

IV-247 - MONITORAMENTO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM QUATRO ESTUÁRIOS DO RIO DE JANEIRO E SUA RELAÇÃO COM OS COLIFORMES TERMOTOLERANTES E UM GRUPO DE ORGANISMOS PRESENTES NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Pedro Freitas de Carvalho⁽¹⁾

Biólogo e Aluno de mestrado do Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental (PEA/UFRJ), Laboratório Integrado de Zooplâncton e Ictioplâncton (LIZI), Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ.

Sérgio Luiz Costa Bonecker

Biólogo, Doutor, Professor Associado II do Departamento de Zoologia da UFRJ e Membro colaborador do Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental (PEA/UFRJ), Laboratório Integrado de Zooplâncton e Ictioplâncton (LIZI), Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ.

Cristina Aparecida Gomes Nassar

Bióloga, Doutora, Professora associada do Departamento de Botânica da UFRJ e Membro permanente Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental (PEA/UFRJ), Laboratório Integrado de Ficologia (LIFIC), Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, UFRJ.

Endereço para correspondência: Laboratório Integrado de Zooplâncton e Ictioplâncton Departamento de Zoologia – Instituto de Biologia Universidade Federal do Rio de Janeiro, Av. Pau Brasil 211, Prédio do CCS, Bloco A, Ilha do Fundão, 21941-590, Rio de Janeiro RJ. E-mail: pedropfc@poli.ufrj.br

RESUMO

Os estuários são sensíveis a variações ambientais, e por causa do crescimento da população humana e do desenvolvimento socioeconômico do litoral, esses ambientes estão frequentemente sob estresse. Este estudo tem como objetivo, observar diferenças dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização entre quatro estuários do estado do Rio de Janeiro, relacionando esses parâmetros ao número mais provável de coliformes termotolerantes e a densidade dos organismos zooplancônicos filtradores pertencentes da Classe Appendicularia. O estudo busca ainda ampliar o conhecimento sobre esses ambientes e testar ferramentas que possam auxiliar no biomonitoramento das zonas estuarinas. As coletas foram feitas bimestralmente de maio de 2013 até março de 2014, totalizando 6 campanhas. Os ambientes estudados foram estuários dos rios, Macaé, São João, Bracuí, e Perequê-Açu. A fim de determinar a porção (zona inferior) do estuário a ser estudada, todas as coletas foram feitas em uma faixa de salinidade pré determinada, durante a maré vazante de sizígia. Os parâmetros físico-químicos e indicadores de eutrofização medidos para avaliação dos corpos d'água estudados e usados para relação com os coliformes termotolerantes e as appendiculárias foram: temperatura; nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal (N-amoniacal); nitrogênio total (N-total); fosfato; fósforo total (P-total); oxigênio dissolvido (OD); Resíduos Não Filtráveis Totais (RNFT); concentração de clorofila *a* e bactérias heterotróficas. Os estuários dos rios Bracuí e São João apresentaram melhores qualidades das águas e menor grau de eutrofização que os estuários dos rios Macaé e Perequê-Açu. Os coliformes termotolerantes não apresentaram relação significativa com nenhum parâmetro físico-químico. A densidade total das appendiculárias foi inversamente relacionada aos valores de nutrientes e RNFT, mostrando certa sensibilidade das appendiculárias aos maiores valores desses parâmetros. Espera-se que as informações geradas nesse estudo possam auxiliar no biomonitoramento de outros estuários no Brasil e no mundo. Estudos sobre a qualidade das águas dos estuários e a busca da relação dos graus de poluição desses ambientes com outros grupos zooplancônicos, são recomendados para a confirmação dos resultados obtidos pelo atual estudo e para ampliação do conhecimento desses ambientes costeiros.

PALAVRAS-CHAVE: Zooplâncton, Appendicularia, Estuários do Rio de Janeiro, Biomonitoramento.

INTRODUÇÃO

Os estuários ocupam aproximadamente 70% das zonas costeiras tropicais e subtropicais (Lacerda e Schaeffer-Novelli, 1999) e cerca de 14 milhões de hectares em todo o mundo (Giri *et al.*, 2008). No Brasil, as áreas com predominância de mangue totalizam cerca de 13.000 km² (Lacerda *et al.*, 2006).

Estuários são ambientes relativamente rasos e sensíveis a variações ambientais, e estão frequentemente sob estresse por causa do crescimento da população humana e do desenvolvimento socioeconômico do litoral (Foley *et al.*, 2005). Esses ambientes funcionam como verdadeiras estações depuradoras naturais de esgotos, antes que eles sejam lançados ao mar, evitando ou retardando a poluição (Mclusk, 1989).

A eutrofização de estuários é determinada pelo acúmulo de nutrientes (fósforo e nitrogênio), provenientes da descarga fluvial ou de fontes antrópicas (Esteves, 1998). Os graus de eutrofização estão frequentemente relacionados com o grau de poluição doméstica e industrial (Carmouze, 1994) que atinge os estuários. Esses impactos provocam desequilíbrios nos sistemas biogeoquímicos da coluna d'água, alterando a qualidade de vida dos seres que dependem desses recursos hídricos (Lorandi e Cançado, 2002).

Dentre os diferentes indicadores de poluição, o grupo dos coliformes termotolerantes são um dos mais utilizados no Brasil e no mundo (Almeida *et al.*, 2004). Valores elevados desses microorganismos no ambiente aquático são bons indicadores de contaminação fecal (Tallon *et al.*, 2005) decorrente de poluição urbana causada pelos despejos de efluentes industriais e domésticos não tratados (Almeida *et al.*, 2004).

A distribuição, composição e abundância dos organismos zooplancônicos são influenciados por um conjunto de fatores hidrológicos, uma vez que, a presença ou ausência de certas espécies, pode fornecer dados sobre a qualidade ambiental da região estudada (Gasca *et al.*, 1996). As apendiculárias são organismos que apresentam valores expressivos de densidade na comunidade zooplancônica (Tomita *et al.*, 1999; Sato *et al.*, 2008). Em regiões costeiras a abundância das apendiculárias é fortemente influenciada pelas descargas de águas continentais (Capitani e Esnal, 1998), que introduz uma grande quantidade de nutrientes no ambiente marinho que são absorvidos pelos produtores primários gerando um aumento na concentração de clorofila-a (Braga *et al.*, 2008; Piola *et al.*, 2008), que são as principais fontes de alimento para esses organismos filtradores (Sommer e Stibor, 2002).

Graus de eutrofização de estuários são determinados em diversos trabalhos (Bricker *et al.*, 1999; Silva, 2000; Guimarães, 2006; Whitall *et al.*, 2007; Mizerkowski, 2007), outros estudos caracterizam a comunidade zooplancônica e as apendiculárias desses ambientes (Marques *et al.*, 2003; Marques *et al.*, 2009; Carvalho e Bonecker, 2010) e a relação entre parâmetros de qualidade da água e graus de eutrofização com a comunidade zooplancônica em ambiente estuarino. Estudos semelhantes a estes já foram realizados em outros ambientes costeiros do Brasil e do mundo (Baird *et al.*, 2003; Marques *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2009).

O Objetivo do atual estudo é observar diferenças dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização entre quatro estuários do estado do Rio de Janeiro e relacioná-los número mais provável de coliformes termotolerantes e a densidade dos organismos zooplancônicos filtradores pertencentes da Classe Apendicularia, com a finalidade de auxiliar no biomonitoramento de ambientes estuarinos.

METODOLOGIA

Metodologia de campo e laboratório

Os estuários selecionados para o presente estudo foram os estuários dos rios Macaé e São João (estuários de mar aberto) localizados na região norte do Rio de Janeiro e dos rios Bracuí e Perequê-Açu (estuários de baía) localizados na região sul do Rio de Janeiro (figura 1).

