

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPIRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

NATHALIA RIBEIRO BIGNOTTO

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO JACARAÍPE – SERRA (ES) E POTENCIAL DE  
EUTROFIZAÇÃO ESTUARINA**

Vitória

2020

NATHALIA RIBEIRO BIGNOTTO

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO JACARAÍPE – SERRA (ES) E POTENCIAL DE  
EUTROFIZAÇÃO ESTUARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como partes dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador:

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso.

Coorientador:

Dr. Fernando Jakes Teubner Júnior.

VITÓRIA

2020

NATHALIA RIBEIRO BIGNOTTO

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO JACARAÍPE – SERRA (ES) E POTENCIAL DE  
EUTROFIZAÇÃO ESTUARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso – Orientador  
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dr. Fabian Sá – Examinador Interno  
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho – Examinador Externo  
Universidade Federal do Cariri/UFCA

## AGRADECIMENTOS

Quando comecei a escrever essa parte da dissertação, tinha a certeza que seria a parte mais fácil. No entanto, é tanta gente para agradecer e que me ajudou a chegar aqui, que a emoção começa a tomar conta, assim como o medo de esquecer de mencionar alguém.

Bom, família sempre foi a coisa mais importante para mim, e por isso, é por onde quero começar meus agradecimentos. Agradeço aos meus pais, Cassia e Ricardo, que sempre me motivaram, confiaram em mim e apoiaram todas as minhas escolhas, seja de cursar uma graduação que eles nunca haviam ouvido falar, ou de largar toda a loucura de São Paulo, para vir fazer meu mestrado em Vitória. Eu tenho muita sorte de ter vocês como meus pais! Obrigada por terem me ensinado as coisas mais importantes da vida.

Agradeço a minha irmã, Larissa, que se faz presente mesmo com os 10.000 km de distância. Que sempre me liga, me enche de carinho, incentivos, me apoia e acredita tanto em mim. Você é minha primeira referência de amizade e sempre será minha melhor amiga. Obrigada por me arrancar risadas com as suas palhaçadas, mesmo nos momentos mais difíceis. Você e a mãe são meus exemplos de mulheres fortes e independentes, são minha fortaleza, minha inspiração e meu porto seguro, e eu só tenho a agradecer por ter vocês em todos os momentos, amo muito vocês!

Falando em família, agradeço ao Lucas, meu companheiro e a família que eu escolhi ter. Quando eu escrevi meu agradecimento para você no TCC, era agradecendo por você me apoiar e se fazer presente mesmo distante fisicamente, e as condições mudaram tanto de lá para cá, com certeza você é um dos motivos para eu estar em Vitória hoje. Eu agradeço por você estar do meu lado diariamente, me motivar, me apoiar, acreditar em mim mais do que eu mesma acredito, por dividir a vida, a casa e o Caramelo comigo, e por me encher de amor. Tudo fica mais bonito quando você está por perto, e mais leve e mais feliz! Eu te amo muito, obrigada por tudo!

Aproveito para agradecer por todos os meus familiares, avós, tias, tios e primos que de alguma forma sempre torceram por mim.

Outro ponto importante são as amigas que a gente faz no meio do caminho, por isso gostaria de agradecer minhas amigas mais antigas, que eu tive o prazer de

reencontrar mesmo depois de tantos anos, Leila e Raissa, obrigada pela parceria desde sempre. Agradeço também a Ariela, que sempre foi uma amiga sincera, presente e preocupada com todos. Aproveito para agradecer os demais amigos da Gakkai, os de SP que estiveram presentes desde a graduação e que me ensinaram tanto e os do ES, que me acolheram logo quando eu cheguei aqui.

Falando em chegar aqui, como não agradecer aos amigos do Lucas, que viraram meus amigos também? Obrigada Júlio e Diego, por nos ajudarem desde o nosso primeiro apartamento, em todas as mudanças e pela presença sempre.

Agradeço aos colegas que fiz na pós, pela amizade, apoio e por enriquecerem as discussões nas disciplinas. Em especial, agradeço aos colegas do Limnolab, principalmente o Manuel, a Letícia e a Luciane, que estiveram ali sempre que precisei conversar ou pedir ajuda no ArcGIS, obrigada por todos os momentos de troca, pessoal! Além disso, agradeço ao pessoal do LabServ, a Larissa, Fábio, Felicidade, Fernando pelos momentos de descontração fora do laboratório.

Gostaria de agradecer novamente a Letícia e a Luciane e acrescentar a Cris e agradecer pelo MarES, nossa página de divulgação científica, que se tornou muito mais do que isso, se tornou ações concretas e uma parceria sólida. Muito obrigada por me incluírem e me incentivarem a fazer parte deste projeto tão lindo, meninas.

Também gostaria de agradecer aos amigos que fiz no IO-USP, principalmente os da minha eterna Turma XI, que mesmo que cada um tenha seguido um caminho diferente e esteja em uma parte diferente desse Brasilão, e até do mundo, continua sendo uma grande rede de apoio mútuo e de compartilhamento de vagas de emprego/editais de concursos/processos seletivos para pós graduação. Desejo muito sucesso para cada um!

Agradeço ao pessoal da AGERH, da CESAN e do IBGE, que prontamente responderam meus e-mails e telefonemas, me receberam em seus locais de trabalho, me forneceram dados e me ajudaram a sanar as mais diversas dúvidas. Meu muito obrigada pelo profissionalismo e atenção de cada um.

Dentre o pessoal do IBGE, não poderia deixar de mencionar o Fernando Jakes, que aceitou me co-orientar, me ensinou tanto, principalmente quanto a metodologia, me ajudou com as equações de emissão de nutrientes e não só me recebeu no IBGE, como também fez a ponte com outras pessoas que me ajudaram em diversos aspectos deste trabalho.

Agradeço ao Dr. Daisaku Ikeda, meu mestre da vida, por ter trazido o budismo ao Brasil e por me incentivar diariamente, com a sua história e com as suas orientações.

Falando em orientação, chega a ser difícil colocar em palavras tudo que eu tenho que agradecer ao Gilberto. Primeiro, gostaria de agradecer por ter aceitado me orientar, mesmo sem eu saber direito sobre o tema do projeto ou como usar o ArcGIS. Muito obrigada pela paciência, por ter me ensinado tanta coisa do zero, por ter confiado em mim e pelas oportunidades que me deu. Realmente me sinto sortuda por ter um orientador que me incentiva tanto.

Aproveito para agradecer todos os professores que me ajudaram a chegar até aqui, do PPGOAm, do IOUSP e os que vieram desde muito antes disto. E também aos professores que compõe a banca, Fabian Sá e Francisco José de Paula Filho, que com certeza contribuirão muito com esse trabalho.

Bom, para finalizar, ou quase, gostaria de agradecer a CAPES pela bolsa de mestrado, sem a qual seria muito mais difícil realizar este trabalho. E a você que está lendo tudo isso, espero que este trabalho seja útil para você de alguma forma.

A todos, meu muito obrigada!

## RESUMO

Os sistemas estuarinos sofrem as pressões da acelerada e desordenada ocupação da zona costeira. Neste sentido, as lagunas costeiras apresentam grande vulnerabilidade a impactos ambientais, sobretudo à eutrofização artificial, resultando na perda da integridade ecológica devido ao exacerbado aporte de nutrientes no sistema lagunar. A bacia hidrográfica do Rio Jacaraípe - BHRJ é composta por duas subbacias, a bacia hidrográfica da Laguna Juara - BHLJU e a bacia hidrográfica da Laguna Jacuném - BHLJA, está localizada no município de Serra (ES) e é submetida aos aportes de nutrientes de fontes naturais e antropogênicas da bacia hidrográfica. O objetivo desse estudo foi avaliar o potencial de eutrofização estuarina na BHRJ por meio dos fatores de emissões de Nitrogênio e Fósforo (N e P) distinguindo as fontes de poluição em naturais, deposição atmosférica e denudação física e química dos solos, e em fontes antropogênicas como escoamento superficial urbano, produção de esgoto doméstico, resíduos sólidos municipais, agricultura e pecuária. A validação dos resultados foi feita utilizando os dados estimados de vazão e dados de hidroquímica do Programa de Monitoramento da Qualidade de Água da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH-ES) através da determinação dos fluxos de nutrientes e de Índices de Estado Trófico ( $IET_{Burns}$  e  $IET_{Lamp}$ ). As emissões estimadas de N e P para a BHRJ foi de 414,12 t.ano<sup>-1</sup> e 102,32 t.ano<sup>-1</sup>, respectivamente. A contribuição das fontes antropogênicas foi de 92,58 e 97,71%, para o N e o P, respectivamente, sendo o esgoto doméstico a principal fonte, contribuindo com 57,69 e 67,36% dessa emissão. A BHLJU foi a responsável pelas maiores emissões anuais de N e P, 64,61 e 63,90%, respectivamente. No entanto, quando normalizadas por área, a BHLJA (4,27 e 1,09 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente) excedeu os valores da BHLJU (1,64 e 0,40 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente), representando 72,42 e 72,97% da produtividade de N e P da BHRJ, sendo considerada um *hotspot* de produtividade. As duas lagunas apresentaram condições hipereutróficas tanto para  $IET_{Burns}$  como para o  $IET_{Lamp}$  o que reforça que medidas de controle da eutrofização devem ser aplicadas em ambas as lagunas e subbacias, como também para ambos nutrientes, N e P. Foram propostas medidas, como tratamento terciário do esgoto doméstico, boas práticas agropecuárias, reconstrução da mata ciliar, criação de novas ETEs e estações de monitoramento, além de educação ambiental, visando mitigar, controlar e monitorar os aportes de nutrientes para a BHRJ.

**Palavras-chaves:** Sistemas estuarinos, lagoas costeiras, emissões naturais, emissões antropogênicas, gerenciamento costeiro.

### ABSTRACT

Estuarine systems experience several pressures from coastal zone accelerated and unplanned occupation. Thereby, coastal lagoons show great vulnerability to environmental impacts, mainly, artificial eutrophication, which results in the loss of ecological integrity in response to exacerbated nutrient inputs. The Jacaraípe river basin – BHRJ is composed by two subbasins, the Juara lagoon basin – BHLJU, and the Jacuném lagoon basin – BHLJA is located in the southeastern coast of Brazil (Serra, ES) and is subject to high nutrient inputs from watershed natural and anthropogenic sources. The aim of this study was to evaluate the potential of BHRJ estuarine eutrophication using nutrient (N and P) emissions factors approach, distinguishing natural sources, such as atmospheric inputs and soil denudation, and anthropogenic sources, such as urban runoff, wastewater, municipal solid waste, agriculture, and livestock farming. Validation of estimated emissions were done with nutrient flows computed with Water Quality Monitoring Program data and estimated mean fluvial discharges, as well lagoons trophic state indexes ( $TSI_{Burns}$  and  $TSI_{Lamp}$ ). The estimated emission loads for the BHRJ were 412.12 t.N.year<sup>-1</sup> and 102.32 t.P.year<sup>-1</sup>. Anthropogenic sources contribute with 92.58 and 97.71% for N and P, respectively, with wastewater as the major source with 57.69 of N and 67.36% of P emissions. The BLJU accounts with most contributions of N and P, 64.61 and 63.90%, respectively. However, when standardized by area, the BHLJA (4.27 e 1.09 t.km<sup>-2</sup>.year<sup>-1</sup> of N and P, respectively) exceeded the values of BHLJU (1.64 e 0.40 t.km<sup>-2</sup>.year<sup>-1</sup> of N and P, respectively), representing 72.42 and 72.97% of the BHRJ yields of N and P. Compared to global average the BHRJ is a *hotspot* of nutrients productivity. Juara and Jacuném lagoons showed hipereutrophic states, both for the  $TSI_{Burns}$  and for  $TSI_{Lamp}$ . The eutrophication process requires control measures, for both nutrients, N and P, at lagoons and watersheds levels. Controlling measures aiming to control, mitigate, and monitoring nutrients inputs to the BHRJ such as tertiary sewage treatment, best livestock management practices, riparian forest regreening, building up new sewage



treatment plants, and expansion of water quality monitoring stations, besides environmental education, were proposed.

**Key-words:** Estuarine system, coastal lagoons, natural emissions, anthropogenic emissions, coastal management.

## LISTA DE ABREVIações

- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- AGERH – Agência Estadual de Recursos Hídricos
- ANA – Agência Nacional de Águas
- APPs – Área de Preservação Permanente
- BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
- BH – Bacia Hidrográfica
- BHLJA – Bacia Hidrográfica Laguna Jacuném
- BHLJU – Bacia Hidrográfica Laguna Juara
- BHRJ – Bacia Hidrográfica Rio Jacaraípe
- CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
- Cla – Clorofila a
- DS – Disco de Secchi
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- GREEN – Global Rivers Environmental Education Network
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IEMA- Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- IET - Índice de Estado Trófico
- IET<sub>Burns</sub> – Índice de Estado Trófico desenvolvido por Burns *et al.*, (2000)
- IET<sub>Carl-Tol</sub> - Índice de Estado Trófico desenvolvido por Carlson (1977) e modificado por Toledo *et al.*, (1984)

- IET<sub>Lamp</sub> - Índice de Estado Trófico desenvolvido por Lamparelli (2014)
- INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
- INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- IQA – Índice de Qualidade de Água
- LIMNOLAB – Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental
- MDE – Modelo Digital de Elevação
- NH<sub>3</sub> – Amônia
- NT – Nitrogênio Total
- PIB – Produto Interno Bruto
- PSR – Fósforo Solúvel Reativo Total
- PT – Fósforo Total
- RREP – Rouge River Education Project
- SEBV – Sistema Estuarino da Baía de Vitória
- SENAR – Serviço Nacional de Aprendizagem Rural
- SIG – Sistema de Informação Geográfica
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- TSI – Trophic State Index
- UHLCN – Unidade Hidrográfica do Litoral Centro-Norte do Espírito Santo
- UNEP – United Nations Commission for Sustainable Development
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Dados utilizados no estudo, indicando formato, fonte, disponibilidade e ano. .....	36
Quadro 2: Dados e equações utilizados para estimar as emissões naturais de N e P, de acordo com De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015 e Teubner Junior <i>et al.</i> , (2018). .....	38
Quadro 3: Dados e equações utilizados para estimar as emissões antropogênicas de N e P, de acordo com De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015 e Teubner Junior. <i>et al.</i> , (2018). .....	41
Quadro 4: Propostas de medidas para serem adotadas nas lagunas e subbacias. ..	76

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentração de N e P nos solos ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) (De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015).	39
Tabela 2: Áreas de vegetação (natural ou plantada) nas bacias da laguna Juara e da laguna Jacuném (IEMA, 2015).....	40
Tabela 3: Recomendações de aplicação de fertilizantes ( $\text{kg.ha}^{-1}$ ) e perdas estimadas (%) (EMBRAPA, 2015).....	43
Tabela 4: Produção diária de esterco ( $\text{kg.animal}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) e concentração estimada de N e P (De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015) .....	44
Tabela 5: Emissão de amônia por tipo de criação animal ( $\text{kg.NH}_3.\text{animal.ano}^{-1}$ ) (De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015). .....	44
Tabela 6: Classificação das bacias hidrográficas baseados na razão de fluxos locais e médias globais (Meybeck <i>et al.</i> , 2006).....	46
Tabela 7: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Burns <i>et al.</i> (2000).....	47
Tabela 8: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Lamparelli (2014).....	48
Tabela 9: Área ( $\text{km}^2$ ) das BHLJU, BHLJA e BHRJ e do município da Serra e o percentual de cada área em relação ao município. ....	49
Tabela 10: População nas subbacias do rio Jacaraípe (BHRJ), para o censo demográfico de 2010 (IBGE, 2011). ....	49

Tabela 11: Estimativa das emissões de N e P (t.ano <sup>-1</sup> ) das subbacias do rio Jacaraípe. .....	51
Tabela 12: Produção (t.ano <sup>-1</sup> ) e contribuição das fontes naturais e antropogênicas.	51
Tabela 13: Classe de solos das bacias, respectivas áreas (km <sup>2</sup> ) e produção de nutrientes (Fonte: INCRA, 2016).....	52
Tabela 14: Produção anual de N e P (t.ano <sup>-1</sup> ) das fontes de emissões naturais. ....	54
Tabela 15: Área (km <sup>2</sup> ) das classes de uso da terra e importância relativa (%) de área ocupada no município de Serra, BHRJ, BHLJU e BHLJA (Fonte: IEMA, 2015).	55
Tabela 16: Áreas edificadas nas subbacias (km <sup>2</sup> ) e percentual em relação a área edificada da BHRJ (IEMA, 2015). ....	56
Tabela 17: Áreas de culturas (ha) nas subbacias do Rio Jacaraípe (IBGE, 2015a)..	57
Tabela 18: Número de animais por rebanho na BHLJU (IBGE, 2015b). ....	58
Tabela 19: Produção anual de N e P (t.ano <sup>-1</sup> ) das fontes de emissões antropogênicas. .....	59
Tabela 20: Estatísticas (mínimo, máximo, média, mediana e desvio padrão) aplicado para as variáveis NT, PT, Cla e Turbidez para as estações da laguna Jacuném (LJA001, LJA010 e LJA020), Juara (LJU001) e Rio Jacaraípe (JAC001 e JAC005). .....	62
Tabela 21: Estimativa de fluxo (t.ano <sup>-1</sup> ) e razão fluxo/emissão das sub-bacias. ....	65
Tabela 22: Produção específica do N (t.km <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> ) para as BHLJU, BHLJA e somatório. ....	66
Tabela 23: Produção específica do P (t.km <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> ) para as BHLJU, BHLJA e somatório. ....	66
Tabela 24 - Produção específica (t.km <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> ) de N e P para as BHLJU, BHLJA, bacias do sistema estuarino da baía de Vitória (Teubner Junior, 2016), bacias do litoral do Nordeste (Lacerda, 2006), bacias do litoral do Ceará (Lacerda <i>et al.</i> , 2008) e bacia do rio Macaé (Molisani <i>et al.</i> , 2013).....	68
Tabela 25: Produtividade de N e P das subbacias de acordo com a média global proposta por Meybeck <i>et al.</i> , (2006). ....	69
Tabela 26: Valores médios para os IET <sub>Burns</sub> e IET <sub>Lamp</sub> dos anos de 2007 a 2019 para as estações localizadas nas lagunas Jacuném (LJA001, LJA010 E LJA020) e Juara (LJU001). Em preto: hipereutróficos, vermelho: supereutrófico e em verde: eutrófico. ....	70

## LISTA DE FIGURA

Figura 1: Bacia hidrográfica do rio Jacaraípe e subbacias das lagoas Juara e Jacuném com as estações do Programa de Monitoramento da Qualidade da água, que incluem o rio Jacaraípe (JAC001 e JAC005) e as lagoas Juara (LJU001) e Jacuném (LJA001, LJA010 e LJA020).....	22
Figura 2: Laguna Jacuném e floração de cianobactérias. Fotos: Gilberto Fonseca Barroso. ....	24
Figura 3: Série histórica (1961-2019) de médias mensais de temperatura do ar para estação meteorológica vitória A612. Fonte: Dados da rede do INMET. ....	26
Figura 4: Série histórica (1961-2019) de médias mensais de pluviosidade para a estação meteorológica Vitória A612. Fonte: Dados da rede do INMET.....	27
Figura 5: Geomorfologia da bacia do rio Jacaraípe.....	28
Figura 6: Mapa de declividade (%) e disposição do rio Jacaraípe em relação ao relevo. ....	28
Figura 7: Estações de tratamento de esgoto localizadas dentro da BHRJ (ANA, 2013). ....	30
Figura 8: Percentuais de uso e cobertura da terra de 2012 a 2015 na subbacia da lagoa Juara (a) e na subbacia da lagoa Jacuném (b) (IEMA, 2015). ....	31
Figura 9: Fluxograma de etapas metodológicas do estudo. ....	33
Figura 10: Setores censitários e a população residente na BHRJ.....	50
Figura 11: Tipos de solo na bacia do rio Jacaraípe (INCRA, 2016).....	53
Figura 12: Uso e cobertura da terra da BHRJ (IEMA, 2015). ....	54
Figura 13: Área urbanas e rurais da BHRJ (IBGE, 2011). ....	58
Figura 14: Porcentagem de contribuição das fontes emissoras de N e P para a BHLJU. ....	60
Figura 15: Porcentagem de contribuição das fontes emissoras de N e P para a BHLJA. ....	60
Figura 16: Box-plots para as variáveis turbidez (UNT) e Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) nas estações amostrais das lagoas Jacuném e Juara para o período de 2007 a 2019.....	63

Figura 17: Box-plots para a variável nitrogênio total (mg/L) nas estações amostrais das lagoas Jacuném e Juara e nas estações do rio Jacaraípe para o período de 2007 a 2019.....	64
Figura 18: Box-plots para a variável fósforo total (mg/L) nas estações amostrais das lagoas Jacuném e Juara e nas estações do rio Jacaraípe para o período de 2007 a 2019.....	64
Figura 19: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o $IET_{Burns}$ para a estação LJU001 para o período de 2007 a 2019. ....	71
Figura 20: Variação temporal do estado trófico da Jacuném, segundo o $IET_{Burns}$ para as estações LJA001, LJA010 E LJA020 para o período de 2007 a 2019.....	72
Figura 21: Variação temporal do estado trófico da Juara, segundo o $IET_{Lamp}$ para a estação LJU001 para o período de 2007 a 2019. ....	73
Figura 22: Variação temporal do estado trófico da Jacuném, segundo o $IET_{Lamp}$ para as estações LJA001, LJA010 E LJA020 para o período de 2007 a 2019.....	74

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	14
1.1. Sistemas Estuarinos.....	15
1.2. Lagunas Costeiras .....	17
1.3. Nutrientes.....	19
1.4. Estimativas de Emissão de Nutrientes .....	20
2. OBJETIVOS .....	21
3. ÁREA DE ESTUDO .....	21
3.1. Aspectos Climatológicos .....	25
3.2. Aspectos Geomorfológicos .....	27
3.3. Hidrografia e Hidrologia.....	29
3.4. Características Socioambientais da Bacia .....	29
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	32
4.1. Base de Dados.....	33
4.2. Emissões de Nitrogênio e Fósforo .....	37
4.2.1. Emissões Naturais .....	37
4.2.2. Emissões Antropogênicas.....	40
4.3. Estimativas dos Fluxos de Nutrientes (N e P) .....	44
4.3.1. Dados do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH-ES).....	44
4.3.2. Cálculo do Fluxo de N e P .....	45
4.4. Produtividade de N e P das Bacias .....	45
4.5. Estado Trófico das Lagunas – IET .....	46
4.5.1. Método IET <sub>Burns</sub> .....	47
4.5.2. Método IET <sub>Lamp</sub> .....	48
5. RESULTADOS .....	48
5.1. Características Socioambientais da Bacia .....	48
5.2. Emissões de Nutrientes .....	50
5.2.1. Emissões Naturais .....	52
5.2.1. Emissões Antropogênicas.....	55
5.3. Fluxos de Nutrientes .....	61
5.4. Produtividade de N e P nas Bacias .....	65
5.5. Estado Trófico das Lagoas - IET .....	69
6. DISCUSSÃO .....	78
7. CONCLUSÕES .....	87
REFERÊNCIAS .....	89



## 1. INTRODUÇÃO

A zona costeira não possui uma definição exata, mas pode ser descrita como a zona de transição entre o ambiente terrestre e o ambiente marinho, sendo que a porção continental é afetada por sua proximidade com o mar e a porção marinha afetada por sua proximidade com o continente, na medida em que as atividades antropogênicas terrestres exercem uma influência mensurável na química da água e na ecologia marinha (Sorensen & McCreary, 1990).

A zona costeira e suas bacias hidrográficas, um sistema natural de drenagem bem delimitado geograficamente por divisores de águas, são integradas e formam um contínuo fluvial-marinho, onde interagem funcionamente, e são controladas, por meio de fluxos hidrológicos de água, sedimentos e substâncias dissolvidas (Crossland *et al.*, 2005; Milliman & Farnsworth, 2011).

Os rios são os principais responsáveis por estes fluxos hidrológicos dos continentes para os oceanos. Por meio desses fluxos, ocorrem trocas de materiais e energia entre o contínuo fluvial. Entre os materiais transportados estão os nutrientes, que podem ser provenientes tanto de fontes naturais, por exemplo aqueles originados do intemperismo das rochas e da deposição atmosférica, como também de fontes antropogênicas, como as atividades sócio econômicas (e.g. produção agrícola e pecuária, industrialização e urbanização) praticadas ao longo da bacia de drenagem.

Em suma, a entrada de nutrientes no sistema é um processo natural, quando o carreamento desses nutrientes é proveniente de fontes naturais e, por consequência, a eutrofização, que é causada pelo excesso de nutrientes em um corpo de água possibilitando que ocorra florações de cianobactérias, também é um processo natural. No entanto, também ocorrem eutrofizações artificiais ou culturais, decorrentes do aporte de nutrientes advindos de atividades antropogênicas, que colocam os sistemas aquáticos muitas vezes sob severas pressões ambientais (Coccosis *et al.*, 1999; Coccosis, 2004; Crossland *et al.*, 2005).

Devido aos avanços tecnológicos e acelerado crescimento urbano, esses aportes aumentaram consideravelmente nos dois últimos séculos (Smith *et al.*, 1999), representando um risco aos sistemas aquáticos a jusante (Harremões, 1998; Stapleton *et al.*, 2000; Lirman & Fong, 2007; Gamito, 2008; Ni *et al.*, 2008), pois a

eutrofização é capaz de alterar significativamente a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

O conhecimento das características físicas e do regime de fluxos hidrológicos de uma bacia hidrográfica, se faz necessário para a avaliação da vulnerabilidade do sistema estuarino à jusante (Alber, 2002; Olsen *et al.*, 2007). Mesmo assim, é possível constatar uma carência de estudos visando determinações mais precisas sobre os aportes fluviais na interface entre bacias e zonas costeiras, principalmente em bacias de médio e pequeno porte no Brasil (De Paula Filho *et al.*, 2010). Neste contexto, e considerando que esses ecossistemas aquáticos representam a principal conexão do gradiente flúvio-marinho e, portanto, onde devem ser focadas as ações integradas de gerenciamento na bacia e zona costeira (Nicoldi *et al.*, 2009), o desenvolvimento de estudos visando preencher essas lacunas são fundamentais (De Paula Filho *et al.*, 2010).

### 1.1. Sistemas Estuarinos

O adjetivo *aestuarium* vem do latim e significa maré. Assim, várias definições são usadas para compreender o que é um estuário, e várias têm em comum o fato desse sistema estar sujeito as variações de nível d'água devido as variações ou regimes de maré. A definição tradicional de estuários é a de Pritchard (1967) “o estuário é um corpo de água costeiro semi-fechado, que tem uma conexão livre com o oceano, e dentro do qual, a água do mar é mensuravelmente diluída com água doce derivada da drenagem terrestre”. Pritchard não faz uma menção direta as marés, embora a mistura de água do mar com água doce implique na ação das mesmas. Essa definição exclui alguns sistemas costeiros, como estuários das regiões semi-áridas que ficam longos períodos sem receber o aporte de água doces (Day Jr. *et al.*, 2012) como os sistemas estuarinos temporariamente semifechados (Perissinotto *et al.*, 2010).

Com a finalidade de suprir essas limitações, Fairbridge (1980) propôs outra definição que considera o estuário como um vale fluvial costeiro influenciado até o limite superior pela elavação da maré , e o divide em três setores: (i) estuário inferior ou marinho, possui livre conexão com o oceano; (ii) estuário médio, sujeito a fortes variações de salinidade decorrentes da mistura com a água doce; e (iii) estuário

superior ou fluvial, caracterizado pela presença de água doce, mas sujeito as variações diárias da maré. Os limites desses setores são variáveis e sujeitos a constantes mudanças nas descargas dos rios.

Embora a definição de Fairbridge (1980) seja mais abrangente, ela ainda exclui alguns ambientes costeiros como lagoas, deltas e estuários que não são dominados por marés (Day Jr. *et al.*, 2012).

As várias definições existentes sobre estuários giram em torno de três atributos: (i) a influência de marés, (ii) a diluição da água do mar pelo escoamento da água drenada dos sistemas terrestres e (iii) o grau de conectividade do sistema com o oceano. A primeira é a mais restritiva, excluindo diversos ambientes costeiros, a segunda é a mais difundida e a terceira, chamada de sistemas estuarinos, é a mais abrangente e requer apenas corpos de água semi-conectados, e, portanto, incluem as lagoas costeiras (Tagliapietra *et al.*, 2009).

Assim, ao invés de se basear apenas em parâmetros físicos, como o gradiente de salinidade decorrente das variações de marés, se faz necessário a utilização desta abordagem mais abrangente, que considera a conectividade dos corpos de água, permitindo analisar o estuário do ponto de vista ecossistêmico, com componentes estruturais e processos funcionais, considerando tanto os fatores bióticos, como também os abióticos deste sistema.

Do ponto de vista abiótico, os estuários são ambientes onde as variações diárias de temperatura, salinidade e turbidez são mais significativas do que nos rios ou nos oceanos (McLusky & Elliot, 2004). Do ponto de vista biótico, os estuários são ecossistemas de alta produtividade devido a alta concentração de nutrientes tanto na coluna d'água como também nos sedimentos (Day Jr. *et al.*, 2012).

