgânico apresentaram correlações moderadas: 0,2867 e 0,2782 respectivamente, o que pode ser atribuído à presença de nutrientes na matéria orgânica, indicando sua origem no esgoto doméstico. Ressalta-se ainda que a correlação com o orto-fosfato dissolvido foi ainda maior que a registrada com o fósforo total, e que a correlação com o OD foi negativa, já que a degradação da matéria orgânica ocasiona depleção de oxigênio na água.

O fósforo total apresentou uma forte correlação com o orto-fosfato dissolvido, o que era de se esperar, e com o nitrogênio total, o que pode ser atribuído a uma mesma origem, possivelmente os esgotos domésticos.

Tabela 19 – Principais correlações entre variáveis, correlação de Spearman (elaboração própria)

Variáveis	Correlação	P-Valor	N
PT e Orto-P	0,6129	0	584
PT e NT	0,6054	0	453
Clorofila-a e DBO	0,3977	0	472
Clorofila e Nitrogênio Orgânico	0,3447	0	322
Clorofila e Orto-P	0,3442	0	497
DBO e Orto-P	0,3302	0	441
Clorofila-a e Nitrogênio Total	0,3156	0	322
DBO e PT	0,2867	0	567
DBO e Nitrogênio Orgânico	0,2782	0	268
OD e Nitrogênio Orgânico	0,2396	0	409
Clorofila-a e PT	0,2341	0	599
DBO e OD	-0,2102	0	559
Clorofila-a e OD	0,1372	0,001	569

Resultado da Aplicação do Índice de Estado Trófico

Para se fazer a aplicação do cálculo do grau de trofia no CLJ, utilizando o IET de Toledo (1990) e o IET de Lamparelli (2004) foram utilizados os dados de monitoramento do INEA no período compreendido entre 1980 a 2014. Ressalta-se mais uma vez que neste estudo não foram considerados todos os anos neste intervalo devido a alguns fatores, tais como: perda da informação em função da troca do banco de dados do INEA, dados discrepantes que poderiam ser tanto de uma situação atípica, quanto resultante de falhas ocorridas desde a coleta de amostras até o momento da digitação, além da falta dos valores de algum dos parâmetros que entram no cálculo do IET.

Como mencionado na metodologia, primeiramente foi calculado o índice para cada parâmetro do IET (fósforo total e clorofila-a) em cada ponto amostral nas medições mensais a fim de se comparar a variação de cada um deles em cada ponto de coleta. Em seguida, foi feito o cálculo do IET_{médio}, composto pelas duas parcelas. Depois, foi feito o cálculo do IET por período, através da média, tanto para o IET_{médio} quanto para os IET (Fósforo Total) e IET (Clorofila-a). Por fim, foi feito um agrupamento dos pontos pertencentes a uma mesma lagoa. Nesta sessão, serão apresentados somente os resultados por período, por conta do grande número de dados das medições mensais.

As Tabelas 20 e 21 explicitam a escala de cores que será utilizada nos quadros dispostos a seguir.

Tabela 20 - Classes de trofia segundo Toledo (1984) – Fonte: Toledo, 1984

Ponderação	Categoria de Estado Trófico	Transparência (m)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)
IET ≤ 24	Ultraoligotrófico	≥ 7,8	≤ 0,006	≥ 0,51
24 < IET ≤ 44	Oligotrófico	7,7 - 2,0	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
44 < IET ≤ 54	Mesotrófico	1,9 - 1,0	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
54 < IET ≤ 74	Eutrófico	0,9 - 0,3	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
IET > 74	Hipereutrófico	< 0,3	> 0,211	> 76,06

Tabela 21 - Classes de trofia segundo Lamparelli (2004) – Fonte: Lamparelli, 2004

Ponderação	Categoria de Estado Trófico	Secchi – S (m)	P total (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)
IET ≤ 47	Ultraoligotrófico	S ≥ 2,4	≤ 0,008	CI ≥ 1,17
47 < IET ≤ 52	Oligotrófico	2,4 > S ≥ 1,7	0,008 < FT ≤ 0,019	1,17 < CI ≤ 3,24
52 < IET ≤ 59	Mesotrófico	1,7 > S ≥ 1,1	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < CI ≤ 11,03
59 < IET ≤ 63	Eutrófico	1,1 > S ≥ 0,8	0,0052 < FT ≤ 0,120	11,03 < CI ≤ 30,55
3 < IET ≤ 67	Supereutrófico	0,8 > S ≥ 0,6	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < CI ≤ 69,05
ET > 67	Hipereutrófico	0,6 > S	> 0,233	CI > 69,05

Análise de Resultados

Tabela 22 - Resultados do IET (Ptotal) de Toledo (1984) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IET(Ptotal) de Toledo	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	88,76	87,74			52,25			
1982-1983	88,06	81,10	78,72	75,31	60,18			
1984-1986	92,73	86,00	85,46	74,66	74,60			76,47
1990-1992			88,16		80,97			
2001-2002	102,20	104,04	104,31	98,38	97,59			
2003-2004	98,72	95,16	96,99	94,20	93,72	98,52	76,82	93,81
2005-2006	97,55	92,80	98,03	101,53	95,82	97,50	77,79	97,43
2007-2008	99,84	97,84	97,82	102,34		96,88	87,35	97,16
2009-2010	97,67	96,26	95,19	99,74		101,69	83,72	95,31
2011-2012	95,91	97,43	96,34	92,47		96,00	84,14	90,81
2013-2014	91,74	101,10	97,94	97,43	82,92	84,68	96,08	94,79

No período analisado, o IET (Ptotal) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico (IET>74). O ponto amostral MR363 também apresentou valores classificando o CLJ como um meio eutrófico ($54 < \text{IET} \leq 74$) e mesotrófico ($44 < \text{IET} \leq 54$), ainda na década de 80.

Tabela 23 - Resultados do IET (Clorofila a) de Toledo (1984) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IET (Clorofila-a) de Toledo	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	90,36	84,56			49,53			
1982-1983	83,24	74,59	80,46	78,32	71,06			
1984-1986	80,14	77,04	86,64	72,73	76,17			73,17
1990-1992			88,40		88,39			
2001-2002	102,32		98,34	98,17	86,51			
2003-2004	95,34	92,77	90,35	88,04	87,60	86,02	81,34	87,36
2005-2006	89,05	85,50	89,92		88,25	81,16		89,54
2007-2008	91,95	87,70	89,36	66,31		74,62	77,08	90,03
2009-2010	87,16	87,59	88,07	81,58		82,57	80,88	85,90
2011-2012	89,03	88,32	88,71	81,52		82,04	81,28	87,92
2013-2014	89,39	88,22	89,08	84,58		82,84	80,03	87,22

No período analisado, o IET (Clorofila-a) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico (IET > 74). Os pontos amostrais

TJ306, MR361 e MR363 também apresentaram valores classificando o CLJ como um meio eutrófico ($54 < IET \leq 74$) e mesotrófico ($44 < IET \leq 54$).

Tabela 24 - Resultados do IETmédio de Toledo (1984) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IETm de Toledo	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	87,76	85,30			50,47			
1982-1983	86,44	78,70	79,59	76,82	63,08			
1984-1986	86,74	83,11	85,68	73,70	75,39			74,82
1990-1992			88,56		84,42			
2001-2002	102,47	104,04	101,32	98,49	93,44			
2003-2004	97,85	94,34	95,47	91,12	90,67	92,27	78,19	89,18
2005-2006	93,12	92,53	94,02	101,53	92,58	91,61	77,79	93,48
2007-2008	95,89	95,67	95,19	95,57		91,63	83,83	96,55
2009-2010	92,42	91,92	91,63	90,66		92,13	82,30	90,60
2011-2012	91,79	94,85	92,52	86,59		88,48	83,32	89,00
2013-2014	90,70	96,97	94,39	90,90	82,92	84,38	87,15	91,09

No período analisado, o IETm de Toledo (1984) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico ($IET > 74$). Os pontos amostrais MR361 e MR363 também apresentaram valores classificando o CLJ como um meio eutrófico ($54 < IET \leq 74$) e mesotrófico ($44 < IET \leq 54$).

Tabela 25 - Resultados do IET (Ptotal) de Lamparelli (2004) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IET(Ptotal) de Lamparelli	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	73,12	72,69			57,79			
1982-1983	72,82	69,90	68,90	67,47	61,12			
1984-1986	74,79	71,96	71,73	67,20	67,17			67,96
1990-1992			72,87		69,85			
2001-2002	78,76	79,54	79,65	77,16	76,83			
2003-2004	77,30	75,81	76,58	75,41	75,20	77,22	68,10	75,24
2005-2006	76,81	74,82	77,01	78,48	76,09	76,79	68,51	76,76
2007-2008	77,77	76,93	76,93	78,82		76,53	72,53	76,65
2009-2010	76,86	76,27	75,82	77,73		78,55	71,00	75,87
2011-2012	76,12	76,76	76,30	74,68		76,16	71,18	73,98
2013-2014	74,37	78,30	76,98	76,76	70,67	71,41	76,19	75,65

No período analisado, o IET (Ptotal) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico ($IET > 74$). O ponto amostral

MR363 também apresentaram valores classificando o CLJ como um meio mesotrófico ($52 < IET \leq 59$) e eutrófico ($59 < IET \leq 63$).

Tabela 26 - Resultados do IET (Clorofila-a) de Lamparelli (2004) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IET (Clorofila-a) de Lamparelli	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	71,56	68,72			51,59			
1982-1983	68,08	63,85	66,72	65,67	62,12			
1984-1986	66,56	65,04	69,74	62,94	64,62			63,15
1990-1992			70,60		70,60			
2001-2002	77,41		75,46	75,38	69,68			
2003-2004	74,00	72,74	71,55	70,43	70,21	69,44	67,14	70,09
2005-2006	70,92	69,18	71,35		70,53	67,06		71,16
2007-2008	72,34	70,26	71,07	59,79		63,86	65,06	71,40
2009-2010	69,99	70,20	70,44	67,26		67,75	66,92	69,38
2011-2012	70,91	70,56	70,75	67,23		67,49	67,12	70,37
2013-2014	71,08	70,51	70,93	68,73		67,88	66,50	70,02

No período analisado, o IET (Clorofila-a) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico ($IET > 74$). Na década de 80, todos os pontos amostrais apresentaram também valores classificando o CLJ em categorias tróficas mais baixas. Já nos anos 2000 somente os pontos amostrais TJ303, MR361 e MR 369 apresentaram alguns valores de eutrofia ($59 < IET \leq 63$) e supereutrofia ($63 < IET \leq 67$).

Tabela 27 - Resultados do IETmédio de Lamparelli (2004) aplicado aos pontos de monitoramento das lagoas do CLJ (elaboração própria)

IETm de Lamparelli	CM0320	JC0341	JC0342	MR0361	MR0363	MR0369	TJ0303	TJ0306
1980-1981	71,96	70,65			55,52			
1982-1983	71,28	67,65	67,81	66,57	60,91			
1984-1986	70,95	69,64	70,72	65,07	65,90			65,55
1990-1992			72,07		70,11			
2001-2002	78,53	79,54	77,56	76,78	74,25			
2003-2004	76,50	74,65	75,19	72,92	72,71	73,33	67,26	71,96
2005-2006	73,79	74,38	74,28	78,48	73,74	73,36	68,51	73,96
2007-2008	75,05	75,42	75,19	75,23		73,49	70,42	76,23
2009-2010	73,43	73,24	73,13	72,50		73,15	68,96	72,62
2011-2012	73,14	74,89	73,52	70,72		71,47	69,44	71,76
2013-2014	72,86	75,67	74,50	72,75	70,67	70,04	71,04	72,94

No período analisado, o IETm de Lamparelli (2004) registrou a maioria dos valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico ($IET > 74$). Os pontos amostrais TJ 306, MR361 e MR363 também apresentaram valores classificando o CLJ como um meio mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$) e supereutrófico ($63 < IET \leq 67$).

A análise comparativa dos resultados do IET (Ptotal) e IET (Clorofila-a) revelam, para os dois índices utilizados, que existem momentos em que a classificação através do índice do fósforo classifica o ambiente em classe superior à obtida através das concentrações de clorofila-a, (...) indicando que há algum fator limitante que reduz a produtividade das algas o grau de limitação é considerado “alto” (LAMPARELLI, 2004).

Ressalta-se que, desde a década de 80, há o registro de valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico. Isso pode ser atribuído ao salto demográfico sentido pela região da Barra da Tijuca e Jacarepaguá nas décadas de 70 e 80.