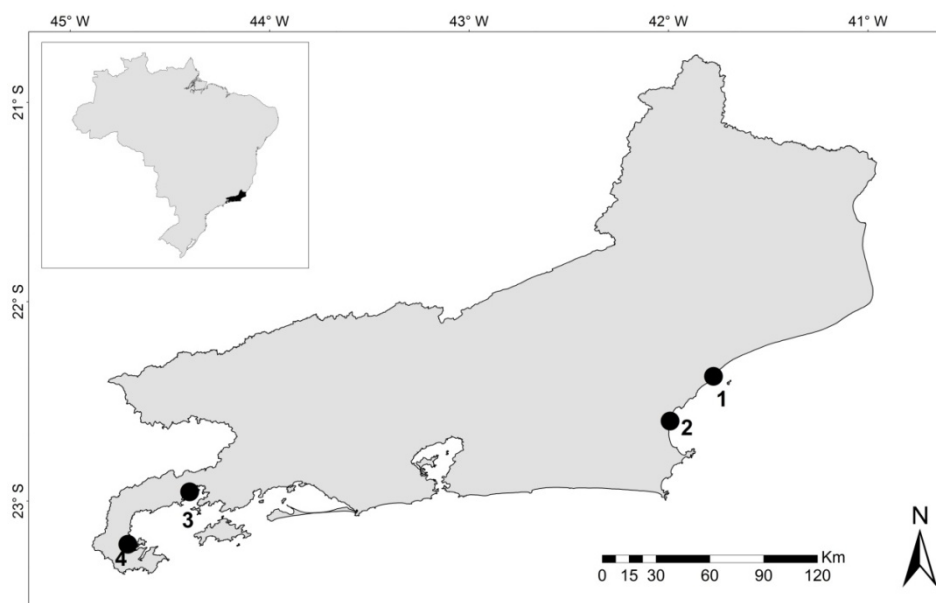


Figura 1: Localização dos estuários amostrados no estado do Rio de Janeiro. 1 –estuário do rio Macaé; 2 – estuário do rio São João; 3 – estuário do rio Bracuí; 4 –estuário do rio Perequê-Açu.

A fim de caracterizar cada estuário em diferentes épocas do ano, as amostragens foram realizadas em seis campanhas (maio de 2013, agosto de 2013, setembro de 2013, novembro de 2013, janeiro de 2014 e março de 2014), com duração de um ano, nos quatro ambientes selecionados no estado do Rio de Janeiro. As salinidades foram padronizadas no intervalo entre 18 e 30, que caracteriza a zona polihalina abrangendo a áreas médias e inferiores dos estuários (Smayda, 1983; Dias *et al.*, 2011), em marés vazante noturna de sizígia, para garantir a maior influência continental, assim como a maior densidade de organismos zooplancônicos. As apendiculárias foram coletadas através de arrastos horizontais subsuperficiais em duplicata, com a utilização de uma rede Bongô com abertura de malha 200 μ m (figura 2). Para estimativa do volume de água filtrada, as redes foram equipadas com fluxômetros da marca General Oceanics® (figura 2).



Figura 2: Rede bongô com malha de 200 μ m, com fluxômetro acoplado, utilizada na coleta das apendiculárias.

Imediatamente após a coleta, as amostras zooplâncton contendo as apendiculárias foram fixadas em solução de formaldeído tamponado diluído a 4%, com água proveniente do local da coleta. Os parâmetros físico-químicos indicadores de eutrofização/contaminação da água foram obtidos em três pontos ao longo da faixa de salinidade ao longo da trajetória do arrasto de para a coleta do zooplâncton (Figura 3), para uma estimativa representativa das condições a que os organismos (Apendiculárias) estão expostos.

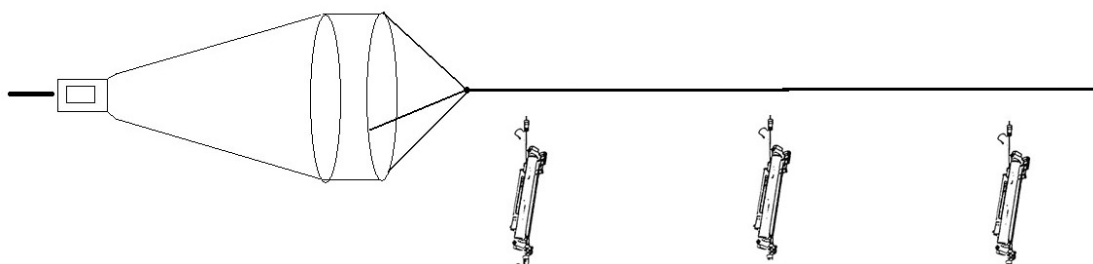


Figura 3: Esquema de coleta em triplicata para a obtenção dos dados físico-químicos indicadores de qualidade da água.

A temperatura e a salinidade da água foram estimados *in situ* com o auxílio de sonda multiparâmetro modelo Hach HQ40d. As amostras dos demais parâmetros de qualidade de água (OD, N-total, nitrato, nitrito, N-amoniaco, fosfato, P-total, RNFT) e amostras para estimativa da densidade de bactéria e clorofila *a* foram coletadas com garrafa oceanográfica do tipo Niskin de 5 litros.

Os nutrientes foram mensurados pelos métodos colorimétricos convencionais da oceanografia (Parsons *et al.*, 1984 e Grasshoff *et al.* 1999), adaptados a metodologia de alta precisão por fluxo contínuo com segmentação à gas, AutoAnalyzer 3 (AA3). A análise de oxigênio dissolvido (OD) foi realizada através do método Winkler. A determinação da concentração de RNFT na água foi realizada através de gravimetria (Paranhos, 1996). A quantificação das bactérias heterotróficas foi feita por citometria de fluxo com a utilização de um Citômetro de fluxo FACSCalibur (BD Biociences) equipado com laser de argônio a 488 nm (Andrade *et al.*, 2003). Para análise dos Coliformes termotolerantes foi utilizada a técnica da fermentação em tubos múltiplos (Funasa, 2006). A triagem dos organismos da Classe Appendiculária foi feita sob o microscópio estereoscópico “Zeiss Stemi SV6”. O material foi corado com rosa bengala em solução a 0,1% durante 24 horas com a finalidade de melhorar a visualização das estruturas.

Análise dos dados

Para testar possíveis diferenças significativas ($p < 0,05$) dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização (N-amoniaco, nitrito, nitrato, N-total, fosfato, fósforo total, clorofila *a*, oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura, RNFT e bactérias heterotróficas) entre estuários (Bracuí, Perequê-açu, Macaé e São João) foi realizado o teste estatístico ANOVA (Unifatorial), o programa utilizado foi o STATISTICA 7. Os valores são apresentados como média e desvio padrão.

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para ordenar os estuários em relação à variação aos dados físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização. A análise foi realizada no programa PCORD 5.

Para observar a relação entre os dados físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização e a densidade das apendiculárias, os scores dos dois primeiros eixos retidos na ACP foram utilizados como variáveis preditoras em uma análise de regressão Generalized Linear Model (GLM) com a densidade total das apendiculárias e suas espécies. Uma baixa constante aditiva (7,5) foi dada aos dados dos eixos da ACP e as densidades das apendiculárias com a finalidade de eliminar os zeros e os valores negativos contidos na matriz que não são permitidos na análise de GLM. Os resultados foram considerados significativos apenas quando o nível de significância foi $<0,05$. As análises foram realizadas utilizando o software do sistema R (www.R-project.org). Para observar a relação dos coliformes termotolerantes com os dados físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização foi feita uma regressão múltipla. Como variáveis independentes foram utilizados os scores dos dois primeiros eixos retidos na ACP e como variáveis dependentes, o número mais provável de coliformes termotolerantes, para análise foi utilizado o programa STATISTICA 7.

RESULTADOS

O maior valor médio de temperatura da água foi encontrado no estuário do rio Perequê-açu, $25,79 \pm 4,20$ °C; figura 4). A maior salinidade média registrada foi no estuário do rio Bracuí, com $24,08 \pm 4,31$ (figura 4). Os valores de temperatura e salinidade não apresentaram diferenças significativas entre os estuários (temperatura $p=0,780$ e salinidade $p=0,075$).

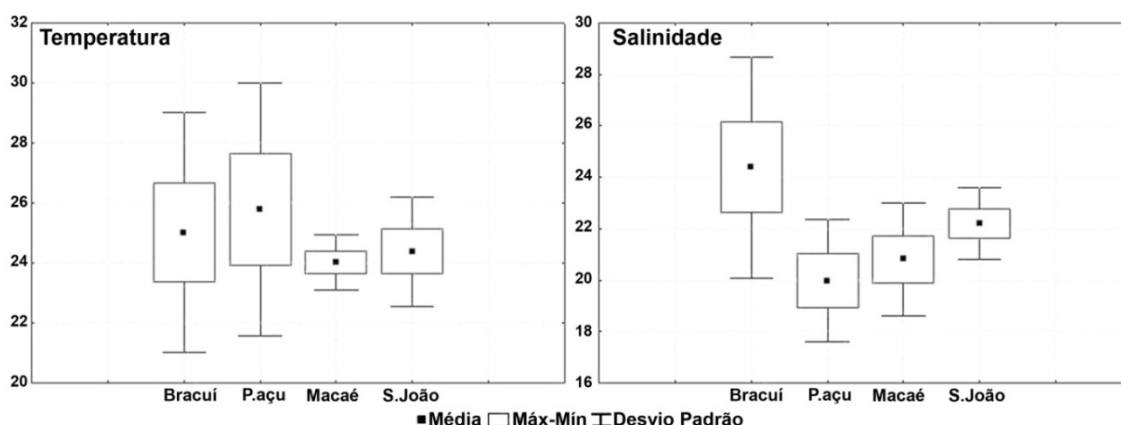


Figura 4: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão de temperatura (°C) e salinidade dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P. açu), Macaé e São João (S. João).