Devido a esta conectividade, os estuários são integrados as bacias hidrográficas e a outros sistemas costeiros e, portanto, nestes locais ocorrem trocas de materiais (como os nutrientes), energia e informações, como processos geoquímicos relacionados ao transporte hidrológico de águas e materiais drenados das bacias (Crossland *et al.*, 2005; Medeiros *et al.*, 2014; Teubner Junior, 2016). Essa conectividade gera certa vulnerabilidade aos ecossistemas estuarinos com a potencial retenção de nutrientes (Bianchi, 2007).

Será tratado neste estudo, a vulnerabilidade e pressões ambientais a que estão sujeitas as lagoas costeiras, componentes do sistema estuarino, e

consequentemente a bacia hidrográfica em que as mesmas estão inseridas, devido a conectividade dos sistemas.

## 1.2. Lagunas Costeiras

As lagoas costeiras, particularmente as lagunas, foram descritas por Kfjerve (1994) como corpos de águas rasos e continentais, encontrados em todos os continentes, usualmente orientados paralelo à linha de costa e separados do oceano por uma barreira e conectados ao mar costeiro por uma ou mais entradas restritas que permanecem abertas pelo menos intermitentemente. Além disso, podem ou não estar sujeitas à mistura das marés, sendo a salinidade variável dependendo do balanço hidrológico. Em geral, as lagunas costeiras foram originadas durante o Holoceno, a partir do aumento do nível do mar em ambientes onde processos marinhos formaram barreiras costeiras (Kfjerve, 1994).

Estão entre os principais ecossistemas aquáticos, representando aproximadamente 13% dos ecossistemas lacustres do mundo (Barnes, 1980). São observadas em praticamente toda a costa brasileira, constituindo um dos principais sistemas lênticos do país (Esteves, 2011), sendo ecossistemas altamente produtivos, com elevada biodiversidade e importância sócio-econômica, devido ao seu caráter multifuncional. Em muitas partes do mundo as lagunas costeiras estão sob um regime de perturbação intenso por insumos antropogênicos e atividades humanas, como poluição e eutrofização, (Kfjerve, 1994; Barroso, 2007; Engelman *et al.*, 2008, Kennish & Paerl, 2017) e sua importância e fragilidade ainda são subestimadas (Barroso, 2007).

Há muito tempo, os sistemas estuarinos são importantes para humanidade, seja pela navegação ou por ser às margens das cidades. Assim, pode-se constatar que os estuários são locais estratégicos para o assentamento humano, como também para a navegação, turismo, pesca, recreação e descarga de efluentes, sendo de grande importância devido à provisão de múltiplos bens e serviços ecossistêmicos, benefícios que a população pode obter dos ecossistemas, à sociedade (Pinto & Marques, 2015; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019).

Esses bens e serviços, muitas vezes não são considerados dentro da economia de mercado convencional. O não reconhecimento do valor econômico dos bens e

serviços, tem como consequência, a contínua degradação e o uso de maneira inadequada desses ecossistemas, dificultando o desenvolvimento sustentável e a diminuição da pobreza (UNEP, 2009). Diversas são as pressões ambientais a esse ambiente e sua manutenção se torna imprescindível para o bem-estar social (Pinto & Maques, 2015).

Os sistemas aquáticos continentais vêm sendo tão amplamente usados e transformados pelo homem que, devido ao patamar em que se encontram as pressões humanas sobre esses ecossistemas, atualmente, não se pode dizer que os mesmos são controlados apenas pelas forças naturais (Meybeck, 2003).

Steffen *et al.* (2002), são alguns dos pesquisadores que denominam a Era geológica atual como sendo o Antropoceno, no qual a influência antropogênica no planeta Terra é considerada a maior força modificadora do sistema da Biosfera. Nesta Era, o uso intensivo dos recursos hídricos foi acelerado pelo desenvolvimento tecnológico e pelas consequências sutis e diretas do crescimento populacional em uma escala sem precedentes na história humana (Meybeck, 2003).

Neste contexto, ecossistemas vulneráveis como os costeiros, onde há a conectividade dos domínios continentais e marinho, encontram-se sob severas pressões ambientais (Moberg & Rönnback, 2003). A utilização dos recursos estuarinos, seja para a industrialização, urbanização ou produção agrícola ao longo da bacia de drenagem, coloca esse sistema em risco, no que se refere ao fornecimento de bens e serviços (Coccosis *et al.*, 1999; National Research Council, 2003; Coccosis, 2004; Crossland *et al.*, 2005; Urban *et al.*, 2009).

As lagoas costeiras refletem os efeitos das atividades antropogênicas na bacia hidrográfica na qual estão inseridas por meio de parâmetros limnológicos (Andrulewicz & Chubarenko, 2005; Renzi *et al.*, 2011). As baixas profundidades que estes ambientes costumam apresentar é uma das causas dessa vulnerabilidade, pois os tornam mais propícios à turbulência causada pela ação do vento, que irá misturar toda a coluna d'água (Bozelli *et al.*, 1992; Kjerfve, 1994; Petrucio, 1998) disponibilizando sedimentos minerais, materiais orgânicos e poluentes para toda a rasa coluna.

Dentre esses materiais, encontram-se nutrientes, como nitrogênio e fósforo, transportados para dentro da bacia lacustre devido aos fluxos naturais e antropogênicos de poluentes. O aumento da concentração desses nutrientes pode

ocasionar a eutrofização, que afetam a resiliência do ecossistema (Folke, 2006; Teubner Junior *et al.*, 2018), e podem comprometer a qualidade ambiental do estuário (Crossland *et al.* 2005, Kennish & Paerl, 2017).

### 1.3. Nutrientes

O termo eutrofização se refere tanto ao processo natural de aumento da produção de matéria orgânica acompanhado da evolução do ecossistema aquático ao longo do tempo geológico (Rabalais, 2004), como também ao processo resultante de atividades antropogênicas em um curto espaço de tempo, de dias a anos (Moal *et al.*, 2019). A eutrofização antropogênica, artificial ou cultural, trata da produção exacerbada de matéria orgânica induzida pelos aportes antropogênicos de nitrogênio e fósforo em um sistema aquático (Smith *et al.*, 1999; Andersen *et al.*, 2006). Embora sejam similares, esses dois tipos de eutrofização ocorrem em diferentes escalas de tempo, o que resulta em efeitos ecológicos e sociais distintos (Moal *et al.*, 2019).

Como era de se esperar, na Era do Antropoceno, as atividades humanas alteraram profundamente os ciclos biogeoquímicos globais de muitos elementos e compostos. Com o incremento da produção agrícola e com o crescimento urbano desenfreado e desordenado, ocorreu um desequilíbrio no carreamento de nitrogênio e fósforo, aumentando suas concentrações e disponibilidade nos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos costeiros (Paerl, 2009). Esses fatores somados podem alterar drasticamente o processo natural de eutrofização (Nixon, 1995; Petrucio & Furtado, 1998), como também dificultar o seu controle pela redução de apenas um nutriente (Paerl, 2009).

A eutrofização é capaz de causar significativas alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, resultando no aumento da taxa de produção de matéria orgânica (Nixon, 1995) e efeitos colaterais indesejáveis como perda da biodiversidade, declínio da população de peixes (Harper, 1992), o estabelecimento de espécies exóticas (Torke, 2001) e anoxia (Conley *et al.*, 2009), além dos efeitos econômicos como desvalorização de imóveis (Gibbs, 2002), redução do turismo e de atividades recreativas (Baylis, 2002; Kramer *et al.*, 2006).

A eutrofização, atualmente, representa um dos principais problemas ambientais que o ecossistema aquático está susceptível (Bianchi, 2007), principalmente no que

tange a qualidade das águas (Crossland *et al.*, 2005). Para minimizar os impactos da eutrofização devem ser consideradas as diferentes origens naturais ou antropogênicas das emissões de nutrientes e o controle dos dois nutrientes, tanto do nitrogênio quanto do fósforo (National Research Council, 2003).

#### 1.4. Estimativas de Emissão de Nutrientes

Os modelos empíricos de emissão de nutrientes são abordagens que representam a quantidade de um poluente exportado para um corpo hídrico receptor, a partir de processos naturais ou antropogênicos (Lacerda *et al.*, 2008) e surgiram como alternativa à quantificação dos fluxos de nutrientes por meio de amostragens discretas, uma tarefa complexa e custosa (De Paula Filho *et al.*, 2015) e que depende de uma base de dados fisiográficos e fluviométricos, ainda incipiente (Miranda *et al.*, 2002 apud Molisani *et al.*, 2006; De Paula *et al.*, 2010). Os modelos de emissões levam em consideração dados relacionados às possíveis fontes naturais e antropogênicas de nutrientes na bacia hidrográfica, como deposição atmosférica, denudação física e química dos solos, emissões de NH<sub>3</sub>, águas residuais, escoamento urbano, resíduos sólidos municipais, agricultura, pecuária e volatilização da amônia pelo esterco (De Paula Filho *et al.*, 2015).

Assim, essa ferramenta se tornou importante para a quantificação das cargas de nutrientes exportados pelos rios (Lacerda *et al.*, 2008; Seitzinger *et al.*, 2010; USGS, 2011), gerando informações, inclusive, para bacias hidrográficas não monitoradas (Kristensen, 2004; Lacerda & De Sena, 2005; Lacerda *et al.*, 2006; Van Drecht *et al.*, 2009; Cunha, 2010; De Paula *et al.*, 2010; USGS, 2011; Molisani *et al.*, 2013; De Paula Filho *et al.*, 2015). A partir das correlações significativas entre as emissões estimadas e os fluxos determinados por medições *in situ*, torna-se uma alternativa metodológica para bacias onde as medições *in situ* são inexistentes ou impraticáveis (Teubner Junior, 2016).

Assim, entende-se que os fatores de emissão geram subsídios para melhorar a compreensão das principais fontes de nutrientes na bacia hidrográfica e auxiliam em estratégias para controle e mitigação dos impactos causados.

A bacia hidrográfica do rio Jacaraípe (Serra – ES) reflete bem os processos apresentados acima, pois está localizada numa região acometida por processos de

industrialização e urbanização acelerados, que resultaram em uma ocupação mal planejada na bacia (Léllis, 2010; Duarte *et al.*, 2012; Venturini, 2015). Esses fatores influenciam o estado trófico das lagoas costeiras que compõe as subbacias e o sistema estuarino à jusante. Com a estimativa das emissões de N e P é avaliado quais fontes são mais significativas para a eutrofização das lagoas, gerando subsídios para o gerenciamento integrado desse sistema junto aos órgãos responsáveis.

## 2. OBJETIVOS

Tendo conhecimento sobre as severas pressões ambientais a que está sujeito o ecossistema estuarino, sobretudo em relação a eutrofização, a presente dissertação de mestrado teve como objetivo geral avaliar o potencial de eutrofização estuarina na bacia hidrográfica do Rio Jacaraípe (BHRJ) (Serra, ES) por meio dos fatores de emissões de Nitrogênio e Fósforo (N e P). Os objetivos específicos foram:

- Estimar as emissões naturais e antropogênicas de nutrientes (N e P) oriundas da BH para o estuário do rio Jacaraípe (Serra, ES);
- Estimar a produção anual e específica de N e P da BHRJ e de suas subbacia.
- Validar as emissões de N e P com base nos dados do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH-ES) e vazões estimadas da bacia;
- Propor medidas para controle dos aportes de nutrientes e uma abordagem de estudo para subsidiar o planejamento ambiental da bacia.

## 3. ÁREA DE ESTUDO

A BHRJ (Figura1), localiza-se no município de Serra (ES), distando aproximadamente 14 km ao norte de Vitória e compõe um conjunto de bacias contíguas denominadas Unidade Hidrográfica do Litoral Centro Norte do Espírito Santo – UHLN (Zamboni *et al.*, 2009). É composta pelo rio que lhe confere o nome e por duas lagoas costeiras, a Laguna Jacuném e a Juara, que formam as duas subbacias principais dessa bacia (Figura 1).



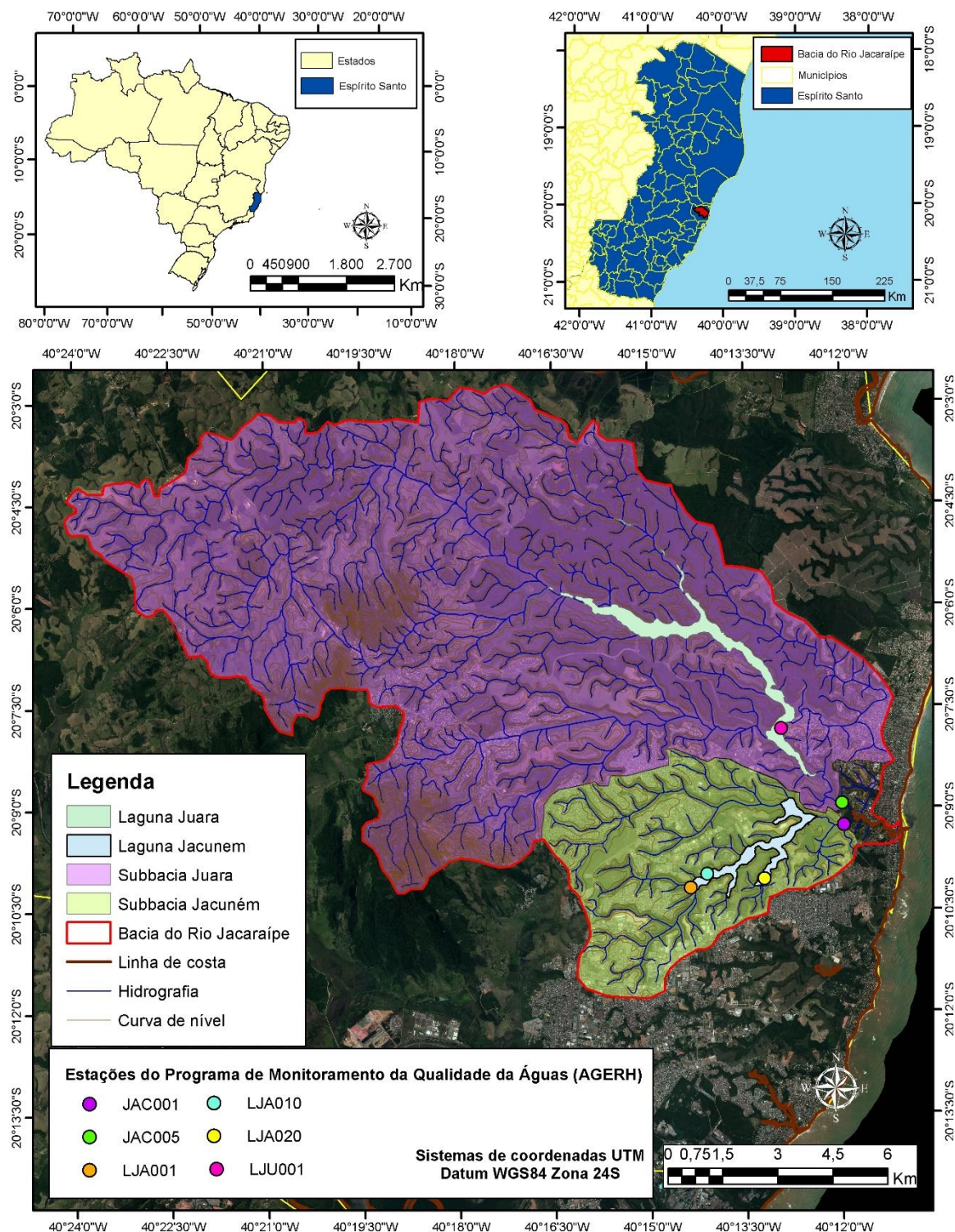


Figura 1: Bacia hidrográfica do rio Jacaraípe e subbacias das lagoas Juara e Jacuném com as estações do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água, que incluem o rio Jacaraípe (JAC001 e JAC005) e as lagoas Juara (LJU001) e Jacuném (LJA001, LJA010 e LJA020).

Essa bacia possui seis estações do Programa de Monitoramento da qualidade da água da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH-ES). Duas estações estão localizadas no rio Jacaraípe, sendo a JAC001 no córrego de

drenagem da laguna Jacuném e a JAC005 no córrego de drenagem da laguna Juara, uma estação na laguna Juara (LJU001) e três na laguna Jacuném, sendo a LJA001, LJA010 localizadas no braço principal e a LJA020 localizada no braço sul da laguna (Figura 1).

As diferenças físico-químicas observadas em estudos pretéritos (Léllis, 2010) na subbacia da laguna Juara (BHLJU) e na subbaia da laguna Jacuném (BHLJA), assim como os múltiplos usos e cobertura da terra (i.e., áreas urbana, industrial, alagado, cultura, mata, eucalipto, estações de tratamento de esgoto (ETEs), macega, massas d'água, pasto, seringal, gramínea, lagoa de estabilização e solo exposto) e dos recursos hídricos, como também o posicionamento das estações do Programa de Monitoramento da Qualidade de Água e a configuração do sistema fluvio-marinho tornam o estudo de caso interessante para a avaliação ambiental integrada (Léllis, 2010).

A laguna Jacuném (1,28 km<sup>2</sup>), até 1983 teve como uso principal o abastecimento público, no entanto, devido ao estado de eutrofização avançado em que essa laguna se encontra, ocorrendo inclusive floração crônica da cianobactéria potencialmente produtora de toxinas, *Microcystis aeruginosa* (Oberholster *et al.*, 2004, Léllis, 2010, Gomes, 2014) (Figura 2), os sistemas de tratamento e captação de água foram desativados. No entanto, ainda hoje a Jacuném constitui um local de pesca, recreação e lazer (Duarte *et al.*, 2012).



Figura 2: Laguna Jacuném e floração de cianobactérias. Fotos: Gilberto Fonseca Barroso.

A laguna Juara possui uma área de 2,71 km<sup>2</sup> e profundidade máxima de 3,5 m e constitui o maior corpo lacustre da região. Possui diversos usos, dentre eles, a pesca artesanal e comercial, lazer e recreação (Léllis, 2010; Oliveira, 2011; Almeida & Fernandes, 2012). Apesar de possuir uma melhor qualidade de água em relação a laguna Jacuném, há depoimentos que reportam eventos recorrentes de anoxia (Léllis, 2010).

Ambas as lagunas vêm sendo submetidas a diversas formas de impacto antropogênico, principalmente por se encontrarem em uma região urbana, que apresentou um crescimento, urbano e industrial, e assentamentos desordenados, resultando em assoreamento, desmatamento e o aterro de canais fluviais tributários das lagunas (Duarte *et al.*, 2012; Venturini, 2015). Além disso, a laguna Juara recebe o aporte de efluentes domésticos *in natura* e de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). A Jacuném, por sua vez, também recebe efluentes domésticos e industriais lançados diretamente ou indiretamente por meio de córregos e por isso, encontra-se em processo de eutrofização artificial (Duarte *et al.*, 2012), apresentando elevada concentração de nutrientes e biomassa fitoplanctônica (clorofila a) (Dias Jr & Barroso, 1998; Barroso, 2007). Desde a década de 1980, a

laguna Jacuném sofre impactos ambientais pelo mau uso e ocupação do solo de sua bacia de drenagem (Duarte *et al.*, 2012).

### 3.1. Aspectos Climatológicos

O clima da Região Metropolitana da Grande Vitória, segundo a classificação de Köppen (1948), é o tropical úmido (Aw), um clima quente, tendo o verão como estação chuvosa e o inverno como estação de estiagem.

Os dados de temperatura do ar foram obtidos através do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a Estação Meteorológica de Vitória-A612 (20°18'56" S e 40°19'01" W). O valor de temperatura média anual para o período de 1961 a 2019 foi de 24,6°C, sendo fevereiro o mês com maior temperatura média (27,2°C) e julho o mês com menor valor de temperatura média (22,1°C) (Figura 3). As médias de temperatura mínima e máxima foram de 21,6 e 28,8°C, respectivamente. A umidade relativa do ar apresentou um valor médio de 78,2%.



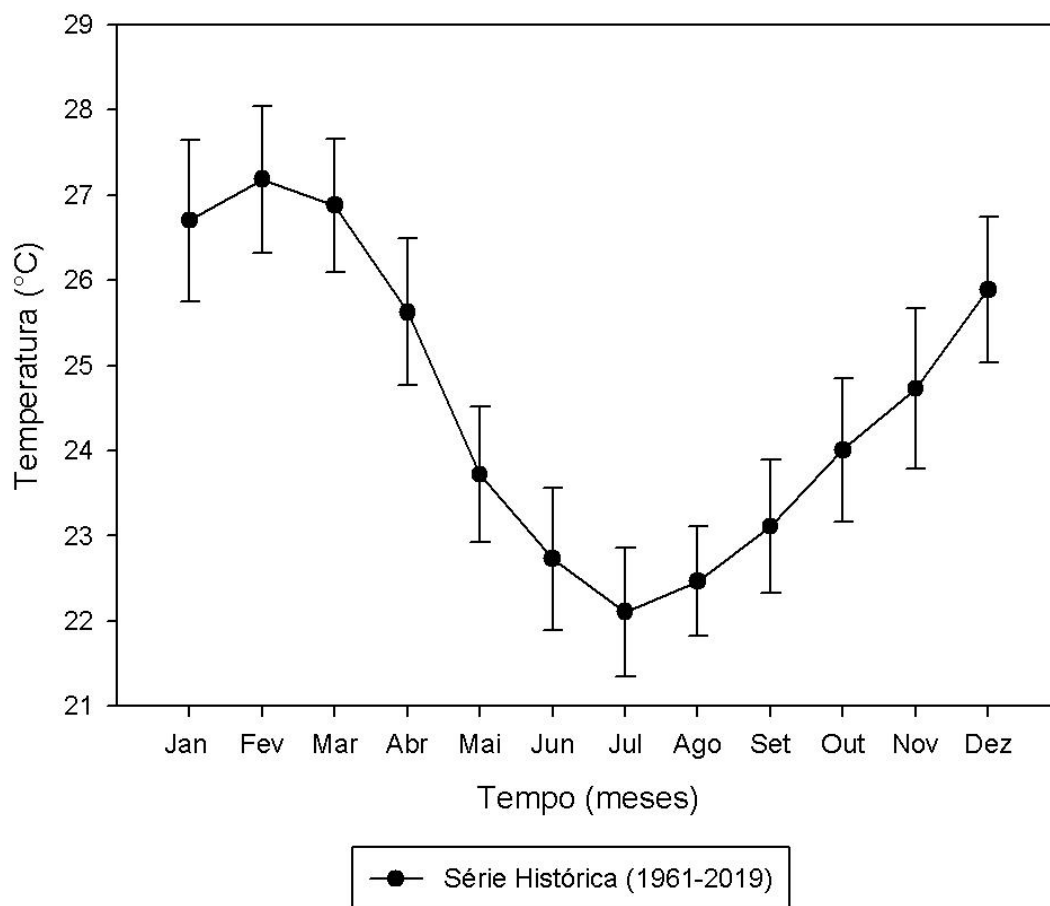


Figura 3: Série histórica (1961-2019) de médias mensais de temperatura do ar para estação meteorológica Vitória A612. Fonte: Dados da rede do INMET.

A pluviosidade média anual é 1149,7 mm e a mensal de 105,9 mm, sendo que novembro o mês com maior valor de pluviosidade média (194,3 mm) e agosto o mês com menores valores (51,1 mm) (Figura 4).

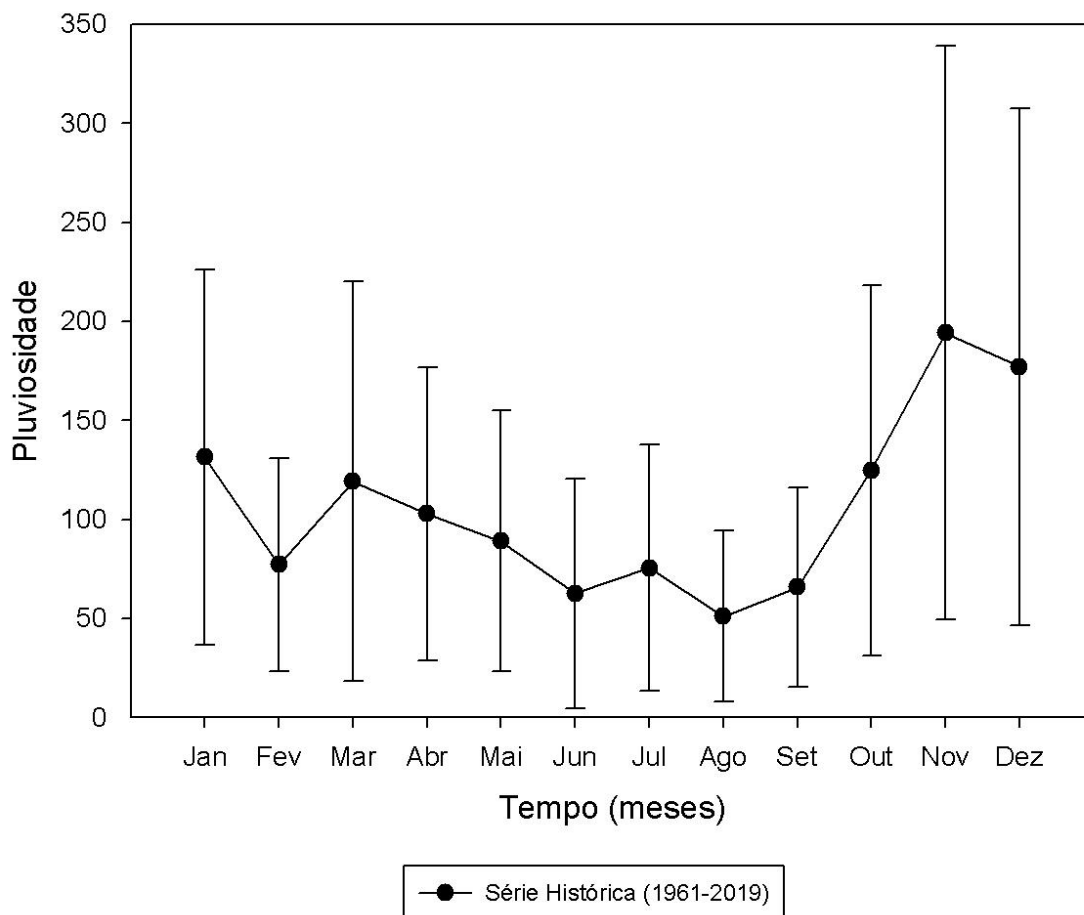


Figura 4: Série histórica (1961-2019) de médias mensais de pluviosidade para a estação meteorológica Vitória A612. Fonte: Dados da rede do INMET.

O regime de ventos na região é caracterizado por apresentar maior frequência proveniente do quadrante NE-ENE, referente os ventos alíseos que predominam na maior parte do ano, e maior intensidade do quadrante SW, associados à passagem de frentes frias (Albino, 1999; Albino *et al.*, 2001).

### 3.2. Aspectos Geomorfológicos

Martin *et al.* (1996) utiliza uma classificação que divide as unidades geomorfológicas do litoral do Espírito Santo em três grupos: os tabuleiros terciários da formação Barreiras (falésias), os afloramentos e promontórios cristalinos pré-cambrianos e as planícies flúvio-marinhas quartenárias. A BHRJ se encontra no segundo setor, apresentando um platô terciário (Figura 5), com drenagem para o oceano (Figura 6).

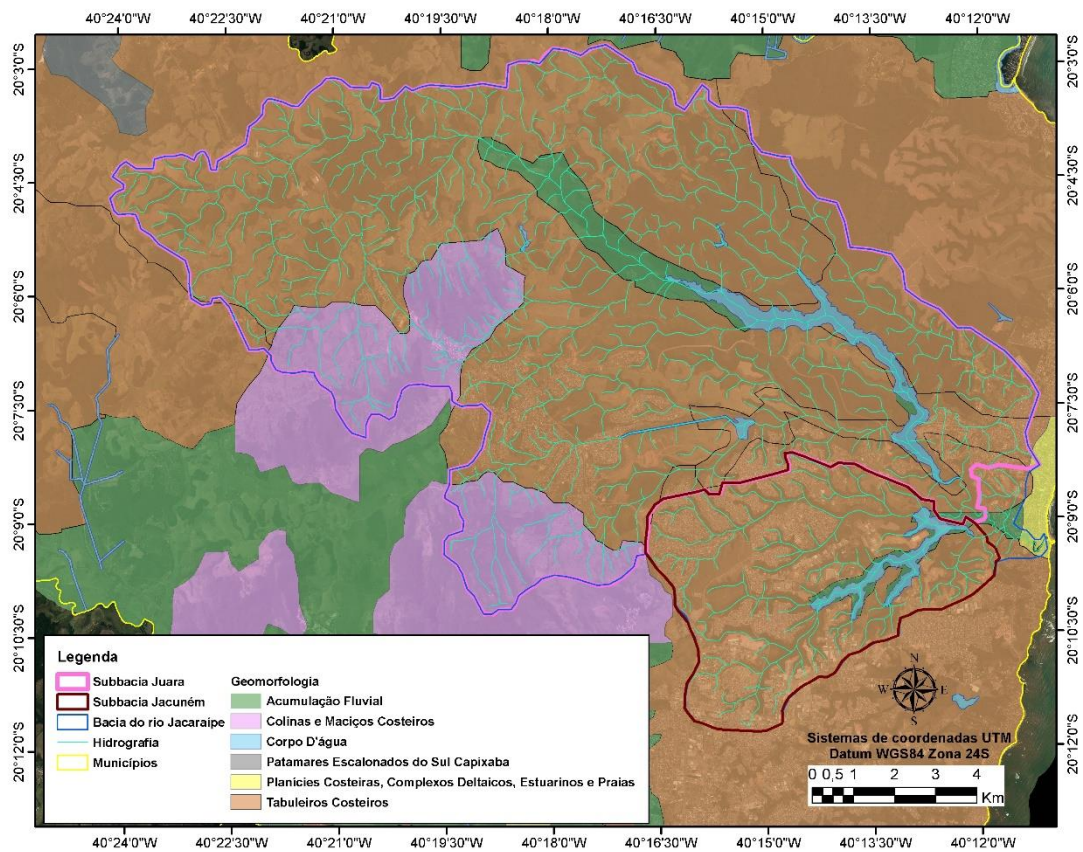


Figura 5: Geomorfologia da bacia do rio Jacaraípe.