Análise Conjunta

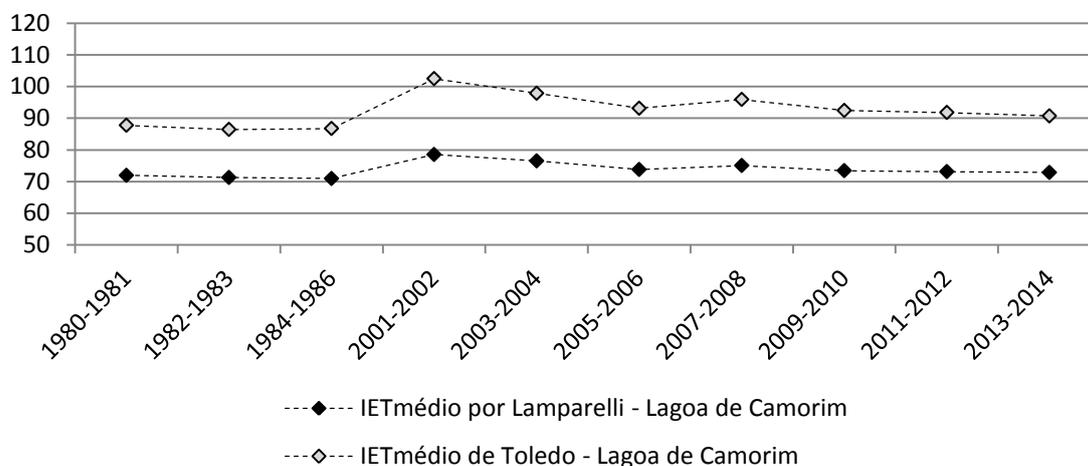


Figura 67 - IETm de Toledo e Lamparelli aplicado para a Lagoa de Camorim (elaboração própria)

O resultado da aplicação dos IETm na Lagoa de Camorim revelou que desde a década de 80 esse corpo d'água apresenta valores crescentes de IET, chegando a valores elevados na década atual, o que corresponde a uma piora da qualidade das águas, mesmo que dentro de um mesmo estado trófico. Destaca-se que, apesar de apresentarem os maiores valores do período, os anos de 2001 e 2002 possuem poucos registros disponíveis, o que pode ser insuficiente para transmitir a real tendência. De 2007 em

diante há uma leve tendência descendente do IET, que oscila em torno de 90,00 (IETm de Toledo) e 70,00 (IETm de Lamparelli).

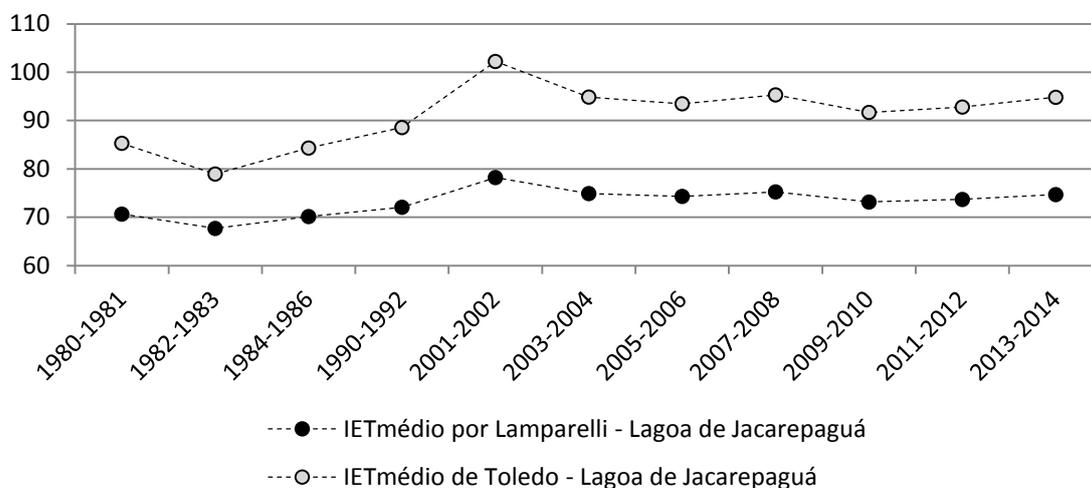


Figura 68 - IETm de Toledo e Lamparelli aplicado para a Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

O resultado da aplicação dos IETm na Lagoa de Jacarepaguá também registrou valores crescentes de IET desde a década de 80. Com efeito, ocorreram períodos em que o estado trófico revelou certa melhoria, a saber, de 1980-1981 para 1982-1983, de 2001-2002 para 2003-2004 e de 2007-2008 para 2009-2010, os dois primeiros períodos foram seguidos de um agravamento substancial, enquanto que os dois últimos períodos foram seguidos de certa estagnação do IET. Convém lembrar que em 2007 foi iniciada a operação do emissário submarino e em 2009 a operação da ETE da Barra. Destaca-se também a posição da Lagoa de Jacarepaguá como a mais interiorana das lagoas, o que dificulta a renovação de suas águas.

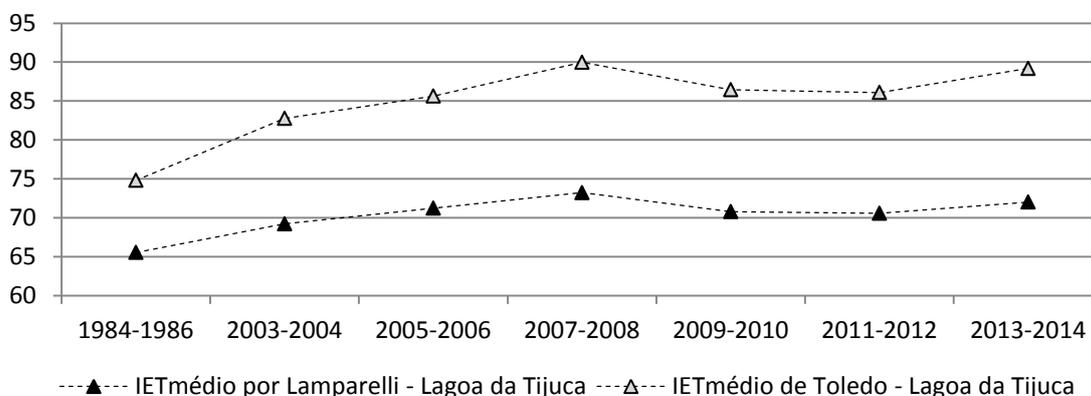


Figura 69 - IETm de Toledo e Lamparelli aplicado para a Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

Apesar do menor número de dados disponíveis, o resultado da aplicação dos IETm na Lagoa da Tijuca revela uma piora em seu estado trófico. Houve períodos em que o estado trófico registrou um agravamento significativo, a saber, de 2007 para 2008, que foram seguidos por melhorias no mesmo.

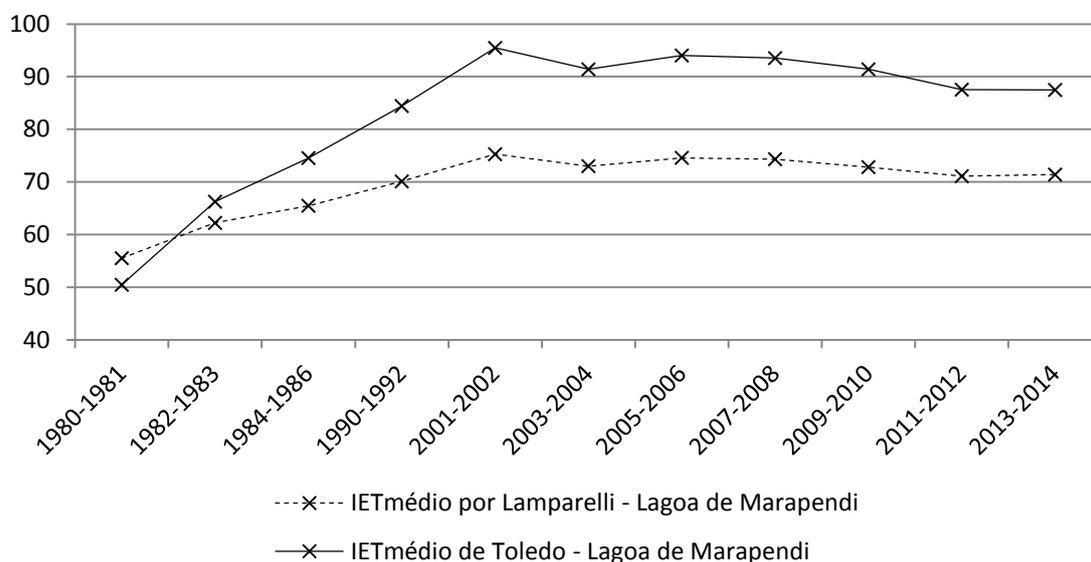


Figura 70 - IETm de Toledo e Lamparelli aplicado para a Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

O resultado da aplicação dos IETm na Lagoa de Marapendi registrou uma piora significativa na condição trófica desse corpo hídrico. A partir de 2003/2004 nota-se uma estagnação do IET que oscila em torno de 90 (Toledo) e 70 (Lamparelli).

Os IETm de Toledo e de Lamparelli mostraram que a lagoa que apresentou uma evolução mais abrangente foi a de Marapendi, que passou de mesotrófica em 1980 para hipereutrófica em 2014. A maior demora na eutrofização de suas águas pode ser atribuída a uma ocupação diferenciada, que privou os lançamentos na Lagoa de Marapendi por um tempo, como é apontado no Relatório do Instituto de Engenharia de 1969. As lagoas de Camorim e Jacarepaguá apresentaram a pior condição trófica em todo o período, e isso pode ser atribuído a sua baixa hidrodinâmica, além do aporte de nutrientes de sua bacia de drenagem. Já a lagoa da Tijuca também registrou uma ampla evolução, apesar do menor número de dados disponíveis.

O IETm de Toledo apresenta quatro classes de classificação para os graus de trofia, enquanto que o IETm de Lamparelli apresenta cinco classes. Apesar dessa diferença, considerando os resultados obtidos para ambos os IETs e respeitando a

diferença entre os valores de cada faixa, observa-se uma paridade entre os índices, não apresentando variações significativas na classificação do estado trófico de cada ambiente estudado. Assim, pode-se concluir que os dois índices se mostraram adequados na classificação do grau de trofia das lagoas estudadas, com a ressalva que o IETm de Lamparelli apresenta como vantagem um maior número de categorias tróficas, o que o torna mais adequado para estudos de evolução temporal.

Análise Complementar

Nutriente Limitante

Tabela 28 - Cálculo do nutriente limitante (elaboração própria)

	N° de casos	%
NT/PT acima de 10	73	16%
NT/PT abaixo de 10	380	84%

Pelos resultados obtidos através do cálculo da relação entre nitrogênio total e fósforo total observa-se que 84% dos dados indicaram o nitrogênio como o nutriente limitante e 16% indicaram o fósforo como o nutriente limitante, ou seja, predominantemente o nitrogênio tem-se mostrado o nutriente limitante para a evolução da eutrofização no CLJ. Essa constatação é condizente com o que se encontra na literatura, que diz que o nitrogênio frequentemente limita a produção primária em sistemas estuarinos e marinhos (WETZEL, 1981).

Tabela 29 - Nutriente limitante ao longo do tempo (elaboração própria)

	Limitação por PT	Limitação por NT
1980	25%	75%
1981	42%	58%
1982	53%	47%
1983	41%	59%
1984	33%	67%
1985	20%	80%
1986	50%	50%
1990	57%	43%
1991	33%	67%
1992	100%	0%

2001	0%	100%
2002	0%	100%
2003	4%	96%
2004	2%	98%
2005	4%	96%
2006	0%	100%
2007	0%	100%
2008	0%	100%
2009	3%	97%
2010	---	---
2011	---	---
2012	---	---
2013	---	---
2014	---	---

Observando a relação NT/PT ao longo do tempo, contata-se que na década de 80 e 90, a limitação por nitrogênio era menos preponderante, com alguns anos apresentando inclusive uma limitação por fósforo. A partir de 2001, há uma clara preponderância da limitação por nitrogênio total. Além disso, a correlação entre a Clorofila-a e os dois parâmetros corroborou a limitação pelo nitrogênio total (Tabela 19). O fator de correlação de Spearman do nitrogênio total foi de 0,3156 enquanto que o do fósforo total foi de 0,2341.

Destaca-se que os dois coeficientes de relação se apresentaram moderados, o que nos leva a questionamentos sobre a interferência de outras variáveis no processo de eutrofização do CLJ.