As concentrações médias da maioria das formas nitrogenadas foram mais abundantes no estuário do rio Macaé. Nesse estuário, a concentração média de N-amoniacoal foi de $19,18 \pm 11,26 \mu\text{M}$, nitrito foi de $0,32 \pm 0,09 \mu\text{M}$ e N-total foi de $61,85 \pm 11,82 \mu\text{M}$; (figura 5). A maior concentração de nitrato foi encontrada no estuário do rio Perequê-açu, onde o valor médio foi de $9,49 \pm 3,36 \mu\text{M}$; (figura 5). No estuário do rio Bracuí foram observadas as menores concentrações médias de todas as formas nitrogenadas, N-amoniacoal com $1,34 \pm 0,89 \mu\text{M}$, nitrito com $0,11 \pm 0,04 \mu\text{M}$, nitrato com $1,96 \pm 1,17 \mu\text{M}$ e N-total com $17,64 \pm 7,50 \mu\text{M}$ (figura 5). Todos os valores das formas nitrogenadas variaram de maneira significativa entre os estuários (N-amoniacoal $p = 0$ nitrito $p = 0,001$, nitrato $p = 0,022$ e N-total $p = 0$).

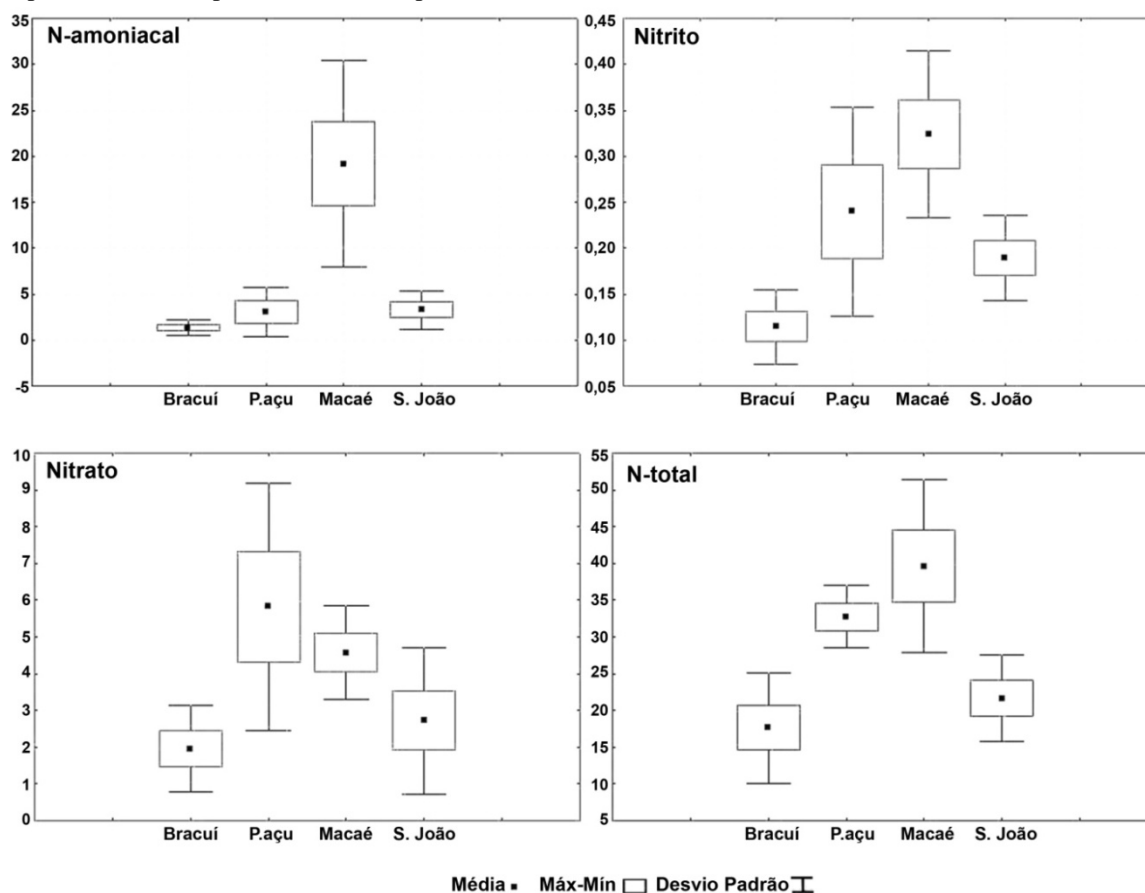


Figura 5: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações das formas nitrogenadas (μM), N-amoniacoal, nitrito, nitrato e N-total dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P. açu), Macaé e São João (S. João).

As maiores concentrações médias de fosfato e fósforo total foram encontradas no estuário do rio Macaé. Nesse estuário a concentração média de fosfato foi de $0,97 \pm 0,58 \mu\text{M}$ e fósforo total foi de $1,32 \pm 0,32 \mu\text{M}$ (figura 6). No estuário do rio São João foram observadas as menores concentrações médias de fosfato com $0,19 \pm 0,08 \mu\text{M}$ e fósforo total com $0,63 \pm 0,27 \mu\text{M}$ (figura 6). Os valores de fosfato e de fósforo total apresentaram diferenças significativas entre os estuários (fosfato $p=0,001$ e fósforo total $p=0$).

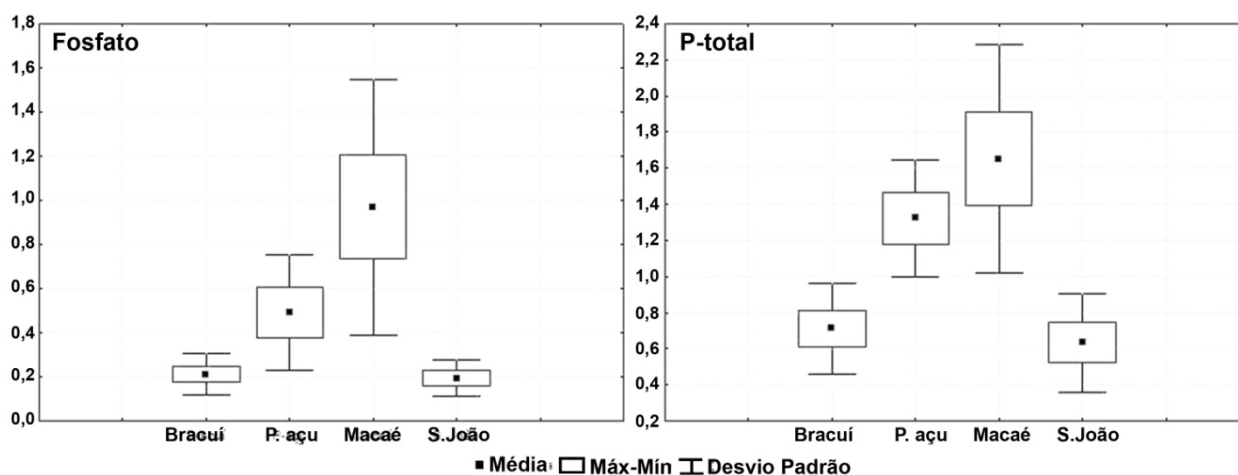


Figura 6: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações de fosfato e P-total (μM) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

Os maiores valores de clorofila *a* foram obtidos no estuário do rio Perequê-açu, com média de $6,54 \pm 2,49 \mu\text{g/L}$ (figura 7). Os valores de clorofila *a* variaram de maneira significativa entre os estuários ($p=0,011$). O estuário do rio Macaé apresentou os maiores valores de RNFT, o seu valor médio foi de $22,54 \pm 5,45 \text{ mg/L}$ (figura 7). Os valores RNFT *a* foram significativamente diferentes entre os estuários ($p=0,001$).