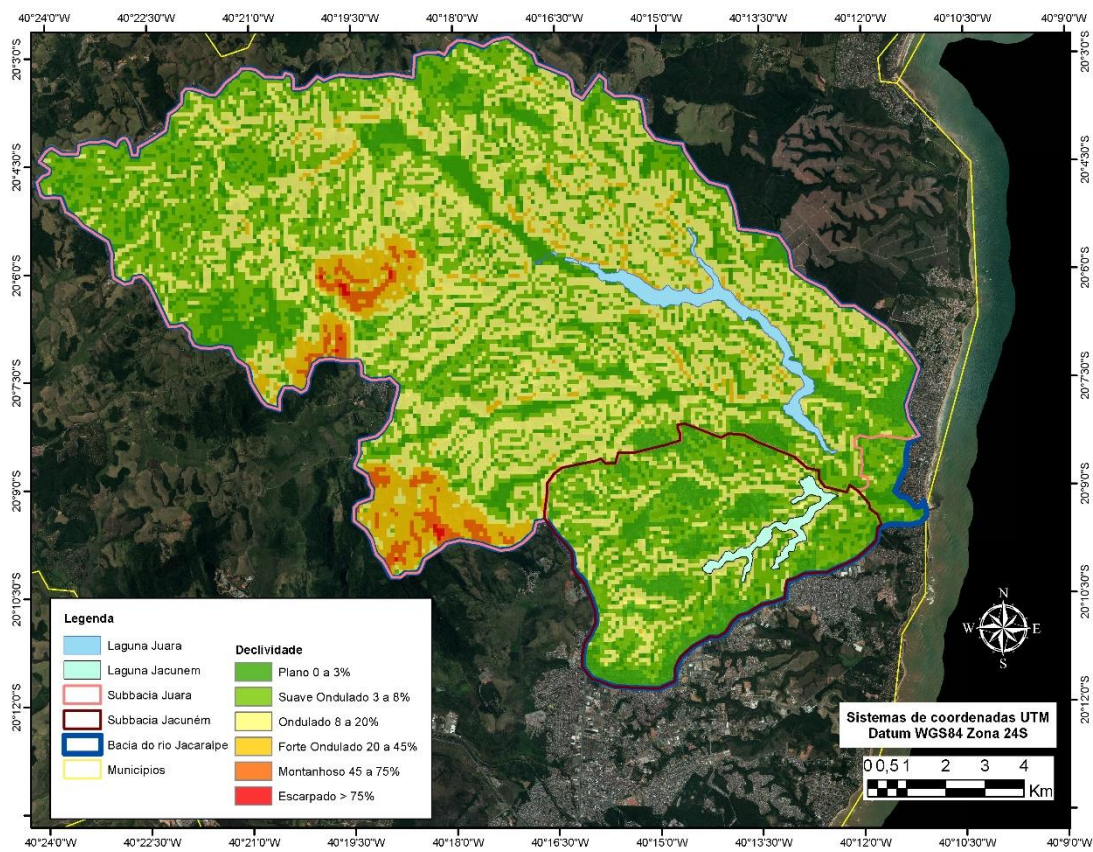


Figura 6: Mapa de declividade (%) e disposição do rio Jacaraípe em relação ao relevo.

### 3.3. Hidrografia e Hidrologia

As lagunas costeiras são o resultado do processo de acúmulo de água na depressão de vales dos tabuleiros terciários, largos escavados em forma de “V” e drenados por uma rede hidrográfica sub-paralela e com fundo plano preenchidos por sedimentos quaternários (Martin *et al.*, 1996). Os cursos d’água são incompatíveis com as dimensões dos vales, possivelmente devido as diferentes condições paleoclimáticas do período geológico em que esses vales foram escavados e as condições atuais (Martin *et al.*, 1996).

As lagunas Juara e Jacuném, embora não tenham se desenvolvido inteiramente em substrato sedimentar quaternário, serão consideradas como lagunas costeiras nesta dissertação devido a existência de um fluxo bidirecional de água e de espécies aquáticas. O fluxo bidirecional de água é resultante da drenagem lacustre para o oceano costeiro por meio do canal do Rio Jacaraípe e da ação das marés, que represam e aumentam o nível de água nas lagunas e, em certas condições, maré meteorológica associada a maré de sizígia, ocorre ainda a intrusão de água salobra na laguna Juara (Léllis, 2010). Já, o fluxo bidirecional de espécies aquáticas diz respeito a peixes estuarinos que sobem os rios e se alocam nas lagunas, como também ao fitoplâncton e às macrófitas que são transportados das lagunas em direção ao rio e até mesmo ao oceano (Léllis, 2010).

### 3.4. Características Socioambientais da Bacia

A BHRJ, baseando-se no censo de 2010 possui aproximadamente 176.400 habitantes (Léllis, 2010; IBGE, 2011), compondo 43% da população do município.

O município da Serra, assim como outros municípios da grande Vitória, passou por um acelerado e desordenado crescimento urbano e industrial, a partir da década de 70, acarretando grandes pressões sobre os recursos hídricos principalmente devido ao aporte de esgoto doméstico (Léllis, 2010). Com a finalidade de reduzir essa pressão e seus impactos, como o aporte de matéria orgânica e nutrientes para córregos e afluentes, deu-se início a construção de diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no município. Na BHRJ estão presente nove ETES, duas na BHLJU



(ETE Serra Dourada e ETE Jardins) e sete na BHLJA (ETE CIVIT I, ETE Nova Carapina, ETE Eldorado, ETE Mata da Serra, ETE Porto Canoa, ETE Barcelona e ETE Maringá) (ANA, 2013) (Figura 7).

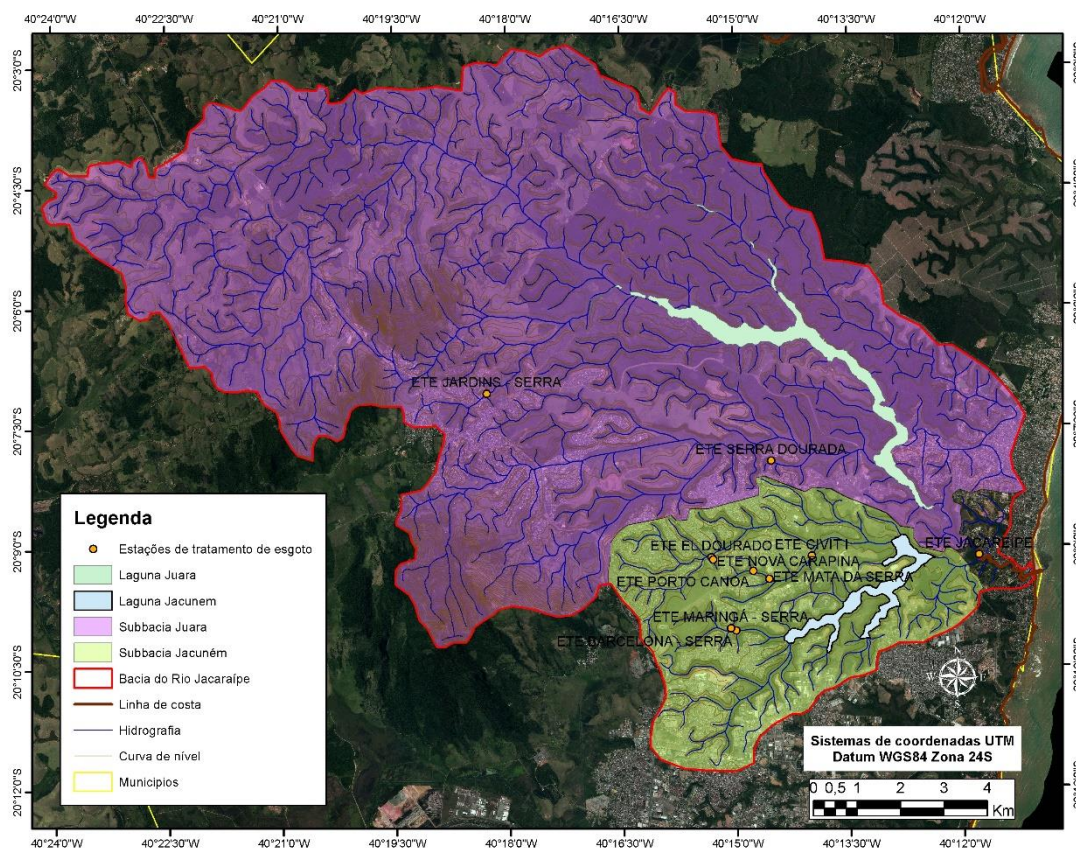
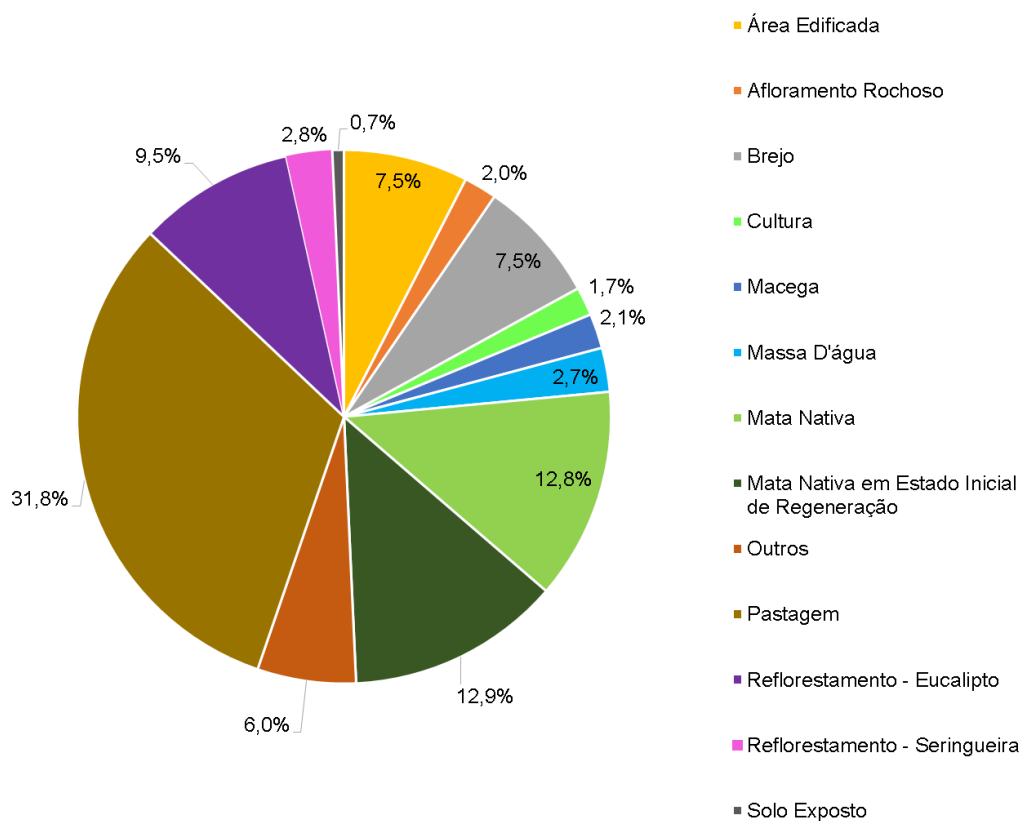
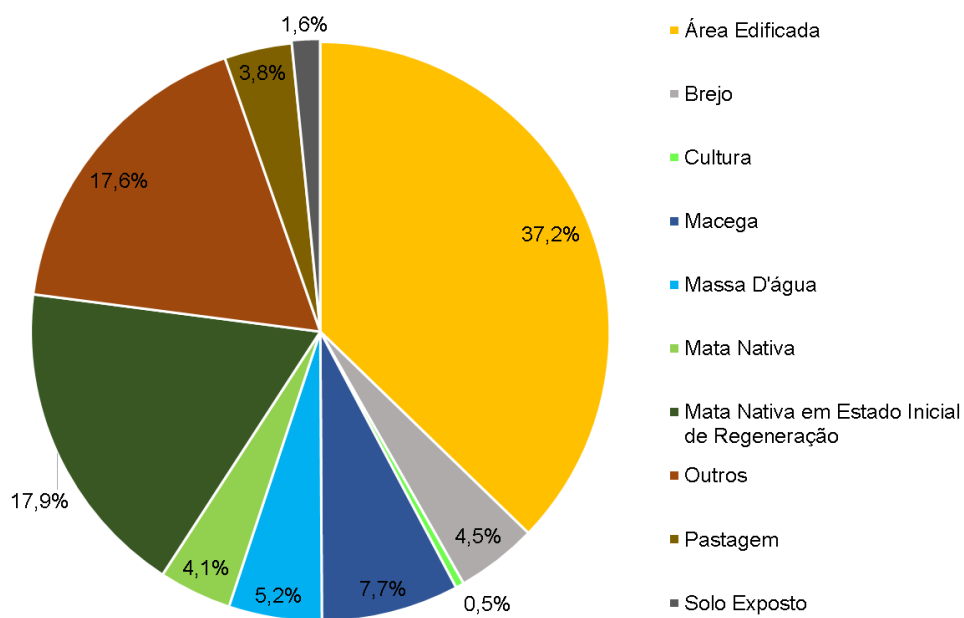


Figura 7: Estações de tratamento de esgoto localizadas dentro da BHRJ (ANA, 2013).

Esse acelerado crescimento urbano-industrial também resultou na degradação de recursos naturais e agravamento de problemas de poluição (Comitê Bacia Jacaraípe, 2006), como também problemas de inundação e assoreamento do rio (Prefeitura da Serra, 2017). Sendo assim, esta bacia apresenta diversas fontes de poluição e um mosaico de usos e coberturas da terra (Figura 8) e dos recursos hídricos, com a consequente degradação da qualidade das águas dos córregos e lagunas como também do ambiente marinho adjacente (Léllis, 2010).



a)



b)

Figura 8: Percentuais de uso e cobertura da terra de 2012 a 2015 na subbacia da laguna Jura (a) e na subbacia da laguna Jacuném (b) (IEMA, 2015).

Com o intuito de minimizar os problemas de inundação e assoreamento do rio Jacaraípe, a prefeitura municipal da Serra realizou obras de dragagem e de ampliação do leito do rio, como também ações para retirada de entulho e reurbanização das margens na seção inferior dos rios (Prefeitura da Serra, 2017). Após essas obras, voltou a ocorrer a intrusão de água do mar e espécies marinhas nas lagunas Juara e Jacuném. Também foi proporcionado aos moradores oportunidade de recreação e urbanização e maior incentivo ao turismo ao longo do canal do Rio Jacaraípe (Prefeitura da Serra, 2017).

Segundo os dados do IBGE (2017), o município da Serra possui o PIB per capita de R\$ 36.884,26, sendo o sexto maior do estado. O município da Serra possui para o setor industrial, o maior valor adicionado bruto a preços correntes do estado, sendo que esse setor é o que mais contribui para o PIB per capita do município.

#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi baseado em três etapas metodológicas: estimativa das emissões naturais e antropogênicas de nutrientes, validação pela determinação dos fluxos de nutrientes na bacia hidrográfica do rio Jacaraípe e do índice de estado trófico das lagunas e proposição de medidas mitigadoras para controle e redução da eutrofização (Figura 9).

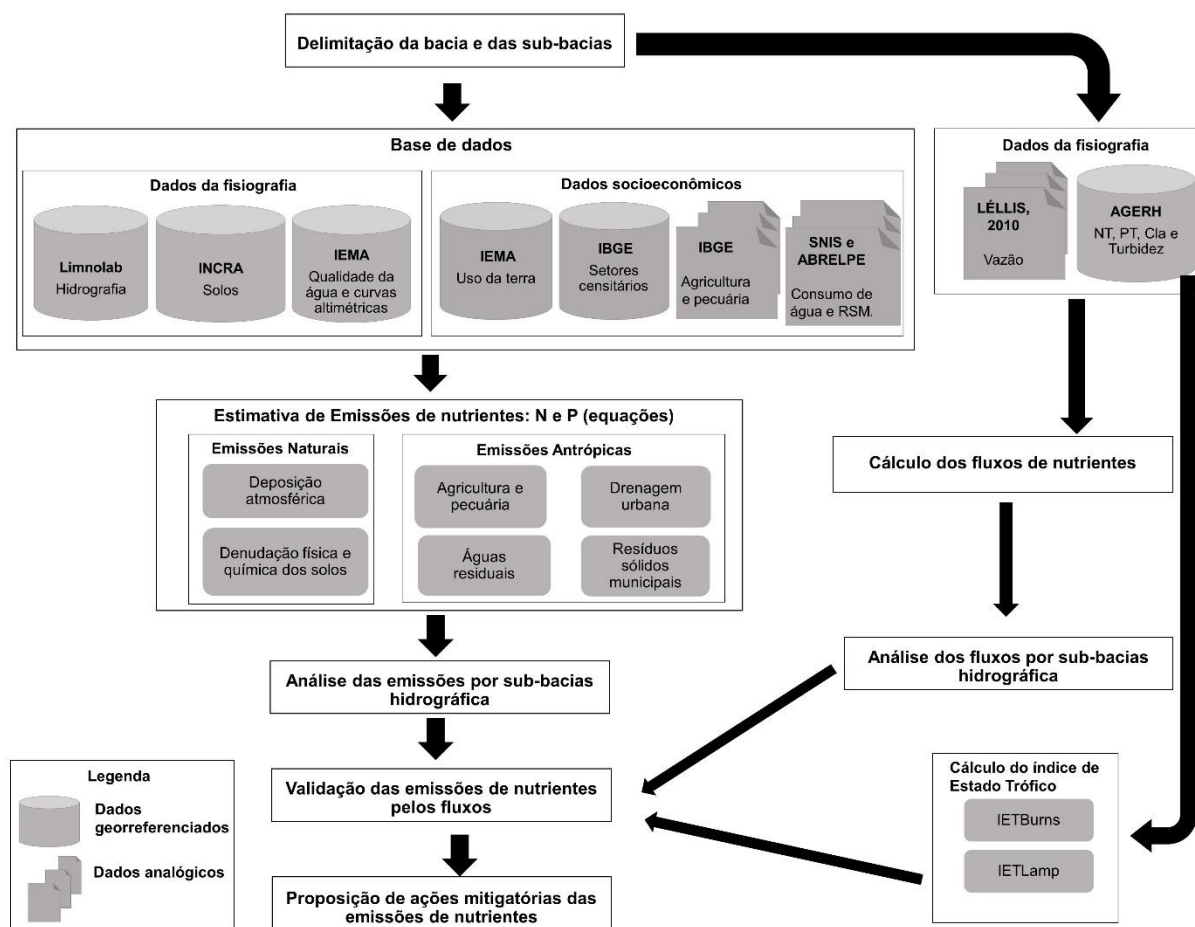


Figura 9: Fluxograma de etapas metodológicas do estudo.

#### 4.1. Base de Dados

Para as estimativas de emissões de nutrientes, são necessários dados da fisiografia, demografia e socioeconomia da bacia hidrográfica que são utilizados nas equações dos cálculos das emissões. As bases de dados a serem utilizados, seu formato e a fonte estão indicadas no Quadro 1. Para o georreferenciamento das bacias e demais dados espacializados foi utilizado o sistema de coordenadas UTM e datum WGS 1984.

As concentrações de nitrogênio total e fósforo total (NT e PT, respectivamente), de clorofila a (Cla), bem como os valores de turbidez foram obtidos junto as estações do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água disponibilizado pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) (Quadro 1). A

demografia foi obtida pelo censo de 2010, realizado e disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011) (Quadro 1). Os dados de agricultura, pecuária e indicadores econômicos do município também foram obtidos pelo IBGE (2011, 2015a, 2015b).

A delimitação das bacias hidrográficas foi baseada no modelo digital de elevação (MDE) Topodata do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) com resolução espacial de 30m. A delimitação das bacias foi baseada em rotinas analíticas do módulo Hydrology do software ESRI ArcGIS 10.2.2.

Quadro 1: Dados utilizados no estudo, indicando formato, fonte, disponibilidade e ano.

Dados Espaciais	Formato	Fonte	Disponibilidade	Observação
Setores Censitários	Shapefile ArcGIS	IBGE	<a href="ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_de_setores_censitarios_divisoes_intramunicipais/censo_2010/">ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_de_setores_censitarios_divisoes_intramunicipais/censo_2010/</a>	Ano 2010
Uso e cobertura da terra	Shapefile ArcGIS	IEMA	<a href="http://201.62.46.119/uso_solo_2015/">http://201.62.46.119/uso_solo_2015/</a>	Ano 2012 – 2015
Solos	Shapefile ArcGIS	INCRA	<a href="https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas">https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas</a>	Ano 2016
Curvas Altimétricas	Shapefile ArcGIS	IEMA	<a href="https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas1215">https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas1215</a>	Ano 2012 – 2015
Qualidade da água	Analogico (Planilha Excel)	AGERH	<a href="https://servicos.agerh.es.gov.br/iga/action_pesquisa_bacia.php?Bacia=Reis+Magos">https://servicos.agerh.es.gov.br/iga/action_pesquisa_bacia.php?Bacia=Reis+Magos</a>	Ano 2007 – 2019
Hidrografia	Shapefile ArcGIS	Limnolab e IBGE	Material do Limnolab disponibilizado por email e <a href="https://geobases.es.gov.br/bc100-es">https://geobases.es.gov.br/bc100-es</a>	Ano 2016
Demografia	Analogico (Planilha Excel)	IBGE	<a href="ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_de_setores_censitarios_divisoes_intramunicipais/censo_2010/">ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_de_setores_censitarios_divisoes_intramunicipais/censo_2010/</a>	Censo 2010
Indicadores Econômicos do município	Analogico (Planilha Excel)	IBGE	<a href="https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/serra">https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/serra</a>	Ano 2017 e Censo 2010
Agricultura	Analogico (Planilha Excel)	IBGE, EMBRAPA	IBGE, 2015a. Produção Agrícola Municipal, 2013. Culturas temporárias e Perenes. <a href="http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&amp;z=p&amp;o=28">http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&amp;z=p&amp;o=28</a> . EMBRAPA, 2015. Sistemas de Produção Agropecuária: Recomendações de aplicações de fertilizantes e perdas estimadas.	Dados 2013 e 2015
Pecuária	Analogico (Planilha Excel)	IBGE	IBGE, 2015b. Pesquisa Pecuária Municipal, 2013. <a href="http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&amp;z=p&amp;o=28">http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&amp;z=p&amp;o=28</a> .	Dados 2013 e 2015
Resíduos Sólidos	Analogico (Relatório)	SNIS, ABRELPE	SNIS, 2019. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017. <a href="http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos">http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos</a> . ABRELPE, 2016 e 2012. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2015 e 2011. <a href="http://abrelpe.org.br/panorama/">http://abrelpe.org.br/panorama/</a>	Dados 2017, 2015 e 2011.
Consumo de água	Analogico (Relatório)	SNIS	SNIS, 2019 e 2012. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 2018 e 2011. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, DF. <a href="http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos">http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos</a>	Ano 2018 e 2011, respectivamente

## 4.2. Emissões de Nitrogênio e Fósforo

O modelo de estimativa de emissão de nutrientes utilizado neste estudo se baseou em De Paula Filho *et al.*, (2015). O modelo é um método indireto para determinação de fluxos de nutrientes, ou seja, utilizado quando não é possível a realização de amostragens *in situ*. São utilizadas diversas equações, onde entram dados de fisiografia e socioeconomia, para estimar as emissões de nutrientes para as diferentes fontes consideradas, tanto naturais como antropogênicas.

As fontes naturais de N e P são associadas a deposição atmosférica e a denudação física e química dos solos. As fontes antropogênicas, por sua vez, são divididas em produção de esgoto doméstico, resíduos sólidos urbanos, as contribuições da agricultura e da pecuária e, no caso de bacias com extensas áreas urbanizadas, a drenagem urbana superficial. Portanto, as emissões antropogênicas dependem de dados como tamanho da população, consumo de água e de esgoto, taxa de urbanização, número de animais criados e tipos de cultivos na bacia.

Neste estudo, foi quantificada a carga de nutriente para cada fonte de emissão, sendo computado o somatório das cargas de todas as fontes no total de emissões possíveis para bacia hidrográfica, conforme proposto por De Paula Filho *et al.*, (2015).

A base dos dados locais das subbacias hidrográficas deste estudo foi apresentada no Quadro 1, os dados utilizados foram os mais recentes disponíveis conforme recomendado por Noriega & Araujo (2009) e De Paula Filho *et al.*, (2015). Nos quadros 2 e 3 constam as equações utilizadas para cada fonte de emissão de nutrientes.

### 4.2.1. Emissões Naturais

Para a quantificação de N e P provenientes de fontes naturais foram aplicadas as equações 1 e 2, a equação 3 foi utilizada para a correção do N pela volatilização da  $\text{NH}_3$  em solos não cultivados (Quadro 2).

Quadro 2: Dados e equações utilizados para estimar as emissões naturais de N e P, de acordo com De Paula Filho *et al.*, 2015 e Teubner Junior *et al.*, (2018).

Fonte	Informações usadas	Equações
Deposição Atmosférica	<ul style="list-style-type: none"> <li>Área da bacia em km<sup>2</sup> - <math>AW_s</math>;</li> <li>Taxas de deposição de N e P em relação a concentração de água de chuva e precipitação anual <math>\rho_{Rw}</math>: 300 mgN.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 10 mgP.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>. valores de áreas industrializadas (Silva Filho <i>et al.</i>, 1998; Mello, 2001; 2003)</li> <li>Fator de retenção de N e P nos solos - <math>\alpha_{rS}</math>: 65% e 70%, respectivamente (Malavolta &amp; Dantas, 1980; Silva, 1996).</li> </ul>	<p>(1)</p> $L_{At}^{N,P} = \rho_{Rw} \cdot A_{W_s} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^3$
Denudação física e química do solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentração de nutrientes em determinado solo (mg.kg<sup>-1</sup>) - <math>\rho_{Sj}</math> (De Paula Filho <i>et al.</i>, 2015);</li> <li>Área do solo da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>) - <math>A_j</math> (INCRA, 2016);</li> <li>Erosão média local - <math>LS</math> (128.000 kg.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> de acordo com Gouldie (1987);</li> <li>Fator de retenção de N e P nos solos - <math>\alpha_{rS}</math>: 65% e 70%, respectivamente (Malavolta &amp; Dantas, 1980; Silva, 1996).</li> </ul>	<p>(2)</p> $L_S^{N,P} = \sum_{j=1}^g \rho_{Sj} \cdot A_j \cdot L_S \cdot (1 - \alpha_{rS})$
Emissões de NH <sub>3</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Perda de 5 kg NH<sub>3</sub>.km<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup> em solos não cultivados - <math>\rho_{NS} NH_3</math> (De Paula Filho <i>et al.</i>, 2015);</li> <li>Áreas de florestas naturais ou solo não cultivado na bacia - <math>ANS</math>, (IEMA, 2015)</li> </ul>	<p>(3)</p> $L_S^{NH_3} = \rho_{NS}^{NH_3} \cdot A_{NS} / 10^3$

### Deposição atmosférica

A concentração de N e P na água da chuva ( $\rho_{Rw}$ ), varia de 80 a 300 mgN.m<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 4 a 10 mgP.m<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup> em locais preservados e muito industrializados, respectivamente, para uma pluviosidade média anual de 1.000 mm (Silva Filho *et al.*, 1998; Mello, 2001; 2003). Considerando a industrialização presente na bacia do Rio Jacaraípe foram utilizados os valores de 300 mgN.m<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 10 mgP.m<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>. Outro fator adotado, seguindo as recomendações de Lacerda *et al.*, (2008) e De Paula *et al.*, (2015), uma vez que não foram identificados estudos dessa natureza para a área em questão, foi a taxa de retenção no solo ( $\alpha_{rS}$ ), sendo 65% para o N e 70% para o P, conforme proposto por Malavolta & Dantas (1980) e Silva (1996). A área das sub-bacia ( $AW_s$ ) foi calculada no ESRI ArcGIS 10.6.



### Denudação física e química dos solos

A concentração de nutrientes em cada tipo de solo ( $\rho S_j$ ) foi a mesma utilizada por De Paula Filho *et al.*, (2015) e encontra-se na tabela 1. O coeficiente de erosão média utilizado foi de  $128 \text{ t.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  conforme proposto por Gouldie (1987) e adotado por Lacerda (2006), Lacerda *et al.*, 2008, Molisani *et al.*, (2013), De Paula Filho *et al.*, (2015), Teuner Jr (2016) e Teubner Junior *et al.*, (2018).