Contagem e Dominância de Cianobactérias

O fitoplâncton é a porta de entrada para a energia solar (MARGALEF, 1974). Assim, esse organismo é o primeiro elo de toda a rede alimentar encontrada nos sistemas aquáticos. Portanto, ao se estudar a estrutura de sua comunidade teremos uma ferramenta para avaliar o ecossistema como um todo, pois a sua estrutura é reflexo fiel e sensível das condições ambientais reinantes (FEEMA, 1982).

Nesse sentido, a predominância de cianobactérias sobre as demais espécies, combinada com o reduzido número de espécies, são importantes indicadores do estado trófico de um corpo hídrico lântico. O IET pode ser associado com a contagem de

cianobactérias, ou seja, quanto maior for a contagem, maior será tendência de haver um avanço na eutrofização.

Assim, foi empregada a contagem de cianobactérias para validar a classe trófica, bem como para preencher falhas, tanto decorrentes da ausência de dados quanto de dados duvidosos. Além disso, foi avaliada a dominância algal, para averiguar se há a predominância de fitoplâncton.

Analisando a evolução temporal de biomassa do grupo das cianobactérias nas quatro lagoas estudadas (Tabela 30), pode-se constatar um significativo aumento nos valores nas Lagoas do Camorim e Tijuca. Na Lagoa de Jacarepaguá foi observada uma ligeira queda na década de 90, seguida por um aumento a partir do ano 2000. Já na Lagoa de Marapendi, observou-se uma acentuada diminuição na densidade deste grupo algal, quando comparando as décadas de 80 e 90 com o período 2000/01. (INEA, 2002)

Tabela 30 - Variação Temporal da Biomassa de Cianobactérias (n° organismos/L) - Fonte: INEA, 2002.

ANOS	COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ (org./L)			
	L. Jacarepaguá	L. Camorim	L. Tijuca	L. Marapendi
80	25.840.555	9.456.500	4.990.400	34.537.800
90	6.138.465	(*)	4.476.593	38.642.248
2000/01	38.527.880	21.306.760	20.811.015	8.542.813

Cabe destacar que, na década de 80, havia um predomínio marcante de cianobactérias filamentosas na Lagoa de Jacarepaguá. A partir da década de 90, constatou-se uma redução nas concentrações destas formas filamentosas, com subsequente substituição pelas cianobactérias coloniais (em particular *Microcystis aeruginosa*). Já as formas filamentosas (predominantemente do gênero *Oscillatoria*) e as unicelulares (gênero *Synechocystis* e *Chroococcales* não identificadas), foram responsáveis pelas elevadas densidades numéricas registradas na Lagoa de Marapendi nas décadas de 80 e 90. (INEA, 2002)

Comparando as variações nas dominâncias algais que foram avaliadas a partir de 1980 até 2014 (Figuras 71 a 74) verificou-se, de um modo geral, que as Classes Bacillariophyceae (Diatomáceas) e Chlorophyceae (Clorofíceas) foram substituídas pela dominância da Classe Nostocophyceae (Cianobactérias) nas Lagoas de Jacarepaguá e Camorim e Tijuca. Sendo que na última, o último período, representado por 2012/2014,

não apresentou uma dominância específica. Já a Lagoa de Marapendi apresenta uma tendência cíclica, com dominância das Classes Chlorophyceae (Clorofíceas) em 1980 e 2000 e das Classes Bacillariophyceae (Diatomáceas) em 1990. O período de 2012/2014 não apresentou uma dominância específica.

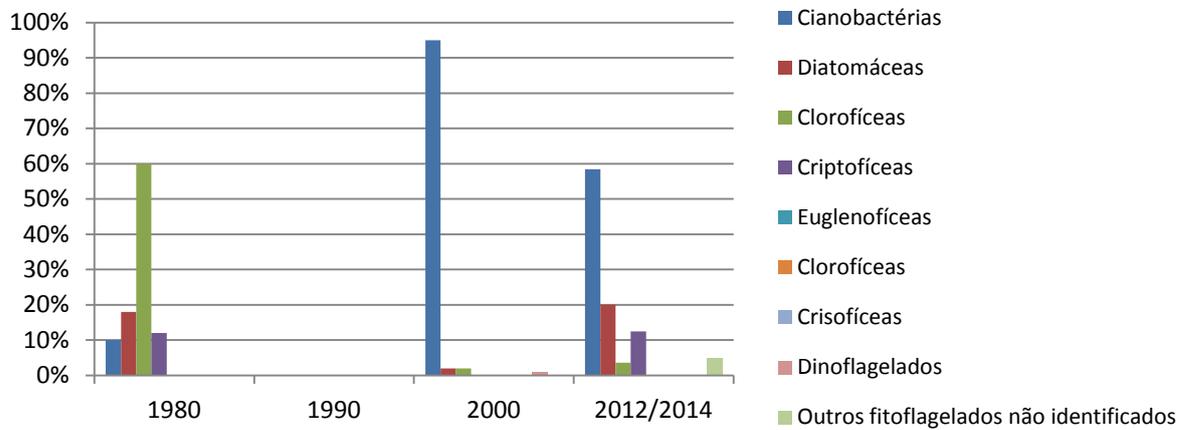


Figura 71 - Abundância de fitoplâncton por táxon na Lagoa de Camorim (elaboração própria)

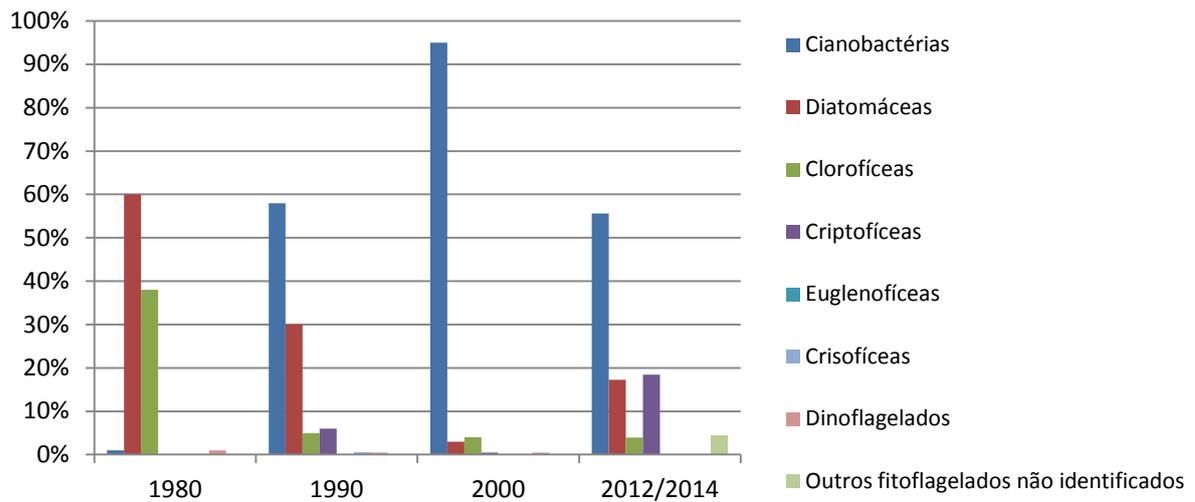


Figura 72 - Abundância de fitoplâncton por táxon na Lagoa de Jacarepaguá (elaboração própria)

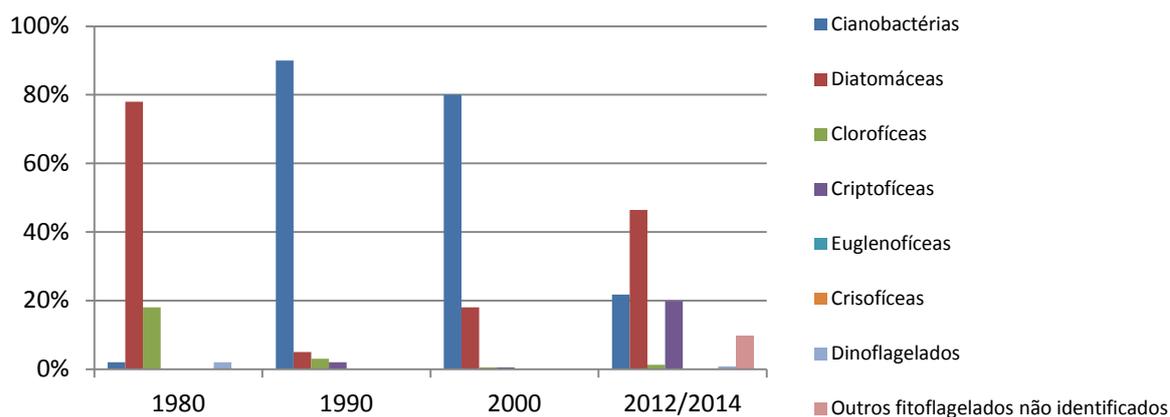


Figura 73 - Abundância de fitoplâncton por táxon na Lagoa da Tijuca (elaboração própria)

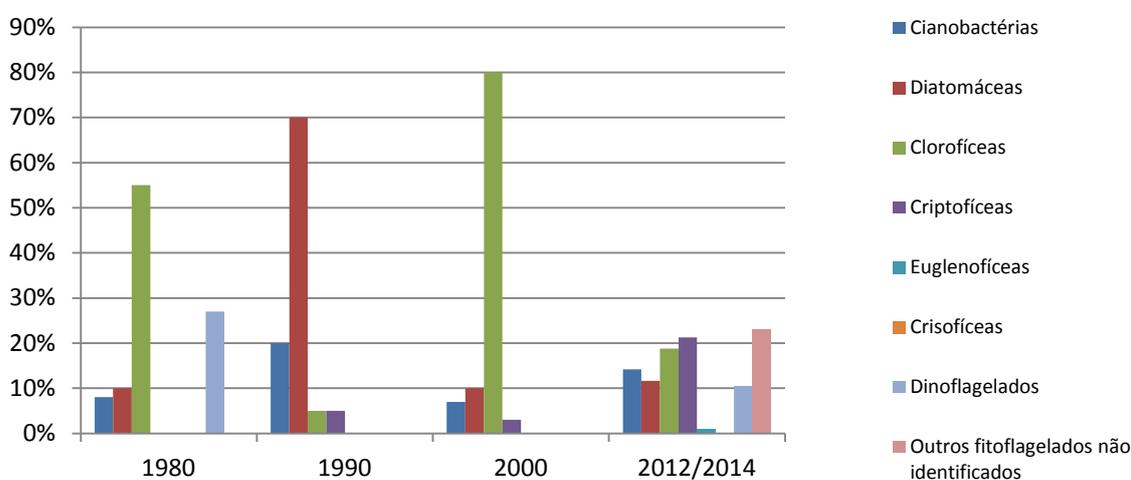


Figura 74 - Abundância de fitoplâncton por táxon na Lagoa de Marapendi (elaboração própria)

Dessa forma, os dados biológicos corroboram o agravamento do estado trófico do sistema jacarepaguá-camorim-tijuca refletido no IET, na medida em que houve aumento da biomassa de cianobactérias de 1980 para 2000/01, e também uma predominância do grupo cianobactéria em relação aos outros grupos fitoplânctônicos nesse sub-conjunto do CLJ. Já a Lagoa de Marapendi não apresenta uma tendência bem definida, pois apresentou uma diminuição significativa na contagem de cianobactérias quando comparamos as décadas de 80 e 90 com 2000/01. Além disso, também não houve uma predominância clara desse grupo sob os outros grupos fitoplanctônicos. Ressalta-se que não foi possível calcular a variação temporal da biomassa das cianobactérias em 2012/2014, pois não se conhece a metodologia aplicada nos outros períodos pelo INEA.

Conclusão

O uso do índice de estado trófico funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (FIA, *et al.*, 2009).

Na bacia hidrográfica do CLJ a ocupação urbana desordenada, desde as décadas de 70 e 80, resultou no aporte de efluentes domésticos, ricos em fósforo e nitrogênio, o que propiciou um processo de eutrofização nas lagoas. A baixa renovação das águas desse estuário contribuiu para o acúmulo desses nutrientes, e criou condições para um aumento de produtividade do corpo hídrico.

As Lagoas de Jacarepaguá e Camorim apresentam as piores condições tróficas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, tanto no IETm de Toledo e Lamparelli quanto na dominância de cianobactérias. Já a Lagoa de Marapendi apresentou uma ampla evolução dentro do período de estudo, enquanto que a caracterização do processo de eutrofização na Lagoa da Tijuca ficou prejudicada pelo menor número de dados disponíveis em períodos antigos. Só foi possível constatar que houve um agravamento no processo de eutrofização.

