



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

RAFAEL DOS SANTOS DANTAS

**AVALIAÇÃO DA SAÚDE AMBIENTAL EM ÁREAS COM DIFERENTES
GRAUS DE UTILIZAÇÃO NA REGIÃO COSTEIRA DO LITORAL SUL DE
PERNAMBUCO**

Recife

2019

Rafael dos Santos Dantas

**AVALIAÇÃO DA SAÚDE AMBIENTAL EM ÁREAS COM DIFERENTES GRAUS DE
UTILIZAÇÃO NA REGIÃO COSTEIRA DO LITORAL SUL DE PERNAMBUCO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Oceanografia da Universidade Federal de Per-
nambuco, como requisito parcial para a obtenção do
Grau de Doutor em Oceanografia

Área de concentração: Oceanografia Biológica

Orientadora: Profa. Dra. Sigrid Neumann Leitão

Recife

2019

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria Luiza de Moura Ferreira, CRB-4 / 1469

D192a Dantas, Rafael dos Santos.
Avaliação da saúde ambiental em áreas com diferentes graus de utilização na região costeira do litoral sul de Pernambuco / Rafael dos Santos Dantas. - 2019.
85 folhas, il.

Orientadora: Profa. Dra. Sigrid Neumann Leitão.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2019.
Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Bioindicadores. 3. Impactos ambientais. 4. Zooplâncton.
5. Estuário. 6. Recifes costeiros. 7. Tropical. I. Leitão, Sigrid Neumann (Orientadora).
II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2019-418

Rafael dos Santos Dantas

AVALIAÇÃO DA SAÚDE AMBIENTAL EM ÁREAS COM DIFERENTES GRAUS DE UTILIZAÇÃO NA REGIÃO COSTEIRA DO LITORAL SUL DE PERNAMBUCO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Oceanografia

Aprovada em 28 de fevereiro de 2019

Profa. Dra. Sigrid Neumann Leitão – Presidente
DOCEAN-UFPE

Prof. Dr. Fernando A. do N. Feitosa – Titular Interno
DOCEAN-UFPE

Profa. Dra. Tâmara de A. e Silva – Titular Externo
Depto. Educação, UNEB, BA

Prof. Dr. Fernando de F. Porto Neto – Titular Externo
Depto. Biologia-UFRPE

Profa. Dra. Sírléis Rodrigues Lacerda – Titular Externo
Depto. Biologia da URCA, Crato-CE

Recife
2019

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer à minha família, em especial à minha amada esposa e filha, sem as quais não estaria aqui hoje cumprindo mais esta etapa da minha formação. Meus pais, minha irmã, meus amigos, a todos meu muito obrigado.

Agradeço imensamente à Profa. Dra. Sigrid Neumann-Leitão, que me acolheu no momento mais difícil dessa jornada, e com seu apoio incondicional em todas as áreas da minha vida, conduziu-me à conclusão desse trabalho.

Agradeço à Profa. Dr. Maria Elisabeth de Araújo pelo tempo no qual estive sob sua supervisão, tempo este que contribuiu significativamente com meu crescimento pessoal e profissional.

A todos os mestres do PPGO com quem estive neste período, que de uma forma ou de outra me ajudaram crescer intelectualmente.

Pela amizade de todos do IMAT e do LabZoo! Foram momentos de verdadeira alegria e experiências incríveis vivenciados juntos, são pessoas com quem espero poder contar sempre de agora em diante.

Por fim, agradeço à FACEPE, à CAPES e ao CNPq pelo financiamento deste projeto. Agradeço também ao Departamento de Oceanografia e ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia.

RESUMO

Estuários e zonas costeiras associadas são ecossistemas complexos onde organismos sofrem uma variedade de estressores naturais que variam espacial e temporalmente. Devido à grande variabilidade dos fatores ambientais, combinados com diferentes ações antrópicas, estes ecossistemas apresentam desafios relacionados à compreensão desses efeitos e as causas por trás dos diferentes processos oceanográficos. Dentre os ecossistemas costeiros-estuarinos localizados no litoral sul de Pernambuco a serem abordados nesta tese, destacam-se Tamandaré (relativamente preservado e incluído em área de proteção ambiental) e o de Suape, alvo da implantação de um complexo industrial portuário que acarretou em diversas obras de engenharia, as quais modificaram drasticamente a paisagem e mudou o papel ecológico das comunidades biológicas. Em Suape, os principais processos impactantes estiveram relacionados à sedimentação por dragagem, dinamitação dos recifes, aterros sobre a linha recifal, destruição do manguezal e tráfego de embarcações de grande porte. Tamandaré tem sido relativamente bem preservado, sofrendo mais impactos do turismo desenfreado e da retirada de manguezais, resultando no transporte de material em suspensão para a costa e sedimentação deste nos recifes costeiros. O objetivo principal desta tese consistiu em fornecer uma avaliação dos impactos ambientais ocorridos em Suape e Tamandaré, através de um check-list de indicadores além do uso do zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental. O check-list foi aplicado in loco observando-se de forma subjetiva os principais impactos ambientais, considerando peso 1 (pequeno), 3 (moderado) ou 5 (extremo), de acordo com sua importância em relação aos princípios da análise adotada. Em Suape o sistema mais impactado foi o estuário do rio Massangana (-431) seguido por Ipojuca (-296) e Tatuoca (-288). O rio Merepe (-249) e a Baía de Suape (-212) apresentaram menores impactos, porém ainda muito altos, com redução e modificação acentuada da flora e fauna. Em Tamandaré o rio Formoso foi o que apresentou maior impacto (-185). Observou-se que o modelo utilizado para o desenvolvimento de Suape não contempla os recursos ecossistêmicos, uma vez que todos os ambientes foram destruídos e descaracterizados. Em Ta-

