

REGINA CÉLIA MACÊDO DO NASCIMENTO

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM ESTUÁRIO URBANO

SERRA TALHADA

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM ESTUÁRIO URBANO

Regina Célia Macêdo do Nascimento

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Linha de pesquisa: Gestão de ambientes costeiros tropicais

**Profa. Dra. Jacqueline Santos Silva
Cavalcanti**
Orientadora

Profa. Dra. Monica Ferreira da Costa
Co-orientadora

Profa. Dra. Betânia Cristina Guilherme
Co-orientadora

SERRA TALHADA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca da UAST, Serra Talhada-PE, Brasil

N244a Nascimento, Regina Célia Macêdo do
Análise da qualidade da água de um estuário urbano / Regina Célia
Macêdo do Nascimento. - Serra Talhada, 2019.
81 f. : il.

Orientadora: Jaqueline Santos Silva Cavalcanti
Coorientadores: Betânia Cristina Guilherme; Monica da Ferreira
Costa
Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Conservação) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de
Serra Talhada, Serra Talhada, PE, 2019.
Inclui referências e apêndices.

1. Estuários. 2. Água - Qualidade. 3. Água - Conservação. I.
Cavalcanti, Jaqueline Santos Silva, orient. II. Guilherme, Betânia Cristina,
coorient. III. Costa, Monica da Ferreira, coorient. IV. Título.

CDD 631

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM ESTUÁRIO URBANO

Regina Célia Macêdo do Nascimento

Dissertação julgada adequada para obtenção do título de mestre em Biodiversidade e Conservação pela seguinte Banca Examinadora.

Aprovada em 15/02/2019.

Prof^a. Dr^a. Jacqueline Santos Silva Cavalcanti - Orientador
[Biodiversidade e Conservação/UFRPE]

Prof^a. Dr^a. Sigrid Neumann Leitão – Membro Interno
[Biodiversidade e Conservação/UFRPE]

Prof. Dr. Gilvan Takeshi Yogui – Membro Externo
[Oceanografia/ UFPE]

Dedicatória

Dedico este trabalho às pessoas mais presentes em
minha vida: **Everaldo** e **Célia**, meus amados pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças para que eu pudesse concluir esse mestrado. Foram dois anos intensos com muitos questionamentos e inseguranças, Ele foi fiel ao me manter nos meus objetivos e chegar até aqui;

Aos meus pais, Everaldo e Célia, por darem vida aos meus sonhos e terem suportado todos os momentos difíceis ao meu lado. Mesmo com a falta de auxílio financeiro do governo, fizeram suas economias e me sustentaram longe de casa para que eu pudesse realizar meu sonho, nosso sonho;

À minha orientadora, Profa. Jacqueline S. Silva-Cavalcanti, por todos ensinamentos e atenção durante esses dois anos, chamando minha atenção quando necessário e, mostrando-me que em todas adversidades eu sou capaz. Muito obrigada por confiar e acreditar em mim;

As minhas co-orientadoras queridas, Profa. Monica F. Costa, por gentilmente me acolher e acreditar em mim, além de me ensinar tantas coisas valiosas, mostrando-se sempre disposta a me ajudar, gratidão. A Profa. Betânia Guilherme, por todo apoio intelectual e psicológico durante toda minha vida acadêmica, além de segurar minha mão nos momentos mais críticos e incentivar meu crescimento profissional;

Aos queridos integrantes do Laboratório de Ecologia e Gerenciamento de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos - LEGECE, Jayne Pereira, Thaianne Silva, Carlos Souza e Mateus Magarotto, por terem me ajudado e muito durante o último ano, além de aguentar minhas loucuras quando eu chegava dando abraço e aperto em vocês. Em especial, agradeço a Cibele, sem você minha amiga eu estaria perdida. Muito obrigada por tudo que fizeste por mim, você é uma pessoa maravilhosa, um anjo em minha vida que mesmo estando cheia de afazeres olhava pra mim dizia: “Calma, eu vou te ajudar, vai dar certo”;

Aos amados integrantes do Laboratório de Estudos Meiofaunísticos e Socioambientais - LEMS, por terem me dado uma força ímpar durante o período de mestrado, todos nossos diálogos foram enriquecedores para o meu desenvolvimento. Gratidão a cada um de vocês;

A equipe HOTSPOT, por toda compreensão durante o período que precisei por muitas vezes me ausentar dos momentos em equipe para dar prioridade a finalização do mestrado, além de todas dicas acadêmicas;

Aos meus amigos, que posso chamar de irmãos. Rayssa Lima, por tudo que passamos em Serra Talhada, longe de casa e do conforto, dos puxões de orelha que uma dava a outra, sem

você eu não teria conseguido. Paulo Ayres, por aguentar as 1500 vezes que eu disse que iria desistir do mestrado, mas você com sua serenidade sempre me acalmava e dizia que eu iria conseguir. Amanda Grazi, minha piauiense preferida, por todas as conversas, angustias e risadas compartilhadas, você é um ser de luz;

À Universidade Federal Rural de Pernambuco pelos sete meses de bolsa de estudos para finalização desse mestrado;

Por fim, a todos os amigos, parentes e professores que me deram apoio para que eu chegasse até aqui.

“Seja resiliente, acredite na sua força, no seu potencial, creia que é capaz e você será!” – Roger Stankewski.

Resumo

Estuários tropicais urbanos apresentam uma suscetibilidade em relação aos impactos ambientais de origem antrópica principalmente pela disponibilidade do excesso de nutrientes, decorrentes em sua maioria de efluentes domésticos lançados no estuário, frequentemente por falta de opção mais adequada. O presente trabalho tem como objetivo analisar as variações interanuais da qualidade da água do estuário tropical urbano do Rio Capibaribe, localizado na cidade do Recife – Pernambuco (Brasil), identificando as mudanças ocorridas na qualidade da água durante de 2004 a 2012, considerando a sazonalidade (períodos seco e chuvoso), além de comparar as possíveis diferenças entre dois pontos de amostragem (denominados “montante” e “jusante”). Foram analisadas as variáveis físico-químicas (salinidade, pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, fósforo e cor) disponibilizados pelo Programa de Monitoramento de Bacias da CPRH. As maiores fontes de variância estão relacionadas aos fatores estação do ano e ponto amostral ($p < 0,05$). Amônia (média $1,51 \pm 2,54 \text{ mg L}^{-1}$) e o fósforo (média $0,45 \pm 0,32 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram a maioria de seus valores acima do recomendado pela legislação vigente. Registros de hipóxia e/ou anóxia ocorreram para o período analisado, sendo mais comuns nas estações chuvosas. Constata-se que a maior vulnerabilidade está presente a montante do estuário durante a estação seca.

Palavras-chave: eutrofização, hipóxia, nutrientes, conservação

Abstract

Urban tropical estuaries are susceptible to environmental impacts of anthropogenic origin, mainly due to the availability of excess nutrients, mainly due to domestic effluents discharged into the estuary, often due to the lack of a more adequate option. The present work aims to analyze the interannual variations in water quality of the urban tropical estuary of the Capibaribe River, located in the city of Recife - Pernambuco (Brazil), identifying changes in water quality during 2004 to 2012, considering the seasonality (dry and rainy periods), as well as comparing the possible differences between two sampling points (referred to as "upstream" and "downstream"). The physical-chemical variables (salinity, pH, turbidity, temperature, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, ammonia, phosphorus and color) were analyzed by the CPRH Basin Monitoring Program. The largest sources of variance are related to the factors of the season and sampling point ($p < 0.05$). Ammonia (mean $1.51 \pm 2.54 \text{ mg L}^{-1}$) and phosphorus (mean $0.45 \pm 0.32 \text{ mg L}^{-1}$) presented the majority of their values above that recommended by current legislation. Hypoxia and / or anoxia records occurred for the analyzed period, being more common in rainy seasons. It is found that the greatest vulnerability is present upstream of the estuary during the dry season.

Key words: eutrophication, hypoxia, nutrients, conservation

SUMÁRIO

	Página
1- Introdução.....	12
Referências.....	15
2- Artigo científico	
<i>2.1 Artigo científico I.....</i>	20
<i>2.2 Artigo Científico II.....</i>	42
3- Conclusões.....	73
Apêndice	76

1- Introdução

A água é fator limitante para a existência de vida no planeta (ZHANG e XU, 2019), sendo fundamental por exemplo na manutenção e desenvolvimento da biodiversidade, saúde pública e produção de alimentos (KHUBLARYAN e MOISEENKO, 2009; CATALÁN e GONZALO, 2017). Em algumas regiões do planeta, a disponibilidade e qualidade da água torna-se um fator limitante do desenvolvimento humano (COSTA et al., 2017), pois trata-se de um recurso natural finito (ANA, 2013, FAO, 2015). Com o crescimento da população e conseqüentemente o aumento da demanda por água com qualidades mínimas para o abastecimento pretendido (SINGH, 2014), o que entra em conflito direto com a descarga de águas residuais, que por muitas vezes, apresentam poluentes que comprometem a qualidade da água e também do corpo d'água receptor final, muitas vezes um estuário (HUTCHINS et al., 2014; WENTZ et al., 2016).

Os estuários são ambientes costeiros que representam a ligação entre os continentes e oceanos (SCHETTINI et al., 2016a). Nesses corpos d'água ocorre uma diluição da água marinha pela água doce, acarretando em um gradiente ambiental (BARLETTA e DANTAS, 2016; BARLETTA et al., 2019). Esses gradientes favorecem a diversificação de habitats ao disponibilizar, por exemplo, abundância de nutrientes e variações de salinidade (NUNES e CAMARGO, 2018). Modificações nesses padrões estabelecidos por favores sazonais (chuvas, insolação, ventos, por exemplo) podem provocar alterações no estuário que resultam em mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos (CONSTANZA et al., 1997; ESTEVEZ, 2002; LAMBERTH et al., 2008; ACREMAN et al., 2014; VAN NIERK et al., 2019).

Estuários que atravessa, zonas urbanas tem margens ocupadas e antropizadas, alterando drasticamente as relações solo-rio (WEINSTEIN, 2008; CHAPMAN; UNDERWOOD; BROWNE, 2018). Com isso, há a modificação da drenagem em volume e qualidades, possivelmente com o aumento do aporte de fósforo e nitrogênio sobretudo em regiões não saneadas, acarretando em eutrofização de todos os habitats do estuário (NIXON, 1995). Nutrientes provenientes de efluentes domésticos e do aporte urbano (drenagem) são lançados diretamente no corpo de água receptor, comprometendo sua qualidade (OELSNER e STETS,

2019). O aumento e adensamento da população urbana no entorno desses estuários intensifica a interferência antrópica (MORLEY; TOFT; HANSON, 2012).

Em todo o mundo, a modificação dos ambientes costeiros é ocasionada, principalmente, por ingerências no uso e ocupação do solo, ao longo das bacias hidrográficas, desde zonas rurais (desmatamento, fertilizantes, poluentes químicos, efluentes da agroindústria e da pecuária) até as áreas urbanas que ocupam as margens do estuário (NIXON, 2009; RABALAIS et al., 2009; REGNIER et al., 2013; MALONE et al., 2016). No Brasil não é diferente. Os estuários brasileiros sofrem modificações antrópicas desde a colonização (PONTUAL, 2001). Em Pernambuco, a supressão de florestas no entorno dos estuários, a urbanização pobremente planejada, inclusive com o desenvolvimento de áreas de alto risco socioambiental, afeta um dos principais estuários do estado, o do Rio Capibaribe (FREYRE, 2004; XAVIER et al., 2018).

O Rio Capibaribe apresenta ~ 250 km de extensão, com 7.600 km² de área de drenagem. Sua calha principal corta 43 municípios, inclusive algumas sedes, até chegar a cidade do Recife, onde torna-se um estuário antes de desembocar no Oceano Atlântico (XAVIER et al., 2018). Há 10 pontos de monitoramento oficial da qualidade da água ao longo de seu curso, estabelecidos pela Agência Pernambucana de Meio Ambiente – CPRH. Dois desses pontos estão localizados na região estuarina, na Cidade do Recife, capital de Pernambuco. Com 3,7 milhões de pessoas e, uma densidade populacional de 7.000 habitantes/km², concentradas principalmente ao longo do estuário (SCHETTINI et al., 2016a; XAVIER et al., 2018).

Devido a sua importância, trabalhos científicos tentando responder diversas perguntas tiveram como foco esse estuário (KOENING et al., 1995; FERNANDES et al., 1999; BRAYNER et al., 2001, 2003; BRAYNER e MATVIEKO, 2003; MACEDO et al., 2007; MACIEL et al., 2016; SCHETTINI et al., 2016a, 2016b; DOMINGUES et al., 2017; XAVIER et al., 2017; RÉGIS et al., 2018). Ao longo de muitos anos, foram investigados níveis de nutrientes, respostas de bioindicadores ambientais e realizados experimentos de ecotoxicologia para verificar as condições ambientais do estuário. Sendo assim, o presente estudo traz mais informações que colaboram para a caracterização, interpretação e planejamento de intervenções para a melhoria dessas condições.

O paradigma vigente da relação homem-cidade inclui os espaços verdes e exemplares da natureza nativa original como essenciais à construção de uma cidade sustentável, já que

valoriza os serviços ecossistêmicos prestados por essa infraestrutura. No caso da cidade do Recife, o rio e seus manguezais são tão importantes quanto suas praias. Ambos, os conjuntos naturais, estuário e praia oceânica, imprimem originalidade/identidade à cidade e seus habitantes. Para que esse paradigma se concretize, para que se possa conviver com o rio, é preciso que a qualidade da água seja minimamente suportável, pois os recursos naturais e serviços ecossistêmicos que esse ambiente pode oferecer são diretamente e completamente dependentes dessa qualidade. Sendo assim, a ressignificação desse ecossistema vem sendo tentada pelo poder público nas suas diferentes esferas, e merece acompanhamento de sua efetividade (IETEC, 2001; CPRH, 2011).

Investigações referentes à qualidade da água nas regiões estuarinas em relação as diversas escalas de tempo e espaço são importantes para verificar as possíveis variações de fontes de contaminantes e potencialidades ecológicas de um ecossistema (MAINALI; CHANG, 2018). Dessa forma, áreas críticas podem receber medidas relevantes para minimização de impactos de cargas poluidoras. O monitoramento sistemático da qualidade da água desse corpo de água é essencial para verificar possíveis alterações que venham sua qualidade ambiental. Isso pode ser realizado através do acompanhamento dos principais conjuntos de indicadores físico-químicos como temperatura, pH e salinidade que apresentam caráter determinante para a conservação de um estuário (NASCIMENTO et al., 2018).

O presente trabalho buscou responder as seguintes perguntas:

- I. Se tratando de dados públicos, eles são suficientes (quantidade, frequência amostral, parâmetros escolhidos, tratamento de informação, dentre outros) para avaliar a qualidade ambiental da bacia e do estuário do Rio Capibaribe com precisão e segurança mínimos para garantir sua conservação em longo prazo?
- II. A forma como os dados estão disponibilizados ao público é capaz de transmitir uma mensagem precisa, acurada, atual e histórica da situação do rio?
- III. Diante das novas demandas sociais para utilização desse espaço natural da cidade do Recife pelo turismo, transporte e outros, programas de monitoramento da qualidade da água permanece adequado?
- IV. Houve tendência de mudança irreversível na qualidade da água do estuário?

A pesquisa tem, portanto, como objetivo analisar as variações interanuais da qualidade da água do estuário urbano do Rio Capibaribe, identificando as mudanças ocorridas na qualidade da água durante 2004 a 2012, considerando a sazonalidade (períodos seco e chuvoso), além de comparar possíveis diferenças entre dois pontos de amostragem (montante e jusante).

Referências

ACREMAN, M.C., ARTHINGTON, A.H., COLLOFF, M.J., COUCH, C., N.D. et al. Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. **Frontier Ecological Environment**, 12: 466-473, 2014.

ANA - Agência Nacional das Águas. 2013. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil - 2013**.

BARLETTA, M., DANTAS, D.V. Environmental gradients. In: M.J. Kennish (Ed.), **Encyclopedia of Estuaries**, Springer, New Jersey, USA, 237-242, 2016.

BARLETTA, M., LIMA, A.R.A., COSTA, M.F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of The Total Environment**, 651(1): 1199-1218, 2019.

BRAYNER, F.M.M., BARBOSA, A.M.F., DA SILVA, H.K.P. Behavior of heavy metals in the estuarine area of the Capibaribe River in the Northeast of Brazil. **Journal de Physique IV**, 107: 221-225, 2003.

BRAYNER, F.M.M., DA SILVA, H.K.P. BARBOSA, A.M.F. Speciation of heavy metals in estuarine sediments in the northeast of Brazil. **Environmental Science ad Pollution Research**, 8 (4): 269-274, 2001.

BRAYNER, F.M.M., MATVIENKO, B. Manganese and iron as oxygen carriers to anoxic estuarine sediment. **Journal de Physique IV**, 107: 227-232, 2003.

CATALÁN, J., GONZALO, J.A. Liquid water changes its structure at 43°C. **Chemical Physics Letters**, 679: 86-89, 2017.

CHAPMAN, M.G., UNDERWOOD, A.J., BROWNE, M.A. An assessment of the current usage of ecological engineering and reconciliation ecology in managing alterations to habitats in urban estuaries. **Ecological Engineering**, 120: 560-573, 2018.

COSTA, C.R., COSTA, M.F., BARLETTA, M., ALVES, L.H.B. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. **Environmental Monitoring Assessment**, 189, 628, 2017.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, S., FARBER, M., et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387: 253-259, 1997.

CPRH- Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. **Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) do Projeto de Navegabilidade dos Rios Capibaribe e Beberibe**. Recife/Olinda – Pernambuco – Brasil. 2011.

DOMINGUES, E.C., SCHETTINI, C.A.F., TRUCCOLO, E.C., et al. Hydrography and currents on the Pernambuco Continental Shelf. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 22: UNSP e43, 2017.

ESTEVEZ, E.D. Review and assessment of biotic variables and analytical methods used in estuarine inflow studies. **Estuaries**, 25: 1291-1303, 2002.

FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. The outlook for 2050 is encouraging, globally, but much work is needed to achieve sustainable water use and ensure food security for all, 2015.

FERNANDES, M.B., SICRE, M.A., CARDOSO, J.N. et al. Sedimentary 4-desmethyl sterols and n-alkanols in a eutrophic urban estuary, Capibaribe River, Brazil. **Science of the Total Environment**, 231 (1): 1-16, 1999.

FREYRE, G. **Nordeste: aspectos da influência da cana sobre a vida e a paisagem do Nordeste do Brasil**. Editora Global, São Paulo. 254 p., 2004.

HUTCHINS, P.R., SMITH, E.M., KOEPFLER, E.T., VISO, R.F., PETERSON, R.N. Metabolic responses of estuarine microbial communities to discharge of surface runoff and groundwater from contrasting landscapes. **Estuaries Coasts** 37: 736–750, 2014.

IETEC - International Environmental Technology Centre. **Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. IETEC/UNEP, Série de Publicações Técnicas, 385p.

KHUBLARYAN, M., MOISEENKO, T.I. Water Quality. **Herald of the Russian Academy of Sciences**, 79 (3): 230-236, 2009.

KOENING, M.L., DE MACEDO, S.J., TRAVASSOS, P.E.P.F. et al. Phytoplankton biomass of the Capibaribe River estuary (Recife-Pernambuco-Brazil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, 38 (4): 1071-1083, 1995.

LAMBERTH, S.J., VAN NIEKERK, L., HUTCHINGS, K. Comparison of, and the effects of altered freshwater inflow on, fish assemblages of two contrasting South African estuaries: the

cool-temperate Olifants and the warm-temperate Breede. **African. Journal Marine Science**, 30: 311-336, 2008.

MACEDO, S.J., DA SILVA, H.K.P., BRAYNER, F.M.M. et al. Heavy metal concentrations in sediments of the Capibaribe river estuary in the metropolitan region of Recife, Pernambuco-Brazil. **WIT Transactions on Ecology and The Environment**, 102: 357-365, 2007.

MACIEL, D.C., BOTELHO DE SOUZA, J.R., TANIGUCHI, S., et al. Hydrocarbons in sediments along a tropical estuary-shelf transition area: Sources and spatial distribution. **Marine Pollution Bulletin**, 113 (1-2): 566-571, 2016.