Tabela 1: Concentração de N e P nos solos ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) (De Paula Filho *et al.*, 2015).

Classes de solos	Concentração N ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	Concentração P ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )
Argissolos	400	208
Neossolos	500	178

As áreas ( $\text{km}^2$ ) de cada classe de solo das subbacias foram calculadas no ESRI ArcGIS 10.6.

### Volatilização da amônia

Para a taxa de emissão de amônia ( $\text{NH}_3$ ) em áreas de solo com floresta, natural ou plantada, e solo não cultivado foi adotado o valor de  $\rho NS$  de  $5 \text{ kgNH}_3.\text{km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  (Schelesinger & Hartley, 1992) conforme recomendado por De Paula Filho *et al.*, (2015). As áreas de florestas natural ou plantada de cada bacia foi no SIG ESRI ArcGIS 10.6, (Tabela 2) utilizando os dados de uso e cobertura da terra (IEMA, 2015).

Tabela 2: Áreas de vegetação (natural ou plantada) nas bacias da laguna Juara e da laguna Jacuném (IEMA, 2015).

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	
	BHLJU	BHLJA
Macega	3,44	2,63
Mata Nativa	21,00	1,39
Mata Nativa em estágio inicial de regeneração	21,20	6,12
Reflorestamento Eucalipto	15,49	-
Reflorestamento Seringueira	4,55	-

#### 4.2.2. Emissões Antropogênicas

As fontes antropogênicas são o esgoto doméstico, escoamento superficial urbano, resíduos sólidos municipais, agricultura e pecuária, sendo calculados com base nas equações 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente e a pecuária corrigida pela equação 9 (Quadro 3).

Quadro 3: Dados e equações utilizados para estimar as emissões antropogênicas de N e P, de acordo com De Paula Filho *et al.*, 2015 e Teubner Junior *et al.*, (2018).

Fonte	Informações usadas	Equações
Esgoto Doméstico	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentrações médias de N e P no esgoto bruto - <math>\rho_{Ww}</math> (mg.L<sup>-1</sup>);</li> <li>População urbana e rural presente na bacia - <math>P_{ui}</math> e <math>P_{ri}</math>, respectivamente (IBGE, 2011);</li> <li>Consumo de água urbano e rural per capita - <math>Q_{ui}</math> e <math>Q_{ri}</math>, 156,5 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> (SNIS, 2019) e 85 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> (SNIS, 2012) respectivamente;</li> <li>Taxa de retorno de água/esgoto - <math>\beta</math>: 80% segundo Mota &amp; Von Sperling (2009).</li> </ul>	<p>(4)</p> $L_{Ww}^{N,P} = \sum_{i=1}^{10} \left( \frac{\rho_{Ww} \cdot P_{ui} \cdot Q_{ui} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) + \sum_{i=1}^{10} \left( \frac{\rho_{Ww} \cdot P_{ri} \cdot Q_{ri} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right)$
Escoamento Urbano	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fator de emissões N e P baseados na concentração (mg.L<sup>-1</sup>) de escoamento urbano e precipitação anual - <math>\rho_{Urf}</math> (mm.ano<sup>-1</sup>);</li> <li>Setores urbanos na bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>) - <math>A_{Ui}</math> (IBGE, 2011).</li> </ul>	<p>(5)</p> $L_{Urf}^{N,P} = \sum_{i=1}^{10} \left( \frac{\rho_{Urf} \cdot A_{Ui}}{10^6} \right)$
Resíduos sólidos Municipais	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentração média de N ou P (g.kg<sup>-1</sup>) em resíduos sólidos municipais - <math>\rho_{MSW}</math>;</li> <li>População da bacia hidrográfica - <math>P_i</math> (IBGE, 2011);</li> <li>Produção per capita de resíduos sólidos na bacia, 0,789 kg.hab.dia<sup>-1</sup> (ABRELPE, 2016) corrigidos pelo fator gravimétrico 51,4% (ABRELPE, 2012) - <math>G_{MSWi}</math>;</li> <li>Taxas de retenção de N e P nos solos - <math>\alpha_{rS}</math>: 65% e 70%, respectivamente; (Malavolta &amp; Dantas, 1980; Silva, 1996).</li> <li>Fator de adequação de acordo com o tipo de destinação dos resíduos sólidos - <math>\sigma_{MSW}</math>: 100% para o município da Serra (SNIS, 2019).</li> </ul>	<p>(6)</p> $L_{MSW}^{N,P} = \sum_{i=1}^{10} \frac{\rho_{MSW} \cdot P_i \cdot G_{MSWi} \cdot \sigma_{MSW}}{365 \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^9}$
Agricultura	<ul style="list-style-type: none"> <li>Culturas mais comuns cultivadas na bacia (IBGE, 2015a);</li> <li>Fatores de emissão de N e P aplicados como fertilizantes (kg.ha<sup>-1</sup>), e porcentagem de perdas de N e P de acordo com o tipo de cultura - <math>\rho_{tj}</math> (De Paula Filho <i>et al.</i>, 2015; EMBRAPA, 2015);</li> <li>Áreas de diferentes tipos de culturas na bacia hidrográfica - <math>A_{tij}</math> (ha.ano<sup>-1</sup>), de acordo com IBGE (2015a).</li> </ul>	<p>(7)</p> $L_A^{N,P} = \sum_{i=1}^{10} \sum_{j=1}^x \left( \frac{\rho_{tj} \cdot A_{tij}}{10^3} \right)$
Pecuária	<ul style="list-style-type: none"> <li>Conteúdo de N e P em esterco bruto (mg.kg<sup>-1</sup>) e carga anual de esterco produzida por animal em cada município dentro da bacia hidrográfica - <math>\rho_{tj}</math> (EMBRAPA, 2015);</li> <li>O número de animais criados em cada bacia hidrográfica - <math>H_{tij}</math>, de acordo com IBGE (2015b);</li> <li>Fator de retenção de N e P nos solos - <math>\alpha_{rS}</math>: 65% e 70%, respectivamente (Malavolta &amp; Dantas, 1980; Silva, 1996).</li> </ul>	<p>(8)</p> $L_H^{N,P} = \sum_{i=1}^{10} \sum_{j=1}^{10} \frac{\rho_{tj} \cdot H_{tij} \cdot (1 - \alpha_{rS})}{10^9}$
Volatilização da amônia pelo esterco	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fatores de emissão por animal criado - <math>\rho_{tj}^{NH_3}</math> (kg.NH<sub>3</sub>.animal<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>);</li> <li>Número de cabeças de cada animal na bacia hidrográfica - <math>H_{ij}</math> - IBGE (2015b).</li> </ul>	<p>(9)</p> $L_H^{NH_3} = \sum_{i=1}^{10} \sum_{j=1}^6 \left( \frac{\rho_{tj}^{NH_3} \cdot H_{ij}}{10^3} \right)$

### **Esgoto doméstico**

A concentração de nutrientes no esgoto bruto ( $\rho W w$ ) foi baseada em Mota & Von Sperling (2009), sendo de 52 e 15 mg.L<sup>-1</sup> para N e P, respectivamente. O consumo de água pela população urbana ( $Q u i$ ) e rural ( $Q r i$ ) per capita foi de, 156,5 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> (SNIS, 2019) e 85 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> (SNIS, 2012) respectivamente. A taxa de retorno água/esgoto ( $\beta$ ) utilizada foi de 80% conforme recomendação de Mota & Von Sperling, 2009.

A população urbana e rural ( $P u i$  e  $P r i$ ) na bacia foi estimada através do arquivo vetorial dos setores censitários disponibilizados pelo IBGE (2011). Para selecionar os setores na bacia e subbacias foi realizada a sobreposição dos polígonos (*shapefile*) no software ESRI ArcGIS 10.2.2, identificando aqueles contidos dentro dos limite de cada bacia (Teubner Junior, 2016).

### **Escoamento superficial urbano**

Foi considerado a concentração média de N e P no escoamento urbano ( $\rho U r f$ ) como de 2,00 mgN.L<sup>-1</sup> e 0,33 mgP.L<sup>-1</sup> conforme adotado por De Paula Filho *et al.*, (2015). A área urbana ( $A u i$ ) em cada bacia foi calculada no SIG ArcGIS 10.2.2 através do shapefile de uso e cobertura da terra (IEMA, 2015), através da seleção da classe “áreas edificadas”.

### **Resíduos sólidos municipais**

Seguindo a recomendação de De Paula Filho *et al.*, (2015) a concentração média de N e P nos resíduos sólidos municipais foi de 8,9 gN.kg<sup>-1</sup> e 5,6 gP.kg<sup>-1</sup>. Já, a produção per capita de resíduos sólidos na bacia foi de 0,789 kg.hab.dia<sup>-1</sup> (ABRELPE, 2016) corrigidos pelo fator gravimétrico 51,4% ( $G M S W i$ ) (ABRELPE, 2012). A população urbana na bacia ( $P i$ ) foi a mesma utilizada para o cálculo da produção de esgoto doméstico. O Fator de adequação da destinação dos resíduos sólidos ( $\sigma M S W$ ) foi de 100% para o município da Serra (SNIS, 2019).

## Agricultura

As taxas de emissões de nutrientes aplicados como fertilizantes em diferentes culturas e as taxas de perda ( $\rho_{tj}$ ) foram obtidas através do Sistema de Produção EMBRAPA (EMBRAPA, 2015) (Tabela 3), também utilizados por Lacerda *et al.*, (2008), De Paula Filho *et al.*, (2015) e Teubner Junior (2016). A área de cada cultivo ( $At_{ij}$ ) e a porcentagem de área que cada subbacia representa para o município da Serra foram estimadas utilizando os dados de Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2015a) e o mapeamento de uso e cobertura da terra do Instituto Estadual do Meio Ambiente para o ano de 2012 a 2015 (IEMA, 2015).

Tabela 3: Recomendações de aplicação de fertilizantes ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e perdas estimadas (%) (EMBRAPA, 2015).

Cultura	Recomendações de fertilizantes ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ )		Perdas estimadas (%)	
	N	P	N	P
Banana	100,0	30,0	20,0	10,0
Borracha	52,5	50,0	21,9	8,9
Café	108,3	30,0	21,9	8,9
Cana de Açúcar	182,5	30,0	29,0	13,0
Coco	40,0	20,0	25,0	20,0

## Pecuária

As emissões de N e P relacionadas a quantidade anual de esterco produzido por animal ( $\rho_{tj}$ ) foi estimada de acordo com De Paula Filho *et al.*, (2015) (Tabela 4). O número de animais em diferentes criações ( $Ht_{ij}$ ) foi estimado utilizando os dados da Pesquisa Pecuária Municipal de 2013 (IBGE, 2015b), os dados de setores rurais da bacia (IBGE, 2011) e a porcentagem de área que a BHLJU, a única que possui setores rurais, representa para o município da Serra.

Tabela 4: Produção diária de esterco ( $\text{kg.animal}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) e concentração estimada de N e P (De Paula Filho *et al.*, 2015)

Tipo de animal	Produção diária de esterco ( $\text{kg.animal.ano}^{-1}$ )	Concentração no esterco (%)	
		N	P
Bovino	10,0	0,6	0,4
Equinos	10,0	0,6	0,4
Aves	0,2	1,2	1,3
Caprino	1,0	0,5	0,5
Ovino	1,0	0,5	0,5
Suíno	2,5	0,5	0,3

### Volatilização da amônia pelo esterco

O ajuste para a quantidade de amônia volatilizada nas atividades de criação animal na bacia foi calculado conforme adotado em De Paula Filho *et al.*, (2015), usando as taxas de emissão para cada tipo de animal ( $\rho t j^{NH_3}$ ) propostos por esses autores (Tabela 5) e o número de cabeças para cada tipo de criação animal na bacia conforme IBGE (2015b)(Tabela 18).

Tabela 5: Emissão de amônia por tipo de criação animal ( $\text{kg.NH}_3.\text{animal.ano}^{-1}$ ) (De Paula Filho *et al.*, 2015).

Pecuária	$\text{kgNH}_3.\text{animal.ano}^{-1}$
Bovino (carne)	4,3
Equinos	7,0
Aves	0,1
Caprinos	1,1
Ovinos	0,7
Suíno (carne)	1,5

## 4.3. Estimativas dos Fluxos de Nutrientes (N e P)

4.3.1. Dados do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH-ES).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi inicialmente desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF/US) que reúne nove parâmetros de qualidade de água (oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, temperatura,

pH, NT, PT, turbidez e resíduo total) (McClelland, 1974). O IQA utilizado pela AGERH é o mesmo utilizado pela NSF e adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, 2003 e 2009). O índice não foi calculado nesse estudo, mas os dados dos parâmetros turbidez, NT e PT além de Cla, foram utilizados para a determinação dos fluxos de nutrientes.

#### 4.3.2. Cálculo do Fluxo de N e P

Com a finalidade de comparação e validação dos resultados das estimativas de emissões de N e P, foi determinado o fluxo de nutrientes para as BHLJU e BHLJA e posteriormente, foi feita a razão dos resultados obtidos pelo fluxo baseado em vazão e concentração *in situ* e o fluxo baseado em fatores de emissão.

Para o cálculo dos fluxos foram utilizados os dados de 2007 a 2019 do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água (AGERH, 2019) e foi realizada a estatística das variáveis utilizadas (NT, PT, turbidez e Cla) nas estações de IQA localizada nas lagunas e nos rios (Figura 1) e nas vazões estimadas por Lélis (2010).

As estimativas foram baseadas na equação de Wagner (2009) (Equação 10):

$$C_{dia} = C \cdot Q \cdot 86400 \quad (10)$$

Onde:

$C_{dia}$  = carga ou fluxo ( $g \cdot dia^{-1}$ )

C = concentração ( $g \cdot m^{-3}$ )

Q = descarga instantânea ( $m^3 \cdot s^{-1}$ )

Posteriormente, os valores foram convertidos para  $t \cdot ano^{-1}$ .

#### 4.4. Produtividade de N e P das Bacias

Para a quantificação da produtividade nas bacias foi feita a razão entre a produção anual de N e P e a área das subbacias, também chamada de produção específica de N e P, cujos resultados são expressos em  $t \cdot km^{-2} \cdot ano^{-1}$ .

O resultado de produtividade foi utilizado no modelo de Meybeck *et al.*, (2006) para o enquadramento das bacias em função da razão entre os fluxos locais ( $Y_i$ ) e um fluxo médio global para N e P ( $Y^*$ ), considerando o valor global de  $0,355 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para o N (Green *et al.*, 2004) e  $0,095 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para o P (Seitzinger *et al.*, 2005). A classificação das bacias hidrográficas segundo o modelo de Meybeck *et al.*, (2006) é apresentada na tabela 6.

Tabela 6: Classificação das bacias hidrográficas baseados na razão de fluxos locais e médias globais (Meybeck *et al.*, 2006).

<b>Classificação das Bacias</b>	<b><math>Y_i/Y^*</math></b>
Hotspots	>10
Hiperativa	5 - 10
Euriativa	2 - 5
Mesoativa	0,5 - 2
Hipoativa	0,2 - 0,5
Oligoativa	0,1 - 0,2
Estenoativa	0,01 - 0,1
Inativa	< 0,01

$Y_i/Y^*$  (razão entre fluxo local e medias globais)

#### 4.5. Estado Trófico das Lagunas – IET

O Índice do Estado Trófico (IET) é utilizado para classificar os sistemas lênticos em diferentes graus de trofia, ou seja, a produtividade primária, através do enriquecimento por nutrientes (Carlson, 1977; Toledo Jr. *et al.*, 1984). O IET desenvolvido por Carlson (1977) e modificado por Toledo Jr *et al.*, (1984) – IET<sub>Carl-Tol</sub>, é baseado nos parâmetros Cla, profundidade do disco de Secchi (DS), fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo total (PSR). O índice desenvolvido por Burns *et al.*, (2000) - IET<sub>Burns</sub> considera Cla, DS, PT e NT para estimar o estado trófico. O índice criado por Lamparelli (2004) (IET<sub>Lamp</sub>) utiliza Cla, DS e PT. Venturini (2015), que usou os três métodos para calcular o IET na laguna Juara, indicou que o IET<sub>Burns</sub> e o IET<sub>Lamp</sub> apresentaram resultados similares quanto ao enquadramento do estado trófico da laguna e mostraram-se mais adequados do que o IET<sub>Carl-Tol</sub>, uma vez que esse tende a subestimar a



condição trófica da laguna. Portanto, neste trabalho foi utilizado os  $IET_{Burns}$  e o  $IET_{Lamp}$ . As variáveis utilizadas também foram das estações do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água (AGERH, 2019), no entanto, sem a variável DS, uma vez que essa não foi disponibilizada pelo programa.

#### 4.5.1. Método $IET_{Burns}$

As equações 11 a 14 foram as propostas por Burns *et al.* (2000):

$$IET (Cla) = 2,22 + 2,54 \log(Cla) \quad (11)$$

$$IET (PT) = 0,218 + 2,92 \log(PT) \quad (12)$$

$$IET (NT) = -3,61 + 3,01 \log(NT) \quad (13)$$

$$\overline{IET} = \frac{IET (Cla) + IET (PT) + IET (NT)}{3} \quad (14)$$

Os limites para os níveis tróficos encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Burns *et al.* (2000).

<b>Categorias</b>	<b>IET</b>
Ultra-microtrófico	$0 < IET < 1$
Microtrófico	$1 < IET < 2$
Oligotrófico	$2 < IET < 3$
Mesotrófico	$3 < IET < 4$
Eutrófico	$4 < IET < 5$
Supereutrófico	$5 < IET < 6$
Hipereutrófico	$6 < IET < 7$

#### 4.5.2. Método IET<sub>Lamp</sub>

As equações 15 a 19 foram propostas por Lamparelli (2004):

$$\text{IET (PT)} = 10 \{ 6 - [1,77 - 0,42 * (\ln \text{PT}) / \ln 2] \} \quad (15)$$

$$\text{IET (Cla)} = 10 \{ 6 - [(0,92 - 0,34 * \ln \text{Cla}) / \ln 2] \} \quad (16)$$

$$\overline{\text{IET}} = \frac{\text{IET (Cla)} + \text{IET (PT)}}{2} \quad (17)$$

Os limites para os níveis tróficos encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Lamparelli (2014).

<b>Categorias</b>	<b>IET</b>
Ultraoligotrófico	IET < 47
Oligotrófico	47 < IET < 52
Mesotrófico	52 < IET < 59
Eutrófico	59 < IET < 63
Supereutrófico	63 < IET < 67
Hipereutrófico	IET > 67

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Características Socioambientais da Bacia

A BHRJ está inteiramente contida no município da Serra (553 km<sup>2</sup>) e sua área (200,77 km<sup>2</sup>) representa 36,31% da área do município, sendo que a área BHLJU (163,87 km<sup>2</sup>) representa 29,63% da área do município, enquanto a área da BHLJA (34,23 km<sup>2</sup>) representa apenas 6,19% (Tabela 9).

Tabela 9: Área (km<sup>2</sup>) das BHLJU, BHLJA e BHRJ e do município da Serra e o percentual de cada área em relação ao município.

Área	Total (km <sup>2</sup> )	%
Juara	163,87	29,63
Jacuném	34,23	6,19
Jacaraípe	200,77	36,31
Serra	553,00	100,00

O município da Serra possuía no censo de 2010, 409.267 habitantes, com 44,09% dos habitantes residindo na BHRJ (180.459 habitantes) (IBGE, 2011), 25,43% dessa população (105.391 habitantes) na BHLJU e 20,74% (84.917 habitantes), da BHLJA (Tabela 10). Nota-se que o número de habitantes na BHRJ é menor do que a somatória da população da BHLJU e BHLJA devido a sobreposição dos setores nos limites das subbacias. Apenas a BHLJU apresenta população rural, que representa 46,54% da população rural do município.

Na figura 10 estão representados os setores censitários da BHRJ e das subbacias das lagoas Jacuném e Juara. Com os dados de população e de área foi possível calcular a densidade populacional, sendo que para o município de Serra é de 740 hab/km<sup>2</sup>, para a BHLJU 650 hab/km<sup>2</sup> e para a BHLJA 2.674 hab/km<sup>2</sup>.

Tabela 10: População nas subbacias do rio Jacaraípe (BHRJ), para o censo demográfico de 2010 (IBGE, 2011).

Subbacia	População (2010)		
	Urbana	Rural	Total
Juara	104.080	1.311	105.391
Jacuném	84.917	0	84.917
Serra	406.450	2.817	409.267

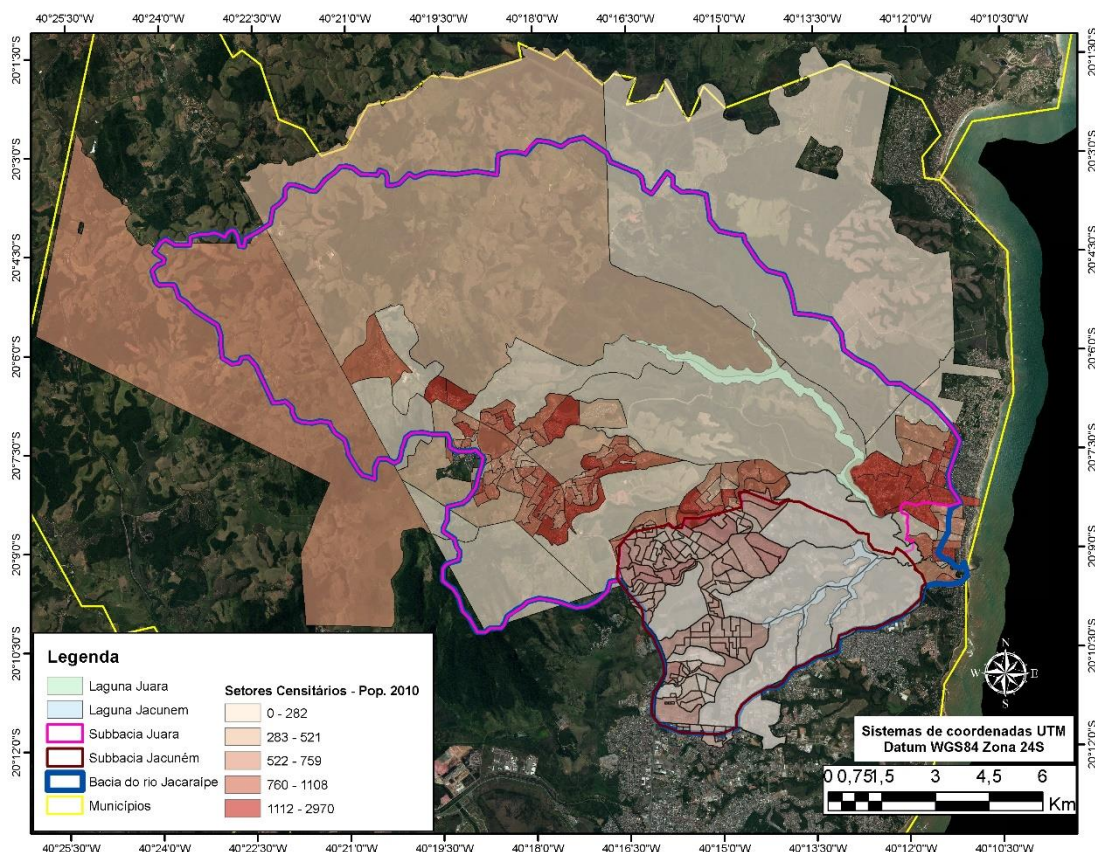


Figura 10: Setores censitários e a população residente na BHRJ.

Para a projeção da população para o ano de 2019 (IBGE, 2019) o valor estimado é de 517.510, resultando em um aumento de aproximadamente 26% em um período de 9 anos (2010-2019). Conforme essa projeção, a população da BHLJU seria de 132.793 habitantes, sendo 131.141 residentes da região urbana e 1.652 hab da região rural, considerando que as proporções da população rural e urbana se mantêm. Para a BHLJA a população seria de 106.996 habitantes.

## 5.2. Emissões de Nutrientes

Contabilizado as emissões naturais e antropogênicas, a produção anual da BHRJ foi de 414,12, e 102,32 t de N e P, respectivamente (Tabela 11). A BHLJU apresentou uma produção de 267,58 e 65,39 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente (Tabela 11), o que corresponde a aproximadamente 64,61 e 63,90% da produção de N e P da BHRJ. A BHLJA teve uma produção de 146,54 e 36,93 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente (Tabela 11).

Tabela 11: Estimativa das emissões de N e P ( $t.\text{ano}^{-1}$ ) das subbacias do rio Jacaraípe.

Fontes de Emissão		Total	
Sub-bacias		N	P
Juara	(t/ano)	267,58	65,39
	% da sub-bacia	64,61	63,90
Jacunem	(t/ano)	146,54	36,93
	% da sub-bacia	35,39	36,10
Total	(t/ano)	414,12	102,32

As fontes antropogênicas contribuíram 12 e 41 vezes mais para a produção de N e P, respectivamente, do que as fontes naturais para a BHRJ. Essa diferença foi ainda maior para a BHLJA, 28 vezes maior para o N e 91 vezes para o P (Tabela 12) onde o processo de urbano-industrialização é mais intenso,

Tabela 12: Produção ( $t.\text{ano}^{-1}$ ) e contribuição das fontes naturais e antropogênicas.

Subbacia	Produção	Fontes Naturais		Fontes Antropogênicas	
		N	P	N	P
Juara	$t.\text{ano}^{-1}$	25,68	1,94	241,90	63,45
	%	9,60	2,97	90,40	97,03
Jacunem	$t.\text{ano}^{-1}$	5,06	0,40	141,48	36,54
	%	3,46	1,08	96,54	98,92
Total	$t.\text{ano}^{-1}$	30,74	2,34	383,38	99,98
	%	7,42	2,29	92,58	97,71

### 5.2.1. Emissões Naturais

A produção anual de N e P resultante da somatória das fontes naturais para a BHRJ foi de 30,74 e 2,34 t, respectivamente. A BHLJU apresentou uma produção de 25,68 e 1,94 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente e a da BHLJA 5,06 e 0,40 t.ano<sup>-1</sup> de N e P (Tabela 12). Assim sendo, as fontes naturais contribuíram em 7,42% da produção de N da bacia e 2,29% da produção de P (Tabela 12).

#### Deposição atmosférica

A produção anual de N por meio da deposição atmosférica foi de 22,74 t para BHLJU e 4,45 t para a BHLJA, portanto, essa fonte representa 6,57% da produção anual de N da BHRJ (Tabela 14), sendo a fonte natural que mais contribuiu para a produção deste nutriente.

A produção anual de P foi de 0,65 e 0,13 t para as BHLJU e BHLJA, respectivamente (Tabela 14). Essa fonte contribuiu com apenas 0,76% das emissões de P na bacia.

#### Denudação física e química dos solos

Os tipos de solo encontrados na BHRJ foram argissolos e neossolos, sendo que este só foi encontrado na BHLJU e sua área equivale a apenas 3,64% da sub-bacia, referente a região montanhosa do Mestre Álvaro (Tabela 13, Figura 11).

Tabela 13: Classe de solos das bacias, respectivas áreas (km<sup>2</sup>) e produção de nutrientes (Fonte: INCRA, 2016).

Sub-bacias	Classes de solos	Área (km <sup>2</sup> )	%
Juara	Argissolos	156,93	96,36
	Neossolos	5,92	3,64
Jacuném	Argissolos	34,09	100



Sem a correção da amônia, a contribuição do argissolo foi, para a BHLJU, de 2,9 t.N.ano<sup>-1</sup> e 1,25 t.P.ano<sup>-1</sup> e do neossolo 0,14 t.N.ano<sup>-1</sup> e 0,04 t.P.ano<sup>-1</sup>. Para a BHLJA foi computada emissão apenas para argissolos 0,64 t.N.ano<sup>-1</sup> e 0,27 t.P.ano<sup>-1</sup>.