Os dois índices utilizados revelaram que houve uma piora na condição trófica do CLJ como um todo no período analisado, e que hoje a situação tem-se mantido num estado de hipertrofia, ou seja, corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, podendo inclusive estar associados a episódios de mortandade de peixes e causar consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas (CETESB, 2001). Além disso, verificou-se também o aumento da preponderância da população de cianobactérias sobre os restantes grupos fitoplancctônicos, o que confirma a classificação de estado trófico e também levanta preocupações devido à possível presença de cianotoxinas.

Ainda em relação ao índice de estado trófico, os dois índices se mostraram adequados para classificar o estado trófico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, respeitando-se as diferenças de categorias de estado trófico. O IETm de Lamparelli

apresenta como vantagem um maior número de categorias tróficas, o que caracteriza melhor uma evolução temporal do processo de eutrofização. Assim, indica-se o seu uso em estudos de evolução temporal, mas para caracterização pontual do grau de trofia, os dois índices são igualmente adequados.

Em relação à análise dos parâmetros físico-químicos, os valores de oxigênio dissolvido registraram variações desde 0 mg/L, caracterizando um meio anóxico, até valores bem superiores a 10 mg/L, caracterizando uma situação de supersaturação, consequência do crescimento excessivo de algas, como revelado pela correlação entre o OD e a Clorofila-a, caracterizando uma situação típica de ambientes hipereutróficos. Já os nutrientes apresentaram tendência de crescimento, com valores de nitrogênio inorgânico preocupantes nos períodos recentes. A DBO registrou uma tendência cíclica e em relação aos coliformes termotolerantes, os períodos recentes revelam crescimento, o que nos leva a crer que ainda há o lançamento de despejos domésticos nas lagoas.

O nitrogênio total mostrou ser o nutriente limitante, o que é condizente com o encontrado na literatura para ambientes costeiros, mas segundo a CETESB (2008), o controle da eutrofização através da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de algas. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo. Algumas opções de medidas corretivas para isso seriam aeração da camada inferior dos lagos para manter o fósforo na sua camada insolúvel, precipitação química do fósforo e remoção do sedimento do fundo. Além disso, é preciso investir em medidas preventivas, que visam reduzir a carga externa do nutriente, como recomposição de matas ciliares e controle de drenagem urbana.

Já em relação à contribuição da bacia hidrográfica, há uma relação clara entre o aporte de nutrientes dos rios e a concentração dos mesmos nas lagoas. O fósforo total parece ser a principal contribuição da bacia hidrográfica nas Lagoas de Camorim e Jacarepaguá, enquanto que o nitrogênio total apresentou forte influência na Lagoa da Tijuca. Nesse sentido, a implantação das UTRs no Rio Pavuninha, Anil e Arroio Pavuna, além da UTR Arroio Fundo, já em funcionamento, atuaria para amenizar esse aporte de cargas.

As intervenções recentes, inauguradas pelo emissário submarino em 2007 e pela ETE em 2009, foram sentidas de forma geral pelas lagoas de Marapendi, Tijuca e Camorim; com uma melhora temporária em sua qualidade de água. Entretanto, os anos seguintes mostram cenários ora de aumento ora de estagnação, indicando que apesar do sistema de esgotamento sanitário da Barra e Jacarepaguá já se encontrar implantado em grande parte da região, e ligado ao Emissário Submarino da Barra, lançamentos de esgoto sanitário nessas lagoas continuam. Cabe lembrar que, durante as blitzes realizadas pelo INEA, CEDAE e CICC, foi comprovado que permanecem lançamentos nas lagoas nas saídas da galeria de águas pluviais locais. Além disso, cabe considerar que a característica lântica dos ambientes lagunares contribui para a acumulação de nutrientes no meio e que, nesses ambientes, muitas das vezes, a suspensão de lançamentos novos é insuficiente para resultar em melhoria significativa na qualidade da água.

Nesse sentido, surge a dragagem prevista para o complexo lagunar como medida corretiva, para atuar sobre os processos de circulação de nutrientes nas lagoas. Essa intervenção irá atuar em duas frentes: retirando o sedimento do fundo, que em épocas de chuva volta a sua forma em suspensão, e injeta carga orgânica e de nutrientes nas lagoas; e intensificando a renovação de águas do CLJ. Entretanto, apenas a dragagem não é suficiente para recuperar o sistema lagunar. É necessário que medidas estruturais que impeçam que o esgoto chegue às lagoas sejam efetuadas. Sem esse tipo de intervenção, os efeitos das obras serão apenas temporários e daqui a alguns anos outra dragagem será necessária.

Enquanto isso, obras de esgotamento sanitário da Barra da Tijuca e Jacarepaguá estão em andamento com previsão de estarem concluídas em 2016. Porém, ainda não há uma saída nesse sentido para as favelas que se localizam nas margens dos rios cujas águas chegam às lagoas. Como uma solução paliativa, serão implantadas unidades de tratamento de rios (UTRs). Embora essa seja uma estratégia alternativa para impedir a chegada do aporte sanitários nas lagoas, ela sacrifica a qualidade dos rios da bacia hidrográfica.

Igualmente, é preciso contemplar a contínua expansão demográfica da área de planejamento 4, a fim de que a capacidade do sistema de esgoto seja compatível com a população futura.

Recomendações

- Como sugestão de trabalhos futuros se propõe uma análise mais detalhada em relação às outras variáveis que afetam o processo de eutrofização do CLJ, tais como a temperatura e o pH, uma vez que a correlação da clorofila-a com os nutrientes se mostrou moderada.

- Criação de uma legislação específica para ambientes eutrofizados no Brasil, que contemple a mensuração do estado trófico dos diferentes corpos hídricos (rios, reservatórios, lagoas costeiras, etc) e limites de nutrientes diferenciados para esses corpos d'água.

Bibliografia

ALERTARIO, 2012. **Total mensal das precipitações pluviométricas, segundo as estações telepluviométricas automáticas do Sistema de Alerta de Deslizamentos – 1997 a 2012.** Disponível em <<http://alertario.rio.rj.gov.br/>>.

ANDRÉ, E. , 2012, “Caracterização da hidrodinâmica e do estado trófico da lagoa de Bilene, Sul de Moçambique”, **Revista Moçambicana De Investigação Pesqueira** , n. 30, pp. 2-30.

APHA, 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21 ed. American Publication Health Association. American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington.

AZEVEDO, S. M. ,1998. “Toxinas de Cianobactérias: Causas e consequências para saúde pública”, **Medicina on line**, v.1, n. 3, pp. 70-83. Disponível em http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm. Acesso em 20 nov. 2014.

BRAGA, B. *et al.*, 2002. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo, Prentice Hall.

BRANDÃO, L. H., DOMINGOS, P., 2006, “Fatores Ambientais para a Floração de Cianobactérias Tóxicas”, **Saúde e Ambiente em Revista**, v. 1, n. 2, pp. 40-50.

BRASIL. **Lei nº. 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.** Brasília/DF, Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 1981.

BRASIL. **Lei nº 9.433 de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Brasília/DF, Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 1997.

CALIJURI, M.C.,1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. Tese de D. Sc. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

CARACO, N., & MILLER, R., 1998, “Direct and indirect effects of CO₂ on competition between cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton”, **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** , n. 55, pp. 54-62.

CARLSON, R.E.,1977. “A Trophic State Index for Lakes”. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, pp. 361-369.

CARMICHAEL, W. W., 1991. “Toxic freshwater blue-green algae (cyanobacteria): an overlooked health threat”, **Health Environ**, n. 5, pp. 1-4.

CARVALHO, R. P., 2013, “Qualidade urbana /ambiental no território carioca: o caso do planejamento da Baixada de Jacarepaguá”, **Caderno de Geografia**, v. 23, n. 40, pp. 67-88.

CEBALLOS, B.S.O.,1995. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido**. Tese de D. Sc. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

CEDAE, 2014a. Companhia Estadual de Águas e Esgotos. Programa de Saneamento da Barra da Tijuca, Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá – PSBJ. Disponível em: <<http://www.cedae.com.br/>>. Acesso em 09 de Novembro de 2014.

CEDAE, 2014b. **Boletim Oficial da Companhia Estadual de Águas e Esgotos**. n. 96. Companhia Estadual de Águas e Esgotos, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

CEDAE, 2006. Companhia Estadual de Águas e Esgotos. Emissário da Barra. Disponível em: http://www.cedae.rj.gov.br/raiz/006.asp?CD_NOTICIA=655. Acesso em 24 de Novembro de 2014.

CETESB, 2014. **IET - Índice de Estado Trófico**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em <www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso em 27 de Novembro de 2014.

CETESB, 2008. “**Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem**”. In: Série Relatórios/CETESB: Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2008. Apêndice A. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

CETESB , 2001. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2001**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

CHORUS, I. E BARTRAM, J. (EDS.), 1999. **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E & Fm Spon, London. 416 p.

COHIDRO, 2006. **Estabilização da barra do canal de Sernambetiba e suas interligações com o complexo lagunar Jacarepaguá**. Consultoria Estudos Projetos. Estudo de impacto ambiental. SEMADUR/SERLA. v. 1-13, 1079 p.

CONAMA. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras**. Brasília/DF, Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2000.

CONAMA. **Resolução nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências**. Brasília/DF, Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2004.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília/DF, Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005.

CPRH, 2003. **Índice e indicadores de qualidade de água – Revisão da Literatura. Seleção de índices e indicadores**. Programa Nacional de Meio Ambiente II, Pernambuco Subcomponente Monitoramento da Qualidade de Água. Agência Estadual do Meio Ambiente de Pernambuco. Disponível em <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume1.pdf>>. Acesso em 29 de novembro de 2014.

CRUZ, F. S., OLIVEIRA, A. C., & GÔMARA, G. A., 2013. “Monitoramento da Comunidade de Cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá no Período de 2011 a 2012”, **Revista Eletrônica Novo Enfoque**, n. 16, pp. 81-94.

DIPIN, 2014. Disponível em < <http://dipin.kent.edu/chlorophyll.htm>>. Acesso em 4 de setembro de 2014.

DOMINGOS, P., **Dinâmica de Cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ)**. Tese de D. Sc. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2001.

DUARTE, M. A. C., CEBALLOS, O., SUSANA, B., *et al.*, 1998. “Índice de Estado Trófico de Carlson (IET) aplicado em corpos lênticos do nordeste do Brasil”. **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 26, Lima, Peru.

DUY, T.N.; LAM, P.K.S.; SHAW, G.R. *et al.*, 2000. **Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue green algal) toxins in water**. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 163, pp. 115-136.

- ESTEVEVES, F. A., 1998. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro, Interciência.
- ESTEVEVES, F. A., BARBOSA, F. A., 1986, “Eutrofização artificial: a doença dos lagos”, **Ciência Hoje**, v. 5, n. 27, pp. 56-61.
- EVANGELISTA, H. A., 1989. **Uma abordagem geográfica à reivindicação por equipamento sanitário**. Tese de M. Sc., Programa de Pós- Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- FEEMA, 1982. **Estudo do Complexo Lagunar da Barra da Tijuca: Fase I - Lagoa de Jacarepaguá**. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Departamento de Controle da Poluição, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 37 p.
- FEEMA, 1991. **Qualidade das águas do Estado do Rio de Janeiro: Período 1987 a 1989. Corpos d’água da região Norte e Nordeste e lagoas do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro**. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente.
- FEEMA, 2006. **Complexo Lagunar de Jacarepaguá: diagnóstico de qualidade de água - período 2001/2005**. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Relatório interno.
- FERNANDES, H. R., 1991. **Abordagem geoquímica nos estudos da poluição por metais pesados no sistema fluvial do sistema lagunar da baixada de Jacarepaguá - RJ**. Tese de M. Sc. Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, Brasil.
- FERNANDES, T., 2013. “Barra da Tijuca (RJ), Plano Piloto, Legislação e Realidade: o processo de urbanização, ocupação e suas consequências ambientais”. **Revista VITAS – Visões Transdisciplinares sobre Ambiente e Sociedade**, n. 6.
- FERNANDES, V. O., 1993. **Estudos sucessionais da comunidade perifítica em folhas de Typha dominguensis Pers, relacionado às variáveis limnológicas na Lagoa de Jacarepaguá, RJ**. Tese de M. Sc., Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.
- FERRÃO-FILHO, A. S., DOMINGOS, P., AZEVEDO, S. M., 2002. “Influences of a Microcystis aeruginosa Kützing bloom on zooplâncton populations in Jacarepaguá Lagoon”. **Limnologia**, v. 32, n. 4, pp. 295-308.
- FIA, R., MATOS, A. T., CORADI, P. C., & PEREIRA-RAMIREZ, 2009. ‘Estado Trófico da Água na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil’. **Revista Ambiente & Água**, n. 1, pp. 132-141.
- FREIRIA, R. C., 2007. “Direito das Águas: Aspectos legais e institucionais na perspectiva da qualidade”. **Âmbito Jurídico**. n. 40. Disponível em: <http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=1738>. Acesso em 01 de fevereiro de 2015.