MAINALI, J.; CHANG, H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. **Journal of Hydrology**, 564: 26-40, 2018.

MALONE, T., AZZARO, M., BODE, A., BROWN, R.D., KAMYKOWSKI, D., et al. Primary production, cycling of nutrients, surface layer and plankton. IN: **The First Global Integrated Marine Assessment - World Ocean Assessment I**. United Nations. 1752p, 2016.

MORLEY, S.A., TOFT, J.D., HANSON, K.M. Ecological Effects of Shoreline Armoring on Intertidal Habitats of a Puget Sound Urban Estuary. **Estuaries and Coasts**, 35(3): 774-784, 2012.

NASCIMENTO, R.C.M., GUILHERME, B.C., ARAÚJO, M.C.B., MAGAROTTO, M., SILVA-CAVALCANTI, J.S. Uso de indicadores ambientais em áreas costeiras: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 2(1): 052 – 069, 2018.

NIXON, S.W. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, 41(1): 199-219, 1995.

NIXON, S.W. Eutrophication and the microscope. **Hydrobiologia**, 629(1): 5-19, 2009.

NUNES, L.S.C., CAMARGO, A.F.M. Do interspecific competition and salinity explain plant zonation in a tropical estuary? **Hydrobiologia**, 812(1): 67-77, 2018.

OELSNER, G.P., STETS, E.G. Recent trends in nutrient and sediment loading to coastal areas of the conterminous U.S.: Insights and global context. **Science of The Total Environment**, 654: 1225-1240, 2019.

PONTUAL, V. Tempos do Recife: representações culturais e configurações urbanas. **Revista Brasileira de História**, 21: 417–434, 2001.

RABALAIS, N.N.; TURNER, R.E.; DIAZ, R.J.; JUSTIC, D. Global change and eutrophication of coastal waters. **ICES Journal of Marine Science**, 66(7): 1528–1537, 2009.

REGIS, C.G., SOUZA-SANTOS, L.P., YOGUI, G.T. et al. Use of *Tisbe biminiensis* nauplii in ecotoxicological tests and geochemical analyses to assess the sediment quality of a tropical urban estuary in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 137: 45-55, 2018.

REGNIER, P., ARNDT, S., GOOSSENS, N., VOLTA, C., LARUELLE, G.G., LAUERWALD, R., HARTMANN, J. Modelling Estuarine Biogeochemical Dynamics: From the Local to the Global Scale. **Aquatic Geochemistry**, 19(5-6): 591-626, 2013.

SCHETTINI, C.A.F., MIRANDA, J.B., VALLE-LEVINSON, A., TRUCCOLO, E.C., DOMINGUES, E.C. The circulation of the lower Capibaribe Estuary (Brazil) and its implications for the transport of scalars. **Brazilian Journal of Oceanography**, 64(3): 263-276, 2016a.

SCHETTINI, C.A.F., PAIVA, B.P., LIMA BATISTA, R.A. et al. Observation of an Estuarine Turbidity Maximum in the Highly Impacted Capibaribe Estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 64 (2): 185-189, 2016b.

SINGH, A. Poor quality water utilization for agricultural production: An environmental perspective. **Land Use Policy**, 43: 259–262, 2014.

VAN NIEKERK, L., TALJAARD, S., ADMS, J.B., LAMBERTH, S., HUIZINGA, P. et al. An environmental flow determination method for integrating multiple-scale ecohydrological and complex ecosystem processes in estuaries. **Science of The Total Environment**, 656: 482-494, 2019.

WEINSTEIN, M.R. Ecological restoration and estuarine management: placing people in the coastal landscape. **Journal Applied Ecological**, 45: 296-304, 2008.

WENTZ, M.S., HAYES, K.C., FISHER, K.V.B., et al. Water quality dynamics in an urbanizing subtropical estuary (Oso bay, Texas). **Marine Pollution Bulletin**, 104: 44-53, 2016.

XAVIER, D.A., SCHETTINI, C.A.F., FIGUEIRA, R.C.L., FRANÇA, E.J., BARCELLOS, R.L. Intervenções Antrópicas na Geomorfologia do Estuário do Rio Capibaribe e seus Reflexos na Sedimentação Recente. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, 41(3): 492-502, 2018.

XAVIER, D.A., SCHETTINI, C.A.F., FRANÇA, E.J., et al. Determination of geochemical background values on a tropical estuarine system in a densely urban area. Case study: Capibaribe estuary, Northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 123 (1-2), 381-386, 2017.

ZHANG, Y., XU, Z. Efficiency evaluation of sustainable water management using the HF-TODIM method. **International Transactions in Operational Research**, 26 (2): 747-746, 2019.

2- Artigo científico

2.1 - Artigo científico I

Artigo publicado na **Revista Brasileira de Meio Ambiente**
n. 2, v.1, 052 – 069, 2018.

Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela referida revista.

Declaração sobre plágio

Eu, Regina Célia Macêdo do Nascimento, autora da dissertação intitulada “Análise da qualidade da água de um estuário urbano”, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Unidade Acadêmica de Serra Talhada da Universidade Federal Rural de Pernambuco, declaro que:

- O trabalho de pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa uma pesquisa original desenvolvida por mim;
- Esta dissertação não contém material escrito ou dados de terceiros, de qualquer fonte bibliográfica, a menos que devidamente citada e referenciada no item “Referências Bibliográficas”.

Serra Talhada, 15 de fevereiro de 2019

Regina Nascimento

Regina Célia Macêdo do Nascimento



Uso de Indicadores Ambientais em áreas costeiras: uma revisão bibliográfica

Regina Célia Macêdo do Nascimento^{1*} , Betânia Cristina Guilherme² , Maria Christina Barbosa de Araújo³ , Mateus Magarotto⁴ , Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti⁵ 

¹*Mestranda em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil (*Autor correspondente: nascimento.regina@live.com).*

²*Professora da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.*

³*Professora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil.*

⁴*Pós Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.*

⁵*Professora da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.*

Histórico do Artigo: Submetido em: 28/08/2018 – Revisado em: 29/08/18 – Aceito em: 02/09/18

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo realizar uma revisão de literatura sobre a utilização de indicadores ambientais de áreas costeiras. Um levantamento bibliográfico foi realizado compreendendo o período de 1993 a 2017 nas bases de dados do SciELO, SCOPUS, Web of Science e banco de dados CAPES. Utilizando as palavras-chave “*indicator, environmental indicators, use of environmental indicators, indicators and environmental quality, socioeconomic and environmental indicators, beaches and estuarine indicators, environmental monitoring*”. Após a leitura dos resumos, 89 trabalhos foram selecionados. Os artigos foram agrupados quanto sua distribuição geográfica: África, Américas, Ásia, Europa e Oceania; e o quantitativo de indicadores utilizados com suas principais características. A literatura apontou a distribuição dos indicadores quanto as suas características, sendo eles: naturais, sociais, econômicos e físico-químicos. O continente europeu apresentou uma maior quantidade de bibliografia sobre indicadores ambientais em áreas costeiras (32,6%). A praia foi o ambiente mais frequentemente utilizado para o uso dos indicadores (42,7%). Existe um consenso na literatura da necessidade de uma matriz comum de indicadores para a consolidação dos estudos nas áreas costeiras do mundo.

Palavras-Chaves: praia, qualidade ambiental, indicadores socioeconômicos, estuário, monitoramento ambiental

Use of Environmental Indicators in coastal areas: a bibliographic review

ABSTRACT

This work had an objective of reviewing the literature on the use of environmental indicators of coastal areas. A bibliographic review was performed covering the period from 1993 to 2017 in SciELO, SCOPUS, Web of Science and CAPES databases. Using the Keywords “*indicator, environmental indicators, use of environmental indicators, indicators and environmental quality, socioeconomic and environmental indicators, beaches and estuarine indicators, environmental monitoring*”. After reading the abstracts, 89 papers were selected. The articles were grouped according to their geographic distribution: Africa, Americas, Asia, Europe and Oceania; and the quantitative indicators used with their main characteristics. The indicators distributions were grouped according to its characteristics, being: natural, social, economic and physical-chemical. The European continent presented a greater amount of bibliography about environmental indicators in coastal areas (32,6%). The beach was the most frequently used environment for the use of indicators (42.7%). There is a consensus in the literature on the need for a common matrix of indicators for the consolidation of studies in the coastal areas of the world.

Keywords: beach, environmental quality, socioeconomic indicators, estuary, environmental monitoring

1. Introdução

No decorrer dos últimos anos tem se observado uma crescente preocupação com questões ambientais (PAOLI et al., 2015) e a busca por ações de mitigação dos efeitos causados pela globalização (PILOUK; KOOTTATEP, 2017). Uma das formas suscitadas como solução para atenuação dos problemas ambientais é a utilização de indicadores ambientais - “ Indicadores de desenvolvimento sustentável precisam ser desenvolvidos para fornecer bases sólidas para a tomada de decisões em todos os níveis e contribuir para uma sustentabilidade auto reguladora de sistemas integrados de meio ambiente e desenvolvimento ” (UNCED, 1992).

O termo indicador é definido como um parâmetro ou valor que está vinculado a informação ou descrição de uma área, fenômenos e afins, tendo função direta na síntese de informações vinculada ao objeto observado (OECD, 1993). São associados, em sua maioria, a um agregado de variáveis quantitativas ou qualitativas que possam medir ou monitorar algo (BAKKES et al., 1994) de uma forma clara e que permita uma rápida compreensão (HAMMOND et al., 1995). Com essas características, os indicadores se conceituam como variáveis de caráter nominal, ordinal ou cardinal, as quais retratam informações sobre as condições de um determinado sistema (RAMOS; CAEIRO; MELO, 2004).

Até o início dos anos 80, as problemáticas ambientais não eram vistas como relevantes pela sociedade, porém, com a publicação (em 1987) do relatório Brundtland (documento elaborado pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, da ONU abordando o desenvolvimento sustentável), a temática ganhou um novo rumo através do desenvolvimento de pesquisas vinculadas a indicadores para a sustentabilidade (MARTINEZ, 2007). Com um novo olhar ao meio ambiente, conceitos sobre indicadores ambientais começaram a ser moldados no Canadá e Holanda no ano de 1987. Dois anos mais tarde, por influência dos canadenses, a organização que congregava os países mais ricos e influentes do mundo, conhecidos como “Cúpula Econômica do Grupo dos Sete”, solicitou o desenvolvimento de indicadores ambientais para um melhor sistema de gestão a Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (BAKKES et al., 1994; INE, 2000).

Com o passar dos anos, os indicadores ambientais começaram a tomar forma através de pesquisas realizadas por especialistas juntamente com a busca na literatura. Assim, no ano de 1991 a OECD publicou uma pesquisa e matriz preliminar de indicadores, tornando-se visível a preocupação e atenção direcionada a área ambiental (OECD, 1993; BAKKES et al., 1994; INE, 2000).

Um grande marco para a questão ambiental foi a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro – Brasil no ano de 1992 (ECO-92). Este evento foi marcado pela massiva produção de documentos relacionados com a preservação e conservação dos ecossistemas e biodiversidade. Um dos temas abordados foi o uso de indicadores ambientais como um instrumento governamental a fim de alicerçar o desenvolvimento sustentável (UNCED, 1992).

Os indicadores ambientais, quando bem elaborados e aplicados, refletem a pressão em que o sistema ou atividade econômica está impondo sob a natureza. Mesmo considerando a dinâmica ambiental, certas variáveis podem ser mensuradas através dessa ferramenta, de forma a responder questionamentos específicos do local (HAI-YING et al., 2012). Atualmente as matrizes de indicadores vêm ganhando cada vez mais espaço para subsidiar a gestão ambiental (CIFRIAN et al., 2010). Um dos modelos mais aceitos a nível internacional para os indicadores ambientais é o Pressure-State-Response (PSR), o qual foi desenvolvido pela Organisation For Economic Cooperation and Development – OECD (1993). Nele pode ser avaliada a pressão exercida por atividades antrópicas sobre o meio ambiente, a qual interfere na quantidade e qualidade dos

recursos fornecidos comprometendo seu estado. Diante das mudanças ocorridas, a sociedade fornecerá políticas econômicas, setoriais e ambientais como resposta.

Ao longo do tempo, a European Environmental Agency (EEA) e United Nations Environmental Programme (UNEP) incorporaram ao modelo citado, indicadores de Driving forces e Impact, tornando o modelo Driving forces-Pressure-State-Impact-Responses (DPSIR), deixando o estudo mais completo e satisfatório. No DPSIR são explícitos os componentes e causas da problemática, pressões e impactos, o que, e como pode ser mitigado. O modelo é voltado ao meio ambiente, sendo aplicado através de indicadores ambientais (HAI-YING et al., 2012). Assim, ele supre uma análise do problema existente.

Além dos modelos supracitados, podemos destacar o Driving Force-Pressure-State-Exposure-Effect-Action (DPSEEA), desenvolvido pela World Health Organization (WHO) (HAMBLING; WEINSTEIN; SLANEY, 2011), Multiple Exposures Multiple Effects (MEME) (WHO, 1999) e a Integrated Environmental Health Impact Assessment (IEHIA) (LEBRET, 2015). De acordo com os modelos citados, podemos elencar os seguintes indicadores ambientais: indicadores de pressão ambiental, indicadores de estado e indicadores de resposta (OECD, 2003; HAI-YING et al., 2012).

Os Indicadores de Pressão ambiental têm como função descrever atividades antrópicas e pressões, a qualidade e quantidade dos recursos naturais disponíveis. Analisam atividades voltadas a energia, uso intensivo da agricultura, indústria, despejo de resíduos, urbanização (OECD, 2003). Os Indicadores de Estado descrevem a situação ambiental quanto a quantidade e qualidade dos recursos no decorrer do tempo. Analisam condições atmosféricas, qualidade da água, solo, biodiversidade, vida selvagem, recursos naturais, dentre outros (OECD, 1993; 2003). Os Indicadores de Resposta estão relacionados à mitigação das ações causadas pelo homem, reversão de danos, preservação e conservação do ambiente e respectivos recursos. Analisam atividades de reciclagem, taxas para quem poluir a água, atividades de controle de ação, reuniões de conselho ambiental (OECD, 2003; WHO, 1993).

A utilização dos indicadores ocorre de forma voluntária pelos países, conforme acordo formado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (OECD, 1999). No entanto, muitos governantes e responsáveis pela instituição de programas de políticas públicas ainda evitam aderir a metodologia, em virtude do desconhecimento sobre a facilidade, homogeneização de dados e vantagens de utilização, ou ainda por falta de uma equipe multidisciplinar apta para realizar a elaboração da matriz de indicadores (BROWN; THERIVEL, 2000; MARSHALL; BANKS; COOKO, 2014; PILOUK; KOOTTATEP, 2017).

Desde a sua criação nos anos 90, os indicadores apresentam como maiores adeptos na União Europeia, países como Portugal, Inglaterra e Espanha, os quais têm procurado intensificar e aprimorar seu uso (WHO, 1999; OECD, 2003). Uma das potencialidades quanto ao uso da metodologia é evidenciar a conexão existente entre a ação antrópica e o meio ambiente. Com o observado, pode-se analisar as causas dos problemas ambientais existentes, porém, com a utilização dos indicadores ambientais, com uma única metodologia consegue-se observar influências de cunho econômico, social e institucional em um único modelo (BROWN; THERIVEL, 2000; OECD, 2003; MARTINEZ, 2007; MAES et al., 2011). Porém, essa metodologia apresenta fragilidades, como limitações entre países frente sua situação de industrialização, pois, o modelo de indicadores baseia-se em países mais desenvolvidos (MARTINEZ, 2007; JACKSON et al., 2012).

Nas últimas décadas, os programas relacionados ao monitoramento ambiental têm crescido em número e importância (MCDONALD, 2003) e com eles a aplicação dos indicadores ambientais. Porém, ao fazer uma associação entre os indicadores e o desenvolvimento sustentável, é necessário cautela. Pois, nem toda problemática ambiental é vinculada ao desenvolvimento sustentável, por isso faz-se necessário a intensificação de estudos antes de sua aplicação, observando a interação das matrizes, possíveis riscos ambientais e o desenvolvimento sustentável (SPANGENBERG; BONNIOT, 1998; TOIMIL et al. 2018).

Os indicadores verificam os aspectos ambientais, levando também em consideração os aspectos socioeconômicos. Seus níveis de influência serão dados através de um índice (MARTINEZ, 2007). O índice é considerado o valor de um somatório final dos indicadores e as respectivas variáveis que os compõem (KHANNA, 2000). Os valores obtidos através dos índices, recorrem as ferramentas de avaliação, classificação e comparação de gestões quanto ao tempo e espaço, sendo eles capazes de mapear e monitorar a qualidade ambiental em determinada escala temporal proposta (ARAÚJO; COSTA, 2008) desde que seja alicerçada em informações confiáveis e que possam ser comparadas, trazendo informações generalistas ou aprofundadas do ambiente em estudo (CHANG; LU; LIN, 2005).

Em geral, os indicadores ambientais favorecem as políticas públicas fornecendo um subsídio para gestão e melhorias do ambiente, através de informações distintas e embasadas cientificamente de fácil utilização em monitoramentos (INE, 2000). Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo analisar os estudos que abordam a temática indicadores ambientais, a fim de sistematizar as informações para uma melhor compreensão quanto a escolha dos indicadores a serem utilizados.

2. Métodos

Com o intuito de analisar os estudos que abordassem a temática indicadores ambientais, realizou-se uma revisão sistemática na busca bibliográfica de artigos completos nas bases SciELO, SCOPUS, Web Of Science e banco de dados CAPES de 1993 a 2017. Utilizou-se uma combinação dos termos “*indicator, environmental indicators, use of environmental indicators, indicators and environmental quality, socioeconomic and environmental indicators, beaches and estuarine indicators, environmental monitoring*”.

Além da busca nos periódicos, as referências bibliográficas de artigos chave foram observadas, a fim de verificar o maior quantitativo de trabalho possível. O processo de triagem dos trabalhos foi realizado através da construção de uma tabela com informações referentes a autor e ano, localização da área de estudo, periódico de publicação, objetivo do estudo, quantitativo de indicadores utilizados, resultados e suas respectivas limitações.

Excluiu-se da pesquisa, artigos vinculados a espécies indicadoras onde não houvesse nenhuma utilização de parâmetros e indicadores ambientais para verificação da qualidade ambiental.

3. Resultados e Discussão

Foram listados 89 artigos abrangendo o período de 1997 até 2018 (Tabela 1). As pesquisas sem enquadramento, equivaleram a dois terços do montante, sendo elas referentes a utilização de espécies animais ou vegetais indicadores da qualidade ambiental, vinculada ao solo, água ou ecossistema em geral.

Os artigos analisados utilizaram indicadores distribuídos nas seguintes categorias: naturais (ambientais), sociais, econômicos e físico-químicos. Kairis et al. (2014) foram os que mais fizeram uso de indicadores ambientais, totalizando 316. Foram percorridas 17 regiões costeiras e desérticas do mundo, dentre eles: Novij Saratov – Rússia; Santiago – Cabo Verde; Secano Interior – Chile, utilizando parâmetros biofísicos e socioeconômicos para verificar o estado de desertificação ao redor do mundo, juntamente com suas implicações.

Dentre os 316 indicadores utilizados por Kairis et al. (2014) 14 que sobressaíram aos demais devido a sua eficácia relacionada a proteção da terra ou nas causas de degradação do solo e desertificação. Foram eles: *armazenamento de água de escoamento, terraplanagem, conservação da água do solo, taxa de área desmatada, exploração de água subterrânea, consumo/demanda de água e implementação de políticas públicas*. Com a utilização dos indicadores, os autores puderam mensurar o grau de impacto e degradação de forma eficiente e

econômica, criando uma ferramenta para elaboração de políticas para contribuições para preservação de regiões costeiras. Ainda foram destacados alguns cuidados que devem ser tomados quanto a particularidade de cada região.

Tabela 1 – Principais ambientes costeiros estudados com uso de indicadores ambientais no período de 1997 à 2018.