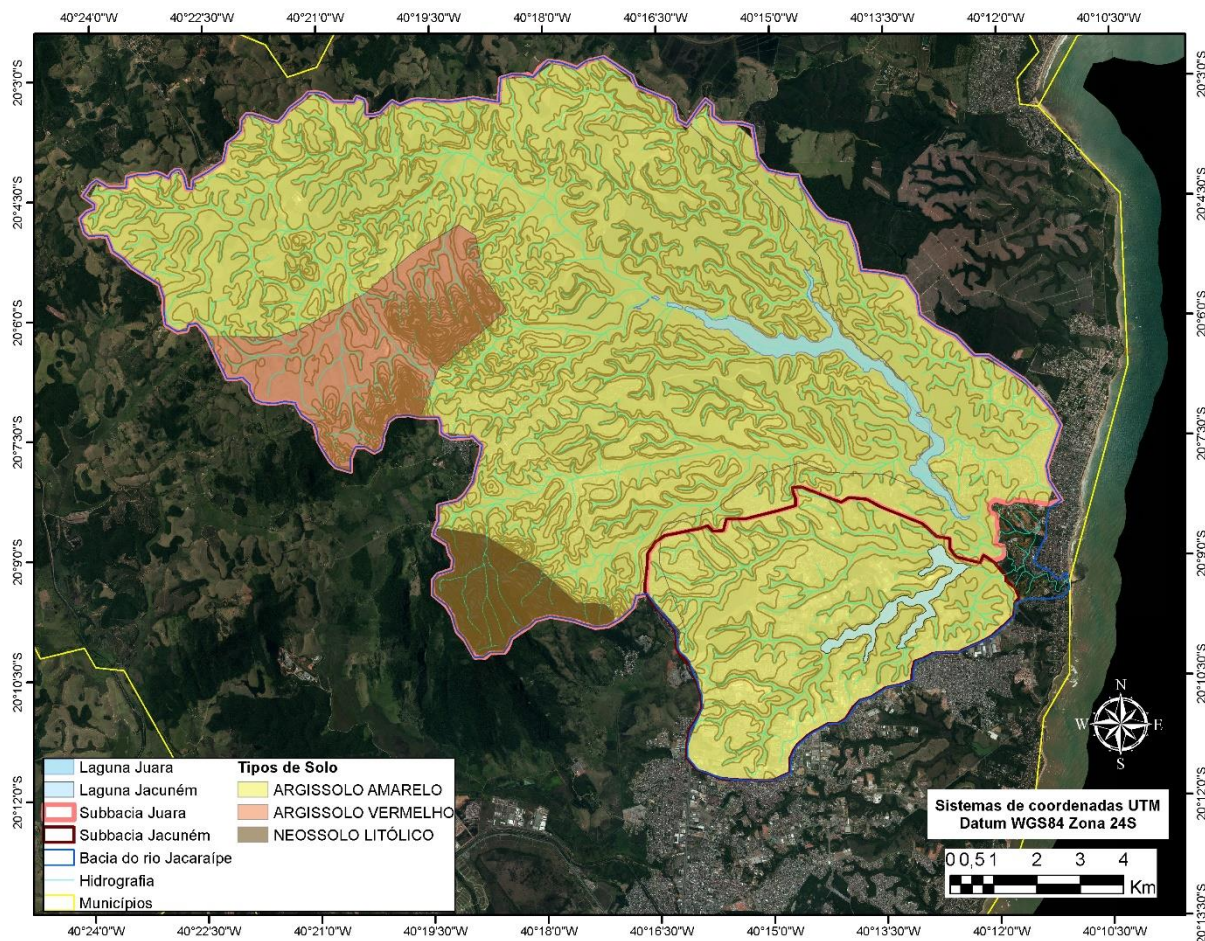


Figura 11: Tipos de solo na bacia do rio Jacaraípe (INCRA, 2016).

A produção total de N e P decorrente da denudação dos solos foi de 3,56 e 1,57 t, respectivamente, o que corresponde a 0,86 e 1,53% de contribuição dessa fonte de emissão em comparação com as demais (Tabela 14). Foi a fonte natural que mais contribuiu para a produção de P. Para a BHLJU a produção anual foi de 2,94 e 1,29 toneladas de N e P respectivamente e para BHLJA, 0,61 e 0,27 t de N e P, respectivamente.



Tabela 14: Produção anual de N e P (t.ano<sup>-1</sup>) das fontes de emissões naturais.

Fontes de Emissão		Deposição atmosférica		Denudação física e química dos solos		Total	
Sub-bacias		N	P	N	P	N	P
Juara	(t/ano)	22,74	0,65	2,94	1,29	25,68	1,94
Jacunem	(t/ano)	4,45	0,13	0,61	0,27	5,06	0,40
Total	(t/ano)	27,19	0,78	3,56	1,57	30,74	2,34
	% da bacia	6,57	0,76	0,86	1,53	7,42	2,29

### Volatilização da amônia

Para o cálculo das áreas vegetadas foi confeccionado um mapa de uso e cobertura da terra (Figura 12) e, posteriormente, as classes de uso foram divididas em categorias e suas áreas calculadas (tabela 15).

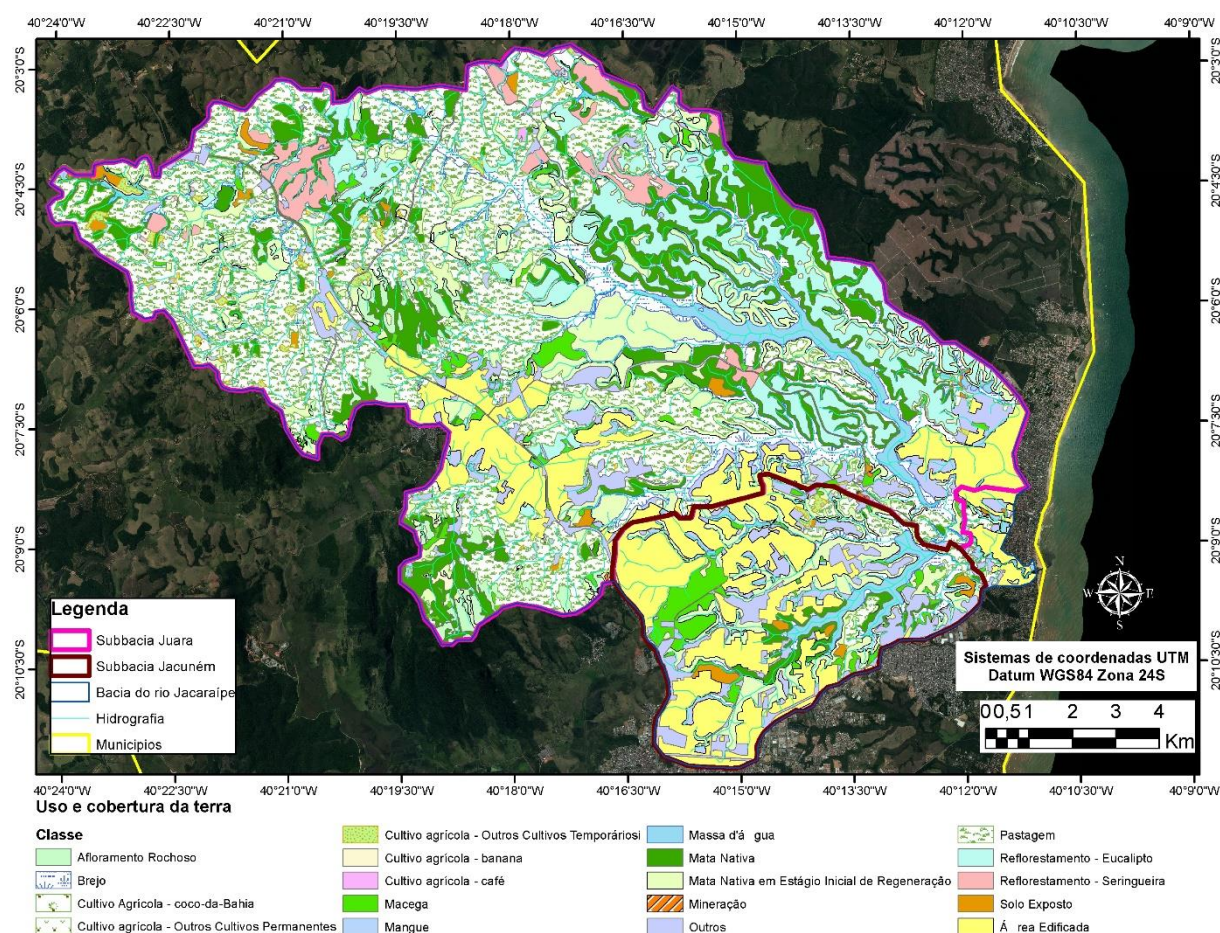


Figura 12: Uso e cobertura da terra da BHRJ (IEMA, 2015).



Tabela 15: Área (km<sup>2</sup>) das classes de uso da terra e importância relativa (%) de área ocupada no município de Serra, BHRJ, BHLJU e BHLJA (Fonte: IEMA, 2015).

Classe	Município	BH Rio	Subbacia		Subbacia		
	de Serra	Jacaraípe	Juara	Jacuném			
	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Área Edificada	62,44	26,42	13,16	12,35	7,54	12,74	37,22
Afloramento Rochoso	7,64	3,32	1,66	3,27	2,00	-	-
Brejo	44,64	13,83	6,89	12,24	7,47	1,55	4,53
Cultivo Agrícola - Banana	0,24	0,12	0,06	0,12	0,07	-	-
Cultivo Agrícola - Café	8,07	0,13	0,06	0,13	0,08	-	-
Cultivo Agrícola - Cana de Açúcar	0,01	-	-	-	-	-	-
Cultivo Agrícola - Coco da Bahia	2,03	0,48	0,24	0,46	0,28	0,03	0,09
Cultivo Agrícola - Outros Cultivos Permanentes	2,62	1,22	0,61	1,21	0,74	0,01	0,03
Cultivo Agrícola - Outros Cultivos Temporários	2,21	1,08	0,54	0,96	0,59	0,12	0,35
Macega	14,21	6,09	3,04	3,44	2,10	2,63	7,68
Mangue	5,46	0,11	0,05	-	-	-	-
Massa D'água	11,18	6,26	3,12	4,36	2,66	1,78	5,20
Mata Nativa	82,88	22,42	11,17	21,00	12,82	1,39	4,06
Mata Nativa em Estado Inicial de Regeneração	57,97	27,47	13,68	21,20	12,94	6,12	17,88
Mineração	0,88	0,10	0,05	0,07	0,04	0,01	0,03
Outros	41,75	16,22	8,08	9,78	5,97	6,02	17,59
Pastagem	161,03	53,75	26,77	52,09	31,79	1,29	3,77
Reflorestamento - Eucalipto	34,71	15,49	7,72	15,49	9,45	-	-
Reflorestamento - Seringueira	7,16	4,54	2,26	4,55	2,78	-	-
Restinga	0,05	-	-	-	-	-	-
Solo Exposto	2,59	1,71	0,85	1,15	0,70	0,54	1,58

### 5.2.1. Emissões Antropogênicas

A produção anual de N e P advinda das fontes antropogênicas para a BHRJ foi de 383,38 e 99,98 t, respectivamente. A BHLJU apresentou uma produção de 241,90 e 63,45 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente e a da BHLJA 141,48 e 36,54 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente (Tabela 12). Portanto, as fontes antropogênicas contribuíram em 92,58% da produção de N da bacia e 97,71% da produção de P da BHRJ (Tabela 12).

#### **Produção de esgoto doméstico**

A fonte que mais contribuiu para as emissões tanto de N como também de P, para as duas subbacias analisadas foi a produção de esgoto.

A produção para as duas subbacias foi de 238,3 toneladas de N, sendo 131,98 toneladas provenientes da BHLJU e 106,9 toneladas provenientes da BHLJA (Tabela

19). A produção total de fósforo foi de 68,92 t, sendo que 38,07 t foram provenientes da BHLJU e 30,85 da BHLJA (Tabela 19).

### **Escoamento superficial urbano**

A área edificada da BHLJU é de 12,35 km<sup>2</sup> e da BHLJA de 12,74 km<sup>2</sup> (Tabela 16), o que equivale a 46,75 e 48,22% da área edificada da BHRJ e 7,54 e 37,22% da área da BHLJU e BHLJA, respectivamente.

Tabela 16: Áreas edificadas nas subbacias (km<sup>2</sup>) e percentual em relação a área edificada da BHRJ (IEMA, 2015).

<b>Subbacia</b>	<b>Áreas Edificadas (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% em relação a BHRJ</b>
Juara	12,35	46,75
Jacuném	12,74	48,22

A produção anual de N e P a partir do escoamento superficial urbano foi de 67,03 e 11,06 t, respectivamente, o que equivale a 16,18 e 10,81% da produção de N e P na bacia, respectivamente (Tabela 19). A produção na BHLJU foi de 32,99 t de N e 5,44 t de P e na BHLJA foi de 34,03 e 5,62 t de N e P, respectivamente (Tabela 19), sendo que essa foi a única fonte cujos resultados da BHLJA ultrapassaram os valores de produção da BHLJU.

### **Resíduos sólidos municipais**

Segundo o Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos de 2017 (SNIS, 2019), no município da Serra 100% dos resíduos tem disposição adequada em aterro sanitário, portanto, os resíduos sólidos não tiveram contribuição para a emissão de nutrientes nas BHLJU e BHLJA (Tabela 19).

### **Agricultura**

As áreas de diferentes culturas na subbacias foram estimadas a partir do mapeamento de uso e cobertura da terra do IEMA para o ano de 2012 a 2015 e do (Figura 12, Tabela 15), juntamente com os dados de produção agrícola municipal (IBGE,

2015a) e encontram-se na Tabela 17. Para o município da Serra, a borracha (i.e., latex líquido) foi a cultura permanente que apresentou maiores valores (43.039 t) e a cana de açúcar, a cultura temporária que apresentou maiores valores (173 t) de produção, portanto esses cultivos foram os considerados para as classes “Cultivo Agrícola – Outras culturas permanentes” e “Cultivo Agrícola – Outras culturas temporárias”, respectivamente.

Tabela 17: Áreas de culturas (ha) nas subbacias do Rio Jacaraípe (IBGE, 2015a).

<b>Cultura</b>	<b>Juara</b>	<b>Jacuném</b>	<b>Total</b>
Banana	12,4	0,0	12,4
Borracha	120,6	1,6	122,2
Café	12,4	0,0	12,4
Cana de Açúcar	95,9	12,5	108,4
Coco	44,6	3,4	48,0
<b>Total</b>	<b>285,9</b>	<b>17,5</b>	<b>303,3</b>

Apesar da atividade rural ser importante na bacia, principalmente na região da BHLJU, essa fonte foi, das antropogênicas, a que menos contribuiu para as emissões de N e P na BHRJ, sendo responsável por apenas 1,38 e 1,20% da produção, respectivamente (Tabela 19). A produção da Juara, como era de se esperar, foi maior do que a Jacuném, apresentando valores de 5,22 e 1,16 t de N e P, respectivamente, enquanto para a Juara os valores foram de 0,50 e 0,07 t (Tabela 19).

### **Pecuária**

Apenas a BHLJU apresentou resultados para emissões advindas da pecuária (Tabela 19) uma vez que a BHLJA não possui setores rurais (Figura 13).

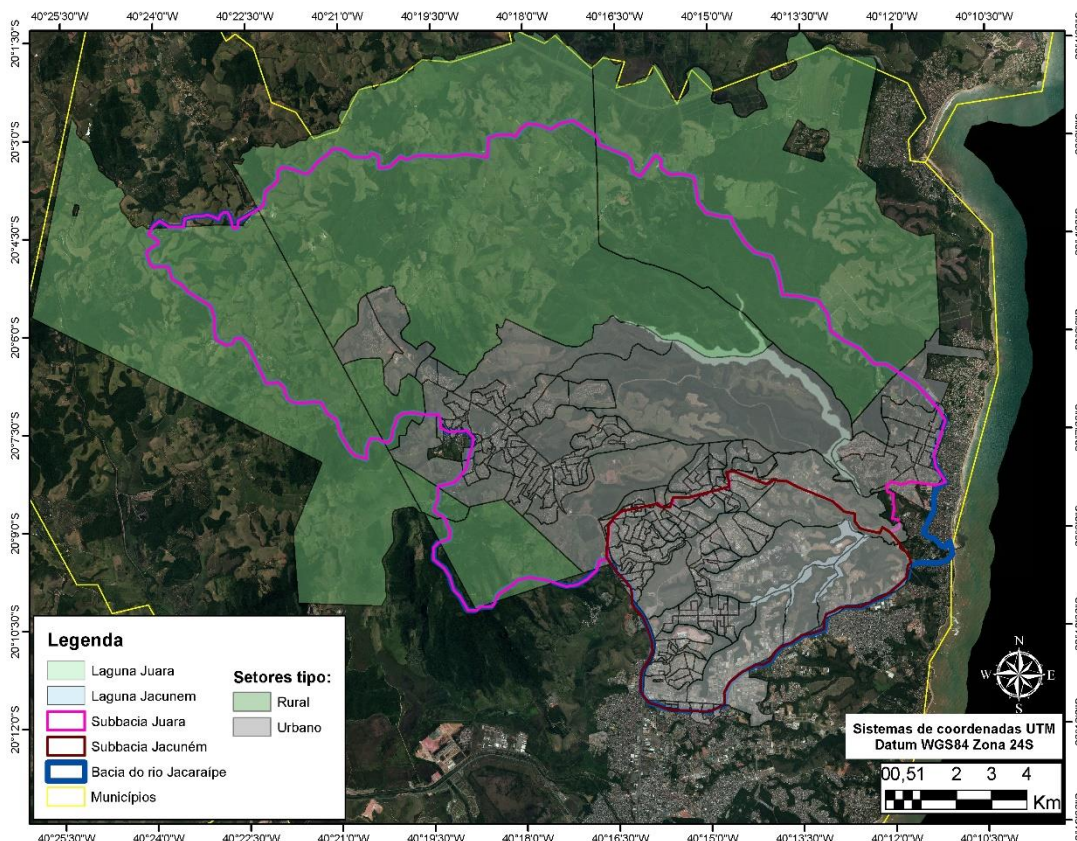


Figura 13: Área urbanas e rurais da BHRJ (IBGE, 2011).

O número de animais por rebanho na BHLJU, estimado através dos dados da Pesquisa Pecuária Municipal de 2013 (IBGE, 2015b) e da porcentagem de área que a sub-bacia Juara representa para o município da Serra encontra-se na Tabela 18.

Tabela 18: Número de animais por rebanho na BHLJU (IBGE, 2015b).

Tipo de animal	Nº de cabeças
Bovino (carne)	9670
Equinos	337
Aves	3908
Caprinos	228
Ovinos	241
Suíno (carne)	376

Assim, a produção de N e P originados da atividade pecuária foi de 71,71 e 18,77 t de N e P, respectivamente, provenientes apenas da sub-bacia Juara, o que representa 17,32 e 18,34% das emissões de N e P, respectivamente, da BHLJU e da BHRJ (Tabela 19).

Tabela 19: Produção anual de N e P (t.ano<sup>-1</sup>) das fontes de emissões antropogênicas.

Fontes de Emissão		Produção de esgoto doméstico		Escoamento superficial urbano		Resíduos sólidos*		Agricultura		Pecuária		Total	
		N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Juara	(t/ano)	131,98	38,07	32,99	5,44	0,00	0,00	5,22	1,16	71,71	18,77	241,90	63,45
Jacunem	(t/ano)	106,95	30,85	34,03	5,62	0,00	0,00	0,50	0,07	0**	0**	141,48	36,54
Total	(t/ano)	238,93	68,92	67,03	11,06	0,00	0,00	5,71	1,23	71,71	18,77	383,38	99,98
	% da bacia	57,69	67,36	16,18	10,81	-	-	1,38	1,20	17,32	18,34	92,58	97,71

\* Município com 100% de destinação correta de resíduos sólidos

\*\* Bacia sem setores rurais

As figuras 14 e 15 compilam o que foi apresentado na seção 5.2. mostrando a contribuição de cada fonte para as emissões de N e P para as BHLJU e BHLJA, respectivamente. Para ambas as subbacias e considerando ambos nutrientes, a fonte que mais contribuiu foi a produção de esgoto doméstico, sendo que para a Jacuném essa contribuição foi ainda maior, 73,10% para o N e 83,65% para o P. Para BHLJU, a segunda fonte que mais contribuiu foi a pecuária (26,86% da produção de N e 28,75% da produção de P). Para a BHLJA a segunda principal fonte de nutrientes foi o escoamento urbano. Para ambas as sub-bacias, a deposição atmosférica contribuiu muito mais para a produção de N do que para a produção de P.

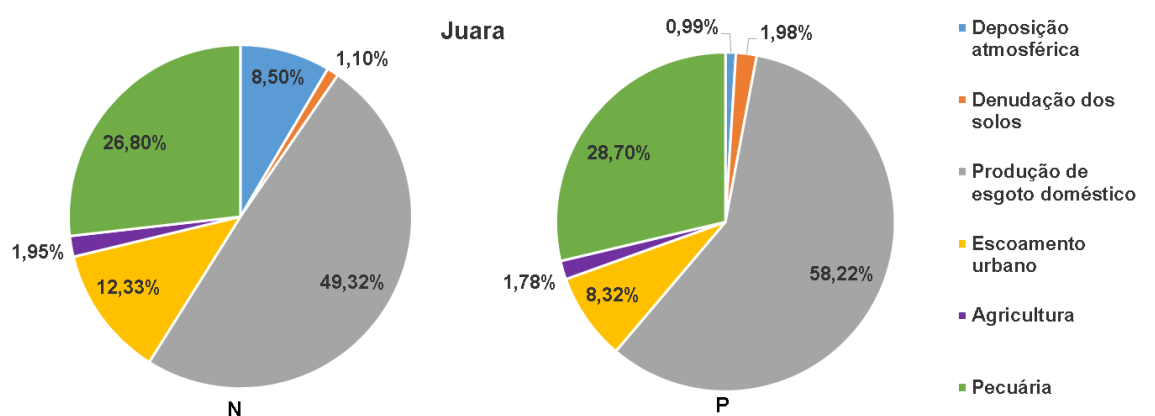


Figura 14: Porcentagem de contribuição das fontes emissoras de N e P para a BHLJU.

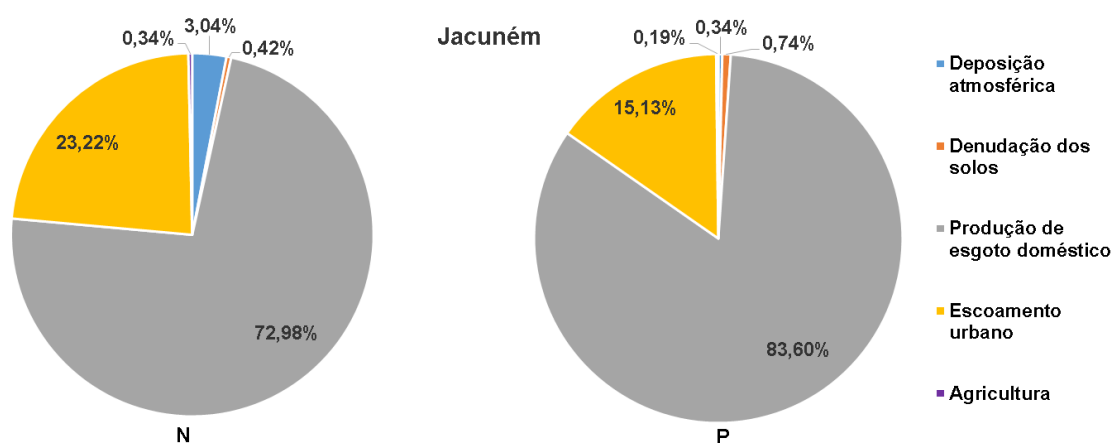


Figura 15: Porcentagem de contribuição das fontes emissoras de N e P para a BHLJA.

### 5.3. Fluxos de Nutrientes

Foram utilizados dados do Programa de Monitoramento da Qualidade de Água (AGERH, 2019), como NT e PT e as médias das vazões das BHRJ ( $7,26 \pm 1,55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), da BHLJA ( $1,15 \pm 0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) e BHLJU ( $5,83 \pm 1,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) estimadas por Lélis (2010) para a determinação dos fluxos de nutrientes. Além dos nutrientes, foram utilizados os dados de Cla e turbidez e a seguir será apresentada a avaliação estatística desses parâmetros (Tabela 20).

Os maiores valores médios de NT ( $3,23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) e PT ( $0,38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) foram encontrados na estação do rio Jacaraípe JAC001, que recebe a drenagem da laguna Jacuném. No entanto, as duas estações do rio, JAC005 e JAC001, apresentaram os menores valores para Cla,  $61,11$  e  $93,82 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente.

A Cla teve os maiores valores na laguna Jacuném na estação LJA010,  $136,91 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ . Essa estação foi a que apresentou maiores valores para todas as variáveis dentro da laguna Jacuném,  $2,98$  e  $0,34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , para o NT e PT, respectivamente.

A estação LJA020 apresentou os menores valores para as variáveis NT ( $2,40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) em comparação com as demais estações das lagunas Jacuném e Juara. Para o PT ( $0,27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), o valor foi superior apenas ao encontrado na estação LJU001 ( $0,26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) que também obteve o menor valor de Cla para as lagunas ( $104,30 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ).

Os valores obtidos para as estações LJA001 e LJA010 ultrapassaram os valores obtidos para as estações LJA020, LJU001 e até para a estação localizada no rio Jacaraípe que recebe o material proveniente da laguna Juara, JAC005, com exceção do PT ( $0,33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  na JAC005).

Os maiores valores de turbidez foram encontrados para a estação da laguna Juara LJU001 ( $48,34 \text{ UNT}$ ) e os menores para a estação do rio JAC005 ( $29,75 \text{ UNT}$ ) e LJA001 ( $36,15 \text{ UNT}$ ).

Tabela 20: Estatísticas (mínimo, máximo, média, mediana e desvio padrão) aplicado para as variáveis NT, PT, Cla e Turbidez para as estações da laguna Jacuném (LJA001, LJA010 e LJA020), Juara (LJU001) e Rio Jacaraípe (JAC001 e JAC005).

<b>Estação</b>	<b>Estatística</b>	<b>NT (mg/L)</b>	<b>PT (mg/L)</b>	<b>Clha (µg/L)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>
LJA001	Min	0,05	0,03	12,00	8,00
	Max	8,90	1,14	310,00	95,50
	Média	2,88	0,30	119,83	36,15
	Mediana	2,13	0,26	89,33	34,50
	DesvPad	2,29	0,26	87,07	19,71
LJA010	Min	0,10	0,04	20,00	11,00
	Max	12,00	1,24	322,00	115,14
	Média	2,98	0,34	136,91	40,38
	Mediana	2,13	0,27	118,00	38,00
	DesvPad	2,60	0,29	93,29	23,12
LJA020	Min	0,04	0,02	13,00	11,60
	Max	10,50	1,70	612,32	155,80
	Média	2,40	0,27	135,93	44,42
	Mediana	1,74	0,15	86,00	33,50
	DesvPad	2,05	0,36	143,97	33,62
LJU001	Min	0,06	0,02	6,00	7,08
	Max	7,50	1,24	338,20	314,20
	Média	2,53	0,26	104,30	48,34
	Mediana	2,32	0,17	41,65	35,00
	DesvPad	1,74	0,28	112,30	63,53
JAC001	Min	0,10	0,03	6,00	6,00
	Max	14,00	2,60	195,00	251,91
	Média	3,23	0,38	93,82	47,81
	Mediana	2,48	0,18	92,50	35,60
	DesvPad	2,88	0,53	51,84	45,10
JAC005	Min	0,03	0,05	3,00	3,01
	Max	9,20	2,60	332,00	89,60
	Média	2,51	0,33	61,11	29,75
	Mediana	1,95	0,16	19,50	32,00
	DesvPad	2,02	0,48	87,43	18,57



A mediana da turbidez variou entre 33 e 38 UNT, para as estações LJA020 e LJA010, respectivamente. A estação LJA001 obteve  $34,50 \pm 19,71$  UNT e a estação LJU001,  $35 \pm 63,53$  UNT com os maiores outliers (250 a 300 UNT) (Figura 16).

A Clha apresentou mediana mais baixa ( $41,65 \pm 112,30 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) na estação LJU001 (laguna da Juara) e mais alta ( $118,00 \mu\text{g/L} \pm 93,29 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) na estação LJA010 (Figura 16). A estação LJA001 apresentou  $91,45 \pm 87,07 \mu\text{g.L}^{-1}$  e a LJA020,  $85 \pm 66,53 \mu\text{g.L}^{-1}$  com os maiores outliers (500 a 600  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) (Figura 16).

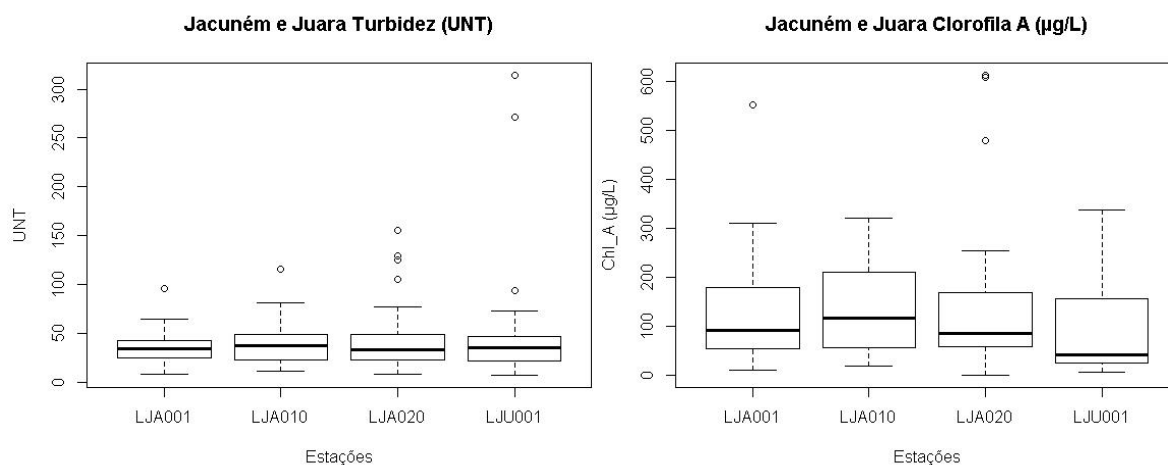


Figura 16: Box-plots para as variáveis turbidez (UNT) e Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) nas estações amostrais das lagunas Jacuném e Juara para o período de 2007 a 2019..