FREITAS, A. M., 2003. **Qualidade das Águas Fluviais: Estudo de Caso da Bacia Hidrográfica de Jacarepaguá - RJ**. Tese de M. Sc., Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

GOMES, A. M., SAMPAIO, P. L., FERRÃO-FILHO, A. S., *et al.*, 2009. “Florações de Cianobactérias Tóxicas em uma Lagoa Costeira Hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas Consequências para Saúde Humana”, **Revista Oncologia Brasiliensis**, v. 13, n. 1, pp. 329-345.

INEA, 2002. **Análise Preliminar do Fitoplâncton do Complexo Lagunar de Jacarepaguá**. Publicação restrita. Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

INEA, 2012. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais - Estado do Rio de Janeiro - 2000 – 2010**. Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro, RJ.

INEA, 2014. Instituto Estadual do Ambiente. Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Disponível em < <http://www.inea.antigo.rj.gov.br/fma/complexo-lagunar-jpa.asp> >. Acesso em 2 de outubro de 2014.

INMET, 2013. **Principais observações meteorológicas, segundo as estações de observação e os meses do ano – Município do Rio de Janeiro (1990 a 2013)**. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>.

IPP, 2010. **Domicílios particulares permanentes por existência de banheiro ou sanitário e esgotamento sanitário, segundo as Áreas de Planejamento, Regiões de Planejamento, Regiões Administrativas e Bairros**. . Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos - IPP, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Disponível em: <<http://portalgeo.rio.rj.gov.br/amdados800.asp?gtema=15>>

IPP, 2007. **Mapa da Barra da Tijuca e Jacarepaguá**. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos - IPP, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Disponível em< <http://portalgeo.rio.rj.gov.br/amdados800.asp?gtema=15>>

IPP, 2001. **Anuário Estatístico da Cidade do Rio de Janeiro**. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos - IPP, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J.; CARDO, D.; *et al.* 1998. **Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil**. The New England Journal of Medicine, v. 36, pp. 373-378.

KLAPPER, H., 1991. **Control of eutrophication in inland waters**. Ellis Horwood, New York.

KOBLITZ, A. V., 1969. **Lagoas da restinga de Jacarepaguá: relatório preliminar**. Instituto de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

LAMPARELLI, M. C., 2004. **Grau de Trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de Monitoramento. Grau de Trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de Monitoramento.** Tese de D. Sc., Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.

LEITÃO, G.; REZENDE, V. F., 2004. "Planejamento e Realização da Barra da Tijuca como Espaço Residencial, Evolução e Crítica de um Projeto para uma Área de Expansão da Cidade do Rio De Janeiro". In: **Seminário de História da Cidade e do Urbanismo.** Sessão temática 4 "Políticas Públicas e Instrumentos do Urbanismo". Universidade Federal Fluminense, Niterói. Disponível em <<http://unuhospedagem.com.br/revista/rbeur/index.php/shcu/article/view/1038/1013>>

MARGALEF, R, 1974. **Ecologia.** 2 ed. Omega, Barcelona

MARQUES, J. S., 1990. **A participação dos rios no processo de sedimentação da baixada de Jacarepaguá.** Tese de D. Sc., Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, Rio Claro, SP, Brasil.

MARQUES, J. S., 1984. "Estruturação do sistema ambiental da baixada de Jacarepaguá". **Revista Geográfica**, v. 9, n. 17/18, pp. 187-193.

MASON, C. F., 1998. **Biology of Freshwater Pollution.** 3 ed. Longman, Essex – UK.

MASTERPLAN, 2013. **Relatório Ambiental Simplificado das Obras de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.** Consultoria de Projetos de Meio Ambiente. Rio de Janeiro, Capítulo 3 – Diagnóstico Ambiental da Área de Influência. 450 p.

MONTEIRO, A. J., 2004. **Eutrofização: Modelação do Oxigênio Dissolvido em Rios.** Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal. Disponível em <<https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779571635722/Eutrofiza.pdf>>

MOTA, S., 2006. **Introdução a Engenharia Ambiental.** 3 ed. Rio de Janeiro, Abes.

ODUM, E. P., & BARRET, G. W., 2008. **Fundamentos da Ecologia.** 5 ed. São Paulo, Cengage Learning.

O GLOBO, 2012. **Um histórico de degradação nas lagoas da Barra e Jacarepaguá.** Disponível em <<http://infograficos.oglobo.globo.com/rio/um-historico-de-degradacao-nas-lagoas-da-barra-e-jacarepagua.html>>. Acesso em 20 de Novembro de 2014.

O GLOBO, 2014. **O poluído complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá.** Disponível em <<http://oglobo.globo.com/infograficos/lagoas-jacarepagua/>>. Acesso em 20 de Novembro de 2014.

OECD, 1982. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control.** Organization for Economic Cooperation and Development. Paris, França. 154p.

OENEMA, O., & ROEST, W., 1998. "Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters - The effects of policies and measures in the Netherlands". **Water Science and Technology**, v.37, n. 3, pp. 19-30.

PEREIRA, A. A., MENDONÇA, A. S., ANDRADE FILHO, M., 2006. "Aspectos Qualitativos de Águas de Lagoas Costeiras e seus Fatores Influente – Estudo de Caso: Lagoa MÃE-BÁ, Espírito Santo". **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** , v. 11, n.1, p.63-77.

PIMENTA, L. C., & MARQUES, J. S., 2003. "Consequências de uma Ocupação Intensa para o Ambiente Lagunar de Jacarepaguá: O Caso das Lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca". **Revista Geo-UERJ**. v. 1, nº especial, pp. 2326-2333.

PIMENTA, L. C., 2002. "Apropriação e Uso do Solo Nos Terrenos Marginais do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e Suas Consequências Para o Meio Ambiente". In: **XIII Encontro Nacional de Geógrafos**. Caucaia, CE.

PIMENTA, L. C., MARQUES, J. S., ARAÚJO, R. E., 2003. "Mudanças ambientais e apropriação das paisagens das lagoas da Baixada de Jacarepaguá ao espaço urbano carioca". In: **IX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Recife, PE, pp. 221-221.

PONTES, F., 2002. O Globo. Polêmica de 23 anos na região. O Globo, 25 de abril de 2002. Barra, p. 45.

RAVEN, P., EVERT, R. F., & EICHHORN, S. E. , 2001. **Biologia Vegetal**. 6 ed. Editora Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro.

REYNOLDS, C., 1978. **Phosphorus and Eutrofication of Lakes - a personal view. Phosphorus in the Environment: its chemistry and biochemistry**, 1 ed. Elsevier, Amsterdam.

ROSMAN, P. C., 2012. **Aspectos Morfológicos de Rios e Estabilidade de Canais de Maré**. Apostila de Aulas – Curso de Engenharia Fluvial e Costeira , AECO - Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SALAS, H., MARTINO, P., 2001. **Metodologias simplificadas para la evaluación de eutrofication en lagos cálidos tropicales**. Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, Lima.

SALAS, H.; MARTINO, P., 1991. "A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes". **Water Research**, v. 25, n. 3, pp. 341-350.

SAMPAIO, G. F., 2008. **Cianobactérias como Parâmetro de Qualidade Ambiental: Um Estudo do Complexo Lagunar de Jacarepaguá**. Tese de M. Sc. Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SEMADS, 2001a. **Ambiente das Águas no Estado do Rio de Janeiro**. Cooperação Técnica Brasil Alemanha/Projeto PLANÁGUA, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SEMADS, 2001b. **Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses: Síntese Informativa por Macroregião Ambiental**. Cooperação Técnica Brasil Alemanha/Projeto PLANÁGUA, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SEMERARO, J. & COSTA, A. F., 1972. **Plâncton e a Poluição nas Lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá**. Publicações do Instituto de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. p. 1-31.

SILVA, G., 2004. **Impactos Ambientais Resultantes do Processo de Ocupação da Barra da Tijuca**. Tese de M. Sc. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SILVA, G., 2005. “Impactos Ambientais Urbanos: O Processo de Ocupação da Barra da Tijuca”. **Revista Oculum Ensaio**, n. 4, pp. 36-45. Disponível em <<http://periodicos.puc-campinas.edu.br/seer/index.php/oculum/article/view/784/764>>.

SILVA, G., 2006. “Processo de Ocupação Urbana da Barra da Tijuca: Problemas Ambientais, Conflitos Socioambientais, Impactos Ambientais Urbanos”. **Revista PARC - Pesquisa em Arquitetura e Construção**, v. 1, n. 1, pp.1-29. Disponível em <<http://www.fec.unicamp.br/~revistaparc/ojs/index.php/parc/article/view/6/6>>.

SILVA, M. C., 2005. “Estuários – Critérios para uma Classificação Ambiental”. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, n. 5, pp. 25-35.

SKULBERG, M. O., CODD, G. A., & CARMICHAEL, W. W. (1984). “Toxic blue-green algae in Portuguese fresh waters”. **Ambio**. n.13. pp. 439-451.

SMITH, V., 2003. “Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - a global problem”. **Environment Science & Pollution Research**, n. 10, pp.126-139.

SMITH, V. H., 1998. “Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters”. In: **Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science**, Springer-Verlag, New York, pp. 7-49.

SMAC, 1996. **Monitoramento de praias e lagoas**. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Secretaria de Meio Ambiente. Rio de Janeiro, RJ – Brasil.

SMU, 2002. **Os dados mais recentes sobre população de favelas na cidade do Rio de Janeiro**. In: Rio Estudos. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Secretaria Municipal de Urbanismo. Rio de Janeiro

SNIS, 2012. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília, Brasil. 164 p.

SONDOTÉNICA Engenharia de Solos S.A, 1998a. **Estudo de Impacto Ambiental para o Projeto de Recuperação Ambiental da Macrobacia de Jacarepaguá.** Diagnóstico do meio físico. Rio de Janeiro, v 2., 148 p.

SONDOTÉNICA Engenharia de Solos S.A, 1998b. **Estudo de Impacto Ambiental para o Projeto de Recuperação Ambiental da Macrobacia de Jacarepaguá.** Diagnóstico do meio biótico. Rio de Janeiro, v 3., 108 p.

SUBCOMITÊ JACAREPAGUÁ, 2014. Subcomitê de Bacia da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara – Sistema Lagunar de Jacarepaguá. Disponível em: <<http://www.comitebaiadeguanabara.org.br/sc-jacarepagua/>>. Acesso em 29 de 11 de 2014.

TELLES, Dirceu D'Alckmin *et al*, 2013. **Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão.** 1 ed. Blucher, São Paulo.

THOMANN, R. V., & MUELLER, J. A., 1987. **Principles of surface water quality modeling and control.** 1 ed. Harper & Row, New York.

THOMAZ, S. M., & BINI, L. M., 1998. “Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios”. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 1, pp.103-116.

TOLEDO, A. P., AGUDO, E.G., TOLARICO, M., CHINEZ, S.J., 1984. “A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo da Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais”. In: **XIX Congresso Interamericano de Engenharia**, Santiago do Chile, Novembro. 56 p.

TUCCI, C. E., HESPANHOL, I., & CORDEIRO NETTO, O. M., 2003. “Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a "visão mundial da água"”. **Revista Bahia Análise & Dados**, v.13, n. especial, pp. 357-370.

TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI,T.; HENRY,R.; ROCHA,O.; HINO,K., 1988. **Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo.** Limnologia e manejo de represas. In: Monografias em limnologia. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

TUNDISI, J., & TUNDISI, T. M., 2008. **Limnologia.** 1 ed. Oficina do Texto, São Paulo.

UN WWA, 2009. **Water and Industry.** United Nations World Water Assessment Programme. Disponível em <http://webworld.unesco.org/water/wwap/facts_figures/water_industry.shtml>

USEPA, 1974. **The Relationship of Phosphorus and Nitrogen to the Trophic State of Northeast and North-Central Lakes and Reservoirs.** United States Environmental Protection Agency, National Eutrophication Survey, Washington.

VON SPERLING, M., 1996. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 2 ed. Editora UFMG, Belo Horizonte.

VON SPERLING, M., 2005. **Introdução à Qualidade da Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3 ed. Editora UFMG, Belo Horizonte.

WETZEL, R. G., 1981. **Limnologia**. 1 ed. Omega, Barcelona.