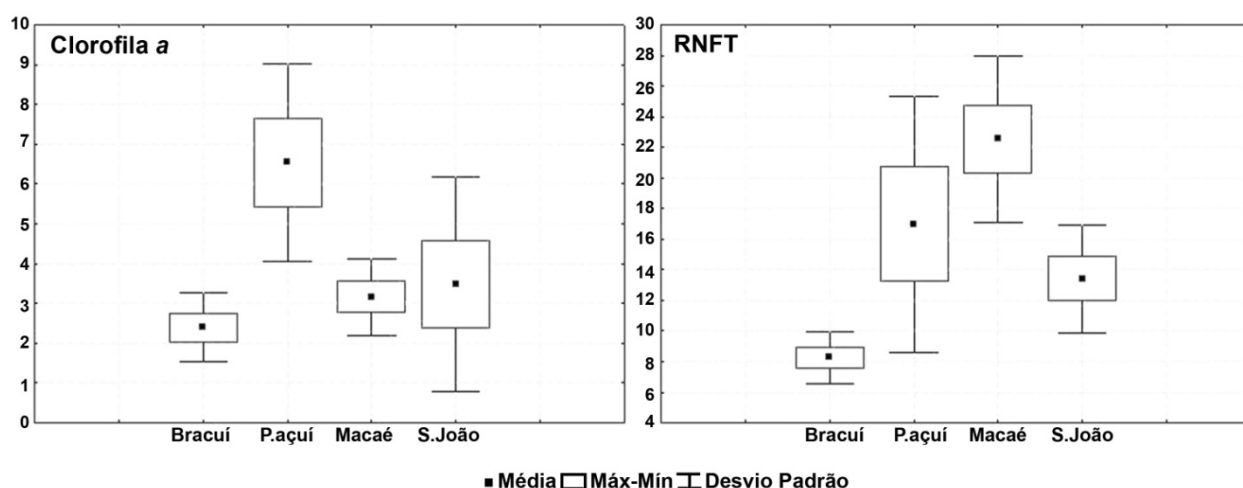


Figura 7: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão dos valores de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) e de RNFT (mg/L) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

As maiores densidades médias de bactérias heterotróficas foram encontradas no rio Perequê-açu, com $6571765,93 \pm 4684175,12$ células/ml (figura 8). As diferenças nas densidades de bactérias heterotróficas não foram significativas entre os estuários ($p=0,076$). O OD variou de maneira significativa entre os estuários ($p=0,039$). A maior concentração de OD na água foi observada no estuário do rio Perequê-açu onde a média foi de $4,87 \pm 0,69 \text{ ml L}^{-1}$ e a menor no estuário do rio Macaé onde a média foi de $4,25 \pm 0,38 \text{ ml L}^{-1}$ (figura 8).

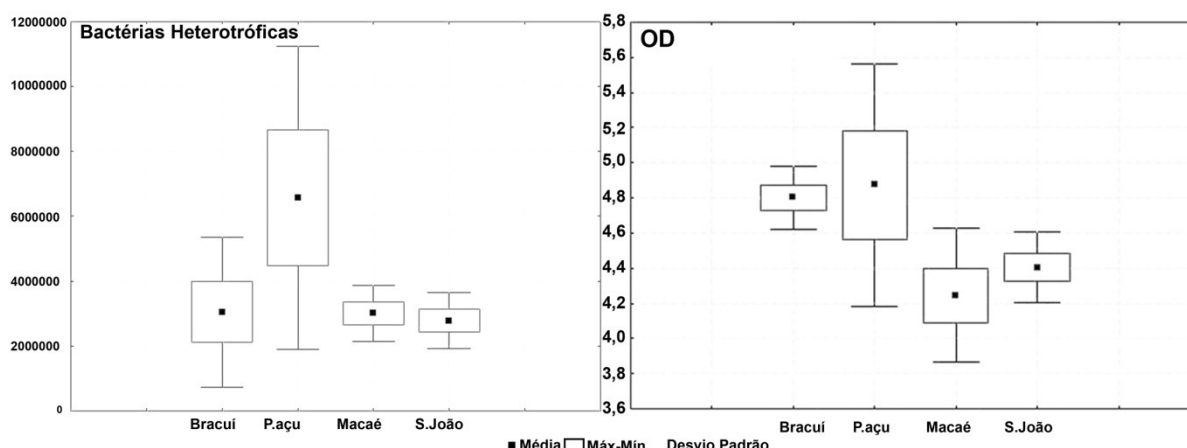


Figura 8: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade de bactérias heterotróficas (células/ml) e concentração de OD (ml/L⁻¹) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.çu), Macaé e São João (S.João).

Na análise de ACP somente os eixos 1 e 2 foram representativos, os dois eixos somados explicaram 62,93 % dos dados. Os parâmetros que influenciaram na formação do eixo 1 foram fosfato, fósforo total, N-total, N-amoniaco, nitrito e RNFT. Os parâmetros que influenciaram a formação do eixo 2 foram bactérias heterotróficas, clorofila *a* e temperatura (figura 9).

A análise de ACP mostrou uma separação mais evidente de dois grupos, um formado pelos estuários do rio São João e Bracuí e outro formado pelos estuários do rio Macaé e Perequê-açu (figura 9). O estuário do rio Bracuí foi inversamente influenciado pelo eixo 1 da ACP, ou seja, nesse estuário foi observado os menores valores de nutrientes e RNFT (figura 9). O estuário do rio São João também foi influenciado de maneira inversa pelo eixo 1 da ACP, nesse ambiente foi observada uma baixa, porém maior, influência quando comparado com estuário do rio Bracuí (figura 9). O estuário do rio Macaé foi o que apresentou uma influência direta maior pelo eixo 1 da ACP, nesse ambiente foi observado os maiores valores de nutrientes e RNFT (figura 9). Menos que o Macaé, o estuário do rio Perequê-açu foi também bastante influenciado de maneira direta pelo eixo 1 da ACP. Nesse estuário os dados de alguns períodos de amostragem foram influenciados diretamente também pelo eixo 2 da ACP, pois nesse ambiente foi observado as maiores concentrações de clorofila *a* e de densidade de bactérias heterotróficas (figura 9).

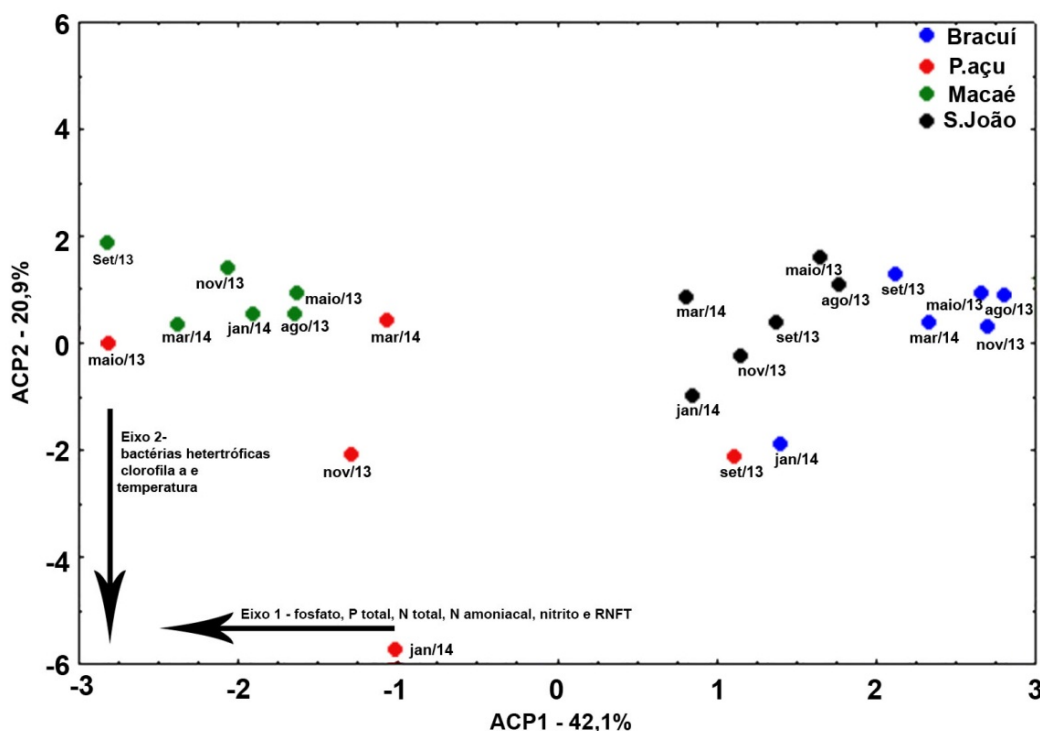


Figura 9: ACP mostrando a ordenação das campanhas realizadas nos quatro estuários, Bracuí, Perequê-açu (P-açu), Macaé e São João (S. João), em relação aos parâmetros físico-químicos de qualidade da água e indicadores de eutrofização.