A variável NT apresentou as medianas de concentrações parecidas para todas as estações, sendo que as menores concentrações ( $1,74 \pm 2,05 \text{ mg.L}^{-1}$ ) foram na estação LJA020 e as maiores ( $2,32 \pm 1,74 \text{ mg.L}^{-1}$ ) na LJU001. A estação do rio Jacaraípe JAC001 apresentou  $2,48 \pm 2,88 \text{ mg.L}^{-1}$  e os maiores outliers (14,0  $\text{mg/L}$ ). Praticamente não houve diferença nos valores encontrados nos rios e nas lagunas (Figura 17).

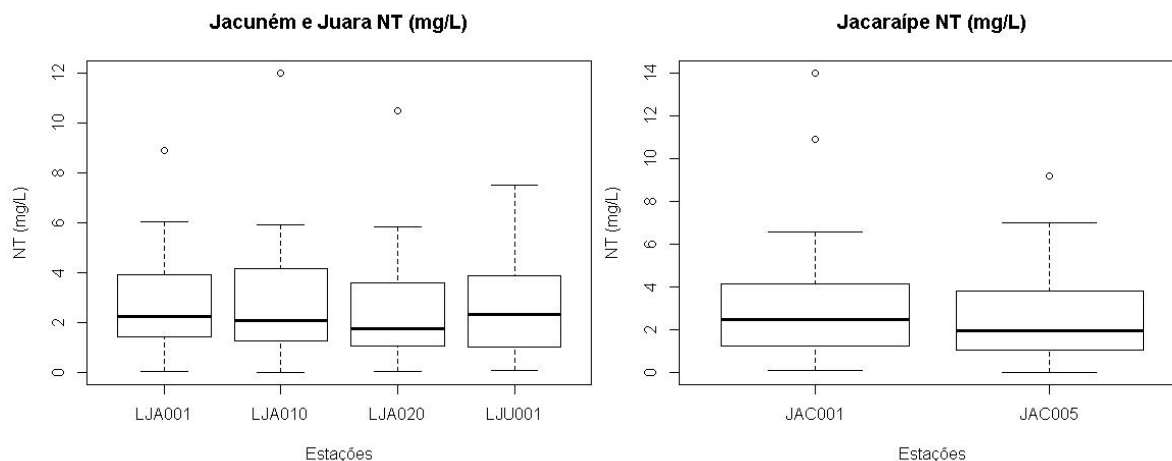


Figura 17: Box-plots para a variável nitrogênio total (mg/L) nas estações amostrais das lagoas Jacuném e Juara e nas estações do rio Jacaraípe para o período de 2007 a 2019.

Para o PT, as maiores concentrações foram observadas nas estações LJA001 e LJA010 da laguna Jacunem,  $0,26 \pm 0,26$  e  $0,27 \pm 0,29$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. A menor concentração foi observada na estação LJA020 ( $0,14 \pm 0,36$   $\text{mg/L}$ ) (Figura 18). Para a estação LJU001 o valor foi de  $0,17 \pm 0,28$   $\text{mg/L}$ . As estações do rio Jacaraípe, JAC001 e JAC005 apresentaram os valores de  $0,18 \pm 0,53$  e  $0,16 \pm 0,48$   $\text{mg/L}$ , respectivamente, e maiores outliers, acima de  $2,5$   $\text{mg.L}^{-1}$  (Figura 18).

A estação LJA020 foi, das estações da laguna Jacuném, a que obteve os menores valores de medianas para todas as variáveis (Figura 16, 17 e 18).

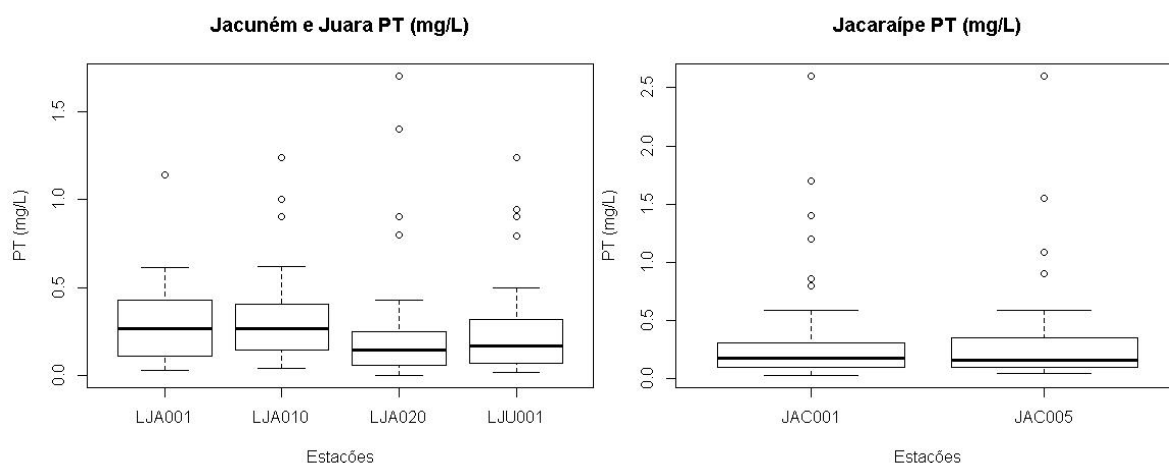


Figura 18: Box-plots para a variável fósforo total (mg/L) nas estações amostrais das lagoas Jacuném e Juara e nas estações do rio Jacaraípe para o período de 2007 a 2019.

Os fluxos foram para a BHRJ, BHLJU e BHLJU de 765,91 e 81,32, 465,62 e 47,93 t e 300,29 e 33,39 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente (Tabela 21). Os resultados apontam uma subestimação das concentrações de N pelas emissões de nutrientes, enquanto o P foi superestimado (Tabela 21).

Tabela 21: Estimativa de fluxo (t.ano<sup>-1</sup>) e razão fluxo/emissão das sub-bacias.

Bacias	Fluxo (baseado em vazão e dados da AGERH 2007-2019)		Emissão de nutrientes		Razão: fluxo/emissão de nutrientes	
	N	P	N	P	N	P
Juara	465,62	47,93	267,58	65,28	1,74	0,73
Jacuném	300,29	33,39	146,54	36,88	2,05	0,91
Jacaraípe	765,91	81,32	414,12	102,16	3,79	1,64

#### 5.4. Produtividade de N e P nas Bacias

Embora os valores de produção anual tenham sido maiores para a BHLJU, o mesmo não aconteceu para a produção específica, onde a BHLJA apresentou os maiores valores de produtividade 4,27 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para o N (Tabela 22) e 1,09 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para o P (Tabela 23), o que representa 72,42 e 72,97% de cada nutriente, respectivamente.

Tabela 22: Produção específica do N ( $t.km^{-2}.ano^{-1}$ ) para as BHLJU, BHLJA e somatório.

Subbacia	Deposição atmosférica	Denudação física e química dos solos	Produção de esgoto doméstico	Escoamento superficial urbano	Resíduos sólidos*	Agricultura	Pecuária	Total
Juara	0,14	0,02	0,81	0,20	0,00	0,03	0,44	1,63
Jacuném	0,13	0,02	3,12	0,99	0,00	0,01	0**	4,28
Total	0,27	0,03	3,93	1,20	0,00	0,05	0,44	5,91

\* Município com 100% de destinação correta de resíduos sólidos

\*\* Bacia sem setores rurais

Tabela 23: Produção específica do P ( $t.km^{-2}.ano^{-1}$ ) para as BHLJU, BHLJA e somatório.

Subbacia	Deposição atmosférica	Denudação física e química dos solos	Produção de esgoto doméstico	Escoamento superficial urbano	Resíduos sólidos*	Agricultura	Pecuária	Total
Juara	<0,01	0,01	0,23	0,03	0,00	0,01	0,11	0,40
Jacuném	<0,01	0,01	0,90	0,16	0,00	<0,01	0**	1,08
Total	0,01	0,02	1,13	0,20	0,00	0,01	0,11	1,48

\* Município com 100% de destinação correta de resíduos sólidos

\*\* Bacia sem setores rurais

A parametrização por área torna possível a comparação da produtividade de bacias de diferentes tamanhos. Baseado nisto, a Tabela 24 apresenta os resultados de produtividade, para as BHRJ, BHLJU e BLJA para as principais emissões de nutrientes, e um comparativo com os resultados obtidos na literatura (Lacerda, 2006; Lacerda *et al.*, 2008; Molisani *et al.*, 2013; Teubner Junior, 2016).

Os resultados mostram que a BHLJA apresentou elevada produtividade (4,27 e 1,09 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para N e P, respectivamente), superando todas as demais bacias com exceção do sistema estuarino da baía de Vitória (SEBV). A BHRJ também apresentou elevados valores de produtividade (2,06 e 0,52 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para N e P, respectivamente), superando os valores de N encontrados para a BHLJU (1,64 e 0,40 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para N e P, respectivamente), para as bacias do Nordeste (Lacerda, 2006), do Ceará (Lacerda *et al.*, 2008) e do rio Macaé (Molisani *et al.*, 2013). Para o P, no entanto, o valor foi ultrapassado apenas para as BHLJU e bacias do Nordeste (Lacerda, 2006), o mesmo padrão foi apresentado para a BHLJU.

Tabela 24 - Produção específica (t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) de N e P para as BHLJU, BHLJA, bacias do sistema estuarino da baía de Vitória (Teubner Junior, 2016), bacias do litoral do Nordeste (Lacerda, 2006), bacias do litoral do Ceará (Lacerda *et al.*, 2008) e bacia do rio Macaé (Molisani *et al.*, 2013).

Fontes de Emissão	BHRJ		BHLJU		BHLJA		Bacia SEBV*		Bacias litoral NE**		Bacias litoral CE***		Rio Macaé****	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Fontes Naturais	0,15	0,01	0,16	0,02	0,15	0,02	0,17	0,02	0,08	0,05	0,04	0,02	0,13	0,04
Esgoto	1,19	0,34	0,81	0,23	3,12	0,90	0,87	0,25	0,09	0,02	0,47	0,13	0,55	0,26
Pecuária	0,36	0,09	0,44	0,11	-	-	4,16	2,50	0,16	0,11	0,38	0,30	0,62	0,38
Agricultura	0,03	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,15	0,03	0,19	0,15	0,22	0,12	0,01	0,00
Escoamento Urbano	0,33	0,06	0,20	0,03	0,99	0,16	0,22	0,04	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00
<b>Total</b>	<b>2,06</b>	<b>0,52</b>	<b>1,64</b>	<b>0,40</b>	<b>4,27</b>	<b>1,09</b>	<b>5,57</b>	<b>2,84</b>	<b>0,52</b>	<b>0,33</b>	<b>1,13</b>	<b>0,57</b>	<b>1,32</b>	<b>0,68</b>

\*Teubner Junior (2016)

\*\*Lacerda (2006)

\*\*\*Lacerda *et al.*, (2008)

\*\*\*\*Molisani *et al.*, (2013)

A BHLJA quando comparada a média global (Meybeck *et al.*, 2006), foi classificada como um *hotspot* de produtividade, enquanto a BHLJU foi classificada como *euriativa*, e a BHRJ como *hiperativa*, ou seja, uma classe intermediária entre *hotspot* e *euriativa* (Tabela 25).

Tabela 25: Produtividade de N e P das subbacias de acordo com a média global proposta por Meybeck *et al.*, (2006).

Bacias	Emissões (ton.km <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Relação Yi/Y*		Classificação
	N	P	N	P	
Juara	1,64	0,40	4,62	4,20	Euriativa
Jacuném	4,27	1,09	12,03	11,47	Hotspot
Jacaraípe	2,06	0,52	5,80	5,44	Hiperativa

### 5.5. Estado Trófico das Lagoas - IET

Ambas lagoas apresentaram condições hipereutóficas na maior parte das estações e anos testados, considerando tanto o IET<sub>Burns</sub> como também o IET<sub>Lamp</sub>. Foi observado condições de supereutrofização com o IET<sub>Burns</sub>, na estação LJA020 no ano de 2011, nesse mesmo ano foi observada a condição de eutrofização na estação localizada na Juara com os dois índices utilizados e condição de supereutrofização na estação LJA001 com o IET<sub>Lamp</sub> (Tabela 26).

O ano de 2007 também apresentou condições de eutrofização, na estação LJA020 quando utilizado o IET<sub>Burns</sub> e supereutrofização, nessa mesma estação com IET<sub>Lamp</sub> (Tabela 26).

Tabela 26: Valores médios para os  $IET_{Burns}$  e  $IET_{Lamp}$  dos anos de 2007 a 2019 para as estações localizadas nas lagoas Jacuném (LJA001, LJA010 E LJA020) e Juara (LJU001). Em preto: hipereutrófico, vermelho: supereutrófico e em verde: eutrófico.

	IET Burns et al., (2000)				IET Lamparelli (2014)			
	LJA001	LJA010	LJA020	LJU001	LJA001	LJA010	LJA020	LJU001
2019	7,4	7,5	7,5	7,4	77,6	77,2	77,7	77,0
2018	6,7	6,3	6,3	6,4	70,9	67,7	67,7	68,1
2017	6,4	-	7,8	7,2	69,8	-	76,4	71,5
2016	-	-	-	7,3	-	-	-	74,3
2014	7,2	-	6,5	6,9	72,2	-	67,8	69,5
2013	-	-	7,0	6,4	-	-	71,3	67,7
2011	6,2	-	5,9	5,0	65,0	-	67,4	61,1
2010	6,1	6,9	6,2	6,3	67,8	73,0	71,0	71,3
2009	-	7,2	6,6	6,2	-	73,5	70,5	68,1
2007	6,5	6,1	4,8	6,6	72,8	72,8	65,3	72,9
Média	6,7	6,8	6,5	6,6	70,9	72,8	70,6	70,1
Desvio Padrão	0,5	0,6	0,9	0,7	4,0	3,4	4,2	4,4

### $IET_{Burns}$

O  $IET_{Burns}$  (NT) variou de *microtrófico* (2007) a hipereutrófico para as estações LJU001, LJA001 e LJA020, para a estação LJA010 o índice variou de oligotrófico até *hipereutrófico*. (Figura 19 e 20). Já o  $IET_{Burns}$  (Cla) foi de eutrófico a *hipereutrófico* na estação da Juara (Figura 19) e de super a hipereutrófico nas estações da Jacuném (Figura 20).

O  $IET_{Burns}$  (PT) apresentou maiores valores no ano de 2019 para todas as estações, o mesmo foi observado também utilizando-se o  $IET_{Lamp}$  (Figura 21 e 22) e variou de eutrófico a *hipereutrófico* nas estações LJU001 (Figura 19) e LJA001 (Figura 20). Na estação LJA010 variou entre super e *hipereutrófico*, e na estação LJA020 de ultramicrotrófico, condição observada em 2007, a hipereutrófico (Figura 20).

O  $IET_{Burns}$  médio variou entre super e *hipereutrófico* nas estações LJA001 e LJA010 (Figura 20). Na estação LJU001 a classe mínima observada foi *eutrófico* (Figura 19) e na estação LJA020 *mesotrófico* (Figura 20).



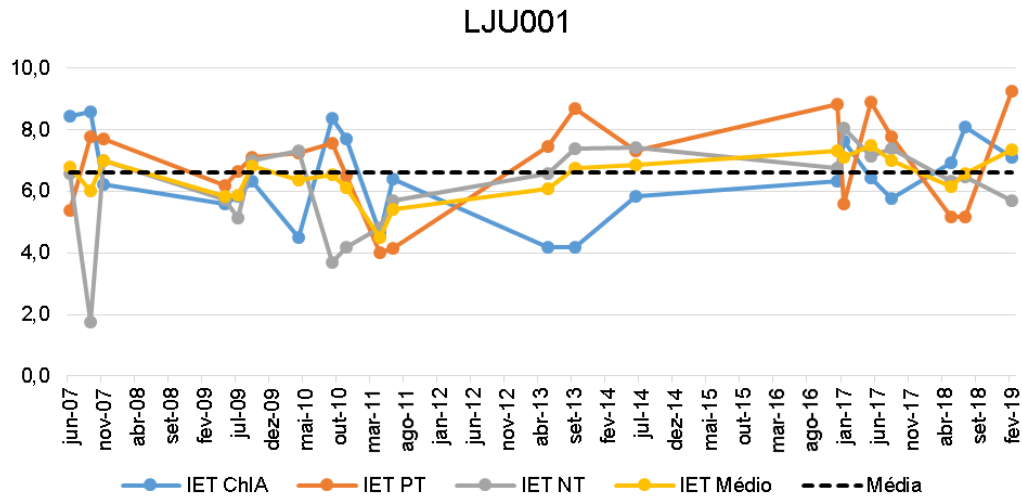


Figura 19: Variação temporal do estado tráfico da lagoa Juara, segundo o  $IET_{Burns}$  para a estação LJU001 para o período de 2007 a 2019.

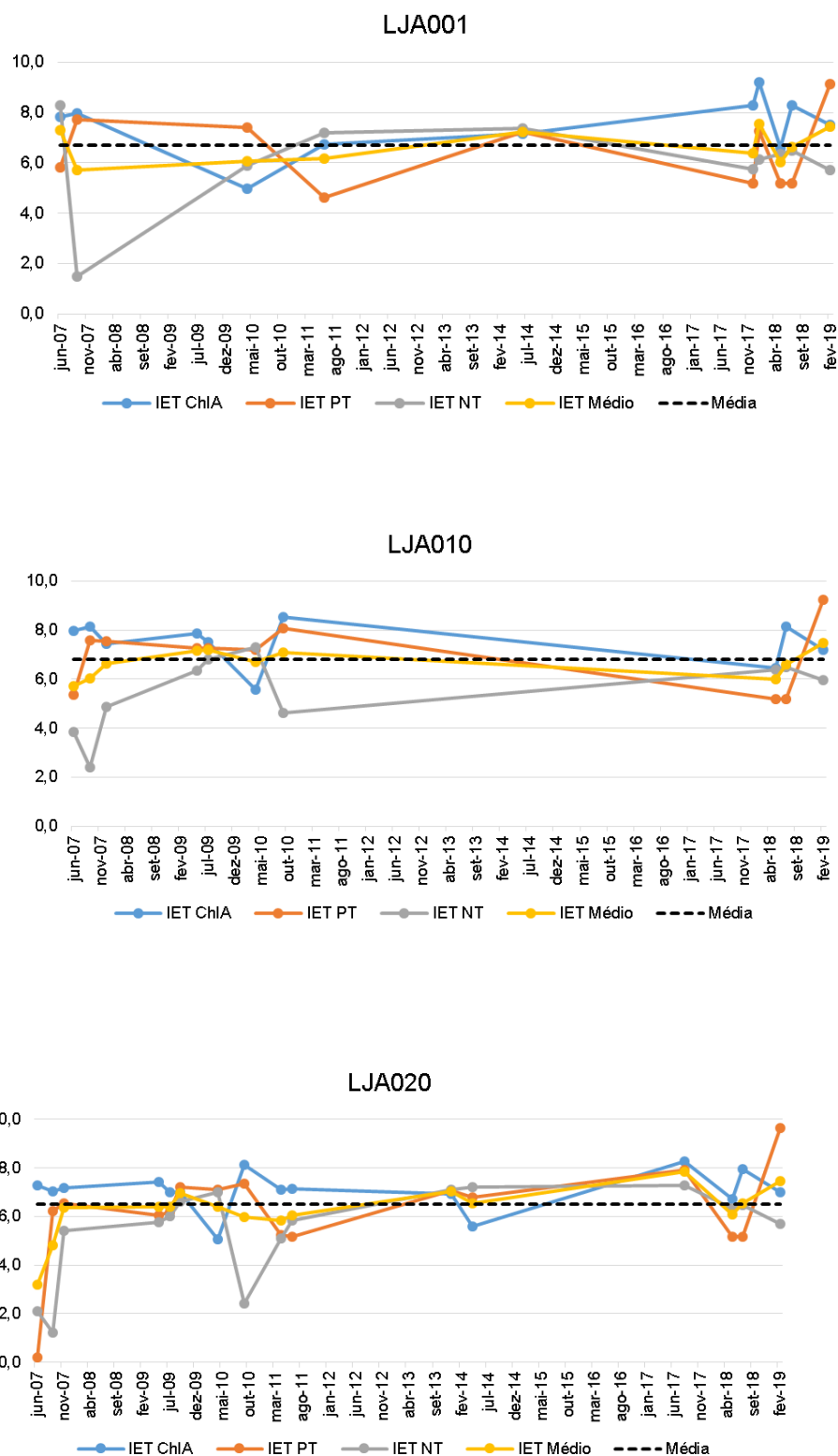


Figura 20: Variação temporal do estado tráfico da Jacuném, segundo o IET<sub>Burns</sub> para as estações LJA001, LJA010 E LJA020 para o período de 2007 a 2019.

### IET<sub>Lamp</sub>

O IET<sub>Lamp</sub> também mostrou uma dominância de hipereutrofia nas lagunas. O IET<sub>Lamp</sub> Cla foi de *mesotrófico* a *hipereutrófico* na estação da Juara (Figura 21), apresentando o menor valor entre todas as estações analisadas. Para as estações da Jacuném esse índice se manteve entre *eutrófico* e *hipereutrófico* (Figura 22).

O IET<sub>Lamp</sub> PT apresentou uma condição de ultraoligotrofização na estação LJA020, as demais estações da Jacuném variaram de super a hipereutrófico (Figura 22) e a estação da Juara apresentou condições de eutrofização (Figura 21). Como dito anteriormente, os maiores valores foram observados em 2019.

O IET<sub>Lamp</sub> médio variou entre *meso* e *hipereutrófico* nas estações LJU001 (Figura 21) e LJA020 (Figura 22), nas demais estações ficou entre *super* e *hipereutrófico* (Figura 22).

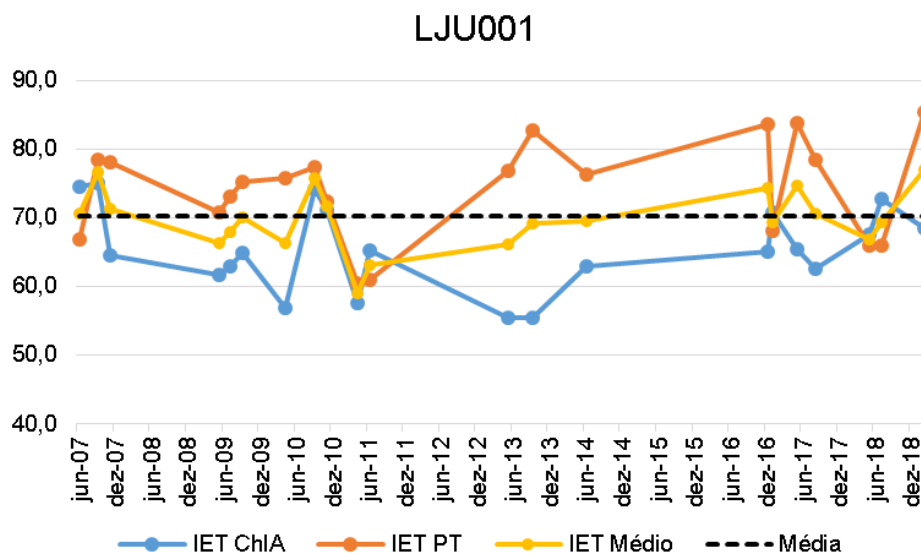


Figura 21: Variação temporal do estado trófico da Juara, segundo o IET<sub>Lamp</sub> para a estação LJU001 para o período de 2007 a 2019.

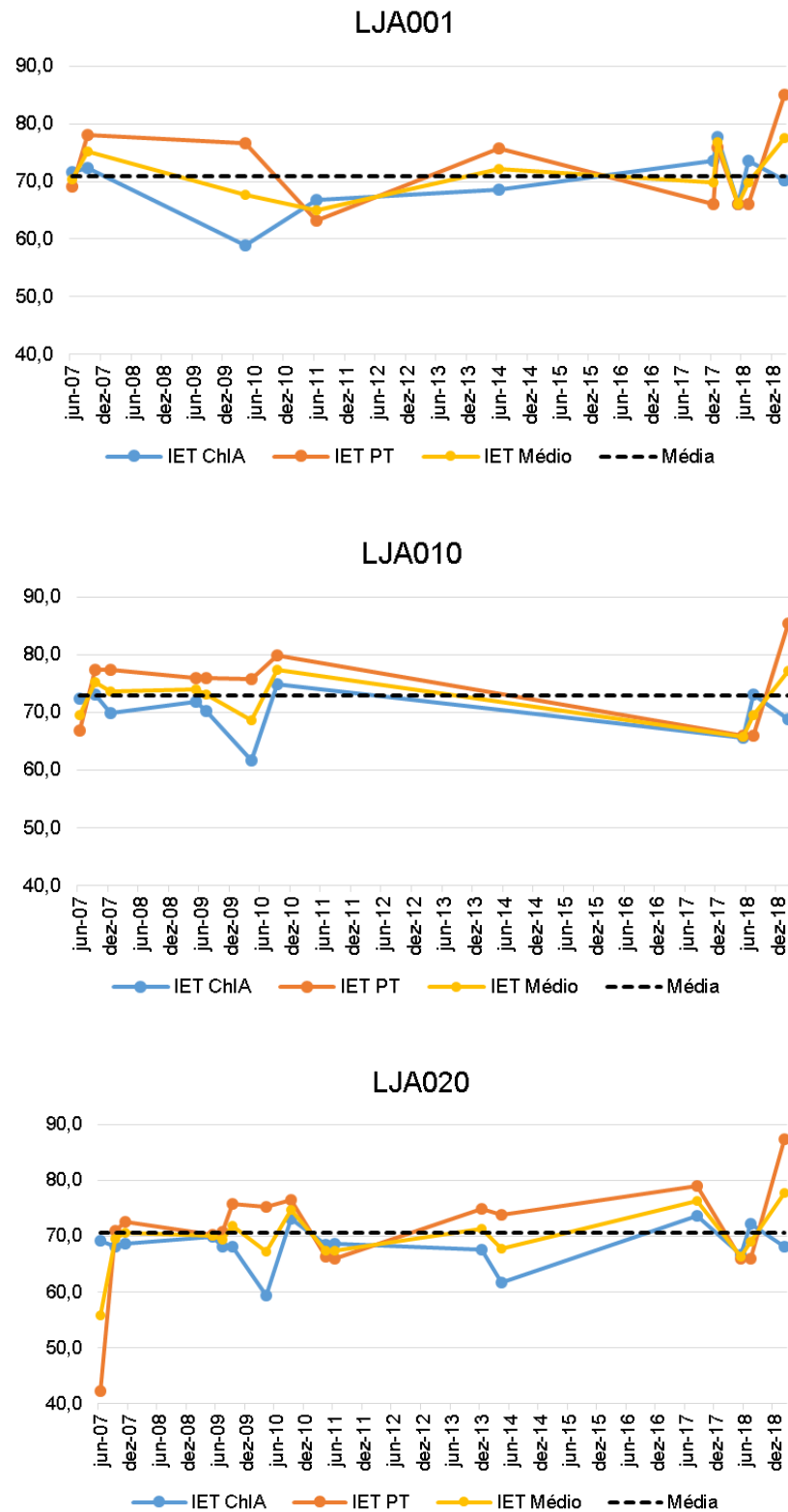


Figura 22: Variação temporal do estado trófico da Jacuném, segundo o  $IET_{Lamp}$  para as estações LJA001, LJA010 E LJA020 para o período de 2007 a 2019.

## 5.6. Proposição de Medidas Mitigatórias

Tendo em vista os problemas decorrentes da eutrofização dos sistemas aquáticos, algumas medidas para o controle da eutrofização e melhoria da qualidade da água, baseadas em ecologia e fitoreparação são apresentadas no Quadro 4.

A principal fonte de N e P para as BHLJU e BHLJA é a produção de esgoto doméstico. Visando controlar e diminuir os impactos desta fonte de poluição sugere-se a construção de novas ETEs, que atendam a uma maior porcentagem da população e a universalização dos ligamentos à rede já existente, como também o monitoramento dessa rede (Zalewski & Wagner, 2004; ANA, 2017), visando diminuir a quantidade de esgoto *in natura* que entra no sistema lacustre/estuarino. Sugere-se também que seja feito o tratamento terciário do esgoto (Sperling 1996; ANA 2017) que visa a remoção de N e P dos efluentes e que não é feito atualmente para as estações em questão.

Para a BHLJU, que tem a pecuária como importante atividade econômica, devem ser adotadas boas práticas agropecuárias, conforme orientação da EMBRAPA (2011). A adoção de programas de proteção as nascentes (Pires & Souza, 2003; SENAR, 2015) e de reflorestamento da mata ciliar (Omernik et al., 1981; Rodrigues & Leitão Filho, 2000) deve ser aplicado em toda a bacia, mas também irá auxiliar na redução dos impactos causados pelas atividades pecuárias.

Visando controlar, reter e remover os nutrientes das lagunas, recomenda-se a fitoremediação através do manejo das macrofitas aquáticas das lagunas (Ethridge & Olson, 1992; Moss, 1995; Ayres et al., 1996; Ferreira, 1998; Zalewski & Wagner, 2004) e a construção de áreas úmidas (wetlands) artificiais (Klapper, 1991; Jansson *et al.*, 1994), principalmente entre os córregos e a entrada das lagunas.