AUTOR	AMBIENTE	ANO	LOCALIZAÇÃO	N INDICADORES
Baban	Estuários	1997	Estuário do Breydon - UK	6
Bower e Turner	Zona Costeira	1998	Rio Colorado- Golfo da Califórnia EUA	11
Ward	Zona Costeira	2000	Austrália	61
Mendonza e Prabhu	Zona Costeira	2003	Zimbabue	51
Pereira et al	Praia	2003	Olinda, Brasil	45
Micallef e Willams	Praia	2004	Ilhas Malta	31
Zalidis et al	Zona Costeira	2004	Mygdonia - Grecia	28
Chang et al	Zona Costeira	2005	Toucheng - Taiwan	12
Clayton e Edwards	Lagos	2006	Nova Zelândia	5
LeMarie et al	Estuários	2006	Estuário do Incomati - Moçambique	5
Murtaugh e Pooler	Lagos	2006	Nordeste dos EUA	71
Aguado- Gimenez et al	Zona Costeira	2007	San Pedro del Pinatar, Murcia - Espanha	5
Donelly et al	Zona Costeira	2007	Ireland, Scotland, England, Wales, Northern Ireland, Italy, Denmark and France.	9
Ferreira et al	Zona	2007	Rio Formosa , Algarve - Portugal	27

	Costeira			
Macauley et al	Estuários	2007	Vera Cruz, México	12
Mathews e Richter	Zona Costeira	2007	Green River - Washington (EUA)	5
Araujo e Costa	Praia	2008	Boa Viagem, Porto de Galinhas e Itamaracá - Brasil	60
Cervantes e Espejel	Praia	2008	Rosarito, Ensenada e Mazatlan (México) - Oceanside (EUA) - Copacabana (Brasil)	74
Rodrigues e Castro	Zona Costeira	2008	Ouro Preto, MG - Brasil	13
Melo et al	Zona Costeira	2009	Rio das Mortes e Araguaia - MT - Brasil	12
Vella et al	Zona Costeira	2009	Ruddum Majjise - Malta	32
Ariza et al	Praia	2010	Costa Brava - Mediterrâneo	
Cifrian et al	Zona Costeira	2010	Cantabria - Espanha	22
Edgar et al	Zona Costeira	2010	D'Entrecasteaux Channel, huon, Macquarie Harbour, Tasman Peninsula e Tamar - Tasmania	12
Fetscher et al	Estuários	2010	Califórnia	7
Shibata et al	Praia	2010	Miami - Flórida (EUA)	9
Maes et al	Zona Costeira	2011	Flanders- Belgica	157
Shen et al	Zona Costeira	2011	Melbourne, Hong Kong, Iskandar, Barcelona, Cidade do México, Taipei, Singapura, Chandigarh, Pune	37
Simón-Rojo	Zona Costeira	2011	Países da EUROPA	13
Bélangier et al	Zona Costeira	2012	Quebec, Canadá	13
Castro et al	Praias	2012	Levantamento na América Latina	28
Ferrara et al	Zona Costeira	2012	Região do Mediterraneo	67

Frashure et al	Estuários	2012	Neponset River Estuary - EUA	61
Hak et al	Zona Costeira	2012	República Checa	34
Jackson et al	Zona Costeira	2012	Ghats (India), Sumatra (Indonésia), Pará (Brasil), Minas Gerais (Brasil), Chiapas (México), Koubri (Burkina Faso), California (EUA), Hoeksche Waard (Países Baixos)	40
Kielenniva et al	Zona Costeira	2012	Helsinki e Pirkanmaa - Finlândia	28
Louwagie et al	Zona Costeira	2012	Sligo - Irlanda	20
Palomino de Dios et al	Praia	2012	Sitges - Espanha	7
Pitanga et al	Praia	2012	Ilha de Itamaracá , PE - Brasil	13
Korpinen et al	Zona Costeira	2013	Golfo do Riga, Bothnian Bay, Quark, Bothnian Sea, Western Gotland Basin, Eastern, Baltic Proper, Gulf of Gdansk, Bornholm and Arkona Basins - MEDITERRANEO	13
McLachlan et al	Praia	2013	Austrália, Uruguai e Chile	6
Perez et al	Zona Costeira	2013	Ciénaga de Zapata - Cuba	39
Santana-Medina et al	Zona Costeira	2013	Nevado de Toluca National Park - México	64
Silva et al	Praia	2013	São Luís - MA - Brasil	26
Toller et al	Zona Costeira	2013	Suécia	6
Afunso et al	Zona Costeira	2014	Pinar del Río, Artemisa, Mayabeque and Matanzas - Cuba	26
Amyot e Grant	Praia	2014	Halifax Regional Municipality - Nova Scotia - Canadá	26
Benson et al	Zona Costeira	2014	Inglaterra	11
Botero et al	Praia	2014	Caribe Colombiano - Riohacha, El Rodadero e Bahia Concha, Puerto Velero, Caño Dulce and Salgar, Boca Grande	66

Hessel et al	Zona Costeira	2014	Bostwana, China, Russia, Portugal, Espanha, Senegal, Marrocos, Tunísa, Itália, Turquia e Bulgária	12
Kairis et al	Zona Costeira	2014	Basilicata (Itália), Maggana e Creta (Grécia), Mação e Gois (Portugal), Guadalentin (Espanha), Konya karapinar, Eskisehir (Turquia), Novij Saratov, Djanybek (Rússia), Zeuss Koutine (Tunísia), Boteti (Botswana), Santiago (Cabo Verde), Mamora Sehoul (Marrocos), Loess Plateau (China), Secano Interior (Chile) e Cointzio (México)	316
Marshal et al	Praia	2014	Martin, PalmBeach, Broward, and northern Miami-Dade - EUA	9
Mulale et al	Zona Costeira	2014	Boteti - Bostwana	21
Salvati et al	Zona Costeira	2014	Espanha, Grécia, Tunísia, Turquia e Marrocos	47
Thivierge at al	Zona Costeira	2014	Quebec, Canadá	16
Werner et al	Zona Costeira	2014	Rio Mississipi , Nordeste do Golfo do México	27
Bolcarova e Kolosta	Zona Costeira	2015	Europa e América Latina	12
Botero et al	Praia	2015	La Guajira (Riohacha and Mayapo), Magdalena (Playa Blanca and Rodadero), Atlantico (Puerto Velero and Dulce) and Bolivar (Bocagrande and Punta Arena) - COLOMBIA	31
Cifrian et al	Zona Costeira	2015	Cantabria - Espanha	27
Gahi et al	Zona Costeira	2015	Burkina Faso	50
Hattam et al	Praia	2015	Dogger Bank - Mar do Norte	42
Issa et al	Zona Costeira	2015	São Paulo - Brasil	261
Machado et al	Zona Costeira	2015	Rio Pardo - MG - Brasil	10
Pokharel et al	Zona Costeira	2015	Tanahun, Chitwan e Bara Districts - Nepal	26

Shah et al	Zona Costeira	2015	Makalu-Barun, Indrawati, Shivapuri, Gosaikunda, and Langtang valley in the Central Himalaya - NEPAL	33
Weinzierl et al	Zona Costeira	2015	Rio Okavango - África	18
Zielinski e Botero	Praia	2015	Caribe	62
Chung-Ling and Yi-Ping	Praia	2016	Nanwan - Taiwan	15
Elgadi et al	Zona Costeira	2016	Tripoli - Líbia	21
Lee e Hsieh	Zona Costeira	2016	Cigu - Southwest Coast National Scenic Area, Taiwan	141
Mumtas	Estuário	2016	Lower Pak Phanang River Basin, Thailand	22
Afunso et al	Praia	2017	Cuba	26
Bell et al	Praia	2017	Nova Zelândia	22
Budzinski et al	Zona Costeira	2017	Alemanha	33
Costa e Zalmon	Praia	2017	Praia Grande - RJ	7
Flint et al	Estuário	2017	Queensland - Austrália	100
González and Holtmann-Ahumada	Praia	2017	Coquimbo, Guanaqueiros e Tonga - Chile	13
Guimaraes et al	Zona Costeira	2017	Pernambuco - Brasil	44
Herzog et al	Zona Costeira	2017	Austria, França, Bulgária, Suíça, Holanda, Espanha, Noruega, País de Gales, Alemanha, Hungria e Itália	18
Kacar e Omuzbuken	Praia	2017	Izmir Bay - Turquia	5
Mahmood et al	Zona Costeira	2017	Khartoum State - Sudão	8

Mehryar et al	Zona Costeira	2017	Rafsanjan - Irã	4
Nemati et al.	Praia	2017	Caspian Sea - Irã	15
Pilouk et al	Zona Costeira	2017	Rayong Province - Tailândia	43
Pires et al	Zona Costeira	2017	Europa e América Latina	170
Semeoshenkova et al	Praia	2017	Ravenna - Itália	14
Windle et al	Zona Costeira	2017	Queensland - Austrália	3
Zafra-Calvo et al	Praia	2017	APA - Espanha e Dinamarca	10
Peña-Alonso et.	Praia	2018	Ilhas Canárias - Espanha	69

Maes et al. (2011) também utilizaram inicialmente muitos indicadores para auxiliar no manejo de florestas, foram 157 com potencial para realização do monitoramento ambiental. Porém, com o auxílio de especialistas sobre gestão e vegetação os pesquisadores elencaram dez critérios para escolha dos indicadores que apresentassem realmente uma contribuição, reduzindo ao fim a 29 indicadores. Os critérios podem servir de base para elaboração de uma matriz de indicadores referentes a qualquer ambiente, seja ele costeiro, florestal, desertos, dentre outros. Foram destacados dentre os critérios indagativos: *O indicador é adequado para avaliar aspectos ambientais? É adequado para quantificar o critério específico? O indicador cientificamente é fundado e aceito? O indicador pode ser facilmente aplicado por não cientistas? O indicador é aplicável no nível de escala proposto?* A partir das indagações supracitadas, os autores trouxeram indicadores que priorizassem o monitoramento da biodiversidade, pois, a mesma estaria atrelada a qualidade ambiental. Foram verificados indicadores quanto a diversidade de líquens, produção de biomassa, monitoramento do pH e propriedades da água, intensidade de interferência humana para controle de pragas.

Com 141 indicadores, Lee e Hsieh (2016) tentaram abranger ao máximo os itens que viessem a contribuir com o melhoramento e desenvolvimento de uma gestão vinculada ao impacto do turismo na região costeira de Taiwan, a fim de obter um turismo sustentável que minimize os efeitos nocivos gerados pelas visitas. Foram listados indicadores ambientais como: *perda de recursos renováveis, nível de biodiversidade e perda de recursos não renováveis*; indicadores socioeconômicos: *turismo sustentável, impacto ambiental dos moradores, suporte ao turismo*; e de Governança: *conservação ecológica, participação política e política de planejamento local*.

Os indicadores citados por Lee e Hsieh (2016) foram propostos pela pesquisa de Choi e Sirakaya (2006), os quais obtiveram uma matriz para medir o desenvolvimento do turismo. Porém, os autores ressaltaram que para ocorrer uma real eficiência, os indicadores devem ser utilizados primeiramente em comunidades mais remotas, ou rurais. Dessa forma, consegue-se observar e mensurar os impactos e influências do turismo na região costeira. Choi e Sirakaya (2006) também destacam a importância do envolvimento da comunidade local para construção dos indicadores, pois, a comunidade residente tem papel fundamental na manutenção da qualidade ambiental.

Em contrapartida, com um menor quantitativo, Marshall; Banks; Cook (2014) expuseram 9 indicadores, com os quais conseguiram obter bons índices para o estabelecimento comparativo entre as praias do sudeste da Florida e Estados Unidos. Dentre eles, 3 estavam presentes em Lee e Hsieh (2016): *questões de saúde humana, nível de uso recreativo passivo e ativo, e empregos relacionados à praia*. Mesmo em continentes distintos, os indicadores com objetivos semelhantes, podem ser utilizados em várias regiões.

Independente da quantidade de indicadores avaliados, o que deve ser priorizado é o objetivo do monitoramento. Os indicadores devem ser claros e pontuais, com capacidade para retratar os fatores que interferem na perda da qualidade ambiental; devem também representar o mais próximo da realidade na qual o ambiente se encontra.

3.2 Distribuição geográfica dos artigos e a utilização dos indicadores

Foram encontrados trabalhos registrados em todos os continentes (Figura 1) desde a década de 90 até os dias atuais. Na África, desenvolveram-se trabalhos com o monitoramento e estratégias de gerenciamento de recursos naturais disponíveis a população (KAIRIS et al., 2014; MULALE et al., 2014; GAHI; DONGO; BADOLO, 2015).

Gahi; Dongo; Badolo (2015) padronizaram uma matriz de indicadores para comparação dos rios de Nakanbé, Bagré e Mogtédo em Burkina Faso, quanto a distribuição e disponibilidade de água. As informações abordaram *conflitos relacionados (coleta, processamento e disseminação de informações), irrigação de fazendas na estação seca, falta de alerta robusto quanto à disponibilidade de água*. Essa estratégia facilitou a verificação e acompanhamento do uso racional do recurso natural em questão, das empresas locais que gerenciam o fornecimento da água como a AgWater. Seu modelo de indicadores tem potencial

para utilização em outros países que visem monitorar a disponibilidade de água juntamente com sua resiliência frente a alterações climáticas, principalmente de grandes secas.

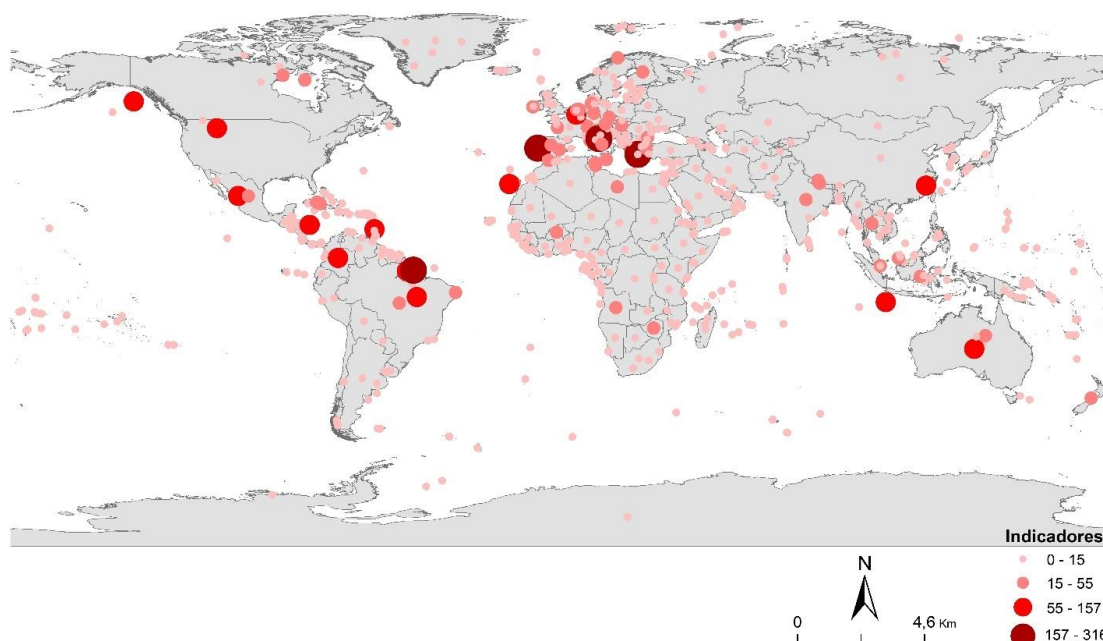


Figura 1 – Distribuição dos trabalhos de acordo com o número de indicadores ambientais utilizados no período de 1997 a 2018.

Nas Américas (AM), os artigos em geral são vinculados principalmente a praias ou áreas naturais que sofrem influência do turismo ou demais ações antrópicas: AM Norte – Macauley; Harwell; Alafita (2007), Frashure; Bowen; Chen (2012), Marshall; Bankes; Cook (2014) e Werner et al. (2014); AM Central - Pérez et al. (2013) e Santana-Medina et al. (2013); AM Sul - Araújo e Costa (2008), Botero et al. (2015); Machado et al. (2015).

A junção dos indicadores ambientais com os socioeconômicos proporciona aos pesquisadores uma visão mais holística sobre a qualidade ambiental e o bem-estar dos visitantes, no caso de análise dos impactos do turismo em zonas costeiras. Santana-Medina et al. (2014) utilizou indicadores específicos que envolveram a comunidade circunvizinha a área do Parque Nevado de Toluca - México, através do levantamento de dados de *porcentagem de população assegurada, casas com eletricidade e banheiro, ovelhas na comunidade, voluntários participando das diferentes atividades*. Com isso, eles obtiveram um maior engajamento de líderes comunitários e autoridades locais para o desenvolvimento do plano de gerenciamento do parque, com o intuito de proteger os recursos naturais e melhorar a qualidade de vida da população ali presente.

Araújo e Costa (2008) desenvolveram indicadores para avaliação da qualidade ambiental de praias recreativas no Brasil, destacando a utilização de indicadores consolidados na literatura para a temática como: *indicadores bacteriológicos, descarga de esgoto e detritos marinhos, acesso à praia pavimentada, salva-vidas, banheiros, certificação ambiental, boas condições resultantes do uso humano*. A pesquisa indicou 11 novos parâmetros que auxiliam no monitoramento: *tipologia balnear, zonas balneares protegidas por arrecifes, quebra-mares, correntes ripativas, declividade das zonas balneares, praia produtiva e material balnear, sanitários e duchas de boa qualidade, lanchonetes ou restaurantes, hotéis, lixeiras ou receptáculos de reciclagem e estacionamento adequado*. Resultando em uma compreensão do funcionamento e saúde do ecossistema, bem como do comportamento humano frente ao ambiente.

No continente asiático, Nemati et al. (2017) ao estudar o mar Cáspio no Irã verificou a influência dos impactos antrópicos frente o atual status ambiental da região. Para que o estudo

acontecesse, os autores fizeram uso de 15 indicadores, sendo eles 8 físico-químicos, 4 bacteriológicos, 2 planctônicos e 1 bentônico. Os indicadores obedeciam a uma matriz de comparação a qual poderiam chegar à conclusão de que através do resultado de um indicador saberiam que a região estava sendo impactada. Após sua aplicação puderam observar que os resultados de baixa qualidade ambiental estavam inteiramente ligados ao crescente uso da área para fins de recreação, ou seja, utilização da área pela população com destinação de lazer. Com a investigação os autores puderam elaborar medidas de suporte de gestão para que a mesma trabalhasse na restauração do ecossistema.

No continente Europeu, a utilização de ferramentas com o objetivo de melhorar o planejamento e qualidade do ambiente costeiro, vinculadas ao desenvolvimento sustentável foram utilizadas por Ferreira et al. (2007) em Ria Formosa, Portugal. Salientando que, para um eficaz monitoramento da qualidade ambiental e aspectos ecológicos, eles precisam seguir o modelo DPSIR, onde é verificado as medidas que devem ser tomadas pela gerencia local. Por se tratar de um ambiente costeiro, os indicadores físico-químicos referentes a *condições termais, oxigênio dissolvido, salinidade e nutrientes*, devem ser mensurados mensalmente, como tratado em Araújo e Costa (2008), Shibata et al. (2010), Frashure; Bowen; Chen (2012), Bell et al. (2017).

Em Rdum Majjiesa (uma área marinha protegida de Malta), Vella; Bowen; Frankic (2009) observaram que a utilização do DPSIR, contribui diretamente para o gerenciamento de bens naturais e que o uso de indicadores ambientais é fundamental para uma visão ampla e ao mesmo tempo pontual dos impactos ambientais sofridos pela ação da visitação/turismo. A fim de englobar uma maior região possível de Malta, foram utilizados indicadores como: *população residente, densidade populacional, mudança no conflito do usuário, pontos de acesso público no litoral, volume de extração de água subterrânea*. Com eles pode-se mensurar as influências diretas e indiretas da visitação.

Na Oceania, especificamente na Nova Zelândia, Clayton e Edwards (2006) fizeram uso de plantas aquáticas submersas como indicadoras ecológicas em lagos. Mesmo utilizando espécies bioindicadoras, os autores ressaltaram a complexidade do ambiente, o qual exigia a utilização de indicadores consolidados quanto a qualidade da água (taxas de nutrientes, claridade da água, níveis de declive e indicadores bacteriológicos), associado ao monitoramento das plantas.