No estuário do rio Bracuí foi encontrado a maior densidade média de apendiculárias ($69,98 \pm 140,03 \text{ ind.m}^{-3}$; figura 10). O maior valor médio na contagem do número mais provável de coliformes termotolerantes foi encontrado no estuário do rio Macaé, com $6,86 \pm 2,47 \text{ NMP/100 ml}$ (figura 10).

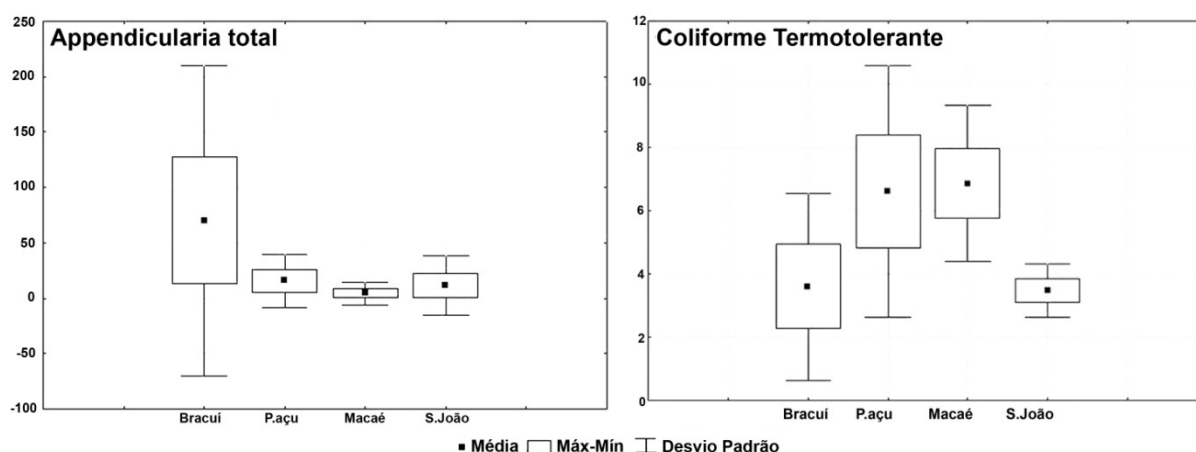


Figura 10: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da contagem dos coliformes termotolerantes (NMP/ml) e da densidade das apendiculárias (ind.m^{-3}) nos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S. João).

Nas análises de GLM e regressão múltipla que foram utilizadas para relacionar os eixos da ACP, formado pelos valores dos parâmetros físico-químicos e de eutrofização, com os coliformes termotolerantes e as apendiculárias foi observada uma relação entre o eixo 1 e as densidades total das apendiculárias ($p=0,02$) As maiores densidades das apendiculárias foram relacionados aos menores valores dos parâmetros ambientais (nutrientes e RNFT) que influenciaram na formação do eixo 1 da ACP. Os coliformes termotolerantes não

foram relacionados nenhum eixo da ACP (eixo 1 – $p=0,38$ e eixo 2 – $p=0,58$) formado pelos parâmetros físico-químicos e de eutrofização.

DISCUSSÃO

No atual estudo os valores de temperatura e salinidade apresentaram variações nos quatro estuários, apesar disso, não foram encontradas diferenças significativas desses parâmetros entre os ambientes estudados. A variação da temperatura em ambientes aquáticos está normalmente associada a variações sazonais, a fenômenos de ressurgência ou a variações bruscas de latitudes (Takahashi *et al.*, 2002; Dias *et al.*, 2011). Provavelmente, por esses motivos a variação térmica na coluna d' água entre os estuários estudados não foram significativas, pois as coletas foram realizadas na mesma época, não são registrados fenômenos de ressurgência nessas áreas e todos os ambientes estão localizados na região tropical. A baixa variação da salinidade entre os estuários estudados foi determinada no momento da coleta, pois todas as amostragens foram feitas entre um intervalo fixo (18 a 30S), a fim de fixar a porção do ambiente aquático estuarino a ser estudado, pois essa faixa de salinidade caracteriza especificamente a zona estuarina inferior (Dias *et al.*, 2011).

Os valores de OD variaram de maneira significativa entre os estuários. No estuário do rio Macaé, em um estudo realizado por Costa (2010), os valores de OD foram superiores aos do atual, ficando na faixa de intervalo de 3,85 a 5,60 ml/L^{-1} , mesmo assim o autor já aponta um início na redução da qualidade ambiental do estuário do rio Macaé. No trabalho atual, as concentrações máximas de OD na coluna d' água do estuário do rio Macaé (4,80 ml/L^{-1}) foram inferiores ao maior valor encontrado por Costa (2010), mostrando que a degradação desse ambiente continua acontecendo. Segundo Breitburg *et al.*, (2003), reduções nas concentrações de OD na coluna d' água são indicativos de um aumento de nutrientes dissolvidos e poluição antrópica.

No atual estudo, as maiores concentrações dos nutrientes (N-total, N-amoniaco, nitrito, P-total e fósforo), foram encontradas no rio Macaé. As concentrações médias desses nutrientes no estuário do rio Macaé foram similares ou superiores a diversos ambientes no Brasil e no mundo: no estuário da Lagoa dos Patos (Barbosa, 2006); no estuário do rio Cachoeira, no sul da Bahia (Guimarães, 2006); no estuário do rio Timbó, em Pernambuco (Figueiredo *et al.*, 2007); nos estuários do Golfão Maranhense (Azevedo *et al.*, 2008); no estuário do rio Vaza Barris, em Sergipe (Vasco *et al.*, 2010); no estuário do rio Jaguaribe, no Ceará (Eschrique, 2011); no estuário do rio Sacramento, na Califórnia (Dugdale *et al.*, 2012); nas estações da porção inferior do estuário do rio Douro em Portugal (Teixeira *et al.*, 2014). A principal fonte de nutriente do rio Macaé é de origem antrópica devido à urbanização e o crescimento socioeconômico estimulado pelas atividades de exploração e petróleo na Bacia de Campos que geram um aumento das emissões de elementos químicos para o Rio Macaé (Molisani *et al.*, 2013). O estuário do rio Bracuí apresentou os menores valores da maioria dos nutrientes. Esse estuário é conhecido por um ecossistema aquático pouco impactado (Cardoso *et al.*, 2001) e sua região costeira adjacente, a Baía da Ribeira, é considerada oligotrófica (Fiori *et al.*, 2013).

As maiores concentrações de RNFT foram registradas no estuário do rio Macaé. Os valores variaram de 17,99 mg/l até 32,07 mg/l . Os valores do atual estudo foram inferiores aos encontrados estuário do rio Piraquê-açu, Aracruz-ES (Rossoni, 2012); no estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (Ávila, 2013); e no estuário da baía de Marennes-Oléron, na Costa Atlântica da França (Malet *et al.*, 2008). Segundo Ávila (2013), A principal forçante nos processos costeiros e de ressuspensão, distribuição e caracterização do RNFT na área estuarina é a descarga fluvial, não quantificada no atual estudo e sem registro na literatura. A maior concentração de RNFT no estuário do rio Macaé, pode também estar relacionada ao maior impacto na vegetação marginal que os demais ambientes estudados (*Obs. Pessoal*), pois distúrbios nas cabeceiras dos corpos d' água alteram condições físicas desses ambientes, como a entrada de partículas em suspensão (sedimentos e matéria orgânica), que ocasionam modificações na produtividade rio à jusante (Gomi *et al.*, 2002; Cassiano, 2013).