Para monitorar a entrada de nutrientes no sistema e, portanto, a eficácia das demais medidas propostas, sugere-se o reposicionamento e criação de novas estações do Programa de Monitoramento da Qualidade de Água, seguindo as recomendações de Bartram & Balance (1996) e Chapman (1996). Por fim, propõe-se programas de educação ambiental (Donahue *et al.*, 1998), com palestras e divulgação dos monitoramentos da qualidade das águas do rio e lagunas, para a população da BHRJ, para fomentar na comunidade a sensação de pertencimento e de valoração aos sistema fluvial-lagunar-estuarino e promover os serviços ecossistêmicos.

Quadro 4: Propostas de medidas para serem adotadas nas lagunas e subbacias.

<b>Proposta</b>	<b>Aplicação</b>	<b>Técnica</b>	<b>Referência</b>
Tratamento terciário dos esgotos domésticos nas ETEs existentes	Saneamento ambiental na bacia hidrográfica para controle dos aportes de nutrientes.	Remoção de N e P.	Sperling (1996), ANA (2017)
Construção de novas estações de tratamento de esgoto e universalização dos ligamentos a rede de esgoto existente	Saneamento ambiental na bacia hidrográfica para controle dos aportes de nutrientes.	Tratamento do esgoto bruto antes de descarga no corpo receptor.	Zalewski & Wagner (2004), ANA (2017)
Monitoramento dos ligamentos feitos na rede de esgoto.	Saneamento ambiental na bacia hidrográfica para controle dos aportes de nutrientes.	Tratamento do esgoto bruto antes de descarga no corpo receptor.	ANA (2017)
Boas práticas agropecuárias	Ação focada principalmente na BHLJU. Evitar acesso do gado às margens dos cursos d'água.	Evitar o pisoteamento da vegetação marginal e a degradação da mata ciliar, erosão do solo e a poluição lacustre por dejetos animais.	EMBRAPA (2011)
Programa de proteção as nascentes	Garantir água de qualidade.	Identificação a nascente, proteção com cercamento, remoção de detritos, controle da erosão e replantio de espécies nativas.	Pires & Souza (2003); SENAR (2015)
Reflorestamento da mata ciliar na bacia.	Incrementar os fluxos de água para as lagoas e retenção/remoção de nutrientes pelo sistema de biofiltro da vegetação.	Plantio de mudas de espécies nativas na BH e nas áreas de preservação permanente (APPs) as margens dos rios tributários e lagoas.	Omernik et al., (1981). Rodrigues & Leitão Filho (2000)

Fitoremediação	Nas lagoas retenção/remoção de nutrientes e sedimentos.	Manejo de macrófitas nas lagoas, com remoção sazonal de macrófitas para retirada de nutrientes.	Ethridge & Olson (1992); Ayres et al., (1996); Ferreira (1998); Moss (1995); Zalewski & Wagner (2004)
Construção de áreas úmidas (wetlands) artificiais	Intervenção na BH no curso dos rios tributários para remoção/retenção de nutrientes e sedimentos.	Capacidade de assimilação de nutrientes por plantas aquáticas e barreira física do sistema radicular das plantas para sedimentação das partículas em suspensão.	Klapper (1991); Jasson et al., 1994.
Reposicionamento e criação de novas estações do Programa de Monitoramento da Qualidade da água da AGERH.	Continuidade do monitoramento de qualidade de água no sistema fluvial e lacustre. Análise da eficiência das demais medidas.	Implementar estações de monitoramento nos exutórios dos rios tributários para as lagoas e na confluência dos córregos de drenagem das lagoas (i.e., Rio Jacaraípe). Amostragens do Programa de Monitoramento preferencialmente na vazante da maré.	Bartram & Balance (1996). Chapman (1996).
Educação Ambiental	Fomentar na comunidade a sensação de pertencimento e de valorização aos sistema fluvial-lagunas-estuarino e aumentar o valor dos serviços ecossistêmicos.	Palestras, material informativo disponível na Internet, apresentação dos resultados do Programa de Monitoramento, ações comunitárias, como de limpeza, nas lagoas e na baía. Baseado em programas como o Global Rivers Environmental Education Network (GREEN) e Rouge River Education Project (RREP).	Donahue et al., (1998).

## 6. DISCUSSÃO

A BHRJ apresentou altos valores de emissões anuais de nutrientes (414,12 e 102,32t de N e P, respectivamente) para uma bacia de pequeno porte (<10.000 km<sup>2</sup>). Apenas com a finalidade de comparação, a Bacia Ceará Mirim estudada por Lacerda (2006) e localizada no Rio Grande do Norte, possui a mesma ordem de grandeza da BHRJ (200 km<sup>2</sup>) com emissões anuais de nutrientes de 117 e 57,1 t de N e P, respectivamente. Embora as duas bacias apresentem diferenças fisiográficas e populacionais, cabe a comparação com o intuito de ilustrar os altos valores obtidos para uma bacia de pequeno porte como é o caso da BHRJ.

Das duas subbacias que compõe a BHRJ, a BHLJU apresentou elevadas emissões anuais de nutrientes (267,58 e 65,39 t.ano<sup>-1</sup> de N e P, respectivamente), representando 64,61 e 63,90% da produção de N e P dessa bacia, respectivamente. Isto devido a área da BHLJU que é 4,8 vezes maior que a da BHLJA e sua população que é 1,2 vezes maior do que esta subbacia. A atividade pecuária exercida apenas na BHLJU também contribui para as elevadas emissões de nutrientes encontradas. Estudos anteriores como Léllis (2010) e Venturini (2015) já apontavam a vulnerabilidade para eutrofização na laguna Juara.

Dentre as emissões anuais de nutrientes, o destaque se dá as fontes antropogênicas, que foram 12 e 43 vezes maiores que aquelas oriundas de fontes naturais de N e P, totalizando 92,58 e 97,71% respectivamente das emissões para a BHRJ. Para a BHLJA essas contribuições foram ainda maiores (96,54% de N e 98,92% de P, respectivamente) conforme o esperado, visto que essa bacia possui características urbanas com maior percentual de área edificada e, portanto, menos remanescentes florestais, e maior densidade populacional (4 vezes maior que a densidade populacional da BHLJU).

A maior contribuição das fontes antropogênicas era o esperado, uma vez que o mesmo foi observado nos estudos de Teubner Junior *et al.*, (2018) para a Baía de Vitória, onde 90 e 96% das emissões de N e P, respectivamente vieram dessas fontes. Molisani *et al.*, (2013) determinaram que 90 e 99% das emissões de N e P, respectivamente, para o Rio Macaé (RJ) são oriundas de fontes antropogênicas. Noriega & Araújo (2009) encontraram contribuições antropogênicas de 96% em bacias do litoral norte do Pernambuco sendo as principais fontes os esgotos domésticos e agricultura.



Assim, como constatado por Noriega & Araújo (2009), a produção por esgoto doméstico também foi a maior fonte de nutrientes encontrada no presente estudo. O mesmo foi observado por Lacerda et al., (2008) para as bacias do litoral do Ceará e por Teubner Junior (2018) em nove das dez bacias da Baía de Vitória, sendo que o valor foi ultrapassado apenas pela contribuição da pecuária na bacia do Santa Maria da Vitória. A contribuição majoritária do esgoto doméstico como fonte de nutrientes, se dá principalmente em bacias localizadas em regiões metropolitanas e reflete o acelerado crescimento populacional sem a devida infraestrutura de saneamento ambiental nas bacias hidrográficas, como é o caso da BHRJ, onde o crescimento populacional estimado para os últimos nove anos é de 26% (IBGE, 2011, 2019). As elevadas taxas de crescimento populacional são um indicativo de que estas bacias hidrográficas devem ser priorizadas em casos de implantação de programas de coleta e tratamento de esgoto doméstico.

As ETEs Jardins e Serra Dourada que deságuam na lagoa Juara e as ETEs CIVIT I, Nova Carapina, Eldorado, Mata da Serra, Porto Canoa, Barcelona e Maringá que utilizam os córregos da subbacia Jacuném como corpo receptor, potencializam as emissões de N e P. Barroso et al., (1997) analisaram o potencial de eutrofização dos efluentes de esgoto nas ETEs de Jardim Camburi, Valparaíso, Eldorado e Mata da Serra, e encontraram concentrações de NT de 19,82, 19,79, 18,20 e 16,11 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Para o PT os valores encontrados foram 0,10, 0,18, 1,85 e 0,71 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Cabe ressaltar, que há transposição de esgotos de bacias adjacentes para as ETEs da BHRJ atendendo uma população que está além dos limites da bacia.

Além disso, mesmo com nove ETEs na BHRJ, apenas 39,10% da população do município é atendida para coleta e tratamento de esgotos (ANA, 2017). Essa situação é ainda mais crítica na BHLJU onde existem apenas duas ETEs e a população é 1,2 vezes maior do que na BHLJA. As medidas propostas de construção de novas ETEs, de novos ligamentos a rede coletora, do monitoramento dessa rede e do tratamento terciário dos efluentes, devem reduzir as cargas de N e P que entram no sistema.

Para as fontes antropogênicas, em todos os estudos mencionados, a contribuição de P no esgoto doméstico, em geral, foi maior do que a contribuição de N. Isso se deve a concentração de fósforo nos detergentes, que podem representar até 50% da

concentração deste nutriente no esgoto doméstico (Smith et al., 1999; Mota & Von Sperling, 2009).

A pecuária representou a segunda fonte de nutrientes para a BHLJU e consequente para a BHRJ. A elevada contribuição da pecuária está de acordo com o cenário proposto no modelo global de estimativas (Global NEWS model) (Seitzinger et al., 2005; Seitzinger et al., 2010) que demonstra a importância da criação de animais como fontes para fluxos antropogênicos de N e P. Isso ocorre em bacias com desenvolvimento econômico incipiente, reflexo de um rápido crescimento das intensivas criações de animais e uma baixa eficiência no uso de fertilizantes na agricultura (De Paula Filho et al., 2015; Teubner Junior, 2016).

Este resultado também está de acordo com o apresentado por Lélis (2010), no qual ele afirma que o córrego Ribeirão Juara drena áreas de pastagens onde a pecuária extensiva é a atividade econômica predominante. Com isso, o pisoteamento dos solos, devido a degradação da mata ciliar, e os processos erosivos magnificam o aporte de nutrientes, principalmente nitrato e fósforo para a lagoa Juara. Neste sentido, a proposta de boas práticas agropecuárias e de reflorestamento da mata ciliar e de proteção as nascentes, visa diminuir os impactos dessa atividade e garantir melhor qualidade de água nas lagunas.

Lélis (2010) constatou que a contribuição da subbacia Ribeirão Juara, que integra a BHLJU, está mais relacionado ao escoamento das áreas de pastagem do que com a contribuição por esgoto doméstico, com excessão do córrego Cavada. Essa característica indica que uma análise em subbacias que compõe BHLU seria interessante para indicar diferenças espaciais ao na BHLJU. Os estudos das subbacias de córregos tributários também poderiam indicar uma evolução da contribuição por esgotos domésticos considerando a tendência de crescimento populacional no município (IBGE, 2011, 2019).

A BHLJA, uma vez que esta é essencialmente urbana, não teve contribuição da pecuária. Esta, talvez, represente a maior diferença entre as duas subbacias no que tange as fontes de emissões de nutrientes. Além disso, também diferencia ambas as bacias quanto as atividades sócio-econômicas desenvolvida, caracterizando a BHLJU como rural e a BHLJA como urbana em região urbano-industrial. Essas diferenças podem ser ressaltadas pelos diferentes usos e cobertura da terra das subbacias, sendo que na BHLJU há o predomínio do uso para pastagem (31,79% da área

da BHLJU) e para a BHLJA o predomínio de áreas edificadas (37,22% da área da BHLJA). A pavimentação da bacia resulta no escoamento superficial urbano como sendo a segunda principal fonte de emissões anuais de nutrientes para a BHLJA, e terceira para a BHRJ, destacando essa fonte como superior a BHLJU.

Através dos dados do Programa de Monitoramento da Qualidade da Água, obteve-se valores de NT, PT e Cla para os córregos de drenagem da laguna Jacuném (3.230, 380 e 93  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , para NT, PT e Cla, respectivamente) e da laguna Juara (2.510, 330 e 61  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). A concentração média global de córregos poluídos de regiões urbanas/industriais para as formas inorgânica de N e P são de 2.180 e 500  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente (Meybeck, 1993). Para os córregos tributários mais prístinos e poluídos por esgotos domésticos para o sistema lagunar do Rio de Janeiro as concentrações médias de N e P inorgânico são 120 e 60  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 2.940 e 780  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente (Bidone et al., 1999). Para rios e córregos eutróficos, Dodds et al., (1998) e Dodds & Smith (2016) estabeleceram valores de referências para o NT (> 1500  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), PT (> 150  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e clorofila a (> 75  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Assim a concentração média de N dos córregos de drenagem da Jacuném foi mais elevada do que os valores de referência estabelecidos na literatura. A concentração de N dos córregos de drenagem da Juara só esteve abaixo da concentração encontrada em sistemas lagunares poluídos do Rio de Janeiro. E a concentração de P só foi superior aos limites estabelecidos por Doods & Smith (2006).

Existe uma controvérsia sobre o papel do N e P no controle da eutrofização de lagos e lagoas, que surgiu pela sugestão de que o P é o limitante principalmente de águas doce, N de águas marinhas e que habitats estuarinos são transicionais (Ryther & Dunstan, 1971; Hecky & Kilham, 1988; Guildford & Hecky, 2000). Mais recentemente, a tendência de P ser o nutriente limitante a produção primária fitoplanctônica lacustre tem sido questionada considerando que N também desempenha um papel limitante nesses ecossistemas (Howarth & Paerl, 2008; Lewis Jr. & Wurtsbaugh, 2008; Paerl, 2009). Entretanto, também tem sido considerado que somente o controle dos aportes de P seja suficiente para mitigar a eutrofização lacustre (Schindler & Hecky, 2008; Schindler et al., 2008; Schindler, 2012). Neste trabalho, devido aos elevados valores encontrados para ambos os nutrientes, com o N acima dos limites propostos por Meybeck (1993), sugere-se o controle tanto do N quanto do P.

Para condições eutróficas lacustres, conforme compilado por Tundisi & Tundisi (2008), as concentrações de referência para NT estão entre 500 e 1.500  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , entre 30 a 100  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para PT e entre 5 e 140  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para clorofila *a*. Assim, todas as estações das lagunas Jacuném e Juara apresentaram valores médios acima do limite de condição eutrófica para o NT (entre 2.400 e 2.980  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), a o PT (entre 260 a 340  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e Cla (entre 104 e 137  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

As menores concentrações de NT e PT na estação LJA020, localizada no braço sul da laguna Jacuném, devem-se a pequena área de drenagem deste braço da laguna e inexistência aportes diretos de ETEs e plantas industriais. As concentrações mais elevadas nas estações LJA001 e LJA010, localizadas no braço principal da laguna, devem-se a uma série de indústrias, além das ETEs Maringá e Barcelona.

A laguna Juara apresentou elevada turbidez ( $48,34 \pm 63,53$  UNT), além de altas concentrações de NT ( $2.530 \pm 1740$   $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e PT ( $260 \pm 280$   $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), o que contribui para evolução do estado trófico da laguna. Cabe ressaltar que estes dados são da estação LJU001, localizada na porção jusante inferior da laguna e sujeita as contribuições dos córregos Dr. Robson e Laranjeiras com aportes de efluentes domésticos *in natura* e tratados pelas ETEs, Jardins e Serra Dourada.

Devido a inexistência de estações de medição de vazão fluvial na bacia do rio Jacaraípe, os dados de vazão utilizados para determinação dos fluxos foram os estimados por Lélis (2010) pelo método chuva-vazão. A falta de dados de vazão dos rios tributários e dados morfométrico das lagunas, impossibilitam a determinação do tempo de residência, que é inversamente proporcional a capacidade de dispensão de poluentes das lagunas (Kjerfve, 1996; Straskraba, 1999; Barroso et al., 2014; Gonçalves et al., 2016). Além disso, a escassez de dados ambientais, mesmo no corpo lacustre mais importante da região, dificulta a formulação de políticas públicas e o planejamento ambiental/urbano (Wagener, 2005; Montagero & Belevi, 2008).

O resultado da razão fluxo/emissão para o nitrogênio mostra que esse nutriente foi subestimado, uma vez que este o N gasoso é exportado da laguna pela denitrificação e possui maior mobilidade para drenagem fluvial até chegar ao oceano adjacente e é biofixado por cianobactérias (Esteves, 2011). O fósforo, por sua vez, foi superestimado pelas estimativas de emissões de nutrientes, provavelmente, devido a fase sedimentar desse nutriente, que faz com que seu tempo de residência nas lagoas seja

maior do que o do N (Esteves, 2011). Segundo Reddy et al., (1999) devido as incertezas que envolvem o método, razões em torno de 2,0 a 2,4, ou seja, dentro do intervalo encontrado neste estudo, significam uma precisão razoável.

A produção, ou produtividade, específica de nutrientes da bacia hidrográfica, reflete a carga de poluentes em relação ao tempo e a unidade de área, o que permite comparar a produtividade de bacias hidrográficas de diferentes dimensões (Milliman & Meade, 1983; Medeiros et al., 2011). Isso é especialmente relevante para bacias de pequeno e médio porte, onde os estudos são escassos, permitindo comparações com bacias de grande porte (>100.000 km<sup>2</sup>) ao redor do mundo.

A BHLJA, é um *hotspot* de produtividade segundo a classificação de Meybeck et al., (2006) e, portanto, se apresentou 2,6 vezes mais produtiva do que a BHLJU, inclusive com produtividade superior a BHRJ (2,0 vezes) e as bacias do nordeste (8 e 3,3 vezes para o N e P, respectivamente) (Lacerda, 2006; Lacerda et al., 2008) e da bacia do Rio Macaé (3,2 e 1,6 vezes para o N e P, respectivamente) (Molisani et al., 2013). Contudo, a produtividade de N e P do SEBV, com destaque para as bacias da Praia da Costa e Itanguá, localizadas na região metropolitana da Grande Vitória, foram 4,7 e 3,13 vezes superiores a BHLJA, respectivamente (Teubner Junior, 2016; Teubner Junior et al., 2018).

A BHLJU, é uma bacia *euriativa* e, portanto, menos produtiva do que a BHLJA, BHRJ e o SEBV, no entanto mais produtiva do que o esperado, devido a característica mais rural e menor densidade populacional dessa bacia.

Embora a BHLJU tenha apresentado valores superiores de produtividade de N em comparação com as bacias do Nordeste (3,1 vezes) e rio Macaé (RJ) (1,2 vezes), para o P a produtividade foi maior (1,2 vezes) apenas do que as bacias estudadas por Lacerda (2006). As contribuições mais elevadas do P para as bacias do Nordeste, Ceará e SEBV, devem-se principalmente as atividades agropecuárias, sendo que para bacia do Rio Macaé a contribuição da pecuária predominou. O controle das fontes difusas de nutrientes pode ser efetivado por meio de adoção de boas práticas agropecuárias (EMBRAPA, 2011).

A BHRJ foi considerada como *hiperativa*, sendo um nível de produtividade intermediário em relação as subbacias BHLJU (*euriativa*) e BHLJA (*hotspot*) que constituem a rede fluvial do rio Jacaraípe. Isso se deve a maior área de drenagem da bacia do Rio Jacaraípe.

A alta produtividade, como discutido até agora, está diretamente relacionada as atividades sócio-econômicas desenvolvidas na bacia, ao remanescente florestal, a densidade populacional, além de fatores fisiográficos, como regimes de chuvas que alteram o fluxo de água e materiais nas bacias. Assim, é de se esperar que as bacias do nordeste, sob padrão climático semi-árido, apresentem produtividade menor do que das bacias do sudeste, onde a pluviosidade média anual tende a ser superior a 1.000 mm.

Nas bacias BHRJ e SEBV a contribuição da deposição atmosférica para a emissão de N foi mais elevada devido a proximidade de áreas urbanas e industriais. Isso se deve as maiores contribuições de N e P para atmosfera e, conseqüentemente, maiores concentrações na água da chuva, considerando o mesmo fator de retenção de N e P nos solos de 65 e 70%, respectivamente e taxas de deposição de 300 e 10 mg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para o N e P, respectivamente. De Paula (2015), Lacerda (2006) e Lacerda et al., (2008) para as bacias do nordeste consideraram taxas de deposição de 100 mgN.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 8 mgP.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>, compatíveis com regiões de urbanização e industrialização incipientes.

Embora o N seja mobilizado para a atmosfera através de fontes naturais, como a volatilização da amônia, geração microbiana de dióxido nitroso nos solos e transporte de partículas de N pelos ventos, estimativas feitas para o Hemisfério Norte, sugerem que 80% das emissões de N pela deposição atmosférica vêm de fontes antropogênicas (Jickells, 2006).

Para o P, a contribuição para essa fonte foi menor devido a natureza sedimentar do ciclo biogeoquímico deste elemento, que faz com que ele não sofra volatilização e como sua perda para a lixiviação é baixa, faz com que a denudação dos solos seja a fonte natural mais importante para esse elemento (Smil, 2000).

Com os resultados das emissões e dos fluxos, é possível concluir que ambas as lagunas estão sob processo de eutrofização cultural decorrente de atividades antropogênicas nas bacias. Ambas as lagunas, conforme os dados do presente estudo apresentaram condições de hipereutrofização, embora outros estudos, sugiram que a condição trófica da Juara esteja em um estado de eutrofização mais moderado do que da laguna Jacuném (Léllis, 2010).

No entanto, deve-se considerar que a laguna Juara (2,71 km<sup>2</sup>) só tem uma estação amostral do Programa de Monitoramento e Qualidade de Água da AGERH.

Essa estação está localizada a jusante de todas as ETEs e todos os córregos que deságuam na lagoa (Cavada, Ribeirão Juara, Doutor Robson, Laranjeiras e Cachoeira Putiri). Devido ao sentido de escoamento da bacia lacustre na direção noroeste para sudeste, é de se esperar que a carga de nutrientes seja maior na porção inferior da laguna Juara e, conseqüentemente, que a eutrofização seja mais severa nessa laguna. Isto pode ser confirmado pelo estudo de Venturini (2015) que constatou para esta região da laguna concentrações de nutrientes na estação E5 ( $1.448,16 \pm 300,62$  e  $192,00 \pm 45,82$   $\mu\text{g/L}$  de NT e PT, respectivamente) e na estação E4, ( $888,18 \pm 264,62$  e  $144,84 \pm 55,61$   $\mu\text{g/L}$  de NT e PT, respectivamente) um pouco mais a montante, superiores as demais estações à montante da laguna. Venturini (2015) também constatou condições de super a hipereutróficas, utilizando o  $\text{IET}_{\text{Burns}}$  e o  $\text{IET}_{\text{Lamp}}$  médio para as estações E4 e E5, enquanto as demais estações refletiam o estado eutrófico, corroborando os resultados obtidos no presente estudo.

A proposição de inserção de novas estações amostrais no Programa de Monitoramento da Qualidade de Água ao longo do eixo da laguna Juara poderia contribuir para avaliação espacial da qualidade ambiental da laguna e, eventualmente, avaliar a eficiência do tratamento do esgoto antes do seu despejo no corpo lagunar.

O cenário de eutrofização nas lagoas tende a se agravar, tendo em vista a projeção de aumento populacional de 26% para o município de Serra, de 2010 a 2019 (IBGE, 2011 e 2019). Assim, as medidas propostas visam atenuar a eutrofização. O cenário de eutrofização em lagoas costeiras também pode ser agravado em decorrência das mudanças climáticas, principalmente da alteração do regime de chuvas e do aumento da temperatura das massas d'água das lagoas (Brito et al., 2012; Mooij et al., 2005). A eutrofização pode ser agravada devido ao aumento de temperatura das massas de água, o que favorece o crescimento, e possíveis florações, de cianobactéria (Paerl & Huisman, 2008), como consequência do aumento das cargas internas de nutrientes (Jensen & Andersen, 1982). Alterações nos regimes de ventos, provocando a ressuspensão, disponibilizando nutrientes na coluna d'água e diminuindo a transparência da água (Schelske et al., 1995).

O aumento da turbidez da água tem um efeito negativo na comunidade de fitobentos restringindo a retenção de nutrientes, principalmente fósforo, no fundo das lagoas (Brito et al., 2012). Conseqüentemente, maiores concentrações de nutrientes

estariam disponíveis na coluna d'água que, incluindo a fração do  $\text{NH}_4^+$  associada ao incremento da temperatura, favorecendo a produção fitoplanctônica (Brito et al., 2012).

Levando em conta o apresentado neste estudo, foram propostas ações nas bacias e nas lagoas, visando controlar as fontes de entradas de nutrientes e/ou mitigar seus impactos. Com foco na principal fonte de poluição, o esgoto doméstico, as medidas sugeridas foram a criação de novas ETEs, universalização dos ligamentos na rede de esgoto, e o tratamento terciário dos efluentes antes de serem despejados nas lagoas. Além disso, a criação de áreas úmidas artificiais, visa promover a retenção de nutrientes antes do aporte para as lagoas.

Considerando a pecuária como uma importante atividade para a BHLJU, as boas práticas agropecuárias visam diminuir os impactos dessa atividade, evitando o contato dos animais com os corpos lacustres e o pisoteamento das plântulas nas margens dos corpos lacustre e fluvial. Além disso, o reflorestamento da mata ciliar e o programa de proteção as nascentes, pode favorecer a oligotrofização lacustre ao incrementar a produção de água na bacia e reduzir o tempo de retenção de água e nutrientes nas lagoas.

São propostas medidas como fitoremediação com o manejo de macrófitas aquáticas para remoção de biomassa e conseqüente remoção de nutrientes e contaminantes do ecossistema lacustre. A dragagem do sedimento é uma ação importante, no entanto, como o sedimento da Jacuném é rico em metais ( $906,1 \pm 212,1$ ,  $391,9 \pm 618,5$  e  $239,4 \pm 74,7$   $\text{mg.kg}^{-1}$  para V, Zn e Mn, respectivamente e  $3,62 \pm 0,60$  e  $2,76 \pm 0,87$  para Fe e Al, respectivamente) (Ambrozic, 2015), torna-se necessário uma avaliação para disposição correta dos sedimentos.

A continuação do Programa de Monitoramento de Qualidade de Água é essencial a fim de prover os dados necessários para avaliação das tendências da eutrofização e eficácia das medidas propostas.

Por fim, acredita-se na educação ambiental como ferramenta para a proteção desses ecossistemas, estimulando a interação da ciência com a comunidade local na forma de ciência cidadã e promovendo a valoração das lagoas pela comunidade local.



## 7. CONCLUSÕES

A emissão de nutrientes para a BHRJ foi elevada para uma bacia de pequeno porte. A principal produção foi da BHLJU com 64,61 e 63,90% da produção de N e P, respectivamente, sendo as fontes antropogênicas, com destaque para a produção de esgoto doméstico, a principal contribuição.

A alta produtividade da BHRJ, é decorrente da condição de *hotspot* da BHLJA devido a sua pequena área localizada em região urbana e industrializada. Desta forma, ações de monitoramento e mitigação dos aportes de nutrientes devem ser aplicadas com maior ênfase.

A abordagem utilizada permite a quantificação das emissões de nutrientes por diferentes fontes e se mostra eficaz para direcionar e priorizar as ações de programas de gestão das águas na hidrográfica e região estuarina adjacente.

A validação das emissões em relação aos fluxos de nutrientes, mostraram que as emissões subestimaram as concentrações de N, provavelmente devido a perda desse nutriente para a atmosfera. A superestimativa de P, possivelmente se deve a retenção desse nutriente no sedimento lacustre.

No entanto, tanto os resultados de emissões como os de fluxos, sugerem que as medidas para o controle dos aportes e remoção de nutrientes devem ser adotadas no sentido de controlar tanto o P como também o N, que esteve acima dos valores de referências para córregos e lagos eutróficos, encontrados na literatura.

O estado hipereutrófico das lagunas, utilizando o IET<sub>Burns</sub> e o IET<sub>Lamp</sub>, sugere que embora existam diferenças de uso e cobertura da terra e atividades econômicas exercidas em cada subbacia, sendo a Juara rural e a Jacuném urbana, ações de controle e planejamento ambiental devem ser adotadas em ambas lagunas.

Sugere-se o controle e mitigação os impactos da principal fonte de nutrientes, através da otimização da infraestrutura de saneamento ambiental com o planejamento, criação e modernização das ETEs, implantação de tratamento terciário do esgoto e universalização dos ligamentos na rede de esgoto. Para a pecuária, segunda principal fonte da Juara, sugere-se que sejam adotadas melhores práticas de manejo agropecuárias. Medidas como construções de áreas úmidas artificiais, fitoremediação, proteção das nascentes e reflorestamento de matas ciliares irão melhorar a qualidade da água das lagunas pela remoção e retenção de nutrientes e pela produção de água.