WERTZEL, R. G., 1993. **Limnologia**. Ed. Fundação Calouste Goulbekian, Lisboa.

WETZEL, R. G., 2001. **Limnology - Lake and River Ecosystems**. 3 ed. Academic Press, San Diego.

ZEE, D.M.W., FORTES, J.D., MOREIRA, M.H.R., LUZ, L.B., CARVALHO, N.V., 1992. **Estudo da taxa de renovação e capacidade de recuperação do canal de Marapendi**. Instituto de Geociências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 107p.

ZEE, D. M. W., 2014. Jornal da Barra. Coluna verde: A Evolução do Saneamento na Baixada de Jacarepaguá. Disponível em: < <http://www.jornaldabarra.com.br/coluna-verde/1644--a-evolucao-do-saneamento-na-baixada-de-jacarepagua.html>>. Acesso em 20 de Novembro de 2014.

Apêndice A - Análise Estatística

Lagoa de Jacarepaguá

		Coliformes Termotolerantes NMP mil/100 mL	DBO mg/L	Fósforo Total - mg/L	Orto fosfato dissolvido mg/L	OD mg/L	Clorofila a µg/L	Nitrato mg/L	Nitrito mg/L	Nitrogênio Amoniacal Solúvel mg/L	Nitrogênio Kjeldahl mg/L	Nitrogênio Inorgânico mg/L	Nitrogênio Orgânico mg/L	Nitrogênio Total mg/L
1980 - 1981	N° de Amostras	14	14	14	14	14	11	14	14	14	14	14	14	14
	Mínimo	0,05	4,00	0,21	0,03	8,60	5,10	0,01	0,00	0,00	1,36	0,02	1,12	1,46
	1°Quartil	0,09	10,5	0,31	0,14	9,85	46,95	0,03	0,01	0,10	2,32	0,15	1,97	2,37
	Mediana	0,23	17,00	0,56	0,16	11,50	142,50	0,04	0,01	0,25	3,71	0,31	2,60	3,80
	3°Quartil	1,17	23,20	0,75	0,35	13,15	309,25	0,07	0,02	0,54	4,37	0,59	3,73	4,43
	Máximo	1,30	42,00	1,02	0,54	17,60	403,20	0,11	0,03	0,63	5,63	0,68	5,38	5,70
	Média	0,50	16,6	0,50	0,20	10,30	107,28	0,04	0,01	0,27	3,38	0,34	2,74	3,46
1982 - 1983	N° de Amostras	12	12	13	12	13	11	13	13	13	13	13	13	13
	Mínimo	0,02	2,80	0,12	0,01	0,30	36,70	0,01	0,00	0,02	1,41	0,03	1,38	1,45
	1°Quartil	0,08	4,60	0,25	0,07	6,00	53,48	0,01	0,00	0,03	2,07	0,08	1,62	2,11
	Mediana	0,13	6,10	0,34	0,16	11,40	71,07	0,04	0,01	0,15	2,50	0,22	2,18	2,58
	3°Quartil	0,37	11,30	0,39	0,22	13,40	85,78	0,05	0,03	0,58	4,10	0,59	3,36	4,11
	Máximo	0,79	20,80	0,53	0,24	15,2	88,79	0,10	0,07	1,34	7,14	1,05	3,81	4,93
	Média	0,14	7,88	0,33	0,12	9,19	54,53	0,03	0,01	0,14	2,72	0,23	2,39	2,79
1984 - 1986	N° de Amostras	19	20	20	20	20	16	20	18	20	18	20	18	18
	Mínimo	0,03	3,00	0,28	0,04	0,5	4,71	0,01	0,00	0,05	0,80	0,07	0,98	1,65
	1°Quartil	0,23	7,00	0,36	0,08	4,35	45,50	0,02	0,02	0,18	2,12	0,45	1,79	2,16
	Mediana	0,80	9,80	0,46	0,14	9,1	137,15	0,08	0,06	0,42	3,43	0,56	2,66	3,79
	3° Quartil	4,15	11,90	0,57	0,20	12,5	225,48	0,18	0,09	0,74	3,96	1,02	3,79	4,36
	Máximo	5,00	17,60	0,85	0,31	18,8	310,02	0,38	0,17	0,96	18,80	1,81	6,26	6,26
	Média	0,81	9,25	0,48	0,13	6,46	79,85	0,07	0,03	0,34	3,06	0,51	2,52	3,25
1990 -	N° de Amostras	14	17	16	17	17	13	17	17	17	15	17	15	15

1991	Mínimo	0,05	3,00	0,20	0,10	0,10	29,47	0,01	0,00	0,01	0,10	0,04	0,50	1,31
	1°Quartil	0,43	5,40	0,45	0,20	7,20	110,82	0,02	0,01	0,08	2,70	0,16	1,60	3,04
	Mediana	1,70	7,20	0,58	0,25	11,20	149,60	0,04	0,02	0,60	3,00	0,87	2,20	3,13
	3°Quartil	4,50	8,00	0,73	0,40	14,20	215,84	0,10	0,05	2,00	5,00	2,58	3,46	5,15
	Máximo	8,00	10,40	0,90	0,50	19,60	317,16	0,20	0,08	4,50	7,00	4,51	5,91	7,65
	Média	1,31	6,96	0,57	0,27	7,35	129,93	0,06	0,02	0,37	3,23	0,64	2,04	3,57
2001 - 2002	N° de Amostras		3	3	2	2	2	3	3	3	2	3	2	2
	Mínimo		12,00	1,50	0,90	8,00	251,26	0,02	0,01	0,20	2,80	0,93	2,60	3,60
	1°quartil		16,00	1,60	0,93	8,80	310,40	0,06	0,15	0,55	4,10	0,96	3,35	4,83
	Mediana		20,00	1,70	0,95	9,60	369,54	0,10	0,30	0,90	5,40	1,00	4,10	6,05
	3°quartil		20,00	1,85	0,98	10,40	428,68	0,15	0,50	1,65	6,70	1,95	4,85	7,28
	Máximo		20,00	2,00	1,00	11,20	487,82	0,20	0,70	2,40	8,00	2,90	5,60	8,50
	Média		16,87	1,72	0,95	9,47	350,10	0,07	0,11	0,76	4,73	1,39	3,82	5,53
2003 - 2004	N° de Amostras	16	6	27	27	24	20	9	27	27	26	27	26	26
	Mínimo	0,17	2	0,50	0,20	7,00	99,79	0,01	0,00	0,01	2,00	0,04	1,30	2,14
	1°Quartil	2,65	4,5	0,76	0,40	11,54	140,44	0,02	0,04	0,09	3,20	0,28	2,90	3,20
	Mediana	40,00	13	1,00	0,50	13,60	159,82	0,04	0,09	0,60	4,30	0,75	3,91	4,41
	3°Quartil	160,00	15,5	1,23	0,70	16,86	257,80	0,07	0,20	1,45	6,00	1,56	5,19	6,30
	Máximo	300,00	20	1,80	1,10	23,80	386,10	0,07	0,30	2,30	10,00	2,40	8,10	10,04
	Média	19,69	7,74	0,98	0,51	13,60	192,92	0,04	0,06	0,37	4,50	0,57	3,80	4,65
2005 - 2006	N° de Amostras	7		22	22	22	15	22	22	22	22	22	21	22
	Mínimo	0,50		0,50	0,30	0,15	61,48	0,01	0,00	0,03	0,03	0,05	0,05	0,05
	1°Quartil	7,15		0,73	0,51	6,35	93,56	0,01	0,01	0,23	2,70	0,29	2,20	2,76
	Mediana	24,00		1,00	0,63	8,60	136,32	0,02	0,03	1,23	3,65	1,30	2,92	3,78
	3°Quartil	77,00		1,38	0,75	10,20	207,41	0,06	0,09	1,78	4,90	1,92	3,60	4,96
	Máximo	130,00		1,50	1,10	15,00	368,87	0,10	0,10	2,30	3,40	2,26	3,90	7,05
	Média	14,75		0,98	0,59	7,91	142,63	0,02	0,02	0,56	2,62	0,67	2,07	2,78
2007 - 2008	N° de Amostras	11	10	15	15	15	8	15	15	15	15	15	15	15
	Mínimo	0,90	4,40	1,00	0,35	2,40	62,50	0,01	0,00	0,01	1,40	0,06	0,40	1,66
	1°Quartil	2,65	5,95	1,00	0,50	6,10	93,55	0,02	0,01	0,12	2,30	0,29	1,59	2,33

	Mediana	5,00	9,80	1,00	0,60	7,20	147,24	0,05	0,04	0,60	3,00	1,00	2,54	3,05
	3° Quartil	27,00	23,00	1,00	0,93	9,40	198,52	0,08	0,10	1,40	5,50	1,49	3,45	5,69
	Máximo	30,00	30,00	1,00	1,10	11,60	249,12	0,10	0,20	2,60	6,50	2,75	4,90	6,67
	Média	9,89	11,28	1,11	0,64	6,15	137,21	0,04	0,03	0,41	3,28	0,63	2,24	3,42
2009 - 2010	N° de Amostras	12	14	14	14	13	14	9	13	14	5	14	5	5
	Mínimo	1,10	3,20	0,50	0,30	1,60	81,56	0,01	0,00	0,13	1,00	0,15	0,30	3,01
	1° Quartil	3,05	6,50	0,63	0,45	5,00	110,97	0,01	0,03	0,66	2,40	0,71	0,60	3,01
	Mediana	11,95	8,40	1,00	0,53	6,60	124,51	0,03	0,14	0,83	3,00	1,23	2,80	3,55
	3° Quartil	40,25	14,13	1,30	0,80	11,00	140,45	0,20	0,19	1,78	3,50	2,17	2,85	3,71
	Máximo	92,00	24,00	1,50	1,00	15,20	180,01	0,30	0,20	2,76	4,50	3,11	3,70	3,71
	Média	11,81	10,81	0,94	0,57	6,31	124,42	0,04	0,08	0,92	2,58	1,09	1,40	2,89
2011 - 2012	N° de Amostras	24	25	25	24	25	24	20	24	22		26		
	Mínimo	0,78	2,00	0,44	0,36	0,00	91,92	0,01	0,00	0,15		0,42		
	1° Quartil	7,15	8,00	0,80	0,51	1,40	122,38	0,01	0,03	1,93		1,75		
	Mediana	27,5	16,00	1,10	0,60	4,00	128,91	0,05	0,36	3,02		3,66		
	3° Quartil	92,00	32,00	1,30	0,81	7,60	150,89	0,09	0,67	7,33		8,61		
	Máximo	160,00	56,00	1,80	1,20	13,60	190,06	0,12	0,87	12,00		15,86		
	Média	23,24	15,27	1,03	0,64	3,73	134,21	0,05	0,19	2,81		3,29		
2013 - 2014	N° de Amostras	23	23	23	23	16	19	19	22	9		23		
	Mínimo	0,20	4,00	0,32	0,13	0	76,18	0,01	0,01	0,81		0,01		
	1° Quartil	6,65	10,00	0,80	0,29	2,35	129,52	0,02	0,01	1,64		0,03		
	Mediana	23,00	20,00	1,30	0,57	5,1	138,57	0,06	0,03	3,42		1,25		
	3° Quartil	51,5	28,00	1,72	0,64	10,1	158,13	0,89	0,20	9,00		3,72		
	Máximo	54,00	50,00	2,38	0,92	19,2	191,59	1,50	0,47	10,00		9,22		
	Média	18,76	16,65	1,13	0,45	4,85	136,62	0,11	0,05	3,20		0,53		