3.3 Limitações quanto a seleção de indicadores

Dentre a análise, pode-se observar que a escolha e utilização correta dos indicadores é fundamental para um bom diagnóstico, assim como explicitado em Santana-Medina et al. (2013). Mesmo utilizando 64 parâmetros ambientais e socioambientais, os autores concluíram que para um bom gerenciamento, e captação de informações mais concisas e pontuais, faz-se necessário a utilização de mais indicadores. Porém, seu quantitativo deve estar associado a utilização direcional, sem que haja repetições ou espaços para ambiguidade em sua execução. Essa problemática também fora exposta por Shen et al. (2011), onde se observou a necessidade do enfoque no direcionamento dos indicadores, para que não ocorresse uma indução ao erro ao aplicá-los. Kielenniva; Antikainen; Sorvari (2012), ao trabalhar com eco eficiência, destacaram que mesmo achando seus indicadores adequados para a pesquisa, foram encontradas falhas de dados dos projetos que vieram a impedir sua utilização na prática. Isso se deu devido as discrepantes características geográficas e climáticas na Finlândia, esse exemplo pode ser levado para os demais países e regiões. Onde mesmo com uma boa matriz de indicadores, deve ser observado as especificidades de cada local para que haja uma adequação para perfeita execução da metodologia.

Ao utilizar indicadores em parques da Polônia, Kubacka; Bródka; Macias (2016) levantaram indagações quanto a uma problemática de sua utilização e a dependências de tamanho e particularidades locais que fizeram com que os indicadores não funcionassem como esperado. Por mais que se esteja em um mesmo país, ocorrerá diferentes políticas relacionadas a proteção ambiental, o que influencia diretamente no estado de conservação e qualidade de um ambiente. Sendo assim, as limitações encontradas por eles, estavam ligadas a questões de

proteção da biodiversidade e desenvolvimento de recursos paisagísticos, devido a particularidade das políticas territoriais.

Essa discussão precisa ser levada em consideração, pois, a importância e tratamentos dados aos bens naturais variam de região para região. Por mais que um indicador apresente eficácias em vários países, por exemplo, em algum, devido a restrições políticas ou culturais o mesmo não será eficiente, precisando assim de uma modificação.

3.4 Perspectivas futuras para o aprimoramento no uso dos indicadores ambientais para gestão de ambientes costeiros

Com o avanço acelerado da globalização, os ambientes costeiros sofrem cada vez mais com as pressões exercidas pelo homem, seja ela de forma direta ou indireta. Seus efeitos são medidos através da avaliação de serviços com dimensão ecossistêmica e humana (MARSHALL; BANKES; COOK, 2014). A atração do homem pela região costeira pode ser explicada pela beleza cênica das praias e a qualidade e bem estar que estão voltados a ela (REAL; ARCE; SABUCEDO, 2000).

Entender que os ambientes costeiros apresentam subsistemas naturais e socioeconômicos interativos (ARAÚJO; COSTA, 2008), facilita o desenvolvimento e aplicação de indicadores que consigam trazer de forma objetiva o verdadeiro estado da qualidade do ambiente. Conhecendo as particularidades do ecossistema, o desenvolvimento dos indicadores se dará de forma mais direcionada, permitindo uma aplicabilidade mais eficaz.

Utilizar uma matriz de indicadores que consiga abranger os subsistemas, é de suma importância para conservação dos ambientes costeiros, subsidiando gestores na formulação de estratégias que garantam a utilização equilibrada, sustentável (MCLACHLAN et al., 2013). Integrar dados físico-químicos, biológicos e socioeconômicos tornam o estudo mais confiável e preciso frente a complexidade dos ecossistemas costeiros (SILVA et al., 2013). Todos os dados precisam seguir metodologias replicáveis ao tratar os dados da maneira correta, uma maior confiabilidade será obtida.

Tornar disponível os indicadores utilizados nas regiões costeiras é fundamental para o aprimoramento da metodologia (MARSHALL; BANKES; COOK, 2014). A divulgação dos dados, facilitará a verificação de quais indicadores são mais indicados a ambientes de diferentes locais e quais limitações e modificações serão necessárias para realização do estudo, por exemplo. Assim, pesquisas futuras poderão fazer uso dos indicadores em diferentes países, observando suas limitações e necessidades de adaptação.

A grande maioria dos trabalhos desenvolvidos com indicadores nas regiões costeiras são voltados a qualidade de praias, porém, é interessante ressaltar que ambientes estuarinos, como os manguezais nas regiões tropicais, fazem parte da região e apresentam poucos estudos de indicadores sobre o mesmo. É necessário o incentivo para o desenvolvimento de pesquisas nesses locais, usando como base os indicadores com maior frequência de uso e que abrangem as características de cunho físico-químico, biológico e socioeconômico (Tabela 2).

Tabela 2 - Principais grupos de indicadores utilizados para medir a qualidade ambiental de áreas costeiras.

Físico-químico	Biológico	Socioeconômico
Correntes	Condições ecossistêmicas	Distância de transporte público
Nutrientes dissolvidos	Diversidade bentônica	Acesso a pontos públicos
Oxigênio dissolvido	Qualidade visual	Banheiros
pH	Indicadores bacteriológicos	Fontes de informação
Salinidade	Detritos flutuantes	Investimento público em infraestrutura
Temperatura	Odores desagradáveis	Recreação
Turbidez	Evidência de esgoto	Desenvolvimento urbano na localidade

4. Conclusão

Ao realizar a análise bibliográfica verifica-se que a utilização dos indicadores ambientais está ganhando cada vez mais espaço desde a sua elaboração nos anos 90, devido ao baixo custo e praticidade na sua execução. Porém, é necessário um estudo constante e profissionais qualificados para que se possa pontuar as falhas e indicativos de melhoria para que essa metodologia se difunda ainda mais pelo mundo.

O quantitativo dos indicadores varia de acordo com o ambiente e foco do estudo, sendo assim, não podemos estabelecer uma quantidade ideal a ser utilizada. Isso irá depender do foco da pesquisa e de sua amplitude territorial, o que torna sua prática desafiadora. Porém, conseguimos observar um padrão quanto aos ecossistemas, indicadores físico-químicos por exemplo, se repetem nos trabalhos, tornando sua utilização imprescindível para um monitoramento de qualidade ambiental eficaz.

Por apresentar um baixo custo de aplicação, os indicadores podem ser utilizados em diferentes regiões, seja ela um país desenvolvido ou não. Esse ponto facilita diretamente na formação de documentos técnicos que corroboram para um desenvolvimento de gestão adequada para cada local, visando suas necessidades específicas. Espera-se que a metodologia continue em crescimento para que matrizes de indicadores sejam estabelecidas e aplicadas por todo o mundo.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

6. Referências

ARAÚJO, M.C.B; COSTA, M.F. Environmental Quality Indicators for Recreational Beaches Classification. **Journal of Coastal Research** 24, 1439–1449, 2008.

BAKKES, J.A; VAN DEN BORN, G.J; HELDER, J.C; PARKER, J.D.E. An overview of environmental indicators: state of the art and perspectives. **Environment assessment technical reports**, 1994.

BELL, J.J; BIGGERSTAFF, A; BATES, T; BENNETT, H; MARLOW, J; MCGRATH, E; SHAFFER, M. Sponge monitoring: Moving beyond diversity and abundance measures. **Ecological Indicators** 78, 470–488, 2017.

BOTERO, C; PEREIRA, C; TOSIC, M; MANJARREZ, G. 2015. Ocean & Coastal Management Design of an index for monitoring the environmental quality of tourist beaches from a holistic approach. **Ocean and Coastal Management** 108, 65–73, 2015.

BROWN, A.L; THERIVEL, R. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. **Impact Assessment and Project Appraisal** 18, 183–189, 2000.

CHANG, I.C; LU, L.T; LIN, S. Case Studies Using a Set of Strategic Indicator Systems as a Decision-making Support Implement for Establishing a Recycling-oriented Society A Taiwanese Case Study. **Environmental Science & Pollution Research** 12, 96–108, 2005.

CHOI, H.C; SIRAKAYA, E. Sustainability indicators for managing community tourism. **Tourism Management** 27, 1274–1289, 2006.

CIFRIAN, E; COZ, A; VIGURI, J; ANDRÉS, A. Indicators for Valorisation of Municipal Solid Waste and Special Waste. **Wast Biomass Valor** 1, 479–486, 2010.

CLAYTON, J; EDWARDS, T. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes. **Hydrobiologia** 570, 147–151, 2006.

FERREIRA, J.G; VALE, C; SOARES, C.V; SALAS, F. Monitoring of coastal and transitional waters under the E.U. **Water Framework Directive** 195–216, 2007.

FRASHURE, K.M; BOWEN, R.E; CHEN, R.F; An integrative management protocol for connecting human priorities with ecosystem health in the Neponset River Estuary. **Ocean and Coastal Management** 69, 255–264, 2012.

GAHI, N.Z; DONGO, K; BADOLO, M. Using a New Approach to Design Innovative Tools for Monitoring and Evaluating Water Policy of Burkina Faso in Response to Climate Risks. **Climate** 3, 1057–1078, 2015.

HAI-YING, L; BARTONOVA, A; PASCAL, M; SMOLDERS, R; SKJETNE, E; DUSINSKA, M. Approaches to integrated monitoring for environmental health impact assessment. **Environmental Health** 11, 1–13, 2012.

HAMBLING, T; WEINSTEIN, P; SLANEY, D. A review of frameworks for developing environmental health indicators for climate change and health. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 8, 1–22, 2011.

HAMMOND, A; ADRIAANSE, A; RODENBURG, E; BRYANT, D; WOODWARD, R. Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development, **World Resources Institute**, 1995.

INE – Instituto Nacional de Ecología. **Sistema de Indicadores Ambientales y Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes: Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000**. Toplopac – México, 2000.

JACKSON, L.E; PULLEMAN, M.M; BRUSSAARD, L; BAWA, K.S; BROWN, G.G; CARDOSO, I.M; HOLLANDER, A.D; LAVELLE, P; OUE, E; SETTY, S; SMUKLER, S.M; TSCHARNTKE, T; NOORDWIJK, M.V. Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. **Global Environmental Change** 22, 623–639, 2012.

KAIRIS, O; KOSMAS, C; RITSEMA, C; SALVATI, L; ACIKALIN, S; ALCALA, M; FASSOULI, V; FEI, W; FENG, J; FERNANDEZ, F; FERREIRA, A; GOKCEOGLU, C; GONZALEZ, D; GUNGOR, H; HESSEL, R; JUYING, J; KHATTELI, H; KHITROV, N; KOUNALAKI, A; LAOUINA, A; LOLLINO, P; LOPES, M; MAGOLE, L; MEDINA, L; MENDOZA, M; MORAIS, P; MULALE, K; OCAKOGLU, F; OUESSAR, M; OVALLE, C; PEREZ, C; PERKINS, J; PLIAKAS, F; POLEMIO, M; POZO, A; PRAT, C; QINKE, Y; RAMOS, A; RAMOS, J; RIQUELME, J; ROMANENKOV, V; RUI, L; SANTALOIA, F; SEBEGO, R; SGHAIER, M; SILVA, N; SIZEMSKAYA, M; SOARES, J; SONMEZ, H; TAAMALLAH, H; TEZCAN, L; TORRI, D; UNGARO, F; VALENTE, S; VENTE, J; ZAGAL, E; ZEILIGUER, A; ZHONGING, W; ZIOGAS, A. Evaluation and Selection of Indicators for Land Degradation and Desertification Monitoring: Types of Degradation, Causes and Implications for Management. **Environmental Management** 54, 971–982, 2014.

KHANNA, N. Measuring environmental quality: an index of pollution. **Ecological Economics** 35, 191–202, 2000.

KIELENNIVA, N; ANTIKAINEN, R; SORVARI, J. Measuring eco-efficiency of contaminated soil management at the regional level. **Journal of Environmental Management** 109, 179–188, 2012.

KUBACKA, M; BRÓDKA, S; MACIAS, A. Selecting agri-environmental indicators for monitoring and assessment of environmental management in the example of landscape parks in Poland. **Ecological Indicators** 71, 377–387, 2016.

LEBRET, E. Integrated Environmental Health Impact Assessment for Risk Governance Purposes; Across What Do We Integrate? **International Journal of Environmental Research and Public Health** 13, 71, 2015.

LEE, T.H; HSIEH, H. 2016. Indicators of sustainable tourism: A case study from a Taiwan's wetland. **Ecological Indicators** 67, 779–787, 2016.

MACAULEY, J.M; HARWELL, L.C; ALAFITA, H.V The Ecological Condition of Veracruz, Mexico Estuaries. **Environmental Monitoring Assessment** 131, 177–185, 2007.

MACHADO, C.S; ALVES, R.I.S; FREGONESI, B.M; BEDA, C.F; SEGURA-MUÑOZ, S.I; Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. **Environmental Monitoring Assessment** 187, 1 – 14, 2015.

MAES, W.H; FONTAINE, M; RONGÉ, K; HERMY, M; MUYS, B. A quantitative indicator framework for stand level evaluation and monitoring of environmentally sustainable forest management. **Ecological Indicators** 11, 468–479, 2011.

MARSHALL, F.E; BANKS, K; COOK, G.S. Ecosystem indicators for Southeast Florida beaches. **Ecological Indicators** 44, 81–91, 2014.

MARTINEZ, R.Q. **Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe**. CEPAL-Se. Ed. Santiago de Chile, 2007.

MCDONALD, T.L. Review of Environmental Monitoring Methods: Survey Designs. **Environmental Monitoring and Assessment** 85, 277–292, 2003.

MCLACHLAN, A; DEFEO, O; JARAMILLO, E; SHORT, A.D. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. **Ocean & Coastal Management** 71, 256–268, 2013.

MULALE, K; CHANDA, R; PERKINS, J.S; MAGOLE, L; SEBEGO, R.J; ATLHOPHENG, J.R; MPHINYANE, W; REED, M.S. Formal institutions and their role in promoting sustainable land management in Boteti, Botswana. **Land Degradation & Development** 25, 80–91, 2014.

NEMATI, H; SHOKRI, M.R; RAMEZANPOUR, Z; POUR, G.H.E; MUXIKA, I; BORJA, A. Using multiple indicators to assess the environmental status in impacted and non-impacted bathing waters in the Iranian Caspian Sea. **Ecological Indicators** 82, 175-182, 2017.

OECD – The Organisation for Economic Co-operation and Development OECD core set of indicators for environmental performance reviews. Paris, 1993.

OECD – The Organisation for Economic Co-operation and Development. OECD Environmental Indicators: Development, Measurement and Use. Paris, 2003.

PAOLI, L; GRASSI, A; VANNINI, A; MASLAŇÁKOVÁ, I; BIL'OVÁ, I; BAČKOR, M; CORSINI, A; LOPPI, S. Epiphytic lichens as indicators of environmental quality around a municipal solid waste landfill (C Italy). **Waste Management** 42, 67–73, 2015.

PÉREZ, V; GUERRERO, F; GONZÁLEZ, M; PÉREZ, F; CABALLERO, R. Composite indicator for the assessment of sustainability : The case of Cuban nature-based tourism destinations. **Ecological Indicators** 29, 316–324, 2013.

PILOUK, S; KOOTTATEP, T. Environmental performance indicators as the key for eco-industrial parks in Thailand. **Journal of Cleaner Production** 156, 614–623, 2017.

RAMOS, T.B; CAEIRO, S; MELO, J.J. Environmental indicator frameworks to design and assess environmental monitoring programs. **Impact Assessment and Project Appraisal** 22, 47–62, 2004.

REAL, E; ARCE, C; SABUCEDO, J.M. Classification of landscapes using quantitative and categorical data, and prediction of their scenic beauty in North-Western Spain. **Journal of Environmental Psychology** 20, 355–373, 2000.

SANTANA-MEDINA, N; FRANCO-MAASS, S; SÁNCHEZ-VERA, E; IMBERNON, J; NAVA-BERNAL, G. Participatory generation of sustainability indicators in a natural protected area of Mexico. **Ecological Indicators** 25, 1–9, 2013.

SHEN, L; OCHOA, J.J; SHAH, M.N; ZHANG, X. The application of urban sustainability indicators e A comparison between various practices. **Habitat International** 35, 17–29, 2011.

SHIBATA, T; SOLO-GABRIELE, H.M; SINIGALLIANO, C.D; GIDLEY, M.L; PLANO, L.R.W; FLEISHER, J.M; WANG, J.D; ELMIR, S.M; HE, G; WRIGHT, M.E; ABDELZAHER, A.M; ORTEGA, C; WANLESS, D; GARZA, A.C; KISH, J; SCOTT, T; HOLLENBECK, J; BACKER, L.C; FLEMING, L.E. Evaluation of Conventional and Alternative Monitoring Methods for a Recreation Marine Beach with Non-point Source of Fecal Contamination. **Environmental Science and Technology** 44, 8175–8181, 2010.

SILVA, I.R; PEREIRA, L.C.C; TRINDADE, W.N; MAGALHÃES, A; COSTA, R.M. Natural and anthropogenic processes on the recreational activities in urban Amazon beaches. **Ocean & Coastal Management** 76, 75–84, 2013.

SPANGENBERG, J.H; BONNIOT, O. Sustainability indicators: a compass on the road towards sustainability. **Wuppertal** 81, 1–34, 1998.

TOIMIL, A; DÍAZ-SIMAL, P; LOSADA, I.J; CAMUS, P. Estimating the risk of loss of beach value under climate change. **Tourism Management** 68, 387-400, 2018.

UNCED - The United Nations Conference on Environment and Development. Agenda 21, in: **Nanoscale Research Letters**. Rio de Janeiro, 1992.

VELLA, P; BOWEN, R.E; FRANKIC, A. An evolving protocol to identify key stakeholder-influenced indicators of coastal change: the case of Marine Protected Areas. **ICES Journal of Marine Science** 66, 203–213, 2009.

WERNER, S.R; SPURGEON, J.P.G; ISAKSEN, G.H; SMITH, J.P; SPRINGER, N.K; GETTLESON, D.A; GUESSAN, L.N; DUPONT, J.M. Rapid prioritization of marine ecosystem services and ecosystem indicators. **Marine Policy** 50, 178–189, 2014.

WHO – World Health Organization. **Environmental Health Indicators: Frameworks and methodologies.** Protection of the Human Environment Occupational and Environmental Health Series 1–122, 1999.

2.2 - Artigo científico II

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Science of the Total Environment**.

Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela referida revista, exceto o idioma

Declaração sobre plágio

Eu, Regina Célia Macêdo do Nascimento, autora da dissertação intitulada “Análise da qualidade da água de um estuário urbano”, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Unidade Acadêmica de Serra Talhada da Universidade Federal Rural de Pernambuco, declaro que:

- O trabalho de pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa uma pesquisa original desenvolvida por mim;
- Esta dissertação não contém material escrito ou dados de terceiros, de qualquer fonte bibliográfica, a menos que devidamente citada e referenciada no item “Referências Bibliográficas”.

Serra Talhada, 15 de fevereiro de 2019

Regina Nascimento

Regina Célia Macêdo do Nascimento

Análise das variações interanuais de parâmetros físico-químicos em um estuário tropical urbano (Nordeste do Brasil)

Destaques da Pesquisa

- A qualidade da água em estuários urbanos sofre forte influência da alta concentração de nutrientes;
- Dados públicos de salinidade, pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, fósforo e cor no período de 2004 a 2012 foram analisados;
- O estuário apresentou altas concentrações de nutrientes em todos os anos e locais de estudo, com maior intensidade na estação seca a montante;
- Fortemente eutrofizado, o estuário emite de CO₂ para a atmosfera e excesso de nutrientes para o oceano;
- A disponibilidade de O₂ é baixa, gerando condições de hipóxia e anóxia.