Enquanto o monitoramento será necessário para avaliação das tendências da eutrofização e eficácia das medidas propostas. Um programa de educação ambiental serviria como ferramenta para a proteção desses ecossistemas e valorização das lagunas pela comunidade local.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – AGERH (2019). **Comitê de Bacias Hidrográficas**. Disponível em <http://agerh.es.gov.br/documentos-dos-comites>. Acesso em 03 de agosto de 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (2013). Documento cartográfico digital. **Estações de Tratamento de Esgoto**. Sistema de Projeção UTM, Datum WGS84, zona 24s. Escala 1:90.000. Disponível em <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em 15 de maio de 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (2017). **Atlas de esgoto: Despolição de bacias hidrográficas**. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em 12 de dezembro de 2019.
- ALBER, M. (2002). A conceptual model of estuarine freshwater inflow managemet. **Estuaries**, 25(6B):1246-1261.
- ALBINO, J. (1999). Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das praias de Bicanga à Povoação, ES. **Tese de Doutorado**. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 174p.
- ALBINO, J.; PAIVA, D.S. MACHADO, G.M.V. (2001). Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosive e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. **Geografares** 2:63-70.
- ALMEIDA, S.Z.; FERNANDES, V.O. (2012). Periphytic algal biomass in two distinct regions of a tropical coastal Lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(3):244-254.
- AMBROZIC, N. (2015). Heavy metals in a latin american coastal lagoon – sediments, water and macrophytes. **Master Thesis**. Faculdade de Ciência e Tecnologia. Universidade do Algarve. 90p.
- ANDERSEN, J.H.; SCHLÜTER, L.; ÆRTEBJERG, G. (2006). Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategiesJ. **Plankton Res.**, 28(7), pp. 621-628
- ANDRULEWICZ, E.; CHUBARENKO, B. (2005). Monitoring program design. Gönenç, I.E. and Wolfen, J.P. **Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development**. Boca Raton, CRC Press. 307-330.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE (2012). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2011**. Disponível em <http://www.abrelpe.org.br/>. Acesso em 05 de maio de 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE (2016). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2015**. Disponível em <http://www.abrelpe.org.br/>. Acesso em 05 de maio de 2019.
- AYRES, W.S.; BUSIA, A.; DINAR, A.; HIRJI, R.; LINTNER, S.E.; MCCALLA, A.E; ROBELUS, R. (1996). **Integrated lake and reservoir management**. Washington. D.C., World Bank.
- BARNES, R.S.K. (1980). **Coastal Lagoons**, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 106 p.
- BARROSO, G.F.; DIAS J.R., C.; GÜNTZEL, A. (1997). Preliminary assessment eutrophication potential of sewage effluents of four wastewater treatment plants in Espírito Santo State (Brazil). **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**. 26: 666-670.
- BARROSO, G.F. (2007). Lagunas costeiras do Espírito Santo: perspectivas para conservação. In: Menezes, L.F.T; Pires, F.R; Pereira, O.J. (Eds) **Ecosistemas costeiros do Espírito Santo: conservação e restauração**. Vitória, EDUFES, p. 71-86.
- BARROSO, G. F., GONCALVES, M. A. AND GARCIA, F. C. (2014). **The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil**. PLoS ONE. 9 (11): e111469. . doi:10.1371/journal.pone.0111469.
- BARTRAM, J., BALANCE, R. (1996). **Water Quality Monitoring. A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes**. E&FN Spon, London, 383 pp.
- BAYLIS, K. (2002). Water-based recreational benefits of conservation programs: The case of conservation tillage on U.S. cropland. **Review of Agricultural Economics**. 24:384–393.
- BIANCHI, T. (2007). **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford University Press. 687, 978-0195160826.
- BIDONE, E.D.; FILHO, E.V.S.; GUERRA, T., BARROSO, L.V.; OVALLE, A.R.C. (1999). Natural and cultural nutrient levels in rivers of small coastal watersheds, S-SE, Brazil.

- Knoppers, B., Bidone, E. D. and Abraão, J. J. **Environmental geochemistry of coastal lagoon systems of Rio de Janeiro, Brazil**. Niterói, Universidade Federal Fluminense - PPG Geoquímica Ambiental - FINEP. 89-103.
- BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F.; SUZUKI, M.S. (1992). Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo - Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 4: 13-31.
- BRITO, A.C.; NEWTON, A.; TETT, P.; FERNANDES, T.F. (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 112: 98-104.
- BURNS, N.; BRYERS, G.; BOWMAN, E. (2000). Protocol for monitoring trophic levels of New Zealand lakes and reservoirs. **Lakes Consulting**. 130p.
- CARLSON, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. 22:361-80.
- CHAPMAN, D. (1996). **Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**, 2nd edn. E&FN Spon, London, 625 pp.
- COCCOSSIS, H.; BURT, T.; WEIDE, V.D.J. (1999). **Conceptual framework and planning guidelines for integrated coastal area and river basin anagement**, UNEP/MAP/PAP.
- COCCOSSIS, H. (2004). Integrated coastal management and river basin management. **Water, Air & Soil Pollution: Focus**, 4(4-5):411-419.
- COMITÊ BACIA DO RIO JACARAÍPE (2006). **Prefeitura Municipal da Serra: Bacias Hidrográficas**. Disponível em <http://serra.es.gov.br/site/pagina/bacias-hidrograficas>. Acesso em 01/08/2018.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2003). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2002**. CETESB: Séries Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente. ISSN 0103-4103. São Paulo, 279p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2009). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2008**. CETESB: Séries Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente. ISSN 0103-4103. São Paulo, 531p.
- CONLEY, D.J.; CARSTENSEN, J.; VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C.M. (2009). Ecosystem thresholds with hypoxia. **Hydrobiologia**. 629(1): 21-29

- CROSSLAND, C.J.; KREMER, H.H.; LINDEBOOM, H.J.; MARSHALL, J.I.; MARSHALL-CROSSLAND, J.J.; TISSIER, M.D.A. (Eds). (2005). **Coastal fluxes in the Anthropocene**. The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere- Biosphere Programme Berlin, Springer. 231.
- CUNHA, P.E.V. (2010). Fatores de emissão – nutrientes e metais pesados – de efluentes de carcinicultura para o estuário do Rio Potengi/RN – Brasil. **Tese de Doutorado**. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- DAY JR., J. W.; CRUMP, B. C.; KEMP, W. M.; YAÑEZ-ARANCIBA, A. (2012). **Estuarine ecology**. New York, John Wiley. 9780471755678.
- De PAULA FILHO, F.J.; LACERDA, L.D.; MARINS, R.V.; AGUIAR, J.E.; OVALLE, A.R.C.; FALCÃO FILHO, C.A.T. (2010). Emissões naturais e antropogênicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio de Contas, Bahia. **Química Nova**, 33(1):70-75.
- De PAULA FILHO, F.J.; MARINS, R.V.; LACERDA, L.D. (2015). Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba river delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 166:34-44.
- DIAS JR., C.; BARROSO, G.F. (1998). Limnological studies of coastal lagoons at the south of Espírito Santo State (Brazil). **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**. 26: 1433-1437. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900961>.
- DODDS, W.K.; JONES, J.R.; WELCH, E.B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**, 32:1455–1462.
- DODDS, W.E.; SMITH, V.H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters** 6(2): 155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>.
- DONAHUE, T.P.; LEWIS, L.B.; PRICE, L.F.; SCHMIDT, D.C. (1998). Bringing Science to Life Through Community-Based Watershed Education. **Journal of Science Education and Technology**, 7(1), 15–23. <https://doi.org/10.1023/a:1022528030956>
- DUARTE, I.; DIAS, M.; DAVID, J.; MATSUMOTO, S. (2012). A qualidade da água da Laguna Jacuném (Espírito Santo, Brasil) em relação a aspectos genotóxicos e mutagênicos, mensurados respectivamente pelo ensaio do cometa e teste do micronúcleo em peixes da espécie *Oreochromis niloticus*. **Revista Brasileira de Biociências**. 10, 211-219.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA (2011). **Boas práticas agropecuárias: bovinos de corte: manual de orientações**. Campo Grande, MS. 69 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (2015). **Sistemas de Produção Agropecuária: Recomendações de aplicações de fertilizantes e perdas estimadas**. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>  
Acesso em 25 de agosto de 2018.
- ENGELMAN, R.; PAULY, D.; ZELLER, D.; PRINN, R.G.; PINNEGAR, J.K.; POLUNIN, N.V.C. (2008). Introduction: climate, people, fisheries and aquatic ecosystems. In: POLUNIN, N.V.C. (Ed.). **Aquatic ecosystems: trends and global prospects**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 1-18.
- ESTEVES, F.A. (2011). Fundamentos de limnologia. **Interciência**. 3. ed. Rio de Janeiro.
- ETHRIDGE, B.J; OLSON, R.K. (1992). Research and information needs related to nonpoint source pollution and wetlands in the watershed: an EPA perspective. **Ecological Engineering** 1(1/2): 149-156.
- FAIRBRIDGE, R.W. (1980). The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: Olausson, E. & Cato, I. (Eds.) **Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries**. New York, John Wiley and Sons, p.1-35.
- FERREIRA, C.L. (1998). Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrofitas aquáticas. ESTEVES, F. A. **Ecologia das lagoas costeiras do parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM), Rio de Janeiro, Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 375-390.
- FOLKE, C. (2006). Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. **Global Environmental Change**, 16(3), 253–267.
- GAMITO, S. (2008). Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (Southern Portugal): Physical stress, organic matter pollution and the land-ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 77: 710-720.
- GIBBS, J.P. (2002). A hedonic analysis of the effects of lake water clarity on New Hampshire lakefront properties. **Agricultural and Resource Economics Review**. 31:39–46

- GOMES, Y.M. (2014). Avaliação da presença de cianobactérias potencialmente tóxicas e microcistinas nas lagunas hipereutróficas da região da Grande Vitória, ES. **Dissertação de Mestrado**, PPGA, Universidade Federal do Espírito Santo. <http://repositorio.ufes.br/handle/10/1656>
- GONÇALVES, M.A.; GARCIA, F.C.; BARROSO, G.F. (2016). Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 88(3): 1341-1356.
- GOULDIE, A. (1987). **The Human Impact on the Natural Environment**. 2<sup>o</sup> ed., Cambridge University Press, Massachusetts, 338p.
- GREEN, P.; VOROSMARTY, C.J.; MEYBECK, M.; GALLOWAY, J.; PETERSON, B.; BOYER, E. (2004). Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. **Biogeochemistry**, 68:71-105.
- GUILDFORD, S.J.; HECKY, R.E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? **Limnology and Oceanography** 45(6): 1223-1243.
- HARREMÕES, P. (1998). The challenge of managing water and material balances in relation to eutrophication. **Water Science Technology**. 37(3):9-17.
- HECKY, R.E.; KILHAM, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. **Limnol and Oceanography**, 33:796–822.
- HOWARTH, R.; PAERL, H.W. (2008). Coastal marine eutrophication: control of both nitrogen and phosphorus is necessary. **Proceedings of the National Academy Sciences of the United States of America**. 105:E103.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2011). **Censo Demográfico 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2015a). **Produção Agrícola Municipal, 2013. Culturas temporárias e Perenes**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>. Acesso em 23 de agosto de 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2015b). **Pesquisa Pecuária Municipal, 2013**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>. Acesso em 23 de agosto de 2018.



- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2017). **Cidades e Estados: Produto Interno Bruto**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/serra.html>. Acesso 02 de novembro de 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2019). **Cidades e Estados: População Estimada**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/serra.html>. Acesso 02 de novembro de 2019.
- INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - IEMA. (2015). Documento cartográfico digital. **Mapeamento ES – 2012-2015 - Uso e cobertura da terra**. Sistema de projeção UTM, Datum WGS84, zona 24s. Escala 1:90.000. Disponível em <https://geobases.es.gov.br/>. Acesso em 01 de junho de 2018.
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA – INCRA (2016). Documento Cartográfico Digital. **Solos ES - 2016**. Sistema de projeção UTM, Datum WGS84, zona 24s. Escala 1:90.000. Disponível em <https://geobases.es.gov.br/>. Acesso em 15 de junho de 2018.
- JANSSON, M.; ANDERSSON, R.; LEONARDSON, L. (1994). Wetlands and lakes as nitrogen traps. **Ambio** 23(6): 320-325.
- JENSEN, H.S.; ANDERSEN, F.Ø., (1982). Effect of sulfate and nitrate on the sulfate reduction in freshwater sediment. In: **Proceedings 10th Nordic Symposium of Sediments**. Helsinki Univ. Technol, pp. 171e183. Rep. 26.
- JICKELLS, T. (2006). The role of air-sea exchange in the marine nitrogen cycle. **Biogeosci. Discuss.** 3, 183e210. <http://dx.doi.org/10.5194/bgd-3-183-2006>.
- KENNISH, M.J.; PAERL, H.W. (2017). Coastal lagoons critical habitats of environmental change. In: Kennish, M. J. and Paerl, H. W. **Coastal lagoons: critical habitats of environmental change**, CRC Press. 1-16.
- KJERFVE, B. (1994). Coastal lagoon processes. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal Lagoon Processes**. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 1-8.
- KJERFVE, B.; SCHETTINI, C.A.F., KNOPPERS, B., LESSA, G., FERREIRA, H.O. (1996). Hydrology and salt balance in a large hypersaline coastal lagoon: Laguna de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 42:701-725.
- KLAPPER, H. (1991). **Control of Eutrophication in Inland Waters**. Ellis Horwood, New York. 337p.

- KÖPPEN, W. (1948). Climatologia como um estudio de los climas de la tierra. **Fondo de Cultura Económica**, México, Buenos Aires. 496p.
- KRAMER, D.B.; POLASKY, S.; STARFIELD, A.; PALIK, B.; WESTPHAL, L.; SNYDER, S.; JAKES, P.; HUDSON, R.; GUSTAFSON, E. (2006). A comparison of alternative strategies for cost-effective water quality management in lakes. **Environmental Management** **38**: 411–425. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0011-y>
- KRISTENSEN, P. (2004). **Outlooks on nutrient discharges in Europe from urban waste water treatment plants**. EEA European Topic Centre on Water.
- LACERDA, L.D.; DE SENA, D.L. (2005). Estimativas de cargas de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do litoral do estado do Ceará. **Relatório Técnico. Programa: Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) da Zona Costeira do Estado do Ceará**. SEMACE/LABOMAR. Fortaleza.
- LACERDA, L.D. (2006). Inputs of nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 10(2):13-27.
- LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENA, D.; MAIA, L.P. (2008). Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along Ceará State Coast NE Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 141, p.149-164.
- LAMPARELLI, M.C. (2004). Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese de Doutorado**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, USP.
- LÉLLIS, F.S. (2010). Aplicação da abordagem DPSIR como estrutura para avaliação da eutrofização e da qualidade da água das lagunas Jacuném e Juara, bacia do rio Jacaraípe (Serra, ES). **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- LEWIS JR., W.M.; WURTSBAUGH, W.A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. **International Review of Hydrobiology**, 93:446–465.
- LIRMAN, D.; FONG, P. (2007). Is proximity to land-based sources of coral stressors an appropriate measure of risk to coral reefs? An example from the Florida Reef Tract. **Marine Pollution Bulletin**. 54:779-791.

- MALAVOLTA, E.; DANTAS, J.P. (1980). Nutrition and fertilization of corn. In: Paterniani, E. **Maize Breeding and Production in Brazil**, 2. ed. Fundação Cargill, São Paulo, p. 429 - 479.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.M.; ARCHANJO, J.D. (1996). Coastal Quaternary formation of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 68(3): 389-404.
- MCCLELLAND, N.I. (1974). Water Quality Index Application in the Kansas River Basin, US. **Environmental Protection Agency**, Kansas City, MO. EPA-907/974-001: 236p.
- MCLUSKY, D.S.; ELLIOT, M. (2004). **The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford University Press. 214p.
- MEDEIROS, P.R.P.; KNOPPERS, B.A.; CAVALCANTE, G.H.; DE SOUZA, W.F.L. (2011). Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 54(2):387-397.
- MEDEIROS, P.R.P.; dos SANTOS, M.M.; CAVALCANTE, G.H.; de SOUZA, W.F.L.; da SILVA, W.F. (2014). Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. **Geochemical Brasiliensis**, 28(1):65- 78.
- MELLO, W.Z. (2001). Precipitation chemistry in the coast of the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Pollution**, 114: 235-242.
- MELLO, W.Z. (2003). Composição química da chuva no litoral da região metropolitana do Rio de Janeiro. **Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica**, Sociedade Brasileira de Geoquímica, 6-8 pp.
- MEYBECK, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **Series B: Biological Sciences** 358: 1935-1955.
- MEYBECK, M.; DÜRR, H.H.; VÖRÖSMARTY, C. J. (2006). Global coastal segmentation and its river catchment contributors: a new look at land-ocean linkage. **Global Biogeochemical Cycles**, 20, GB1S90. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002540>.
- MEYBECK, M. (1993). C, N, P and S in Rivers: from Sources to Global Inputs. In: WOLLAST, R.; MACKENZIE, F.T.; CHOU, L. (Eds). **Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change**. NATO ASI Series I: Global Environmental Change, Vol. 4. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany, 521 p., 163-193.

- MILLIMAN, J.D.; FARNSORTH, K.L. (2011). **River discharge to the coastal ocean: a global synthesis**. Cambridge, U.K.; New York, N.Y.: Cambridge University Press. VIII, 384 p.
- MILLIMAN, J.D.; MEADE, R.H. (1983). World-Wide Delivery of River Sediment to the Oceans. **The Journal of Geology**, 91, 1-21.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. (2002). Princípios de oceanografia física de estuários. Editora da Universidade de São Paulo, 414 p., São Paulo.
- MOAL, M.L.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLAR, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of The Total Environment** 651(1): 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- MOBERG, F.; RÖNNBACK, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. **Ocean & Coastal Management**. 46: 27-46.
- MOLISANI, M.M.; CRUZ, A.L.V.; MAIA, L.P. (2006). Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciência do Mar**, 39:53-60.
- MOLISANI, M.M.; ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E. (2013). Emissões naturais e antropogênicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na bacia de campos. **Química Nova**, 36(1):27-33.
- MONTAGERO, A.; BELEVI, H. (2008). An approach to optimise nutrient management in environmental sanitation system despite limited data. **Journal of Environmental Management**. 88:1538-1551.
- MOOIJ, W.M.; HULSMANN, S.; DOMIS, L.N.D.; NOLET, B.A.; BODELIER, P.L.E.; BOERS, P.C.M.; PIRES, L.M.D.; GONS, H.J.; IBELINGS, B.W.; NOORDHUIS, R.; PORTIELJE, R.; WOLFSTEIN, K.; LAMMENS, E. (2005). The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. **Aquatic Ecology** 39, 381e400.
- MOSS, B. (1995) The microwaterscape — a four-dimensional view of interactions among water chemistry, phytoplankton, periphyton, macrophytes, animals and ourselves. **Water Science and Technology**, (32):105-116.
- MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (Coordenadores) (2009). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 428p.: il. Projeto PROSAB.

- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2003). **Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. Ocean Studies Board and Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Academy Press.
- NI, H.G.; Lu, F.H.; LUO, X.L.; TIAN, H.Y.; ZENG, E.Y. (2008). Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean of South China. **Marine Pollution Bulletin**. 56: 1150-1157.
- NICOLODI, J.L.; ZAMBONI, A., BARROSO, G.F. (2009). Gestão Integrada de bacias hidrográficas e zonas costeiras no Brasil: Implicações para a região hidrográfica amazônica. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, 9(2):9-32.
- NIXON, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, 41: 199-219.
- NORIEGA, C.; ARAUJO, M. (2009). Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, 56:871-875.
- OBERHOLSTER, P. J.; BOTHA, A.M.; GROBBELAAR, J.U. (2004). *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystis in drinking water. **African Journal of Biotechnology**. 3(3): 159-168.
- OLIVEIRA, L.B. (2011). Variação espaço-temporal das respostas ecofisiológicas da comunidade fitoplancônica em uma laguna costeira tropical com múltiplos usos: Laguna Juara (Serra, ES). **Dissertação de Mestrado**. Pós Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal do Espírito Santo.
- OLSEN, S.B.; PADMA, T.V.; RITCHER, B.D. (2007). **Managing freshwater inflows to estuaries: a method guide**. USAID/The Nature Conservancy/Coastal Resource Center. Washington, D.C
- OMERNIK, J.M.; ABERNATHY, A.R.; MALE, L.M. (1981). Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. **Journal of Soil and Water Conservation**. July-August: 227-231.
- PAERL, H.W.; HUISMAN, J. (2008). CLIMATE: Blooms Like It Hot. **Science**, 320(5872), 57–58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>
- PAERL, H.W. (2009). Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. **Estuaries and Coasts**. 32(4): 593-601.

- PÉREZ-RUZAFÁ, A.; PÉREZ-RUZAFÁ, I.M.; NEWTON, A.; MARCOS, C. (2019). Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. Wolanski, E., Day, J. W., Elliott, M. and Ramachandran, R. **Coasts and estuaries: The future**, Elsevier. 343-362.
- PERISSINOTTO, R.; STRETCH, D.D.; WHITFIELD, A.K.; ADAMS, J.B.; FORBES, A.T.; DEMETRIADES, N.T. (2010). Ecosystem functioning of temporarily open/closed estuaries in South Africa. Crane, J. R. and Solomon, A. E. Estuaries: types, movement patterns and climatical impacts. **Environmental Science, Engineering and Technology**, Nova Science Pub Inc., 1-69.
- PETRUCIO, M.M (1998). Caracterização das lagunas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O<sub>2</sub> dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das lagunas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, p.109-122.
- PETRUCIO, M. M.; FURTADO, A.L.S. (1998). Concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água da Laguna Imboassica. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das lagunas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 123-133.
- PINTO, R.; MARQUES, J.C. (2015). Ecosystem Services in Estuarine Systems: Implications for Management. In: Chicharo, L., Muller, F., Fohrer, N. 2015. **Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology**. Springer. 341p.
- PIRES, F.R.; SOUZA, C.M. (2003). **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa. 176.
- PREFEITURA DA SERRA. (2017). **Audiência Pública das Obras de Dragagem do Rio Jacaraípe**. Disponível em: <http://www4.serra.es.gov.br/site/pagina/audiencia-publica-das-obras-de-dragagem-do-rio-jacaraípe>. Acesso: 20 de maio de 2019.
- PRITCHARD, D.W. (1967). What is an estuary: Physical viewpoint. In: G.H. Lauff (Ed.), **Estuaries**. Washington, D.C.: American Association for the Advancement of Science. p. 52-63
- RABALAIS, N.N. (2004). Eutrophication. The global coastal ocean: multiscale interdisciplinary processes. In: Robinson, A.R. and Brink, K.H. (Eds.). **The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes**, Harvard University Press.

- REDDY, K.R., KADLEC, R.H., FLAIG, E.; GALE, P.M. (1999). Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 29(1):83-146. [DOI: 10.1080/10643389991259182](https://doi.org/10.1080/10643389991259182).
- RENZI, M.; SPECCHIULLI, A.; D'ADAMO, R.; FOCARDI, S.E. (2011). State of knowledge of the trophic state of worldwide lagoon ecosystems: leading fields and perspectives. *In*: FRIEDMAN, A. G. (Ed.). **Lagoons: Biology, Management and Environmental Impact**. p. 249-277.
- RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.D. (Eds). (2000). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP.
- RYTHER, J.H.; DUNSTAN, W.M. (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. **Science** 171: 1008-1013.
- SCHELSKE, C.L.; CARRICK, H.J.; ALDRIDGE, F.J. (1995). Can wind-induced resuspension of meroplankton affect phytoplankton dynamics? **Journal of the North American Benthological Society** 14, 616e630.
- SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E. (2008). Reply to Howarth and Paerl: Is control of both nitrogen and phosphorus necessary? **Proceedings of National Academy Sciences of United States of America**,.105:E104–E104.
- SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E.; FINDLAY, D.L.; STANTON, M.P.; PARKER, B.R.; PATERSON, M.J.; BEATY, K.G.; LYNG, M.; KASIAN, S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of National Academy Sciences of United States of America**, 105:11254–11258.
- SCHINDLER, D.W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of Royal Society B: Biological Science**,. 279:4322–4333.
- SCHLESINGER, W.; HARTLEY, A. (1992). A global budget for atmospheric NH<sub>3</sub>. **Biogeochemistry** 15 (3), 191e211. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00002936>.
- SEITZINGER, S.P.; HARRISON, J.A.; DUMONT, E.; BEUSEN, A.H.W.; BOUWMAN, A.F. (2005). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. **Global Biogeochemical Cycles**, 19, GB4S01. <http://dx.doi.org/101029/2005GB002606>.



- SEITZINGER, S.P.; MAYORGA, E.; BOUWMAN, A.F.; KROEZE, C.; BEUSEN, A.H.W.; BILLEN, G.; VAN DRECHT, G.; DUMONT, E.; FEKETE, B.M.; GARNIER, J.; HARRISON, J.A. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. **Global Biogeochemical Cycles**, 24, GB0A08, [doi:10.1029/2009GB003587](https://doi.org/10.1029/2009GB003587).
- SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL - SENAR (2015). **Programa de Especial Proteção de Nascentes**. Disponível em <https://www.cnabrazil.org.br/projetos-e-programas/programa-especial-protecao-de-nascentes>. Acesso em 12 de dezembro de 2019.
- SILVA, L.F. 1996. **Solos Tropicais: Aspectos Pedológicos, Ecológicos e de Manejo**. Terra Brasilis Editora, São Paulo, 137p.
- SILVA FILHO, E.V.; WASSERMAN, J.C. & LACERDA, L.D., 1998. History of metal inputs recorded on sediment cores from a remote environment. **Ciência & Cultura** 50: 374-376.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO – SNIS (2012). **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 2010**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, DF.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO – SNIS (2019). **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos, 2017**. <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em 20 de maio de 2019.
- SMIL, V., (2000). Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. Annu. Rev. **Energy Environ.** 25, 53e88. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>.
- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, 100:179-196.
- SORENSEN, J.C.; McCREARY, S.T. **Institutional Arrangements for Managing Coastal Resources and Environments**. Coastal Management Publication No. 1 [Revi], NPS/US AID Series, National Park Service, Office of International Affairs, Washington, D.C. 194 p.
- SPERLING, M.VON. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 243p.



- STAPLETON, C.M.; KAY, D.; JACKSON, G.F.; WYER, M.D. (2000). Estimated inorganic nutrient inputs to the coastal waters of New Jersey from catchment and waste water sources. **Water Research**. 34(3):787-796.
- STEFFEN, W.; JAGER, J.; CARSON, D.J.; BRADSHAW, C. (2002). **Challenges of a changing Earth**. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- STRASKRABA, M. (1999). Retention time as a key variable of reservoir limnology. Tundisi, J. G. and Straskraba, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, Brazilian Academy of Sciences/ International Institute of Ecology/Backhuys Publishers. 385-410.
- TAGLIAPIETRA, D.; SIGOVINI, M.; GHIRARDINI, A.V. (2009). A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. **Marine and Freshwater Research**. 60: 497-509.
- TEUBNER JUNIOR, F.J. (2016). Aportes de água e nutrientes para o sistema estuarino da baía de Vitória (ES): subsídios para a gestão ambiental integrada. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- TEUBNER JUNIOR, F.J.; LIMA, A.T.M.; BARROSO, G.F. (2018). Emission rates of nitrogen and phosphorus in a tropical coastal river basin: a strategic management approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, 190:747. doi <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7101-9>
- TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. (1984). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios. In: **Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia. Sanitária, Camboriú (SC), 34 p.
- TORKE, B. (2001). The distribution of calanoid copepods in the plankton of Wisconsin Lakes. **Hydrobiologia**.453–454:351–365.
- TUNDISI, J.G; TUNDISI, T.M. (2008). **Limnologia**. 1. São Paulo, Oficina de Texto. 632, 978-85-86238-66-6
- UNEP, (2009). Ecosystem management program. Disponível em: <http://www.unep.org/ecosystemmanagement/> Acesso em 01 de agosto de 2018.
- URBAN, E.R.; SUNDBY, B.; MALANOTTE-RIZZOLI, P.; MELILLO, J.M. (2009). **Watershed, bays and bounded seas**. SCOPE; 70, Washington, D.C., p. 141-167.

- USGS. (2011). **Mineral commodity summaries**. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior.
- VAN DRECHT, G.; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J.M. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. **Global Biogeochemical Cycles**, 23, GB0A03, doi:10.1029/2009GB003458.
- VENTURINI, J.C. (2015). Estado trófico de uma laguna costeira: Laguna Juara, Serra – ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- WAGENER, A.L.R. (2005). Constraints to implementation of effective environmental management in coastal areas of developing countries. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 77(4):613-623.
- WAGNER, I. (2009). Phosphorus: aquatic ecosystem external supply and balance against hydrological patterns of tributaries. In: Chicharo, L., Wagner, I., Chicharo, M., Lapinska, M. and Zalewski, M. 2009. **Practical experiments guides for Ecohydrology**. UNESCO. 114p.
- ZALEWSKI, M.; WAGNER, I. (2004). **Integrated watershed management—ecohydrology & phytotechnology—manual**. UNESCO/UNEP-IETC.
- ZAMBONI, A.; NICOLODI, J.L.; BARROSO, G. F.; LÉLLIS, F.S.; GARCIA, A. N. (2010). La gestión integrada de zonas costeras y cuencas hidrográficas en Brazil. In: Ruiz, A.M. (Org.). **Espacio litoral y sostenibilidad: una vision multidisciplinar desde las ciencias ambientales**. 1 ed. Cádiz: Universidad de Cádiz, Servicio de Publicaciones, pp. 103-128.