Lagoa de Camorim

		Coliformes Termotolerantes NMP mil/100 mL	DBO mg/L	Fósforo Total - mg/L	Orto Fosfato Dissolvido - mg/L	Nitrato - mg/L	Nitrito - mg/L	Nitrogênio Amoniacal Solúvel mg/L	Nitrogênio Kjeldahl mg/L	OD - mg/L	Clorofila a - ug/L	Nitrogênio Inorgânico - mg/L	Nitrogênio Orgânico - mg/L	Nitrogênio Total mg/L
1980-1981	N° de Amostras	6	6	6	6	6	6	6	6	6	3,	5	5	5
	Mínimo	4,90	8,00	0,22	0,13	0,01	0,01	0,45	1,79	0,60	90,00	0,52	0,50	2,98
	1° Quartil	15,75	12,50	0,47	0,15	0,02	0,01	0,78	3,05	2,75	96,80	1,30	1,33	3,67
	Mediana	39,00	16,00	0,64	0,18	0,04	0,02	1,37	4,26	8,70	103,60	1,65	1,96	5,00
	3° Quartil	193,50	40,50	0,79	0,23	0,05	0,03	3,76	6,39	14,50	110,05	4,50	2,37	6,93
	Máximo	240,00	64,00	0,80	0,25	0,05	0,05	5,68	7,64	15,80	116,50	5,72	2,37	7,69
	Média	41,01	20,50	0,59	0,22	0,03	0,02	1,54	4,10	5,04	102,80	1,96	1,81	4,93
1982-1983	N° de Amostras	10	10	11	11	11	11	11	11	11	7	11	11	11
	Mínimo	4,90	4,80	0,22	0,01	0,03	0,00	0,05	2,63	2,40	7,30	0,09	0,62	2,81
	1° Quartil	14,00	6,65	0,47	0,10	0,04	0,01	0,98	3,35	3,60	74,74	1,14	2,24	3,41
	Mediana	26,00	7,60	0,54	0,19	0,05	0,01	1,53	3,79	5,00	104,40	1,62	3,18	3,86
	3° Quartil	82,50	16,80	0,79	0,34	0,09	0,03	1,88	6,03	7,80	148,04	1,93	3,76	6,09
	Máximo	92,00	30,00	1,14	0,48	0,12	0,03	2,70	6,38	11,20	197,77	2,76	4,53	6,42
1984-1986	N° de Amostras	10	10	10	10	10	9	10	9	10	9	10	9	9
	Mínimo	8,00	6,80	0,49	0,08	0,01	0,00	1,08	2,16	1,40	8,35	1,11	0,15	2,18
	1° Quartil	57,50	7,50	0,61	0,12	0,02	0,01	1,75	4,20	3,85	49,07	1,76	1,47	4,23
	Mediana	91,00	8,70	0,80	0,15	0,02	0,02	2,23	4,91	4,50	88,87	2,26	2,11	5,00
	3° Quartil	212,50	10,20	0,95	0,22	0,06	0,03	2,96	5,64	6,95	122,43	3,34	3,12	5,73
	Máximo	240,00	10,40	1,09	0,33	0,06	0,03	4,26	6,32	9,60	154,84	5,22	4,31	7,28
2001-2002	N° de Amostras	1	2	2	1	2	2	2	2	1	1	2		
	Mínimo	50,00	12,00	1,40	1,00	0,05	0,01	1,10	0,70	8,00	520,53	1,21		
	1° Quartil	50,00	14,00	1,45	1,00	0,06	0,06	1,43	0,83	8,00	520,53	1,57		
	Mediana	50,00	16,00	1,50	1,00	0,08	0,11	1,75	0,95	8,00	520,53	1,93		

	3° Quartil	50,00	18,00	1,55	1,00	0,09	0,15	2,08	1,08	8,00	520,53	2,29		
	Máximo	50,00	20,00	1,60	1,00	0,10	0,20	2,40	1,20	8,00	520,53	2,65		
	Média	50,00	15,49	1,50	1,00	0,07	0,04	1,62	0,92	8,00	520,53	1,79		
2003-2004	N° de Amostras	7	3	13	12	6	11	12	13	10	6	12	13	13
	Mínimo	0,80	2,00	0,80	0,35	0,03	0,00	1,10	3,00	0,40	63,18	1,24	1,50	3,00
	1° Quartil	30,00	8,00	1,10	0,50	0,04	0,05	1,70	4,00	2,01	266,49	1,74	2,60	4,01
	Mediana	50,00	14,00	1,20	0,70	0,04	0,10	2,10	6,00	8,40	290,97	2,29	4,10	6,00
	3° Quartil	230,00	14,20	1,30	0,83	0,06	0,18	2,20	6,50	10,05	409,64	2,36	4,80	6,55
	Máximo	500,00	14,40	1,50	1,00	0,06	0,30	2,50	7,00	16,29	491,83	2,51	5,10	7,45
	Média	50,72	7,39	1,18	0,65	0,05	0,06	1,20	5,01	4,08	259,65	1,50	3,32	5,13
2005-2006	N° de Amostras	4		14	14	9	14	14	14	14	14	14	14	14
	Mínimo	50,00		0,50	0,30	0,02	0,01	0,07	2,60	3,00	15,89	0,09	1,00	2,63
	1° Quartil	80,00		1,00	0,43	0,02	0,01	0,74	4,40	5,55	101,91	0,82	3,23	4,41
	Mediana	125,00		1,10	0,70	0,03	0,02	1,75	5,75	7,10	174,64	1,87	3,80	5,78
	3° Quartil	195,00		1,48	0,78	0,05	0,07	2,23	6,88	8,25	306,06	2,28	4,84	6,93
	Máximo	300,00		1,50	1,10	0,05	0,10	2,40	9,00	12,00	390,25	2,43	5,93	9,14
	Média	121,23		1,08	0,60	0,04	0,02	0,93	4,43	5,40	154,45	1,03	2,89	4,54
2007-2008	N° de Amostras	11	10	15	150	15	15	15	15	15	15	15	15	15
	Mínimo	30,00	6,80	1,00	0,45	0,01	0,00	0,25	2,60	0,10	78,90	0,31	0,60	2,64
	1° Quartil	130,00	15,25	1,00	0,68	0,03	0,00	1,10	4,00	2,50	152,94	1,25	2,30	4,31
	Mediana	240,00	22,00	1,20	0,80	0,06	0,02	1,40	4,50	5,80	203,97	1,81	2,80	4,53
	3° Quartil	400,00	28,00	1,50	0,93	0,10	0,11	2,05	5,00	9,00	234,13	2,36	3,60	5,83
	Máximo	540,00	32,00	2,00	1,20	0,20	0,20	2,80	6,50	12,80	282,55	3,01	4,70	7,80
	Média	230,10	19,29	1,27	0,77	0,06	0,02	1,32	4,32	3,47	185,08	1,62	2,65	4,64
2009-2010	N° de Amostras	12	14	14	14	9	13	14	5	13	14	14	5	5
	Mínimo	4,90	2,00	0,50	0,35	0,01	0,00	0,90	2,40	0,00	80,65	0,93	1,20	2,42
	1° Quartil	66,00	5,15	1,00	0,60	0,03	0,01	1,65	3,50	1,40	99,80	1,78	2,60	3,53
	Mediana	165,00	11,20	1,15	0,68	0,10	0,10	3,70	4,00	2,00	123,07	3,88	2,60	4,04
	3° Quartil	350,00	17,50	1,50	0,89	0,20	0,15	5,23	6,00	4,80	126,12	5,45	3,60	6,01
	Máximo	540,00	34,00	1,50	1,10	0,20	0,15	6,60	6,50	7,60	133,65	6,61	4,30	7,35

	Média	127,72	9,81	1,09	0,69	0,06	0,05	2,94	4,20	9,90	114,83	3,11	2,63	4,33
2011-2012	N° de Amostras	23	23	21	23	19	23	23		23	23	23		
	Mínimo	0,02	2,00	0,25	0,25	0,01	0,00	0,05		0,00	100,67	0,19		
	1° Quartil	54,00	13,40	0,80	0,40	0,02	0,02	2,36		1,40	120,08	2,78		
	Mediana	170,00	20,00	0,93	0,50	0,07	0,07	3,19		3,20	141,00	3,86		
	3° Quartil	540,00	30,00	1,20	0,65	0,15	0,55	6,80		4,70	156,88	7,79		
	Máximo	790,00	40,00	1,80	0,81	0,31	1,20	13,00		7,80	204,69	14,00		
	Média	116,08	17,64	0,97	0,50	0,07		2,53		2,80	138,29	3,33		
2013-2014	N° de Amostras	20	20	18	20	18	18	19		20	17	20		
	Mínimo	1,30	12,00	0,18	0,06	0,01	0,01	0,10		0,00	67,15	0,06		
	1° Quartil	71,50	20,00	0,60	0,27	0,02	0,01	1,92		0,72	124,93	2,72		
	Mediana	350,00	28,00	0,67	0,41	0,04	0,04	7,17		1,50	143,63	9,03		
	3° Quartil	920,00	29,00	1,04	0,60	0,89	0,40	9,02		3,44	189,23	10,86		
	Máximo	1600,00	40,00	1,60	0,91	1,52	0,53	16,00		7,20	280,06	17,60		
	Média	216,50	26,87	0,72	0,37	0,11	0,10	3,50		7,52	143,40	4,36		

Lagoa de Marapendi

		Coliformes Termotolerantes NMP mil/100 mL	DBO - mg/L	Fósforo Total mg/L	Orto Fosfato Dissolvido	Nitrato - mg/L	Nitrito - mg/L	Nitrogênio Amoniacal Solúvel - mg/L	Nitrogênio Kjeldahl - mg N/L	OD - mg/L	Clorofila a µg/L	Nitrogênio Inorgânico mg/L	Nitrogênio Orgânico mg/L	Nitrogênio Total mg/L
1980-1981	N° de Amostras	12	12	12		12	12	12	11	12	9	12	11	11
	Mínimo	0,02	2,00	0,02		0,02	0,00	0,01	0,63	6,60	2,20	0,04	0,58	0,67
	1° Quartil	0,02	2,00	0,03		0,03	0,00	0,07	1,00	7,15	2,50	0,10	0,82	1,03
	Mediana	0,02	2,20	0,04		0,03	0,00	0,14	1,11	7,60	2,80	0,17	1,00	1,15
	3° Quartil	0,03	4,20	0,06		0,04	0,00	0,20	1,36	7,80	3,40	0,26	1,18	1,39
	Máxima	0,03	6,00	0,10		0,05	0,01	0,26	1,69	8,60	3,40	0,30	1,46	1,75
	Média	0,04	2,89	0,05		0,03	0,00	0,11	1,14	7,50		0,16	0,98	1,18

1982-1983	N° de Amostras	12	12	13		13	13	13	13	13	11	13	13	13
	Mínimo	0,02	3,20	0,02		0,01	0,00	0,01	1,07	5,80	1,40	0,03	1,03	1,11
	1° Quartil	0,03	6,80	0,07		0,02	0,00	0,04	1,62	6,80	23,24	0,08	1,59	1,65
	Mediana	0,03	8,20	0,10		0,02	0,00	0,05	2,18	7,20	44,47	0,09	2,07	2,20
	3° Quartil	0,16	9,30	0,20		0,03	0,01	0,07	2,45	8,60	58,67	0,12	2,40	2,50
	Máxima	0,23	10,00	0,31		0,04	0,01	0,11	2,66	9,40	106,95	0,13	2,60	2,68
	Média	0,07	7,82	0,10		0,02	0,00	0,05	1,91	7,61	28,07	0,09	1,84	1,95
1984-1986	N° de Amostras	18	19	20	20	19	17	19	17	19	20	19	17	17
	Mínimo	0,03	2,00	0,13	0,02	0,01	0,00	0,01	1,72	2,00	1,99	0,02	1,32	1,75
	1° Quartil	0,25	5,10	0,21	0,03	0,01	0,00	0,02	2,40	5,00	24,51	0,05	1,89	2,44
	Mediana	0,65	7,20	0,23	0,04	0,02	0,01	0,12	2,71	7,40	61,87	0,15	2,50	2,90
	3° Quartil	2,30	8,60	0,27	0,09	0,05	0,01	0,37	3,88	10,00	85,33	0,41	3,86	3,93
	Máxima	5,00	12,80	0,36	0,11	0,09	0,02	0,79	4,34	13,80	110,95	0,56	6,19	4,36
	Média	0,80	6,90	0,22	0,05	0,03	0,00	0,09	2,93	6,77	32,33	0,15	2,59	2,98
1990-1992	N° de Amostras	24	23	22		23	22	23	21	21	22	23	21	21
	Mínimo	0,17	2,00	0,20		0,01	0,00	0,01	1,80	2,00	73,08	0,02	1,73	1,21
	1° Quartil	1,30	8,20	0,30		0,02	0,00	0,03	3,00	7,00	118,72	0,06	2,90	3,01
	Mediana	5,00	10,40	0,35		0,03	0,01	0,08	4,00	11,20	140,85	0,12	3,49	4,02
	3° Quartil	24,00	15,50	0,39		0,04	0,02	0,20	4,00	13,60	174,51	0,26	3,97	4,25
	Máxima	50,00	25,00	0,50		0,06	0,02	0,40	5,00	19,40	187,91	0,47	4,60	6,04
	Média	5,96	10,23	0,34		0,03	0,01	0,08	3,24	9,29	143,83	0,14	3,07	3,31
2001-2002	N° de Amostras	2	5	5		5	5	5	3	3	3	5	3	3
	Mínimo	0,30	10,00	0,90		0,04	0,02	0,20	2,00	9,60	31,19	0,26	1,10	2,35
	1° Quartil	0,78	10,00	1,10		0,04	0,03	0,30	2,60	10,20	187,69	0,38	1,20	2,81
	Mediana	1,25	10,00	1,10		0,05	0,03	0,40	3,20	10,80	344,18	0,47	1,30	3,26
	3° Quartil	1,73	10,00	1,20		0,07	0,04	0,90	3,20	11,20	357,72	1,25	2,15	3,29
	Máxima	2,20	10,00	1,30		0,07	0,04	0,90	3,20	11,60	371,25	2,01	3,00	3,31
	Média	0,81	7,64	1,11		0,06	0,04	0,53	2,74	10,63	158,55	0,65	1,62	2,94
2003-2004	N° de Amostras	24	9	39	33	39	39	39	36	36	39	39	36	36