Resumo

Os estuários tropicais urbanos apresentam grande vulnerabilidade frente às ações antrópicas, principalmente devido à eutrofização por excesso de nutrientes provenientes de efluentes domésticos e urbanos. O presente estudo teve como objetivo identificar variações interanuais de parâmetros físico-químicos (salinidade, pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, fósforo e cor) no estuário do Rio Capibaribe, no nordeste do Brasil, durante nove anos (2004-2012) em dois pontos distintos, a montante e a jusante do estuário. As variáveis ambientais analisadas diferiram significativamente ($p < 0,05$) principalmente entre as estações sazonais (seca e chuvosa) e pontos de amostragem com respectivas interações estação *vs.* área. O estuário apresentou grandes concentrações nos níveis de nutrientes para amônia (média $1,51 \pm 2,54 \text{ mg L}^{-1}$) e o fósforo (média $0,45 \pm 0,32 \text{ mg L}^{-1}$), os quais obtiveram níveis de não conformidade de acordo com a legislação nacional vigente para amônia de $\leq 2,0 \text{ mg L}^{-1}$ e internacional $\leq 0,2 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doces e legislação nacional para águas salobras de $\leq 0,7 \text{ mg L}^{-1}$; e não conformidade para o fósforo na legislação nacional de $\leq 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ e internacional $\leq 0,025 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doces e nacional de $\leq 0,18 \text{ mg L}^{-1}$ para águas salobras. A análise das tendências temporal e espacial das variações da qualidade da água do estuário é fundamental na tomada de decisão relativa a ações de planejamento urbano e de conservação da água como bem comum e, conseqüentemente, seus serviços ecológicos.

Palavras chave: Bacias hidrográficas, ação antrópica, qualidade ambiental, variáveis ambientais

1. Introdução

Os estuários são ambientes de alta complexidade que apresentam interações ecológicas (Jayachandran e Bijoy Nandan, 2012) com flutuações em variáveis físico-químicas que influenciam os processos biogeoquímicos da região (Ratnayake et al., 2018). Porém, os estuários tropicais respondem de maneira consideravelmente diferente dos temperados a essas variações (Alcérreca-Huerta et al., 2019). Os estuários tropicais, sofrem constantemente com o aumento dos impactos ambientais (Silva et al., 2015) de origem antrópica (Bi et al., 2017), o que afeta o funcionamento equilibrado do ecossistema (Wentz et al., 2016).

Um dos principais impactos presentes nas regiões estuarinas são os efluentes domésticos e industriais, que levam ao aumento da quantidade de nutrientes na água como fósforo, nitrogênio (Barletta e Costa, 2009) e amônia (Gomes et al., 2018). O aumento desses nutrientes compromete a qualidade ambiental e de todos os serviços ecossistêmicos (Alongi, 2008) por tornar o ambiente eutrófico (Oelsner e Stets, 2019). Essa problemática é constante em todo o mundo (Sharpley et al., 2013), sendo mais incidente em países desenvolvidos (Cassidy e Jordan, 2011, Lannergard et al., 2019), onde é possível visualizar uma degradação do ambiente costeiro através do excesso de nutrientes (Carpenter et al., 1998, Boyer et al., 2006, Howarth et al., 2011, Oelsner e Stets, 2019).

Devido a sua dinâmica, os estuários sofrem alterações drásticas quanto à salinidade, transparência da água, sedimento, temperatura, dentre outras (Gomes et al. 2018). Estudos em todo o mundo, abordam a temática da manutenção da qualidade ambiental em ambientes costeiros dados pela diminuição significativa dos níveis de poluição (Araújo e Costa, 2008). Essas contaminações acarretam na perda da qualidade ambiental (Farrell e Nelson 2013), assim, estudos voltados ao monitoramento do ambiente são extremamente úteis para qualidade ecossistêmica (Araújo e Costa 2008). O monitoramento da qualidade da água em escala espaço-temporal apresenta papel significativo na ciência (Ratnayake et al., 2018) no que diz respeito a compreensão do comportamento de estuários tropicais e urbanos.

O estuário urbano do Rio Capibaribe, localizado na região tropical do nordeste do Brasil, apresenta papel fundamental na qualidade ecossistêmica. Porém, vem sofrendo com os impactos antrópicos refletidos diretamente na vegetação natural das

margens, acarretando em mudanças de temperatura e diminuição significativa de espécies nativas de animais (Melo e Silva, 2018).

O presente estudo se propõe a identificar possíveis mudanças ocorridas na qualidade da água de um estuário tropical urbano, no período de 2004 a 2012 através (i) da análise dos parâmetros físico-químicos em uma escala espaço-temporal, além de (ii) caracterizar temporalmente o comportamento da concentração desses nutrientes no estuário.

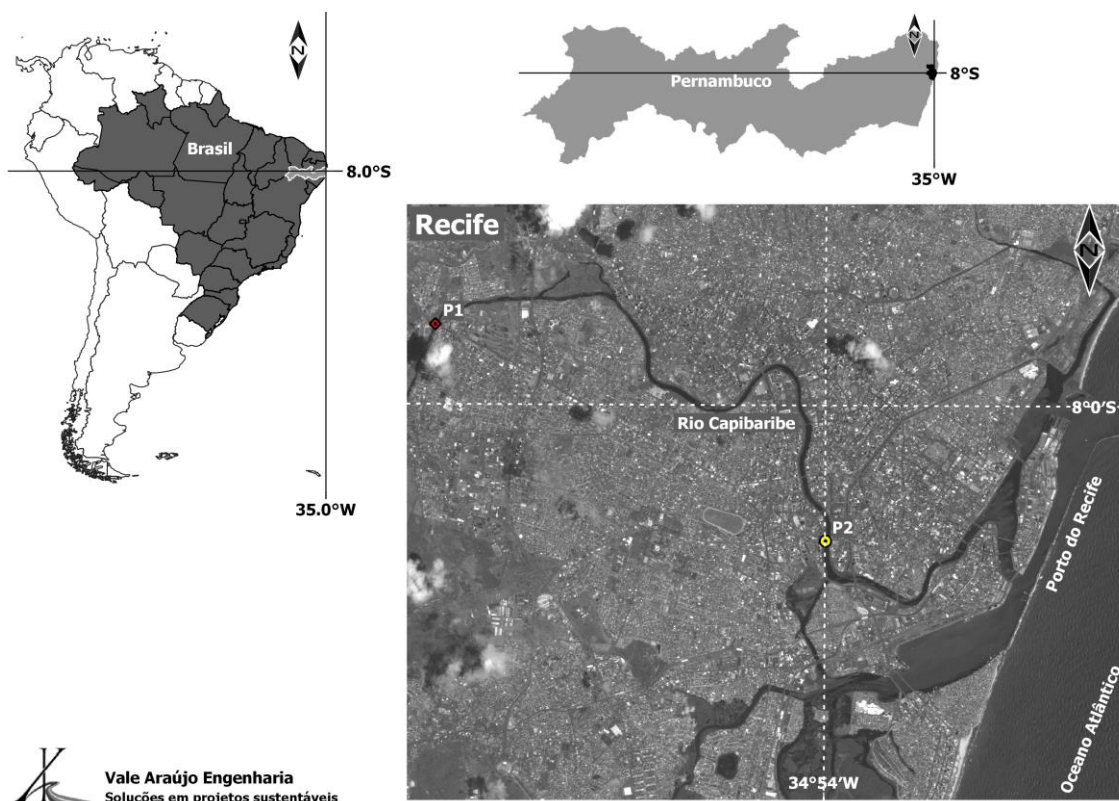
2. Métodos

2.1 Descrição da área de estudo

O estuário do Rio Capibaribe (Figura 1) está localizado no nordeste do Brasil, mais precisamente na cidade do Recife, estado de Pernambuco. Ele apresenta um clima classificado como Quente Tropical e Úmido de acordo com a escala de Köppen (Xavier et al. 2016), com dois períodos climáticos distintos: chuvoso e seco. O período chuvoso (C) compreende os meses de março a agosto, e o seco (S) entre setembro e fevereiro, apresentando uma precipitação média anual de 2200 mm e temperatura média do ar em 25.2°C (Oliveira et al., 2014).

O estuário faz parte da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe, a qual compreende uma área de 7.454,88km² (Lima et al. 2018) com um estuário de aproximadamente 19 km² de extensão e profundidade média de 3m (Gaspar et al. 2018). Apresenta uma largura de aproximadamente 50m na área à montante e 200m na foz do estuário, onde sua profundidade varia de 8 à 12m (Schettini et al., 2016). Em seu curso é possível verificar a influência das ações antrópicas, seja ela no uso e ocupação das margens para construções de cunho civil e industrial (CPRH, 2015) como também o desmatamento das áreas de manguezal nas margens do estuário (Xavier et al., 2016).

Figura 1. Localização do estuário do Rio Capibaribe com sinalização dos pontos de estudo a montante (P1) e jusante (P2).



2.2 Fontes de dados do monitoramento climático e hidrológico

Os dados mensais e históricos de precipitação pluviométrica (mm) foram compilados pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE).

Os pontos do estuário do Rio Capibaribe foram estabelecidos através do reconhecimento da região como homogênea em relação à qualidade hídrica e suas proximidades com fontes potenciais de poluição (CPRH, 2015). Por sua vez os pontos de monitoramento da Agência foram estabelecidos pela Diretoria Técnica Ambiental (DTA) e Diretoria de Controle de Fontes Poluidoras (DCFP).

Foram utilizados dados bimestrais das duas estações de amostragem de monitoramento da qualidade da água no estuário: Ponto 1, a montante ($8^{\circ}1'49.2587''$ S; $34^{\circ}57'23.191''$ W); e Ponto 2, a jusante ($8^{\circ}3'40.962''$ S; $34^{\circ}54'1.137''$ W) (Figura 1) gerados e disponibilizados online pela Agência Pernambucana de Meio Ambiente (CPRH) no período de nove anos (2004 - 2012) (CPRH, 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009a; 2009b; 2010; 2011; 2012).

A estratégia amostral do Programa de monitoramento da CPRH previa, nos anos trabalhados aqui, amostragens bimensais (meses pares: fevereiro, abril, junho, agosto, outubro, dezembro), disponibilizando assim até três amostragens por estação do ano (chuva e seca). Os fatores hora do dia e estágio da maré não eram considerados no desenho amostral, e por isso a amostragem poderia ocorrer a qualquer horário, tanto na maré enchente quanto vazante de qualquer fase lunar. As amostras foram retiradas da água sub superficial no meio do rio, a partir de uma ponte.

Foram considerados os seguintes parâmetros físico-químicos: salinidade (ups), temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (UNT), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}), nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}), fósforo total (mg L^{-1}) e cor verdadeira (Pt/Co). Os parâmetros físico-químicos medidos no programa de monitoramento foram pré-estabelecidos pela CPRH. Segundo a agência pública, todas as coletas e análises seguiram o método descrito no manual da *American Public Health Association* (APHA, 1998). Para efeito de referenciamento, os níveis de P, NH_3 , Oxigênio Dissolvido, Turbidez, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio e cor encontrados foram comparados aos valores pré-estabelecidos para águas doces e salobras de classe II da normativa nacional vigente da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357/05; e índices de P, NH_3 , Oxigênio Dissolvido, pH e cor com os limites na legislação Norte Americana da Environmental Protection Agency - EPA (US EPA, 2015).

2.3 Análise estatística

Os dados relacionados aos parâmetros físico-químicos foram transformados em Box-Cox (Box e Cox, 1964). Para testar a homocedasticidade dos dados foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Underwood, 1997) e posterior distribuição na Curva de Gaus. Uma análise de variância de três vias foi realizada para cada parâmetro físico-químico (precipitação, salinidade, temperatura da água, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, cor verdadeira, salinidade, amônia e fósforo total) a fim de determinar se os mesmos diferiram ao longo dos anos, área e estação sazonal ($p < 0,05$). Ao observar diferenças significativas, o teste post hoc de Bonferroni foi utilizado para verificar as fontes de variância (Quinn e Keough, 2002).

Em combinação com a análise de variância foi realizado uma análise dos Componentes Principais e Análise de Classificação (PCCA) para analisar as contribuições das variáveis explicativas (parâmetros físico-químicos) com os anos, áreas e estações à composição da qualidade da água no estuário.

Os testes estatísticos foram realizados através do software STATISTICA® versão 13.3.

3. Resultados

O monitoramento da água na bacia hidrográfica do Rio Capibaribe através do CPRH teve início no ano de 2001 até os dias atuais. Obtendo variações entre os parâmetros aferidos no decorrer dos anos, como também, variações no desenho amostral. De 2001 a 2019 conseguiu-se recuperar uma matriz razoavelmente balanceada, sem variações de parâmetros e periodicidade nos anos de 2004 a 2012. Mesmo assim, dos treze parâmetros que deveriam haver, foram recuperados nove, referentes a 69% do esperado.

3.1 Descrição das variações espaço-temporais dos parâmetros físico-químicos

A precipitação durante os nove anos de estudo variou de 8 mm no mês de novembro de 2005 a 710, 9 mm no mês de maio de 2011. Com média para o período seco de $51,45 \pm 80,46$ mm e $293,2 \pm 153,64$ mm na estação chuvosa (Figura 2). Sendo considerado o período chuvoso os meses de março a agosto, e o seco entre setembro e fevereiro (Oliveira et al., 2014).

A salinidade encontrada a montante variou de 0,1 a 1,4 ups apresentando uma média de $0,3 \pm 0,2$ ups no período seco e $0,2 \pm 0,3$ ups na estação chuvosa (Figura 2). Nos anos de 2008 e 2009 observou-se os menores índices de salinidade em ambas as estações com 0,1 ups. Enquanto o maior índice de 1,4 ups ocorreu em 2007 na estação chuvosa. A jusante, a variação ocorreu de 0,2 a 21,5 ups com média para o período seco de $5,3 \pm 4,2$ ups e $1,9 \pm 6,3$ ups na estação chuvosa (Figura 2). Os menores índices foram observados na estação chuvosa de 2008, 2009 e 2011 e na seca de 2013. E o maior de 21,5 ups na estação chuvosa de 2007.

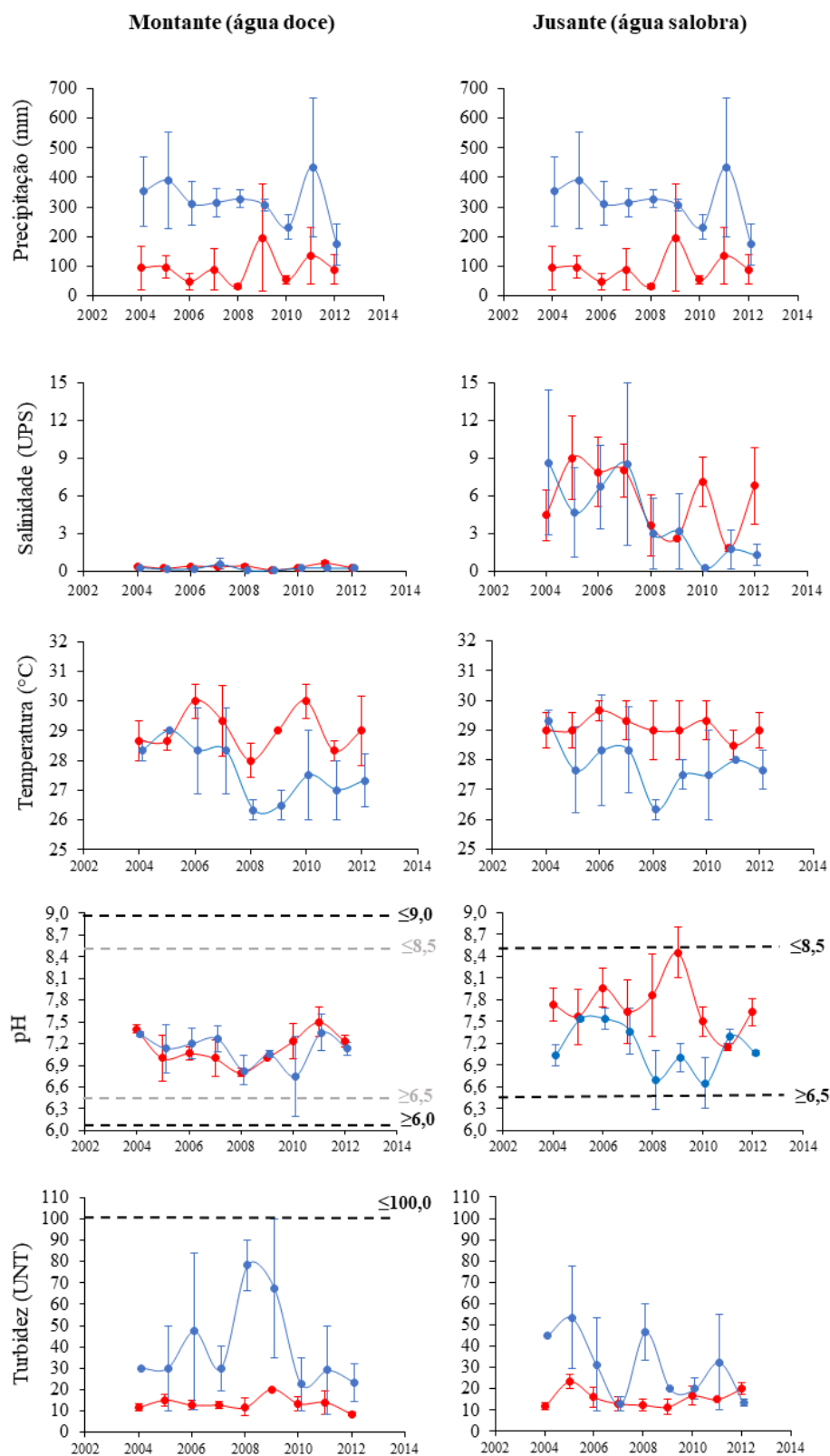
A temperatura da água durante o período estudado variou a montante entre 26 e 31°C apresentando uma média de $29 \pm 1,2$ °C no período seco e $28 \pm 1,6$ °C na estação

chuvosa (Figura 2). Os anos de 2006, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013 apresentaram as menores temperaturas da água em seu período chuvoso com 26°C. No período seco de 2006 observou-se o maior índice com 31°C, o qual é um valor comum para a estiagem em um estuário tropical. A jusante ocorreu uma variação de 25 a 32°C com média no período seco de $29 \pm 0,9^\circ\text{C}$ e $28 \pm 1,7^\circ\text{C}$ na estação chuvosa (Figura 2). O ano de 2005 apresentou a menor temperatura da água em seu período chuvoso com 25°C, a única registrada durante a década estudada. No ano de 2006, em ambas estações sazonais, foram observadas temperaturas máximas de 32°C.

O pH durante os anos estudados variou a montante entre 6,2 e 7,8 apresentando uma média de $7,1 \pm 0,3$ em ambas estações sazonais (Figura 2). O ano de 2010 na estação chuvosa apresentou seu menor índice com 6,2 e 2005 na mesma estação apresentou o maior valor registrado de 7,8. A jusante, ocorreu uma variação de 6,2 a 9 com média no período seco $7,6 \pm 0,5$ e $7,2 \pm 0,4$ na estação chuvosa (Figura 2). O ano de 2008 apresentou a maior amplitude de índices, com 6,2 no chuvoso e 9 na seca.

A turbidez a montante variou de 2 a 120 UNT apresentando uma média de 10 ± 5 UNT no período seco e $35 \pm 33,5$ UNT na estação chuvosa (Figura 2). O ano de 2006 em sua estação chuvosa apresentou as maiores amplitudes com menor índice correspondente a 2 UNT além de 27 (52%) observações com índices ≤ 15 UNT correspondentes a alta visibilidade. E, no mesmo ano e estação fora observado o máximo de 120 UNT. A jusante, a variação ocorreu de 7 a 100 UNT, com média para o período seco de $15 \pm 6,4$ UNT e 20 ± 25 UNT na estação chuvosa (Figura 2). No ano de 2008, a estação seca obteve o menor valor (7 UNT), além de 28 (53%) observações com índices ≤ 15 UNT. A menor visibilidade (100 UNT) foi registrada em 2005 no período chuvoso.

Figura 2. Médias (\pm desvpad) sazonais das variáveis físico-químicas por ano de estudo. Linha vermelha correspondente a estação seca e linha azul estação chuvosa. Linha tracejada preta referente aos níveis tolerados de acordo com a legislação nacional do CONAMA n°357/05; Linha tracejada cinza correspondente aos níveis tolerados de acordo com a legislação internacional EPA (2015).