No atual estudo, as maiores concentrações de clorofila *a* foram registradas no estuário do rio Perequê-açu, com valores médios de 6,54 $\mu\text{g/L}$ que foram inferiores a diversos ambientes estuarinos, como por exemplo: no Timbó, em Pernambuco (Figueiredo *et al.*, 2007); no estuário do rio Cachoeira, no sul da Bahia (Souza *et al.*, 2009); no estuário Baía da Babitonga, em Santa Catarina (Parizzi *et al.*, 2010); e no estuário da baía de Marennes-Oléron, na Costa Atlântica da França (Malet *et al.*, 2008). As mesmas concentrações médias de clorofila *a* do estuário do rio Perequê-açu foram superiores as encontradas nos estuário do rio Jaguaribe, no Ceará (Eschrique, 2011); uma baía no Norte da França (Vandromme *et al.*, 2001). No atual estudo, as concentrações de clorofila *a* no estuário do rio Perequê-açu, o enquadram na categoria de mesotrófico e os demais estuários na categoria de oligotrófico, em relação à classificação de graus de trofia desenvolvida por

Passavante (2003). Os maiores concentrações de clorofila *a*, indicam uma maior atividade dos produtores primários fitoplanctônicos e podem variar em resposta a condições ambientais tais como a disponibilidade de nutrientes e luz (Gameiro, 2000). No atual estudo, apesar das maiores concentrações de nutrientes serem encontradas no estuário do rio Macaé, Os maiores valores de nitrato, ocorreram no Perequê-açu. Portanto, as maiores concentrações de clorofila *a* no estuário do rio Perequê-açu provavelmente foram influenciadas pelos maiores valores de nitrato encontrados nesse ambiente, pois esse elemento é a principal fonte de nutriente para produtividade primária (Metzeler *et al.*, 1997; Saraiva, 2001). A influência do nitrato sobre a produtividade primária em ambiente estuarino já foi registrada em diversos trabalhos (Bastos *et al.*, 2005; Dugdale *et al.*, 2007; Pereira e Branco, 2007; Azevedo *et al.*, 2008). Além disso, a maior quantidade de RNFT na coluna d'água no estuário do rio Macaé, pode ter ocasionado um aumento na turbidez afetando a disponibilidade de luz que é um elemento fundamental para a atividade fotossintética (Zhang, 1996).

Os maiores valores de clorofila *a* e os maiores valores de densidade de bactéria heterotrófica encontrados no estuário do rio Perequê-açu no atual estudo confirmam o maior grau de trofia e maior atividade fotossintetizante do fitoplâncton desse estuário em relação aos demais estudados. Pois, segundo Petrúcio (2003), durante a fotossíntese os organismos fitoplanctônicos eliminam parte do carbono fixado em forma de matéria orgânica dissolvida (MOD), e esse composto é a principal fonte de energia consumida pelas bactérias heterotróficas. Cerca de 40% da produção primária fitoplanctônica é consumida pelo metabolismo bacteriano (Jorgensen e Vollenweider, 2000). Alguns estudos mostram que a abundância das bactérias heterotróficas e os valores de clorofila *a* estão relacionados positivamente (Gonçalves, 2009; Campbell e Kirchman, 2013).

Na análise de ACP o estuário do rio Bracuí foi inversamente influenciado pelo eixo 1 da ACP, seguido pelo estuário do rio São João. A ordenação das amostras dos parâmetros físico-químicos e de eutrofização dos estuários dos rios Macaé e Perequê-açu foram influenciadas de maneira direta pelos eixo 1 da ACP. As amostras do estuário do rio Macaé foram as mais diretamente influenciadas pelo eixo 1, que foi formado com os maiores valores dos nutrientes e RNFT. As amostras do estuário do rio Perequê-açu foram influenciadas diretamente pelo eixo 1, formado com os maiores valores dos nutrientes e RNFT e em alguns períodos pelo eixo 2, formado com os maiores valores de clorofila *a*, bactérias heterotróficas e temperatura da água. Portanto, os rios Bracuí e São João estão em uma condição de melhor de qualidade de água e em menor grau de eutrofização que os estuários dos rios Macaé e Perequê-açu. Esse resultado coincidiu com o encontrado pelo INEA (2013) em um “Boletim Consolidado de Qualidade das Águas das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro”, nesse estudo após a realização de um Índice de Qualidade das Águas os rios Bracuí e São João apresentaram melhores qualidades sanitárias que os rios Perequê-açu e Macaé.

Os estuários estudados estão enquadrados com relação ao seu uso na classe 1 para águas salobras segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Em todos os estuários foram observadas à recreação de contato primário e atividade de pesca. Ao longo do período de estudo, todos os valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos quatro estuários ficaram enquadrados para classe 1 para água salobra segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Somente os valores máximos de N-amoniaco (0,56µM) e fosfato (0,065µM), encontrados no mês de setembro de 2013, no estuário do rio Macaé, ficaram fora dos enquadrados para classe 1 para água salobra segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005).

No atual estudo, os coliformes termotolerantes não foram relacionados a nenhum parâmetro ambiental e de eutrofização, apesar da maior contagem desses organismos ocorrerem no estuário do rio Macaé, ambiente com a maior concentração de nutrientes. A não relação dos coliformes termotolerantes com os parâmetros ambientais medidos no atual estudo, provavelmente está associado aos baixos números mais prováveis desses organismos influenciadas pelos altos valores de salinidade encontrados na porção inferior dos estuários estudados. Pois, a salinidade atua como um bactericida eliminando os coliformes, além da entrada da água do mar também ajudar a diluir e dispersar a biomassa desses organismos (Davies e Evison, 1991; Costódio, 2003; Mignani *et al.*, 2013).

A densidade dos organismos da classe Apendicularia no atual estudo foi superior no estuário do rio Bracuí. Como descrito acima, esse estuário foi o ambiente onde foram registrados os menores valores dos parâmetros físico-químicos e indicadores de eutrofização, portanto o estuário menos impactado e mais oligotrófico entre os demais estudados. Ao contrario do encontrado no atual estudo, o trabalho de Hoover *et al.*, (2006), mostrou que ocorreu um pico na densidade das apendiculárias, por consequência de um aumento de nutrientes na coluna d'água em um estuário da Costa do Havaí. Contudo, os valores de amônia, nitrito e nitrato encontrados por Hoover *et al.*, (2006), foram mais baixos que os registrados no atual estudo, além disso, essa entrada de nutrientes é um evento natural e pontual na região. No estudo realizado por Chiba e Saino (2003) na costa do Japão foi observada a associação do aumento da abundância das apendiculárias com uma área oligotrófica, resultado que coincide com o trabalho atual. Em um trabalho realizado no Mar Mediterrâneo abrangendo Baía e lagoa de Bizerte, foi detectado que o pico da densidade das apendiculárias (320,6 ind m⁻³) ocorreu na baía,

que apresentou menor quantidade de nutrientes e clorofila *a* e é tratada como uma área menos poluída quando comparada com a lagoa, resultado que coincide com o atual trabalho (Touzri *et al.*, 2012). No atual estudo, as maiores densidades das apendiculárias no estuário do rio Bracuí, ambiente com menor impactado e menores densidades no estuário do rio Macaé, ambiente mais impactado, foram fatores determinantes para associação significativa das apendiculárias aos menores valores de nutrientes e RNFT. Esse resultado confirma a preferência das apendiculárias por áreas oligotróficas, pois o fitoplâncton atinge menores tamanhos em ambientes com menor disponibilidade de nutrientes e a dieta alimentar das apendiculárias está restrita a ingestão de partículas finas (Deibel e Powell, 1987; Chiba e Saino, 2003).

CONCLUSÕES

- A diferença não significativa entre os valores de salinidade dos estuários estudados garantiu que todas as coletas foram realizadas na mesma zona (estuarina inferior) em todos os ambientes estudados.
- O estuário do rio Macaé apresentou maior quantidade de nutrientes e a menor concentração de oxigênio dissolvido que os demais, provavelmente por conta de despejo de esgoto, pois esse ambiente sofre um conhecido impacto antrópico causado pelo crescimento desordenado da cidade de Macaé.
- O estuário do rio Perequê-açu foi o segundo que registrou os maiores valores de nutrientes. Nesse estuário ocorreram as maiores concentrações de clorofila *a* e as maiores densidades de bactérias heterotróficas. Esses resultados demonstram um maior grau de trofia e maior atividade fotossintetizante do fitoplâncton em comparação com os demais ambientes estudados.
- O estuário do rio Bracuí, seguido pelo São João foram os menos impactados. Nesses estuários foram encontrados os menores valores dos parâmetros de qualidade da água e de eutrofização.
- O número mais provável de coliformes termotolerantes não apresentou nenhuma relação com os parâmetros físico-químicos de qualidade da água e eutrofização, provavelmente porque a porção dos estuários estudados (inferior) apresenta elevados valores de salinidade.
- A densidade total das apendiculárias apresentou uma relação inversa à quantidade de nutrientes e RNFT, ou seja, quanto menor a abundância de apendiculária, maior a quantidade de nutrientes e RNFT no meio aquático.
- Por tanto, variações dos valores das densidades da classe Appendicularia indicam diferentes condições sanitárias de ambientes estuarinos e por consequência podem auxiliar no biomonitoramento dessas zonas costeiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, R.M.A.A., HUSSAR, G.J., PERES M.R., JUNIOR A.L.F. Qualidade microbiológica do córrego "Ribeirão dos Porcos" no município de Espírito Santo do Pinhal – SP. Engenharia Ambiental. v. 1, n. 1, p. 51-6, 2004.
2. ANDRADE, L., GONZALEZ, A.M., ARAÚJO, F.V., PARANHOS, R. Flow cytometry assessment of bacterioplankton in tropical marine environments. Journal of Microbiological Methods. v. 55, n. 3, p. 481-490, 2003.
3. ÁVILA, R.A. Distribuição do material particulado em suspensão e suas inter-relações com diferentes propriedades no estuário da Lagoa dos Patos. 83 f. Dissertação. (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) Universidade Federal do Rio Grande, 2013.
4. AZEVEDO, A.C.G., FEITOSA, N.F.A., KOENING, M.L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. Acta Botanica Brasilica. v. 22, n. 3, p. 870-877, 2008.
5. BAIRD, M.E., WALKER, S. J., WALLACE, B. B., WEBSTER, I. T., PARSLow, J. S. The use of mechanistic descriptions of algal growth and zooplankton grazing in an estuarine eutrophication model. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 56 p.685–695, 2003.