	Mínimo	0,11	3,00	0,60	0,30	0,01	0,00	0,01	2,40	4,57	42,68	0,02	1,50	2,53
	1°Quartil	2,13	4,00	0,80	0,40	0,01	0,02	0,18	3,60	9,55	89,49	0,30	2,75	3,67
	Mediana	5,00	10,00	0,95	0,50	0,03	0,04	0,60	4,00	12,28	119,92	0,90	3,40	4,16
	3° Quartil	15,50	12,00	1,10	0,70	0,07	0,08	1,80	5,00	13,76	156,48	1,87	3,84	5,11
	Máxima	30,00	14,00	1,50	1,00	0,10	0,10	2,60	6,50	19,87	246,03	2,63	4,97	6,65
	Média	4,76	7,58	0,94	0,55	0,03	0,03	0,43	4,18	10,76	121,95	0,55	3,24	4,29
2005-2006	N° de Amostras	6		27	27	27	27	27	27	27	15	27	27	27
	Mínimo	0,30		0,80	0,20	0,01	0,00	0,01	0,60	2,00	1,27	0,02	0,10	0,62
	1°Quartil	1,33		0,90	0,50	0,01	0,01	0,10	2,90	5,80	57,47	0,14	1,55	2,96
	Mediana	2,20		1,00	0,60	0,02	0,03	0,50	3,40	8,20	106,92	0,55	2,80	3,42
	3° Quartil	18,00		1,50	0,78	0,06	0,07	1,60	4,45	11,90	199,14	1,77	3,41	4,54
	Máxima	30,00		1,60	1,15	0,09	0,10	2,60	6,00	18,20	383,77	2,67	4,80	6,16
	Média	3,23		1,12	0,63	0,02	0,02	0,33	2,76	7,78	79,88	0,43	1,91	2,83
2007-2008	N° de Amostras	21	19	29		29	29	29	29	29	14	29	29	29
	Mínimo	1,30	4,40	0,50		0,01	0,00	0,20	1,40	0,10	2,60	0,36	0,20	1,60
	1°Quartil	5,00	11,00	1,00		0,04	0,02	0,80	2,50	1,80	22,87	1,15	1,80	2,62
	Mediana	8,00	14,00	1,00		0,06	0,03	1,30	4,00	3,60	30,89	1,49	2,40	4,05
	3° Quartil	90,00	20,00	1,50		0,09	0,09	1,80	5,00	6,00	44,13	2,02	3,80	5,52
	Máxima	130,00	28,00	2,00		0,15	0,15	2,80	8,00	11,40	48,11	2,82	5,40	8,90
	Média	25,26	15,08	1,24		0,05	0,03	1,17	3,70	3,20	31,55	1,45	2,11	3,91
2009-2010	N° de Amostras	24	28	28		18	26	28	10	26	28	28	10	10
	Mínimo	0,23	2,00	0,70		0,01	0,00	0,15	2,20	1,20	29,09	0,16	1,40	2,29
	1°Quartil	2,70	4,30	1,00		0,01	0,02	1,68	3,50	3,45	52,82	1,72	1,85	3,60
	Mediana	7,90	7,80	1,50		0,02	0,03	2,23	4,25	4,60	68,69	2,33	2,68	4,32
	3° Quartil	28,75	12,70	2,00		0,05	0,07	4,61	5,63	6,60	97,95	4,73	3,93	5,68
	Máxima	54,00	20,00	2,50		0,10	0,11	8,60	7,00	11,20	132,29	8,67	5,70	7,01
	Média	9,76	7,57	1,35		0,03	0,03	2,26	4,16	4,42	69,13	2,37	2,70	4,23
2011-2012	N° de Amostras	45	45	40	24	37	45	45		45	44	45		
	Mínimo	1,70	2,00	0,25	0,06	0,01	0,00	0,04		0,00	27,81	0,11		
	1°Quartil	35,00	6,00	0,70	0,29	0,04	0,03	0,96		3,20	55,97	1,16		

	Mediana	160,00	8,80	0,80	0,50	0,07	0,08	2,85		5,60	68,81	3,50	
	3° Quartil	7.900,00	12,80	1,10	0,60	0,13	0,15	5,70		8,00	90,41	6,23	
	Máxima	16.000,00	18,00	1,50	0,82	0,25	0,30	8,80		11,00	134,12	9,82	
	Média	378,56	8,75	0,86	0,37	0,08	0,06	2,15			69,49	2,75	
2013-2014	N° de Amostras	40	40	37	40	36	36	38		40	32	39	
	Mínimo	18,00	4,00	0,07	0,01	0,01	0,00	0,10		0,80	32,34	0,06	
	1° Quartil	2275,00	12,00	0,22	0,22	0,02	0,01	0,59		2,19	68,91	0,70	
	Mediana	7900,00	15,20	0,93	0,36	0,07	0,02	1,32		4,50	83,25	2,43	
	3° Quartil	60250,00	20,00	2,00	0,62	0,23	0,21	4,61		6,85	105,68	4,79	
	Máxima	130000,00	28,00	3,70	1,00	0,45	0,47	9,70		13,00	145,33	9,15	
	Média	8091,70	14,91	0,68	0,30	0,10	0,05	1,28		3,85	81,82	1,66	

Lagoa da Tijuca

		Coliformes Termotolerantes NMP mil/100 mL	DBO - mg/L	Fósforo Total - mg/L	Orto Fosfato Dissolvido mg/L	Nitrato - mg N/L	Nitrito - mg N/L	Nitrogênio Amoniacal Solúvel - mg N/L	Nitrogênio Kjeldahl mg/L	OD - mg/L	Clorofila a µg/L	Nitrogênio Inorgânico mg/L	Nitrogênio Orgânico mg/L	Nitrogênio Total mg/L
1984-1986	N° de Amostras	7	7	7	7	7	7	7	6	7	7	7	6	6
	Mínimo	8,00	2,00	0,12	0,06	0,01	0,01	0,33	1,52	2,40	2,18	0,36	0,69	1,55
	1° Quartil	19,00	2,60	0,22	0,08	0,04	0,02	0,52	1,86	4,40	17,87	0,58	1,31	2,01
	Mediana	30,00	4,00	0,30	0,09	0,07	0,05	0,86	2,94	6,00	29,78	1,00	1,72	3,09
	3° Quartil	40,00	7,40	0,33	0,15	0,10	0,07	1,13	3,11	7,30	77,08	1,28	1,85	3,22
	Máxima	50,00	9,60	0,35	0,20	0,11	0,07	1,60	3,30	10,00	145,28	2,33	2,42	4,03
	Média	23,80	4,26	0,25	0,10	0,06	0,04	0,75	2,44	5,37	28,43	0,88	1,49	2,62
2003-2004	N° de Amostras	10	6	25	22	25	25	25	24	8	26	25	23	23
	Mínimo	0,30	2,00	0,04	0,02	0,01	0,00	0,01	0,50	0,30	19,31	0,09	0,41	0,54
	1° Quartil	29,75	2,50	0,40	0,23	0,02	0,02	0,70	1,40	3,72	60,61	0,79	0,70	1,55
	3° Quartil	147,50	8,50	1,00	0,60	0,06	0,07	1,90	5,55	10,30	153,05	2,09	4,00	5,81

	Máxima	240,00	12,40	1,20	1,10	0,10	0,10	2,60	8,10	19,80	218,34	2,67	6,20	8,14
	Média	57,94	4,47	0,45	0,30	0,03	0,03	0,80	2,62	4,61	102,45	0,96	1,67	2,79
2005-2006	N° de Amostras	2		14	14	14	14	14	14	14	7	14	13	13
	Mínimo	8,00		0,04	0,20	0,01	0,00	0,01	0,20	1,40	66,82	0,02	0,15	0,24
	1°Quartil	18,50		0,53	0,33	0,01	0,01	0,23	0,68	2,95	79,17	0,25	0,49	1,24
	Mediana	29,00		0,75	0,50	0,02	0,02	0,68	3,10	6,10	113,60	0,79	1,40	3,32
	3°Quartil	39,50		1,06	0,50	0,04	0,05	1,50	4,15	7,95	272,08	1,56	2,60	4,23
	Máxima	50,00		1,70	0,70	0,07	0,08	2,50	9,00	9,20	472,70	2,52	4,90	5,10
	Média	20,00		0,54	0,33	0,02	0,01	0,45	1,76	4,94	145,50	0,56	1,19	2,10
2007-2008	N° de Amostras	22	20	30		30	30	30	30	16	9,	30	29	29
	Mínimo	2,40	2,00	1,00		0,01	0,00	0,06	0,40	1,40	4,01	0,08	0,30	0,44
	1°Quartil	23,00	9,20	1,00		0,03	0,01	0,93	2,05	1,95	60,14	1,07	1,40	2,85
	Mediana	31,50	16,50	1,00		0,05	0,02	1,50	3,35	3,00	127,79	1,56	1,80	3,71
	3°Quartil	160,00	18,63	1,00		0,07	0,04	2,00	4,88	5,35	176,00	2,04	2,70	5,07
	Máxima	300,00	20,00	1,00		0,10	0,08	3,00	6,00	8,40	310,07	3,09	4,50	6,06
	Média	48,99	11,45	0,75		0,04	0,02	1,05	2,96	3,18	74,98	1,19	1,70	3,14
2009-2010	N° de Amostras	24	28	28	28	18	26	28	10	26	29	28	10	10
	Mínimo	0,23	2,00	0,05	0,03	0,01	0,01	0,03	0,30	0,40	31,71	0,18	0,15	0,33
	1°Quartil	3688,50	4,30	0,40	0,25	0,01	0,01	0,99	1,55	2,80	73,01	1,01	0,70	1,59
	Mediana	35000,00	7,50	0,80	0,43	0,02	0,02	1,34	2,30	3,90	85,70	1,35	1,65	2,38
	3°Quartil	58000,00	10,55	1,03	0,63	0,03	0,07	3,48	3,88	5,55	103,50	3,49	2,66	3,90
	Máxima	92000,00	18,00	1,50	1,00	0,06	0,09	6,40	6,50	8,60	142,54	6,41	5,10	6,53
	Média	5973,22	6,71	0,62	0,37	0,02	0,03	1,27	2,07	3,55	82,70	1,48	1,22	2,15
2011-2012	N° de Amostras	45	44	37	44	36	44	44		43	41	44		
	Mínimo	200,00	2,00	0,11	0,04	0,01	0,00	0,22		0,00	10,57	0,27		
	1°Quartil	11000,00	4,80	0,35	0,15	0,03	0,01	1,63		3,00	67,70	1,92		
	Mediana	49000,00	8,20	0,60	0,36	0,07	0,03	3,33		4,00	114,23	3,74		
	3°Quartil	160000,00	14,25	0,80	0,45	0,11	0,18	6,35		6,00	134,42	7,26		
	Máxima	280000,00	24,00	1,20	0,64	0,21	0,37	10,00		10,40	205,31	13,36		
	Média	36010,13	7,95	0,53	0,26	0,06	0,03	3,11		5,57	91,13	3,59		

2013-2014	N° de Amostras	36	36	33	36	32	32	34		36	31	36		
	Mínimo	18,00	2,00	0,12	0,02	0,01	0,00	0,10		0,80	8,00	0,06		
	1°Quartil	20.000,00	11,60	0,70	0,10	0,02	0,01	0,50		2,20	69,70	0,48		
	Mediana	49.000,00	14,60	0,94	0,21	0,04	0,02	2,47		3,94	97,00	3,84		
	3°Quartil	240.000,00	24,00	1,62	0,33	0,59	0,13	4,60		6,25	125,31	5,44		
	Máxima	540.000,00	40,00	2,84	0,56	1,32	0,20	9,60		10,40	169,49	12,35		
	Média	53.060,99	12,74	0,94	0,17	0,09	0,04	1,52		3,47	81,62	1,84		