O Oxigênio Dissolvido a montante entre 0,8 e 8,6 mg L⁻¹ apresentando uma média de $3,55 \pm 1,9$ mg L⁻¹ no período seco e $4,05 \pm 2$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 3). Fora observado um comportamento de hipóxia (<2 mg L⁻¹) nos anos de 2005, 2006, 2007, 2008, 2010, 2011 e 2013 em ambas estações sazonais com 11 (21%) observações, sendo 6 (55%) no período seco e 5 (45%) na estação chuvosa. A jusante, a variação ocorreu de 0 a 12,3 mg L⁻¹ apresentando uma média de $5,2 \pm 3$ mg L⁻¹ no período seco e $1,8 \pm 2,1$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 3). Foram registradas 17 (32,7%) observações de hipóxia, sendo 13 (76%) na estação chuvosa e 4 (24%) no período seco recorrentes nos anos de 2004, 2005, 2007, 2008, 2009, 2010, 2012 e 2013. Além de um registro de anóxia no período seco de 2012.

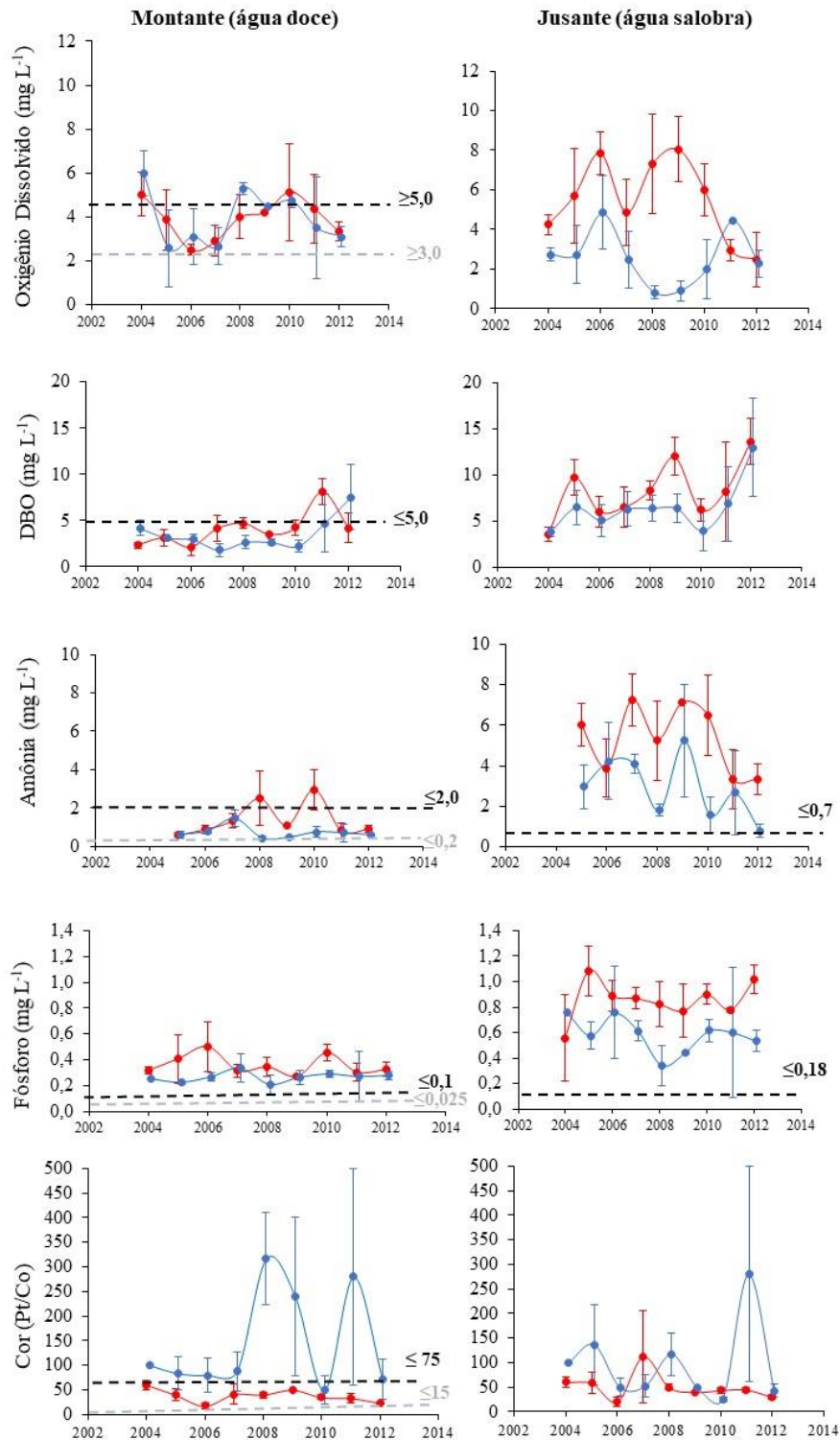
A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) a montante variou entre 0,5 e 16,2 mg L⁻¹ apresentando uma média de $4,55 \pm 3,3$ mg L⁻¹ no período seco e $3,1 \pm 2,9$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 3). Os anos de 2006 (seco) e 2007 (chuvoso) apresentaram os menores índices com 0,5 e 0,9 mg L⁻¹ respectivamente. E 2011, 2012 e 2013 com índices acima de 10 mg L⁻¹ em ambas estações. A jusante a variação foi de 1,8 a 22,2 mg L⁻¹ com média para o período seco de $8,4 \pm 4,2$ mg L⁻¹ e $5,2 \pm 4,4$ mg L⁻¹ para a estação chuvosa (Figura 3). Em 2008 registrou-se o menor índice DBO de 1,8 mg L⁻¹ na estação chuvosa, além do maior (22,2 mg L⁻¹) na mesma estação em 2012.

A amônia (NH₃) a montante variou de 0,21 a 5,55 mg L⁻¹ com média no período seco de $1,09 \pm 1,5$ mg L⁻¹ e $0,605 \pm 0,5$ mg L⁻¹ no período chuvoso (Figura 3). O menor índice de NH₃ ocorreu na estação chuvosa de 2011 (0,21 mg L⁻¹) e o maior (5,55 mg L⁻¹) na estação seca de 2013. A jusante, a amônia variou de 0,13 e 9,79 mg L⁻¹ com média no período seco de $5,56 \pm 2,7$ mg L⁻¹ e $2,465 \pm 2,2$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 2J). Na estação chuvosa de 2012 observou-se o menor índice referente a NH₃ (0,13 mg L⁻¹) e o maior (9,79 mg L⁻¹) na seca de 2007.

O Fósforo (P) variou a montante de 0,06 a 0,88 mg L⁻¹ com média no período seco de $0,335 \pm 0,2$ mg L⁻¹ e $0,27 \pm 0,1$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 3). Em 2008 na estação chuvosa observou-se o menor índice e em 2006 na estação seca o maior (0,88 mg L⁻¹). A jusante, a variação ocorreu entre 0,03 e 1,47 mg L⁻¹ com média no período seco de $0,81 \pm 0,3$ mg L⁻¹ e $0,53 \pm 0,3$ mg L⁻¹ na estação chuvosa (Figura 3). O menor e o maior índice na estação chuvosa ocorreram no ano de 2008.

A cor verdadeira a montante variou de 8 a 500 Pt/Co, com média no período seco de $30 \pm 20,7$ Pt/Co e $90 \pm 146,3$ Pt/Co na estação chuvosa (Figura 3). Em 2006, na estação seca pode-se observar o menor índice (8 Pt/Co) e na estação chuvosa duas observações dos maiores índices referentes a 500 Pt/Co nos anos de 2008 e 2011. A jusante, a mesma variação foi encontrada de 8 a 500 Pt/Co, com média para o período seco de 40 ± 54 Pt/Co, e $50 \pm 110,3$ na estação chuvosa (Figura 3). O ano de 2007 e a estação seca de 2006 apresentaram os menores índices do período analisado. Em 2011, observou-se o maior índice de 500 Pt/Co na estação chuvosa.

Figura 3. Médias (\pm desvpad) sazonais dos parâmetros físico-químicos por ano e ponto de coleta. Linha vermelha correspondente a estação seca e linha azul estação chuvosa. Linha tracejada preta referente aos níveis tolerados de acordo com a legislação nacional do CONAMA (357/05); Linha tracejada cinza correspondente aos níveis tolerados de acordo com a legislação internacional EPA (2015).



3.2 Análise estatística

3.2.1 Descrição do ambiente os parâmetros físico-químicos

A precipitação foi melhor explicada pelas variações entre as estações ($p < 0,01$). A salinidade e o pH foram melhor explicados pelas variações entre as estações e as áreas ($p < 0,01$); com interações significativas entre estação vs área ($p < 0,05$). Os maiores valores de salinidade ($1,85 \pm 0,25 - 9,03 \pm 3,29$ ups) e pH ($7,15 \pm 0,05 - 8,45 \pm 0,35$) foram observados na área à jusante durante o período seco (Tabela 1). A temperatura da água e a turbidez foram significativamente explicadas pelas variações entre as estações ($p < 0,01$). Os maiores valores de temperatura da água ($28,0 \pm 0,58 - 30,0 \pm 0,58$ °C) foram observados durante a estação seca. Os maiores valores de turbidez foram observados durante a estação chuvosa ($13,3 \pm 1,67 - 78,33 \pm 12,02$ UNT). Embora não significante, os maiores valores de turbidez foram observados na área à montante (Tabela 1).

O Oxigênio Dissolvido (OD) foi melhor explicado pela variação entre estações ($p < 0,01$); com interações significativas entre estação vs área ($p < 0,01$). Os menores valores de OD ($0,8 \pm 0,21 - 4,83 \pm 2,19$ mg L⁻¹) foram observados durante a estação chuvosa na área à jusante. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi melhor explicada pelas variações entre os anos e as áreas ($p < 0,01$). Os maiores valores de DBO foram observados na área à jusante no ano de 2012 (seca: $13,60 \pm 2,50$ mg L⁻¹; chuvoso: $12,97 \pm 5,34$ mg L⁻¹) (Tabela 1).

A Amônia (NH₃) foi melhor explicada pelas variações entre os anos, as estações e as áreas ($p < 0,05$). O maior valor médio de NH₃ ($7,24 \pm 1,28$ mg L⁻¹) foi observado durante a estação seca na área à jusante durante o ano de 2012. O Fósforo Total (P) foi melhor explicado pelas variações entre as estações e as áreas ($p < 0,01$). Os maiores valores de P ($0,56 \pm 0,34 - 1,08 \pm 0,19$ mg L⁻¹) foram observados durante a estação seca na área à jusante (Tabela 1).

A Cor Verdadeira foi melhor explicada pelas variações entre os anos, as estações e as áreas ($p < 0,01$). O valor médio de cor verdadeira foi maior no ano de 2008 ($316,67 \pm 92,80$ Pt/Co), durante a estação chuvosa na área à montante (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da ANOVA para os valores médios das variáveis ambientais. As diferenças obtidas entre o ano, estação e área foram determinadas pelo teste post hoc de Bonferroni.

Variáveis	Fontes de variância			Interações			
	Ano (1)	Estação (2)	Área (3)	1x2	1x3	2x3	1x2x3
Salinidade	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	*	ns
Precipitação	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	ns	ns	ns	ns	ns
pH	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	**	ns
Turbidez	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	ns	ns	ns	ns	ns
Temperatura	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	ns	ns	ns	ns	ns
O ₂ Dissolvido	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	ns	ns	ns	**	ns
DBO	<u>04 06 07 10 05 08 09 11 12</u> **	ns	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	ns	ns
NH ₃	<u>12 11 05 06 08 09 10 07</u> *	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	ns	ns
P	ns	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	ns	ns
Cor	<u>06 12 10 07 05 09 11 04 08</u> **	<u>Seca</u> <u>Chuva</u> **	<u>M</u> <u>J</u> **	ns	ns	ns	ns

M – Montante, J – Jusante; ns: não significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; Sublinhado: grupos homogêneos.

3.3 Componentes Principais e Análise de Classificação (PCCA)

A utilização do PCCA é eficiente para verificar as inter-relações existentes entre as variáveis físico-químicas e isolar as variações ocorridas no banco de dados causadas por mudanças no estuário do Rio Capibaribe através do tempo ou entre locais relacionados com a precipitação.

De acordo com a análise de Componentes Principais e Análise de Classificação os dois principais componentes (PC1 e PC2) descreveram 69,93% da variação no conjunto das variáveis, onde a PC1 cobre 46,33% da variância total e a PC2 23,9% (Figura 4).

A PC1 coloca em evidência correlações positivas entre o fósforo e a amônia (Tabela 2) na área à jusante nos períodos de seca. Enquanto a PC2 evidenciou a cor, turbidez (Tabela 2) na estação chuvosa com menores temperaturas da água, aumentando assim o número de partículas em suspensão disponíveis no corpo d' água; a correlação positiva entre Oxigênio Dissolvido e pH indicam uma relação direta nos processos de manutenção do estuário, seja por disponibilidade de oxigênio ou manutenção de reações químicas.

Figura 4. PCCA com as contribuições dos parâmetros físico-químicos no estuário do Rio Capibaribe de 2003 a 2012.

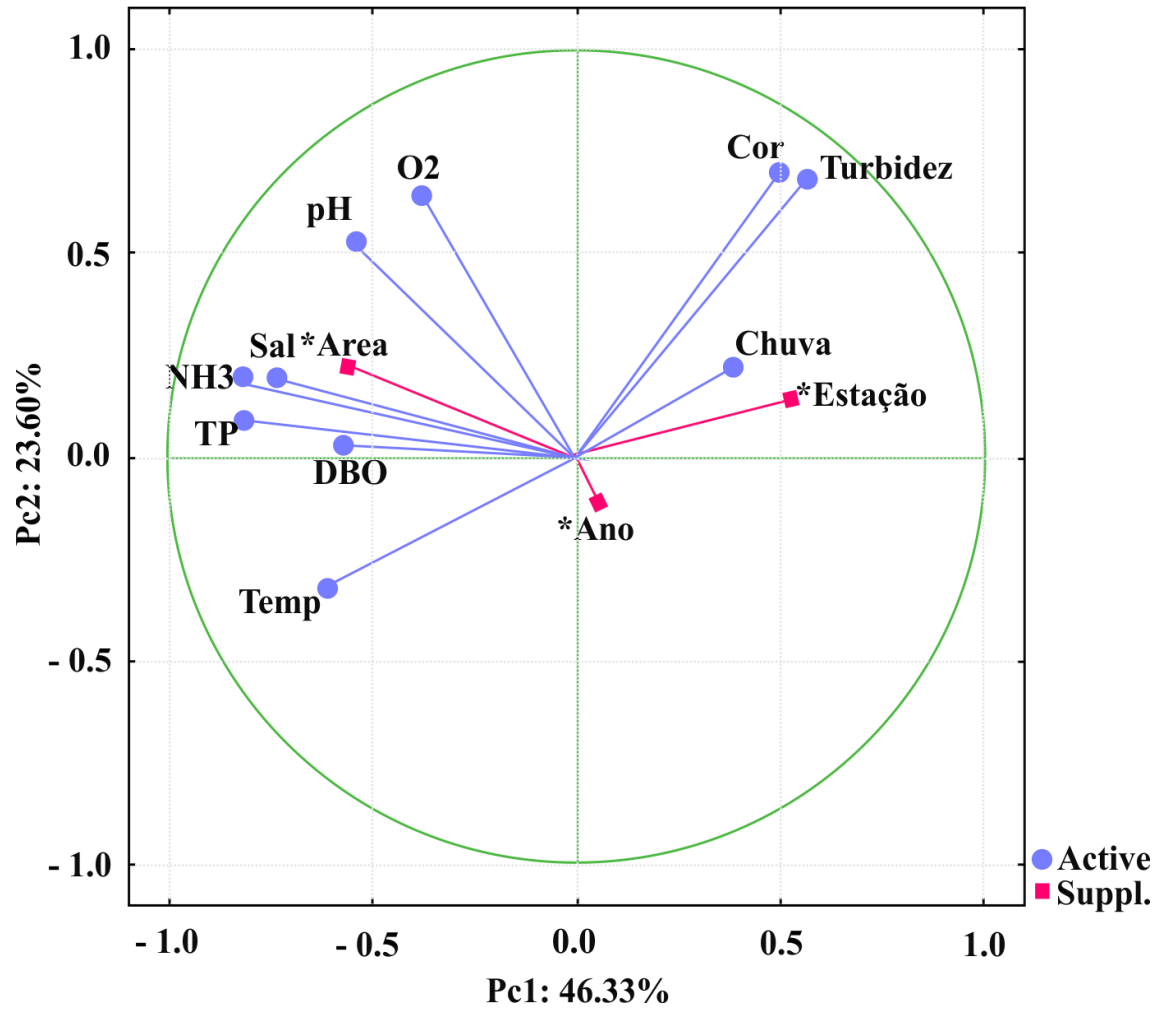


Tabela 2. PCCA com as contribuições e respectivos pesos dos parâmetros físico-químicos com respectivas correlações.

Variáveis	Contribuição da variável		Fator vs. Correlação da variável	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Ativa				
OD	0,039	0,192	-0,380	0,596
DBO	0,081	0,005	-0,545	0,097
Amônia	0,168	0,037	-0,786	0,262
Fósforo	0,169	0,014	-0,787	0,159
Cor	0,074	0,244	0,520	0,671
Salinidade	0,136	0,032	-0,706	0,242
Precipitação	0,053	0,036	0,439	0,258
Temperatura	0,108	0,051	-0,629	-0,307
pH	0,075	0,148	-0,523	0,524
Turbidez	0,098	0,241	0,601	0,667
Suplementar				
*Ano	-	-	0,035	-0,117
*Estação	-	-	0,530	0,181
*Área	-	-	-0,530	0,301
<hr/>				
	Eigenvalue	%Total Variance		
PC1	3,669	46,33		
PC2	1,846	23,60		

4. Discussão

Os sais encontrados no corpo de água do Capibaribe apresentaram maiores concentrações no ponto jusante devido a sua localização. Dessa forma, os resultados apontam que esse ponto recebe uma maior carga de íons provenientes do mar, o que acarreta um maior índice de salinidade. Podendo a sazonalidade influenciar em seus níveis, pois, com o grande fluxo de chuva ocorre uma diluição dos sais na água, ocorrendo o inverso nos períodos de estiagem mais rigorosos, favorecendo uma maior concentração (Reum et al., 2014), além do próprio ciclo de maré. A salinidade no período estudado obteve fortes oscilações em ambas estações sazonais na área à jusante, o qual corrobora com o stress sofrido por variações de salinidade.

Os estuários tropicais estão propícios a variações extremas relacionadas à sazonalidade por apresentar uma diminuição no fluxo de descarga de um rio nas estações de estiagem como ao aumento nos períodos chuvosos (Botter-Carvalho et al.,

2011). Esses ambientes apresentam temperaturas da água mais elevadas e constantes em suas estações devido ao clima (Costa et al., 2017), como no presente estudo. Essa constante é fundamental para o desenvolvimento da biota local (Seekel e Pace, 2013). Grandes amplitudes de temperatura, influenciam de forma direta a modificação da estrutura da comunidade animal, além de intervir nas taxas fisiológicas e atividades dos indivíduos ali presentes (Hette-Tronquart et al., 2013), como também, compromete a qualidade ambiental em uma escala temporal (Harrison e Whitfield, 2006).

A maioria dos valores encontrados relacionados ao pH estão de acordo com a legislação internacional da EPA e a nível nacional com a CONAMA n°357/05 (Tabela 3), onde seus valores não devem ser menores para águas doces que o intervalo de 6,0 a 9,0 e 6,5 a 8,5, respectivamente. Os menores e maiores níveis de pH desse estudo ocorreram em ano atípico, onde na estação chuvosa ocorreu um grande fluxo de água no estuário.