6. BARBOSA, F.G. Variações espaciais e temporais de nutrientes dissolvidos e metais traço na área portuária da cidade do Rio Grande (estuário Lagoa dos Patos - RS). Dissertação. (Mestrado em Oceanografia física, química e geológica). Universidade Federal do Rio Grande, 135 p, 2006.
7. BASTOS, R.B., FEITOSA, F.A.N., MUNIZ, K. Variabilidade espaço temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco - Brasil). *Tropical Oceanography*, v. 33, p 1-18, 2005.
8. BRAGA, E.S., CHIOZZINI, V.C., BERBEL, G.B., MALUF, J.C., AGUIAR, V.M., CHARO, M., MOLINA, D., ROMERO, S.I., EICHLER, B. Nutrient distributions over the Southwestern South Atlantic continental shelf from Mar del Plata (Argentina) to Itajaí (Brazil): winter–summer aspects. *Continental Shelf Research*, v. 28, p. 1649–1661, 2008.
9. BREITBURG, DL, ADAMACK, A., ROSE, K.A., KOLESAR, S.E., DECKER, M.B., PURCELL, J.E., KEISTER, J.E., COWAN, J.H. JR. The pattern and influence of low dissolved oxygen in the Patuxent River, a seasonally hypoxic estuary. *Estuaries*, v. 26, p. 280 297, 2003.
10. BRICKER, S.B., CLEMENT, C.G., PIRHALLA, D.E., ORLANDO, S.P., FARROW, D.R.G. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 p, 1999.
11. CAMPBELL, B.J., KIRCHMAN, D.L. Bacterial diversity, community structure and potential growth rates along an estuarine salinity gradient. *The ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology*, v. 7, p. 210–220, 2013.
12. CARMOUZE, J.P. O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos. São Paulo: Edgard Blücher/FAPESP. 265 p, 1994.
13. CASSIANO, C. C. O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas. (Mestrado em Escola Superior de Agricultura) Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba, 115p, 2013.
14. CAPITANIO, F., ESNAL, G. B. Vertical distribution of the maturity stages of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) in the frontal system off Valdés Peninsula, Argentina. *Bulletin of Marine Science*, v. 63, p. 531-539, 1998.
15. CARDOSO, A.G.A., BOAVENTURA, G.R., SILVA FILHO, E.V., BROAD, J. Metal Distribution in Sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro-Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.12, 2001.
16. CARVALHO, P.F., BONECKER, S.L.C. Seasonal and spatial variability of appendicularian density and taxonomic composition in the Caravelas Estuary (Northeastern Brazil) and adjacent coastal area. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 53, n. 1, 2010.
17. CHIBA, S., SAINO, T. Variation in mesozooplankton community structure in the Japan/East Sea (1991–1999) with possible influence of the ENSO scale climatic variability. *Progress in Oceanography*, v. 57, p. 317–339, 2003.
18. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357/05. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA, 2005.
19. COSTÓDIO, P.F.S. Distribuição de nutrientes inorgânicos e bactérias no estuário do rio Camboriú/SC. (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal De Santa Catarina – UFSC 110p., 2003.
20. COSTA, R. N. Ecotoxicologia como ferramenta para análise da qualidade ambiental do estuário do Rio Macaé (Macaé-RJ). (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, 80p., 2010.
21. DAVIES, C.M., EVISON, L.M. Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *Journal of Applied Bacteriology*, Oxford, n. 70, p. 265-274, 1991.
22. DEIBEL, D., POWELL, C.V.L. Comparison of the ultrastructure of the food concentrating filter of two appendicularians. *Marine Ecology Progress Series*, v. 39, p. 81 85, 1987.
23. DIAS J. M., RODRIGUES M., LEANDRO S., MORGADO F., OLIVEIRA A., QUEIROGA H. Caracterização Sinóptica dos Gradientes Ambientais na Ria de Aveiro. Parte I: Salinidade e Temperatura In: ALMEIDA, A., ALVES, F.L.; BERNARDES, C., DIAS, J.M., GOMES, N.C.M., PEREIRA, E., QUEIROGA, H., SERÓDIO, J.; VAZ, N. (EDS) Actas das Jornadas da Ria de Aveiro 2011. Universidade de Aveiro, CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar. Aveiro. ISBN: 978-972-789-337-9, p. 141-150, 2011.
24. DUGDALE, R.C., WILKERSON, F.P., PARKER, A.E., MARCHI, A., TABERSKI, K. River flow and ammonium discharge determine spring phytoplankton blooms in an urbanized estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 115, p. 187–199, 2012.

25. DUGDALE, R.C., WILKERSON, F.P., HOGUE, V.E., MARCHI, A. The role of ammonium and nitrate in spring bloom development in San Francisco Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 73, p. 17–29, 2007.
26. ESCHRIQUE, S.A. Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil. (Doutorado, Instituto Oceanográfico), Universidade de São Paulo, São Paulo. 231p., 2011.
27. ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 2ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
28. FIGUEIREDO, J.A., MENOR, E.A., NORIEGA, C.E.D., BRANCO, E.S. Evolução físico-química de águas do estuário do rio Timbó, Pernambuco: um caso de reavaliação ambiental (1984 e 2003). *Estudos Geológicos*, v. 17, n. 1, 2007.
29. FIORI, C.S., RODRIGUES, A.P.C., SANTELLI, R. E., CORDEIRO, R.C., CARVALHEIRA, R.G., ARAÚJO, P.C., CASTILHOS, Z.C., BIDONE, E.D. Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 27, p. 24–36, 2013.
30. FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, p. 570 – 574, 2005.
31. FUNASA. Manual prático de análise de água. 3ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 144 p., 2006.
32. GAMEIRO, C.A.L.P. Variação Espacial Temporal do Fitoplâncton do Estuário do Tejo. Relatório de Estágio de Graduação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Departamento de Biologia Vegetal Aplicada, 67 p., 2000.
33. GASCA, R., SEGURA, P.L., SUÀREZ, E. El zooplankton marino. In: GASCA, R.; SUÀREZ, E. (ED), *Introducción al estudio del zooplankton marino*. México: ECOSUR/CONACYT, p. 711, 1996.
34. GIRI, C., ZHU, Z., TIESZEN, L.L., SINGH, A., GILLETE, S., KERMELI, J.A. Mangrove forest distributions and dynamics (1975-2005) of the tsunami-affected region of Asia. *Journal of Biogeography*, v. 35, n. 3, p. 519-528, 2008.
35. GOMI, T., SIDLE, R.C., RICHARDSON, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, v. 52, n. 10, p. 905-916, 2002.
36. GONÇALVES, K.M. Caracterização da dinâmica da comunidade de bacterioplâncton no estuário do Rio Amazonas (Canal do Norte) - AP. (Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá, Macapá. 96 p., 2009.
37. GRASSHOFF, K., ERHARDT, M., KREMLING, K. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie Weinheim, 600p., 1999.
38. GUIMARÃES, A.G. Tempo de Residência da Água e Estado Trófico da Porção Interna do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA. (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) UESC/DCET, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 118 p., 2006.
39. HOOVER, R.S., HOOVER, D., MILLER, M., LANDRY, M.R., DECARLO, E.H., MACKENZIE F.T. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and topdown controls. *Marine Ecology Progress Series*, v. 318, p. 187–201, 2006.
40. JORGENSEN, S.E., VOLLENWEIDER, R.A. Diretrizes para o gerenciamento de lagos, Princípios para o Gerenciamento de Lagos. ILEC; IIE; UNEP. São Carlos, v. 1, 184p., 2000.
41. INEA Boletim Consolidado de Qualidade das Águas das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. 31p., 2013 Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zeww/mde0/~edisp/inea0014046.pdf>
42. LACERDA, L.D., SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. In: YÁNEZ-ARANCIBA, A., LARA-DOMINGUEZ, A.L. (EDS) *Ecosistemas de manglar en America Tropical: UICN / NOAA / Instituto De Ecología*, A.C. p. 5-8, 1999.
43. LACERDA, L.D., SANTOS, J.A., MADRID, R. M. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, n. 12, p. 1823-1826, 2006.
44. LORANDI, R., CANÇADO, C.J. Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A., CAMARGO, A.F.M. (ED) *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Ilhéus, BA: Editus. Cap. 2. 293p., 2002.
45. MALET, N., SAURIAU, P., RYCKAERT, M., MALESTROIT, P., GUILLOU, G. Dynamics and sources of suspended particulate organic matter in the Marennes-Oléron oyster farming bay: Insights from stable isotopes and microalgae ecology. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 78, p. 576–586, 2008.