A turbidez e a cor são parâmetros inteiramente ligados aos dados de precipitação pluviométrica, sendo esperados maiores índices nos meses chuvosos devido à maior número de partículas presentes no corpo d' água. Além disso, a visibilidade dos estuários está relacionada com o prisma de maré (Navratil et al., 2011). No presente estudo, foram encontradas observações que se corroboraram ao esperado pela literatura, como a amostra de 120 UNT no mês de junho de 2006 a montante e 100 UNT no mesmo mês em 2005 a jusante, esses dados indicam uma baixa visibilidade. Por outro lado, os padrões relacionados a cor ultrapassaram os limites indicados pelas legislações com limite para águas doces de $\leq 75\text{Pt/Co}$ na legislação nacional e $\leq 15\text{ Pt/Co}$ na internacional. Índices de colorimetria acima do aconselhado servem de alerta quanto a qualidade da água, por mais que o índice não esteja diretamente ligado a perda da qualidade da água se torna necessária sua investigação.

O monitoramento através de uma matriz concisa de parâmetros físico-químicos para verificação de alterações ocorridas em um estuário se torna interessante por poder aferir um conjunto de fatores que deem um demonstrativo da qualidade ambiental o qual pode ser comparado a nível mundial (Nascimento et al., 2018). Esses parâmetros físico-químicos apresentam papel fundamental no diagnóstico ambiental (Wang et al. 2019).

Diante de um panorama geral, o estuário do Capibaribe encontrou-se no decorrer dos anos com altas concentrações de nutrientes que apresentam influência direta no grau de eutrofização do estuário (Tabela 3). Os índices da normativa nacional, de maneira

geral, são muito próximos ao panorama estabelecido pela agência ambiental Norte Americana - EPA.

Tabela 3. Comparação de normativas dos principais parâmetros da qualidade da água e seus respectivos percentuais encontrados nas médias por estação de estudo.

Ponto 1 à montante - Águas doces				
Parâmetro	CONAMA	% fora do limite	EPA	% fora do limite
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	≥ 5,0	89	≥ 3,0	23
Amônia (mg L ⁻¹)	≤ 2,0	12	≤ 0,2	100
Fósforo (mg L ⁻¹)	≤ 0,1	100	≤ 0,025	100
Cor (Pt/Co)	≤ 75	62	≤ 15	95
Turbidez	≤ 100	0	-	-
Ponto 2 à jusante - Águas salobras				
Parâmetro	CONAMA	% fora do limite	EPA	% fora do limite
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	-	-	-	-
Amônia (mg L ⁻¹)	≤ 0,7	100	-	-
Fósforo (mg L ⁻¹)	≤ 0,18	100	-	-
Cor (Pt/Co)	-	-	-	-
Turbidez	-	-	-	-

Pode-se constatar que o presente estuário apresenta altos índices de concentração de nutrientes no decorrer dos anos de estudo, influenciando numa baixa de oxigênio. Essa junção tem influência direta na comunidade animal ali presente, onde nos últimos anos fora verificado uma perda significativa de peixes e animais de grande porte (Zanardi-Lamardo et al., 2016) além de consequências nos manguezais ali presentes (Melo e Silva, 2018).

4.2 Registros de hipóxia e anóxia

A disponibilidade e condições do oxigênio são problemáticas que requer um destaque quanto a poluição marinha mundial. Baixos níveis de oxigênio ($\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$) podem ocorrer de forma natural devido a fatores como clima, estratificação da coluna de água, processos biológicos, dentre outros. Porém, com as atividades antropogênicas ocorre aumento da condição de hipóxia devido ao descarte de detritos, somatório de nutrientes (Goodman e Campbell, 2007). Com a junção de fatores físico-químicos e hidrodinâmicos nos corpos de água tendem a diminuir sua capacidade de diluição, acarretando em um possível aumento de estresse do oxigênio (Barletta et al., 2017, 2019, Costa e Barletta, 2016), sendo assim, no estuário do Rio Capibaribe os níveis de DBO tendem a aumentar (Silva et al., 2016) ao alto consumo de oxigênio para degradar a matéria orgânica em excesso presente na água.

Níveis de hipóxia são mais frequentes na estação seca, em consequência de um menor quantitativo de chuva, acarretando em uma menor renovação das águas do estuário com maior concentração de nutrientes (Baird et al., 2004). Devido a junção de fatores ambientais e grande exposição aos altos índices de nutrientes no estudo foram encontrados níveis de $\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$ em ambas estações sazonais e pontos de coleta, apresentando um maior quantitativo de observações na estação chuvosa. Além disso, constatou-se picos extremos, onde pode-se observar ausência de oxigênio caracterizando uma anóxia. Esses níveis são preocupantes, tornando a região particularmente vulnerável (Ekstrom et al., 2015). Infelizmente, os episódios de anóxia e hipóxia estão cada vez mais presentes nos oceanos e estuários (Dias e Rosenber, 2008) geralmente observados nos períodos de estiagem devido à limitação de circulação da água (Kim e Kim, 2014, 2018, Lee et al., 2018). Com o grau de eutrofização do estuário do Capibaribe não se tem um padrão de ocorrência nas estações sazonais, observando em ambos os períodos. Além disso, os registros de anóxia e hipóxia no Capibaribe estão relacionadas ao alto quantitativo de efluentes em suas margens e processos de lixiviação (Zanardi-Lamardo et al., 2016).

4.3 Concentração de nutrientes

A concentração de fósforo total é observada em águas tropicais e subtropicais, como um acelerador nos processos de eutrofização do ambiente, limitando o crescimento de diversas espécies (Sharpeley et al. 2001, Boomer et al. 2012). Mesmo com um forte indicativo de eutrofização constatada pelo presente estudo, Silva et al. (2016) observaram no mesmo estuário um aumento significativo de espécies animais e vegetais presentes na foz do estuário devido à forte influência do oceano. O que se torna interessante, pois, com o monitoramento de uma década nas proximidades da foz, o presente estudo observou índices maiores de fósforo do que a montante, mesmo sem inferir dados relacionados a fauna ali presente, as condições ambientais não favoreciam para tal desenvolvimento.

A amônia é um excelente nutriente de indicador da qualidade da água, apresentando suas maiores concentrações na estação seca, onde o nível de evaporação é mais elevado, sendo assim, sua liberação ocorre através de processos de nitrificação, obtendo uma absorção por animais marinhos; e diluição na preamar e períodos chuvosos (Chester 2000). No caso do estuário do Capibaribe, essa diluição não chega a ser concluída de maneira satisfatória devido ao alto índice de concentração de amônia, que alcançou $9,79 \text{ mg L}^{-1}$ em dezembro de 2007 a jusante. Todos os níveis de amônia, independente da estação, ano e localização do ponto, obtiveram níveis acima do recomendado na legislação (Tabela 1 e 2) assim como os níveis de fósforo. Sendo assim, não se consegue estabelecer um padrão de contaminação espaço-temporal, pois o mesmo, em todos os anos e estações encontram-se elevados.

A forte presença desses nutrientes pode estar associada a presença de 65 indústrias com potenciais de poluição em trechos próximos ao estuário do Capibaribe, uso e ocupação irregular do solo (CPRH, 2007), além de 150 pontos de lançamento de águas residuais, que em sua maioria apresentam canalização de efluentes domésticos devido ao mau cheiro e presença de lixo em suas saídas (Zanardi-Lamardo et al., 2016). Esse padrão de contaminação vem sendo observado nos últimos anos, porém não houve melhora significativa dos fatos (Brayner e Matvienko, 2003, Schettini et al., 2016) criando-se um alerta para região.

As regiões costeiras, por serem vulneráveis, estão sofrendo cada vez mais com a presença de estressores externos provenientes de ação humana, em sua maioria, que

afetam a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (Micheli et al., 2016). Esses fatores comprometem a capacidade de renovação dos serviços ecossistêmicos e funcionamento equilibrado da qualidade ambiental (Worn et al., 2006, Halpern et al., 2008), o que acontece com o presente estuário. O mesmo em seu entorno, apresenta construções e diversos tipos de usos do solo influenciando nas concentrações de nutrientes oriundas do homem a qual interfere em seu equilíbrio.

Mudanças globais acontecem através de uma solução local. Esse estuário é responsável pela emissão líquida de CO₂ para a atmosfera com variação de 30 a 48 mmol m⁻² dia⁻¹ (Noriega et al., 2013, Gaspar et al. 2018), sendo fonte de nitrogênio e fósforo para águas oceânicas (CPRH, 2017). Os dados desse estudo caracterizam o estuário do Rio Capibaribe como fonte de CO₂. Agir e pensar localmente para mudar globalmente, carece nesse momento de medidas preventivas para recuperação da saúde desse estuário como restauração de margens, revitalização do sistema de efluentes e saneamento básico. Com a realização dessas ações conseguimos reduzir significativamente a quantidade de nutrientes no estuário, retomando assim o equilíbrio em sua qualidade ambiental.

5. Conclusões

A análise da qualidade da água do estuário do Rio Capibaribe através da matriz de parâmetros físico-químicos demonstrou um alto teor de fósforo e amônia no decorrer dos nove anos estudados. Os resultados indicaram que a situação do estuário apresenta variações sazonais a qual o período seco encontra-se com maiores tendências de eutrofização do que a estação chuvosa.

Devido as influências antrópicas, os níveis de concentração dos nutrientes foi determinante para caracterização da condição ambiental. Onde os mesmos apresentaram valores acima do recomendado pelos conselhos pertinentes afetando diretamente na qualidade e biodiversidade presente e adjacente do estuário. Além de obter baixos níveis de oxigênio onde foram observadas situações de anóxia e hipóxia.

Os dados encontrados nessa pesquisa fornecem um panorama geral da qualidade da água do estuário do Rio Capibaribe, servindo de base fundamental para demais trabalhos que investiguem o ecossistema em questão ou similares pelas regiões tropicais do mundo. Além de beneficiar a tomada de decisões do governo e órgãos competentes para proteção do estuário.

Referências

Alcérreca-Huerta, J.C., Callejas-Jiménez, M.E., Carillo, L., Castillo, M.M. 2019. Dam implications on salt-water intrusion and land use within a tropical estuarine environment of the Gulf of Mexico. *Science of The Environment* 652, 1102-1112.

Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.288

Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76 (1), 1-13.

doi:10.1016/j.ecss.2007.08.024

APHA. 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington.

Araújo, M.C.B., Costa, M. F. 2008. Environmental Quality Indicators for Recreational Beaches Classification. *Journal of Coastal Research* 24 (6), 1439-1444. doi:10.2112/06-0901.1

Baird, D., Christian, R.R., Peterson, C.H., Johnson, G.A. 2004. Consequences of hypoxia on estuarine ecosystem function: Energy diversion from consumers to microbes. *Ecological Applications* 14 (3), 805-822. Doi:10.1890/02-5094

Barletta, M., Costa, M. F. 2009. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Coastal Research* 56, 371–375. ISSN 0749-0258

Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., Dantas, D.V. 2017. Estuarine ecoclines and the associated fauna: ecological information as the basis for ecosystem conservation. In C.W. Finkl, C. Makowski (Eds.), *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*, Springer International Publishing AG 2017, 479-512. doi:10.1007/978-3-319-56179-0_16

Bi, S., Yang, Y., Xu, C., Zhang, Y., Zhang, X., Zhang, X. 2017. Distribution of heavy metals and environmental assessment of surface sediment of typical estuaries in eastern China. *Marine Pollution Bulletin* 121 (1-2), 357-366.

doi:10.1016/j.marpolbul.2017.06.013

Boomer, K.M.B., Weller, D.E., Jordan, T.E., et al. 2012. Using Multiple Watershed Models to Predict Water, Nitrogen, and Phosphorus Discharges to the Patuxent Estuary, *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 49 (1), 15-39.

doi:10.1111/j.1752-1688.2012.00689.x

Botter-Carvalho, M. L., Carvalho, P. V. V. C., Santos, P. J. P. 2011. Recovery of macrobenthos in defaunated tropical estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1867–1876. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.04.044

Boyer, E.W., Howarth, R.W., Galloway, J.N., Dentener, F.J., Green, P.A., Vorosmarty, C.J. 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (1), GB1S91. doi:10.1029/2005gb002537

Box, G.E.P., Cox, D. 1964. An analysis of transformations. *J. Roy. Stat. Soc.* 26, 211 - 252.

Brayner, F.M.M., Matvienko, B. 2003. Manganese and iron as oxygen carriers to anoxic estuarine sediment. *Journal de Physique IV*, 107: 227-232. doi:10.5194/bg-2016-282

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8 (3), 559-568. Doi:10.1890/1051-0761

Cassidy, R., Jordan, P. 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal Hydrology* 405 (1–2), 182-193. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.020

Costa, M.F., Barletta, M. 2016. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. *J. Fish Biol.* 89, 4-11. doi:10.1111/jfb.12970

Costa, C.R., Costa, M.F., Barletta, M., Alves, L.H.B. 2017. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. *Environmental Monitoring Assessment* 189, 628. doi.org/10.1007/s10661-017-6343-2

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos 2007a. Lei Nº 13.361, de 13 de Dezembro de 2007.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2005. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2004.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2006. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2005.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2007b. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2006.

CPRH – Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2008. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2007.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2009. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2008.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2010. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2009.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2011. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2010.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2012. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2011.

CPRH - Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. 2013. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2012.

Farrell, P., Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carninus maenas* (L.). *Environmental Pollution* 177, 1-3.

Doi:10.1016/j.envpol.2013.01.046

Gaspar, F.L., Pinheiro, B.R., Noriega, C.E.D., Araujo, M., Lefèvre, N., Montes, M.J.F. 2018. Alkalinity, inorganic carbon and CO₂ flux variability during extreme rainfall years (2010-2011) in two polluted tropical estuaries NE Brazil. *Brazilian Journal Oceanography* 66 (1), 115-130. doi:10.1590/s1679-87592018149406601

Gomes, E.J.S., Batista, I.S.B. Lima, Z.M.C. 2018. Coverage, soil occupation and erosion in the surroundings of Guanaíras Lagoon/RN, Brazil. *Holos* 34 (1), 140-156.

DOI: 10.15628/holos.2018.5509

Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan. H.S., Madin E.M.P, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319 (5865), 948–952.

doi:10.1126/science.1149345

Harrison, T. D., Whitfield, A. K. 2006. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries.

Estuarine, Coastal and Shelf Science 66, 335–345. [https://doi.org/10.1016/j.](https://doi.org/10.1016/j)

Hette-Tronquart, N., Roussel, J.-M., Dumont, B., Archaimbault, V., Pont, D., Oberdorff, T., Belliard, J. 2013. Variability of water temperature may influence food-chain length in temperate streams. *Hydrobiologia* 718 (1), 159–172.

doi:10.1007/s10750-013-1613-7

Howarth, R., Chan, F., Conley, D.J., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R., Billen, G. 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate

estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (1), 18-26. Doi: 130.220.8.238

Jayachandran P.R., Bijoy Nandan S. 2012. Assessment of trophic change and its probable impact on tropical estuarine environment (The Kodungallur-Azhikode estuary, India). *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 17 (7), 837-847. doi:10.1007/s11027-011-9347-1

Kim, J., Kim, T.H. 2018. Distribution of Humic Fluorescent Dissolved Organic Matter in Lake Shihwa: the Role of the Redox Condition. *Estuaries and Coasts*, 1-11. doi:10.1007/s12237-018-00491-0

Kim, T.-H., and G. Kim. 2014. Estimating benthic fluxes of trace elements to hypoxic coastal waters using ^{210}Po . *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151: 324–330. doi:10.1016/j.ecss.2014.05.008

Lannergard, E.E., Ledesma, J.L.J., Folster, J. Futter, M.N. 2019. An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. *Science of The Environment*, 651 (1), 103-113. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.127

Lee, J., K.-T. Park, J.-H. Lim, J.-E. Yoon, and I.-N. Kim. 2018. Hypoxia in Korean coastal waters: A case study of the natural Jinhae Bay and artificial Shihwa Bay. *Frontiers in Marine Science* 5 (70), 1-19. doi:10.3389/fmars.2018.00070

Lima, M.C.G., Sá, S.M.F., Souza, W.M., Santos, T.E.M. 2018. Generated impacts and the management of the Capibaribe river basin-PE. *Journal of Environmental Analysis and Progress* 3 (1), 75-85. Doi: 10.24221/jeap.3.1.2018.1658.075-085

Melo, J.G.S., Silva, E.R.A.C. 2018. Avaliação do estuário do Capibaribe (Recife/Pernambuco, Brasil) acerca da degradação ambiental nos manguezais em ambientes urbanos. *Revista Brasileira de Meio Ambiente* 1 (1): 039-047. DOI: 10.5281/zenodo.2541276

Micheli, F., Heiman, K. W., Kappel, C. V., Martone, R. G., Sethi, S. A., Osio, G. C., ... Tanner, J. M. 2016. Combined impacts of natural and human disturbances on rocky shore communities. *Ocean & Coastal Management*, 126, 42–50.

doi:10.1016/j.ocecoaman.2016.03.014

Nascimento, R.C.M., Guilherme, B.C., Araújo, M.C.B., Magarotto, M., Silva-Cavalcanti, J.S. 2018. Uso de indicadores ambientais em áreas costeiras: uma revisão bibliográfica. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 2 (1), 052 – 069. ISSN: 2595-4431

Navratil, O., Esteves, M., Legout, C., Gratiot, N., Nemery, J., Willmore, S., & Grangeon, T. 2011. Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment. *Journal of Hydrology*, 398 (3-4), 246–259. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.12.025

Noriega, C.E.D., Araujo, M., Lefèvre, N. 2013. Spatial and Temporal Variability of the CO₂ Fluxes in a Tropical, Highly Urbanized Estuary. *Estuaries and Coasts* 36 (5), 1054-1072. doi.org/10.1007/s12237-013-9608-1

Oelsner, G.P., Stets, E.G. 2019. Recent trends in nutrient and sediment loading to coastal areas of the conterminous U.S.: Insights and global context. *Science of The Total Environment* 654, 1225-1240. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.437

Oliveira, T.S., Barcellos, R.L.; Schettini, C.A.F., Camargo, P.B. 2014. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica e um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 14, 399-411.

DOI:10.5894/rgci470

Quinn, R., Keough, M. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*, first ed. Cambridge University Press, Cambridge.

Ratnayake, A.S., Ratnayake, N.P., Sampei, Y., Vijitha, A.V.P., Jayamali, S.D. 2018. Seasonal and tidal influence for water quality changes in coastal Bolgoda Lake system, Sri Lanka. *Journal of Coastal Conservation* 22 (6), 1191-1199. Doi: 10.1007/s11852-018-0628-7

Schettini, C.A.F., Miranda, J.B., Valle-Levinson, A., Truccolo, E.C., Domingues, E.C. 2016. The circulation of the lower Capibaribe Estuary (Brazil) and its implications for the transport of scalars. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(3): 263-276. Doi: 10.1590/S1679-87592016119106403

Seekel, D.A., Pace, M.L. 2013. Climate change drives warming in the Hudson River Estuary, New York (USA). *Journal Environmental Monitoring* 13, 2321-2327. doi:10.1039/c1em10053j

Sharpley, A., Jarvie, H.P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P. 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal Environmental Quality* 42 (5), 1308-1326. doi: 10.2134/jeq2013.03.0098

Sharpley, A.N., McDowell, R.W. & Kleinman, P.J.A. 2001. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. *Plan and soil*, 237, 287-307. Doi: 10.1023/A:1013335814593

Silva, C.M., Honorato, E.V., Silva Filho, C.A., Silveira, P.B. 2016. ^{40}K como bioindicador de poluição do Rio Capibaribe em Recife – PE. *Holos* 32 (4), 67-76. Doi:10.15628/holos.2016.2728

Silva, M.A.M., Souza, M.F.L., Abreu, P.C. 2015. Spatial and temporal variation of dissolved inorganic nutrientes, and chlorophyll-a in a tropical estuary in northeastern Brazil: dynamics of nutrient removal. *Brazilian Journal of Oceanography* 63 (1), 1-15. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015064506301>

Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*, first ed. Cambridge University Press, Cambridge.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. 2015. *Human Health Ambient Water Quality Criteria: 2015 Update*.

Wang, J., Fu, Z., Qiao, H., Liu, F. Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China. *Science of The Total Environment* 650 (1) 1392 – 1402. doi: /10.1016/j.scitotenv.2018.09.137

Wentzer, M.S., Hayes, K.C., Fisher, K.V.B., Price, L., Sterba-Boatwrigth, B. 2016. Water quality dynamics in an urbanizing subtropical estuary (Oso Bay, Texas). *Marine Pollution Bulletin*, 104, 44-53. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.02.013

Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314 (5800), 787–879. Doi: 10.2307/20031683

Xavier, D.A., Barcellos, R.L., Figueira, R.C.L., Schettini, C.A.F. 2016. Evolução sedimentar do estuário do Rio Capibaribe (Recife-PE) nos últimos 200 anos e suas relações com a atividade antrópica e processo de urbanização. *Tropical Oceanography* 44 (2), 74-88. DOI 10.5914/2016.0126

Zanardi-Lamardo, E., Nóbrega, A.S.C., Santos, R.H.A., Maciel, D.C. 2016. Fontes e níveis de contaminação no Sistema estuarino do Rio Capibaribe. *Tropical Oceanography* 44 (2), 118-131. Doi: 10.5914/tropocean.v44i2.8296

4- Conclusões

O uso de indicadores ambientais e socioeconômicos é fundamental para que se possa obter um panorama da qualidade ambiental de uma região costeira. O conjunto de indicadores a ser utilizado deve ser cuidadosamente escolhido de acordo com os objetivos do estudo, assim como o planejamento de sua amostragem deve ser criterioso para responder às perguntas prioritárias geradas pelos questionamentos particulares de cada caso. Assim, o monitoramento espaço-temporal para obtenção informações de uma região torna-se mais preciso e importante. Quanto mais preciso, melhor será sua resposta e o delineamento de possibilidades de planejamento gerencial.

A utilização de parâmetros ambientais de caráter físico-químico como indicadores ambientais demonstrou que o estuário do Rio Capibaribe apresenta um alto nível de nutrientes que caracterizam a eutrofização, interferindo em sua qualidade e manutenção da vida aquática. Esses impactos estão presentes em ambos os pontos do estuário estudados, independentemente do tipo de ocupação das margens.

Verificou-se baixos níveis de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, altas concentrações de fósforo e amônia lançados diretamente no corpo de água. Ocorrem diferenças significativas entre as estações do ano e pontos de coleta no decorrer da dos nove anos a partir da análise de dados disponíveis, com decréscimo de qualidade ambiental no período seco.

Devido ao estuário ser localizado em uma região tropical, o mesmo seguiu os padrões esperados de precipitação pluviométrica e temperatura da água, porém, mesmo com grandes volumes de precipitação no período de chuva o estuário não conseguiu inverter o cenário de qualidade da água. Isso se deu, provavelmente devido ao aumento da turbidez nesse período, que mesmo com decréscimo da temperatura e aumento da turbulência, não permitiu maior oxigenação da água. Esse padrão repetido dificulta que o estuário use os períodos de maior fluxo para contribuir em sua resiliência e preparação para uma nova estação seca, quando o fluxo reduzido naturalmente contribui na piora da qualidade da água.

A análise da qualidade da água de um estuário urbano é importante para auxiliar políticas públicas na tomada de decisões visando um bem-estar comum e ambiental, além de verificar os meses cujo curso de água está mais vulnerável a ação de fatores estressores. No caso do Capibaribe, podemos inferir que período e local de maior vulnerabilidade devido está ligado a estação seca na área à montante. Essa área no alto

do estuário provavelmente já recebe águas com baixa qualidade provenientes da bacia, além de não receber condições (ex. aumento de volume e de fluxo, saneamento das populações do entorno, controle do aporte urbano) para sua melhoria na direção ao médio e baixo estuário.

A utilização dos dados públicos permitiu sondar razoavelmente a qualidade da água do estuário em diversas escalas temporais e pelo menos em dois habitats do estuário (alto e médio). Por isso, ressalta-se a necessidade de avaliações mais frequentes de médio a longo prazo dos dados do programa de monitoramento. Focou evidente que a irregularidade das coletas, mesmo no parco desenho amostral proposto, dificulta o trabalho com matrizes estatisticamente mais robustas. Nesse sentido, sugere-se que todos os anos sejam obtidos o mesmo número de observações regulares, além da aferição constante dos mesmos parâmetros. Nesse trabalho, foi observado que algumas informações não foram disponibilizadas de forma suficiente, necessitando fazer a retirada de alguns indicadores para a execução de testes estatísticos e posterior análise, o que acarretou em perda de informação.

Ainda se sugere a disponibilização dos dados pela CPRH em tempo real, pois, o retardo dos anos em sua publicação retarda também esse tipo de estudo temporal, que pode ajudar a detectar situações de vulnerabilidade ambiental. Conseqüentemente, a análise só foi possível a partir de 2004 até 2012 devido à falta de dados mais recentes, um atraso de quase 4 anos. Esse foi o único período com possibilidade de formação de uma série de dados que, mesmo assim apresentam muitos vazios e alguns valores fora do esperado para ambientes naturais.

Para um panorama geral da qualidade da água a utilização de dois nutrientes permitiu chegar-se a um ponto de partida para outros trabalhos que venham a aprofundar o conhecimento sobre o estado trófico da água. Assim, além da correção do curso do monitoramento existente, sugere-se a inclusão de mais alguns parâmetros como clorofila-a para dar suporte as informações obtidas, como já ocorre em outras bacias hidrográficas do Estado como as dos Rios Jaboatão e Beberibe.

O Rio Capibaribe apresenta um grande valor para a população local, seja ele cultural, de lazer, moradia, renda ou transporte. Devido a sua localização estratégica foram sugeridos projetos de transporte fluvial pela cidade do Recife. Em 2012/2013 foram realizadas dragagens ao longo desse rio, a fim de recuperar 17 km de sua calha, para utilização em transporte público fluvial atendendo aproximadamente 350 mil passageiros. Apesar da perspectiva de resultados promissores o projeto não teve

continuidade. Contudo, a realização de dragagens para aprofundamento do futuro canal de navegação provocou a ressuspensão de partículas sólidas e poluentes, acarretando em um aumento significativo da turbidez e fluxo de nutrientes modificando a dinâmica do estuário em todo o seu curso, possivelmente colaborando com a eutrofização do estuário do Rio Capibaribe. Lamentavelmente, esse evento não foi totalmente coberto pela matriz de dados conseguida para esse estudo para avaliação das consequências da dragagem sobre a qualidade da água do estuário. Isso gera um ponto de preocupação e discussão, que é o fato de, em o projeto se materializando no futuro, não sabemos seu real impacto sobre o ecossistema. Ao se perder essa oportunidade de acompanhamento da variação da qualidade da água pela dragagem, perdeu-se também a força gerencial de se planejar dragagens periódicas mais segura para o ecossistema, já que a navegação de transporte de massa certamente faria uso desse tipo de manutenção caso existisse.

A análise mais detalhada dos nutrientes, metais e outros poluentes pela CPRH poderia auxiliar em um monitoramento mais aprimorado e eficaz para um panorama da qualidade da água. Como resultado, medidas para a conservação do próprio estuário e dos outros ecossistemas por ele influenciado (urbano, marinho e praias) estaria mais firmemente embasada. Este estudo traz ainda, um alerta quanto a necessidade de intensificar as pesquisas e ações no estuário do Capibaribe em prol da biodiversidade aquática e população urbana.

Apêndice

Tabela 1. Valores mínimos, máximos, médias e desvios padrões da área à montante do estuário do Rio Capibaribe.

Montante								
	Período Seco				Período Chuvoso			
Salinidade (ups)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	0,3	0,6	0,43	0,09	0,2	0,5	0,33	0,09
2005	0,2	0,3	0,27	0,03	0,2	0,2	0,20	0,00
2006	0,4	0,5	0,43	0,03	0,1	0,3	0,23	0,07
2007	0,3	0,4	0,37	0,03	0,2	1,4	0,60	0,40
2008	0,3	0,7	0,43	0,13	0,1	0,1	0,10	0,00
2009	0,1	0,2	0,15	0,05	0,1	0,1	0,10	0,00
2010	0,3	0,4	0,33	0,03	0,2	0,4	0,30	0,10
2011	0,3	1,1	0,63	0,24	0,2	0,4	0,30	0,10
2012	0,3	0,3	0,30	0,00	0,2	0,4	0,27	0,07
Temperatura (°C)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	28	30	28,67	0,67	28	29	28,33	0,33
2005	28	29	28,67	0,33	29	29	29,00	0,00
2006	29	31	30,00	0,58	26	31	28,33	1,45
2007	27	31	29,33	1,20	26	31	28,33	1,45
2008	27	29	28,00	0,58	26	27	26,33	0,33
2009	29	29	29,00	0,00	26	27	26,50	0,50
2010	29	31	30,00	0,58	26	29	27,50	1,50
2011	28	29	28,33	0,33	26	28	27,00	1,00
2012	27	31	29,00	1,15	26	29	27,33	0,88
pH								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	7,3	7,5	7,40	0,06	7,3	7,4	7,33	0,03
2005	6,5	7,6	7,00	0,32	6,8	7,8	7,13	0,33
2006	6,9	7,2	7,07	0,09	6,9	7,6	7,20	0,21
2007	6,7	7,5	7,00	0,25	7	7,6	7,27	0,18
2008	6,7	6,9	6,80	0,06	6,5	7,2	6,83	0,20
2009	7	7	7,00	0,00	7	7,1	7,05	0,05
2010	6,9	7,1	7,23	0,24	6,2	7,3	6,75	0,55
2011	7,1	7,7	7,50	0,20	7,1	7,6	7,35	0,25
2012	7,1	7,4	7,23	0,09	7	7,3	7,13	0,09
Turbidez (UNT)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	10	15	11,67	1,67	30	30	30,00	0,00
2005	10	20	15,00	2,89	10	70	30,00	20,00

2006	8	15	12,67	2,33	2	120	47,33	36,70
2007	10	15	12,67	1,45	15	50	30,00	10,41
2008	7	20	11,67	4,18	55	95	78,33	12,02
2009	20	20	20,00	0,00	35	100	67,50	32,50
2010	10	20	13,33	3,33	10	35	22,50	12,50
2011	7	25	14,00	5,57	8	50	29,00	21,00
2012	7	10	8,50	0,76	10	40	23,33	8,82

Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	3,2	6,6	5,03	0,99	4	7,3	6,00	1,01
2005	1,9	6,5	3,87	1,37	0,8	6,1	2,57	1,77
2006	2,1	2,9	2,50	0,23	1,6	5,6	3,10	1,26
2007	1,5	3,8	2,90	0,71	1,2	4,1	2,67	0,84
2008	2	5	4,00	1,00	4,9	5,8	5,30	0,26
2009	4,2	4,2	4,20	0,00	4,4	4,6	4,50	0,10
2010	1	8,6	5,13	2,22	4,4	5,1	4,75	0,35
2011	1,7	7,1	4,37	1,56	1,2	5,8	3,50	2,30
2012	2,5	3,8	3,33	0,42	2,5	4	3,10	0,46

DBO (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	2	3	2,33	0,33	3,2	5,8	4,17	0,82
2005	2	4,9	3,10	0,91	3,1	3,2	3,13	0,03
2006	0,5	3,8	2,10	0,95	2	4,1	2,93	0,62
2007	1,4	6,2	4,10	1,42	0,9	3,2	1,80	0,71
2008	3,7	5,6	4,70	0,55	1,5	3,8	2,67	0,66
2009	3,5	3,5	3,50	0,00	2,3	3	2,65	0,35
2010	2,6	5,1	4,23	0,82	1,6	2,9	2,25	0,65
2011	6,1	10,9	8,13	1,43	1,6	7,8	4,70	3,10
2012	1,3	6,9	4,20	1,62	2,8	14,5	7,53	3,56

Amônia (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004								
2005	0,48	0,81	0,60	0,11	0,41	1,01	0,61	0,20
2006	0,63	1,35	0,89	0,23	0,48	0,98	0,81	0,16
2007	0,79	2,04	1,34	0,37	0,61	2,07	1,45	0,44
2008	1,07	5,35	2,50	1,43	0,22	0,55	0,43	0,11
2009	1,09	1,09	1,09	0,00	0,41	0,53	0,47	0,06
2010	1,4	4,95	2,94	1,05	0,49	1	0,75	0,26
2011	0,33	1,58	0,82	0,38	0,21	1,18	0,70	0,49
2012	0,67	1,24	0,90	0,17	0,57	0,61	0,59	0,01

Fósforo (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	0,29	0,37	0,32	0,03	0,25	0,25	0,25	0,00
2005	0,21	0,78	0,41	0,19	0,21	0,25	0,22	0,01

2006	0,29	0,88	0,50	0,19	0,21	0,31	0,27	0,03
2007	0,21	0,39	0,31	0,05	0,16	0,54	0,34	0,11
2008	0,2	0,44	0,34	0,07	0,06	0,32	0,21	0,08
2009	0,27	0,27	0,27	0,00	0,21	0,32	0,27	0,06
2010	0,37	0,58	0,45	0,06	0,26	0,32	0,29	0,03
2011	0,19	0,43	0,30	0,07	0,08	0,46	0,27	0,19
2012	0,24	0,43	0,32	0,06	0,22	0,33	0,28	0,03

Cor (Pt/Co)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	50	80	60,00	10,00	100	100	100,00	0,00
2005	20	60	40,00	11,55	50	150	83,33	33,33
2006	8	25	17,67	5,04	40	150	80,00	35,12
2007	13	80	41,00	20,11	13	150	87,67	40,03
2008	30	50	40,00	5,77	200	500	316,67	92,80
2009	50	50	50,00	0,00	80	400	240,00	160,00
2010	25	40	35,00	5,00	20	80	50,00	30,00
2011	20	50	33,33	8,82	60	500	280,00	220,00
2012	20	30	23,33	3,33	15	150	71,67	40,45

Tabela 2. Valores mínimos, máximos, médias e desvios padrões da área à jusante do estuário do Rio Capibaribe.

Jusante								
	Período Seco				Período Chuvoso			
Salinidade (ups)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	0,5	6,5	4,47	1,98	0,3	19,3	8,67	5,72
2005	5,4	15,6	9,03	3,29	0,4	11,7	4,70	3,53
2006	3,1	12,7	7,90	2,77	0,3	11,3	6,73	3,31
2007	5,3	12,2	8,03	2,12	1,8	21,5	8,53	6,48
2008	1,2	8,6	3,67	2,47	0,2	8,6	3,00	2,80
2009	2,6	2,6	2,60	0,00	0,2	15,8	3,20	3,00
2010	5	11,1	7,13	1,99	0,3	0,3	0,30	0,00
2011	0,6	2,1	1,85	0,25	0,2	3,3	1,75	1,55
2012	1,9	12,4	6,80	3,05	0,2	3	1,30	0,86
Temperatura (°C)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	28	30	29,00	0,58	29	30	29,33	0,33
2005	28	30	29,00	0,58	25	30	27,67	1,45
2006	29	30	29,67	0,33	26	32	28,33	1,86
2007	28	30	29,33	0,67	26	31	28,33	1,45
2008	27	30	29,00	1,00	26	27	26,33	0,33
2009	28	30	29,00	1,00	27	28	27,50	0,50
2010	28	30	29,33	0,67	26	29	27,50	1,50
2011	28	29	28,50	0,50	28	28	28,00	0,00
2012	28	30	29,00	0,58	27	29	27,67	0,67
pH								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	7,3	8,1	7,73	0,23	6,8	7,3	7,03	0,15
2005	6,8	8	7,57	0,38	7,5	7,6	7,53	0,03
2006	7,6	8,5	7,97	0,27	7,3	7,8	7,53	0,15
2007	6,9	8,4	7,63	0,43	7	8	7,37	0,32
2008	7,2	9	7,87	0,57	6,2	7,5	6,70	0,40
2009	8,1	8,8	8,45	0,35	6,8	7,2	7,00	0,20
2010	7,3	7,9	7,50	0,20	6,3	7	6,65	0,35
2011	7,1	7,3	7,15	0,05	7,2	7,4	7,30	0,10
2012	7,4	8	7,63	0,19	7	7,1	7,07	0,03
Turbidez (UNT)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	10	15	11,67	1,67	45	45	45,00	0,00
2005	20	30	23,33	3,33	20	100	53,33	24,04
2006	8	25	16,00	4,93	9	75	31,33	21,84

2007	9	20	13,00	3,51	9	20	13,00	3,51
2008	7	15	12,33	2,67	20	60	46,67	13,33
2009	8	15	11,50	3,50	20	20	20,00	0,00
2010	10	25	16,67	4,41	15	25	20,00	5,00
2011	15	30	15,00	0,00	10	55	32,50	22,50
2012	15	25	20,00	2,89	10	15	13,33	1,67

Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	3,7	5,3	4,23	0,53	1,3	5,4	2,73	1,33
2005	1,8	10,1	5,70	2,41	1,6	4,8	2,73	1,03
2006	6,1	9,8	7,87	1,07	2,3	9,2	4,83	2,19
2007	2	7,8	4,83	1,68	0,5	5,4	2,47	1,49
2008	4,2	12,3	7,30	2,52	0,5	1,1	0,80	0,21
2009	6,4	9,7	8,05	1,65	0,7	1,1	0,90	0,20
2010	3,5	7,9	6,00	1,31	1,8	2,2	2,00	0,20
2011	2,4	3,5	2,95	0,55	3,6	5,3	4,45	0,85
2012	0	4,7	2,47	1,36	1	3,7	2,27	0,78

DBO (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	2,8	5	3,53	0,73	3,2	4,8	3,83	0,49
2005	7,2	13,4	9,67	1,90	3,7	10	6,47	1,86
2006	3,1	8,8	6,03	1,65	2	8	5,07	1,73
2007	2,5	9,9	6,47	2,15	3,9	10	6,30	1,88
2008	6,7	10,2	8,27	1,03	3,6	8,1	6,40	1,41
2009	9,9	14	11,95	2,05	4,8	7,9	6,35	1,55
2010	4,2	8,4	6,20	1,22	1,8	6,1	3,95	2,15
2011	2,8	13,6	8,20	5,40	2,8	10,9	6,85	4,05
2012	8,8	17,2	13,60	2,50	3,7	22,2	12,97	5,34

Amônia (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2005	4,37	8,02	6,03	1,07	1,05	4,77	2,96	1,07
2006	1	5,56	3,88	1,45	1,24	7,77	4,23	1,90
2007	5,95	9,79	7,24	1,28	3,16	4,56	4,11	0,48
2008	3,27	9,15	5,24	1,95	1,24	2,08	1,79	0,28
2009	7,11	7,11	7,11	0,00	2,46	8,2	5,24	2,78
2010	2,77	9,53	6,50	1,98	0,71	2,47	1,59	0,88
2011	1,77	6,26	3,32	1,47	0,59	4,74	2,67	2,08
2012	1,92	4,6	3,33	0,78	0,13	1,23	0,77	0,33

Fósforo (mg L⁻¹)

	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	0,22	1,23	0,56	0,34	0,76	0,76	0,76	0,00
2005	0,84	1,46	1,08	0,19	0,38	0,75	0,58	0,11
2006	0,75	1,13	0,89	0,12	0,32	1,47	0,76	0,36
2007	0,76	1,04	0,87	0,09	0,49	0,76	0,61	0,08

2008	0,59	1,17	0,82	0,18	0,03	0,52	0,34	0,16
2009	0,56	0,98	0,77	0,21	0,44	0,45	0,45	0,01
2010	0,74	1	0,90	0,08	0,53	0,7	0,62	0,09
2011	0,7	0,8	0,78	0,02	0,09	1,11	0,60	0,51
2012	0,9	1,24	1,02	0,11	0,38	0,67	0,53	0,08
Cor (Pt/Co)								
	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad	Mínimo	Máximo	Média	Desv Pad
2004	50	80	60,00	10,00	100	100	100,00	0,00
2005	25	100	58,33	22,05	50	300	136,67	81,72
2006	8	40	20,33	9,94	18	80	49,33	17,90
2007	8	300	112,67	93,88	8	80	52,67	22,52
2008	40	60	50,00	5,77	50	200	116,67	44,10
2009	40	40	40,00	0,00	50	50	50,00	0,00
2010	30	50	43,33	6,67	20	30	25,00	5,00
2011	40	60	45,00	5,00	60	500	280,00	220,00
2012	20	40	30,00	5,77	18	60	42,67	12,67