46. MARQUES, S.C., AZEITEIRO, U.M., MARTINHO, F., PARDAL, M.A. Climate variability and planktonic communities: the effect of an extreme event (severe drought) in a southern European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 73, p. 725-734, 2007.
47. McLUSKY, D. S. The estuarine ecosystem. 2. Ed. Glasgow: Blackie, 215 p., 1989.
48. METZLER, P.M., GLIBERT, P.M., GAETA, S.A., LUDLAM, J.M. New and regenerated production in the South Atlantic off Brazil. *Deep-Sea Research I*, v. 44, n. 3, p. 363-384, 1997.
49. MIZERKOWSKI, B.D. Modelo comparativo do estado trófico estuarino: Babitonga, Guaratuba, Laranjeiras e Cananéia. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Universidade Federal do Paraná/Setor de Ciências da Terra, Curitiba, 121p., 2007.
50. MOLISANI, M.M., ESTEVES, F.A., LACERDA, L.D., REZENDE, C.E. Emissões naturais e antrópicas 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*, v.36, n.1, 2013.
51. MIGNANI, L., BARBIERI, E., MARQUES, H.L. DE A., OLIVEIRA, A.J.F.C. Coliform density in oyster culture waters and its relationship with environmental factors. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 48(8), p. 833-840, 2013.
52. PARIZZI, R.A., MIRA, G., OORTMAN, M.S., GOUVEIA, C., BECKER, E.C., CONORATH, G., BIEGER, E., LORENZI, L., SOUZA, J.M.C., MAZZER, A. Relação entre clorofila a e nutrientes dissolvidos no canal do rio Palmital, Estuário Baía da babitonga (Santa Catarina). In *Anais do XIII Simpósio de Biologia Marinha, Santos/SP. Resumo Expandido* n.61. p.4, 2010.
53. PARANHOS, R. Alguns métodos para análise da água. Rio de Janeiro, Cadernos didáticos UFRJ, 1996.
54. PARSONS, T.R., MAITA, Y., LALLI, C.M. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Oxford, UK, 173 p., 1984.
55. PASSAVANTE, J.Z.O. Produção fitoplanctônica do estuário do rio Capibaribe (Recife, Pernambuco, Brasil). In: *Anais do Congresso Nordestino de Ecologia, Recife*, v. 10, 2003, CD.
56. PEREIRA, J.L., BRANCO, L.H.Z. Influência do nitrato e fosfato no crescimento de *Schizomeris leibleinii* Kützing (Chaetophorales, Chlorophyta). *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 1, p. 155-162, 2007.
57. PETRÚCIO, M. Produtividade bacterioplantônica e fitoplanctônica nos ecossistemas aquáticos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG. (Doutorado, Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), ECMVS. 111 p., 2003.
58. PIOLA, A.R.; MÖLLER, JR.; GUERRERO, R.; CAMPOS, E.J.D. (2008) Variability of the subtropical shelf front off eastern South America: winter 2003 and summer 2004. *Continental Shelf Research*, UK. v. 28, p. 1639–1648.
59. ROSSONI, L.M., Determinação dos marcadores moleculares no material particulado em suspensão do estuário do rio Piraquê-açú, Aracruz-ES. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 69 p., 2012.
60. SANTOS, T.G., GUSMÃO, L.M.O., NEUMANN-LEITÃO, S., CUNHA, A.G. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá – PE. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 4, n.1, p. 44-56, 2009.
61. SARAIVA A.S.C. Produção primária de biomassa no estuário do Tejo, Estudo da variabilidade das descargas. Trabalho Final de Curso da Licenciatura em Engenharia do Ambiente. v.1. n.º43423. 41p., 2001.
62. SATO, R., ISHIBASHI, Y., TANAKA, Y., ISHIMARU, T., DAGG, M.J. Productivity and grazing impact of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) in Tokyo bay. *Journal Plankton Research*. v. 30, n. 3, p. 299-309, 2008.
63. SILVA, M.C. Estuários – Critérios Para Uma Classificação Ambiental. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5, n.1, p 25-35, 2000.
64. SMAYDA, T.J. The phytoplankton of estuaries. In KETCHUM, B.H. *Estuaries and enclosed sea*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing. p. 65-102, 1983.
65. SOMMER, U., STIBOR, H. Copepoda–Cladocera–Tunicata: the role of three major mesozooplankton groups in pelagic food webs. *Ecological Research*, v. 17, p.161–174, 2002.
66. SOUZA, M.F.L., EÇA, G.F., SILVA, M.A.P., AMORIM, F.A.C., LÔBO, I.P. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-a no estuário do rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. *Atlântica, Rio Grande*. v. 31, p. 107-121, 2009.
67. TAKAHASHI, T., SUTHERLAND, S.C., SWEENEY, C., POISSON, A., METZL, N., TILLBROOK, B., BATES, N., WANNINKHOF, R., FEELY, R.A., SABINE, C., OLAFSSON, J., NOJIRI, Y. Global sea–air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep-Sea Research II*, v. 49, p.1601–1622, 2002.

68. TALLON, P., MAGAJNA, B., LOFRANCO, C., LEUNG, K. T. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 166, p. 139-66, 2005.
69. TEIXEIRA, C., MAGALHÃES, C., JOYE, S.B., BORDALO, A.A. The contribution of anaerobic ammonium oxidation to nitrogen loss in two temperate eutrophic estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 143, p. 41-47, 2014.
70. TOMITA, M., IKEDA, T., SHIGA, N. Production of *Oikopleura longicauda* (Tunicata: Appendicularia) in Toyama Bay, Southern Japan sea. *Journal Plankton Research*, v. 21, n. 12, p. 2421-2430, 1999.
71. TOUZRI, C., HAMDY, H., GOY, J., YAHIA, D., MOHAMED, N. Diversity and distribution of gelatinous zooplankton in the Southwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology*, v. 33, n. 4, p. 393-406, 2012.
72. VANDROMME, P., STEMMANN, L., BERLINE, L., GASPARINI, S., MOUSSEAU, L., PREJGER, F., PASSAFIUME, O., GUARINI, J.M., GORSKY, G. Inter-annual fluctuations of zooplankton communities in the Bay of Villefranche-sur-mer from 1995 to 2005 (Northern Ligurian Sea, France), *Biogeosciences*, v. 8, p. 3143-3158, 2011.
73. VASCO, A.N., MELLO JÚNIOR, A.V., SANTOS, A.C.A.S., RIBEIRO, D.O., TAVARES, E.D., NOGUEIRA, L.C. Qualidade da água que entra no estuário do rio Vaza Barris pelo principal fluxo de contribuição de água doce. *Scientia Plena*, v. 6, 102401, 2010.
74. WHITALL, D., BRICKER, S., FERREIRA, J., NOBRE, A.M., SIMAS, T., SILVA, M. Assessment of eutrophication in estuaries: pressure state response and nitrogen source apportionment. *Environmental Management*, v. 40, p. 678-69, 2007.
75. ZHANG J. Nutrient elements in large Chinese estuaries. *Continental Shelf Research*, v. 16, n. 8, p. 1023-1045, 1996.