mandaré há um maior interesse na preservação ambiental, estando os ecossistemas costeiros-estuarinos mais preservados. Observou-se que, iniciativas para promover o desenvolvimento econômico a todo custo causam a destruição do patrimônio natural e social, como infelizmente ocorreu em Suape. Quanto ao zooplâncton os estudos indicaram grandes impactos em Suape, com mudanças acentuadas nas comunidades e presença de indicadores de poluição química e orgânica. Em Tamandaré a comunidade dominante é tipicamente estuarina, inclusive influenciando o zooplâncton recifal, através da pluma estuarina.

Palavras-chave: Bioindicadores. Impactos ambientais. Zooplâncton. Estuário. Recifes costeiros. Tropical.

ABSTRACT

Estuaries and associated coastal zones are complex ecosystems where organisms undergo a variety of natural stressors that vary spatially and temporally. Due to the great variability of the environmental factors, combined with different anthropic actions, these ecosystems present challenges related to understanding these effects and the causes behind the different oceanographic processes. Among the coastal-estuarine ecosystems located on the south coast of Pernambuco to be addressed in this thesis, we highlight Tamandaré (relatively preserved and included in an area of environmental protection) and Suape, the target of the implantation of a port industrial complex that entailed in several engineering works that dramatically changed the landscape and changed the ecological role of biological communities. In Suape, the main impacting processes were related to sedimentation by dredging, dynamiting of the reefs, landfills on the reef line, destruction of the mangrove and traffic of large vessels. Tamandaré has been relatively well preserved, suffering more impacts from unrestrained tourism and mangrove withdrawal, resulting in the transportation of suspended material to the coast and sedimentation of this on the coastal reefs. The main objective of this thesis was to provide an evaluation of the environmental impacts occurred in Suape and Tamandaré, through a checklist of indicators besides the use of zooplankton as a bioindicator of environmental quality. The checklist was applied locally observing the main environmental impacts, considering weight 1 (small), 3 (moderate) or 5 (extreme), according to its importance in relation to the principles of the analysis adopted. In Suape the most impacted system was the estuary of the Massangana river (-431) followed by Ipojuca (-296) and Tatuoca (-288). The Merepe River (-249) and the Suape Bay (-212) presented smaller but still very high impacts, with a marked reduction and modification of the flora and fauna. In Tamandaré, the Formoso river had the greatest impact (-185). It was observed that the model used for the development of Suape does not contemplate the ecosystemic resources, once all the environments have been destroyed and decharacterized. In Tamandaré there is a greater interest in environmental preservation, with the most preserved coastal-estuarine ecosystems. It was observed that initiatives to pro-

mote economic development at all costs cause the destruction of the natural and social patrimony, as unfortunately occurred in Suape. As for zooplankton, the studies indicated large impacts in Suape, with marked changes in the communities and presence of chemical and organic pollution indicators. In Tamandaré the dominant community is typically estuarine, including influential reef zooplankton, through the estuarine plume.

Keywords: Bioindicators. Environmental impacts. Zooplankton. Estuary. Coastal reefs. Tropical.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	OBJETIVOS	11
1.1.1	Objetivo Geral	12
1.1.2	Objetivos Específicos	12
1.2	HIPÓTESES	12
1.3	O LITORAL SUL DE PERNAMBUCO	12
1.3.1	Clima	12
1.3.2	Hidrografia	13
1.3.3	Condições Oceanográficas	13
1.3.4	Geomorfologia	14
1.4	ESTRUTURA DA TESE	15
2	MANUSCRITO 1 – BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY.....	16
3	MANUSCRITO 2 – ZOOPLANKTON AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY	32
4	MANUSCRITO 3 – ÍNDICE DE SAÚDE RECIFAL	49
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
	REFERÊNCIAS	65

1 INTRODUÇÃO

Recentemente muita atenção tem sido dada ao fato de que as relações entre a saúde ambiental e a saúde humana estão se tornando cada vez mais interdependentes (CORVALAN; HALES; MCMICHAEL, 2005), reforçando a noção de que muitas pessoas dependem diretamente dos serviços oferecidos pelo ecossistema (MOBERG; FOLKE, 1999).

Para muitos entes da nossa sociedade o termo saúde refere-se à “livre de doenças”, entretanto, para Nielsen (1999), esse significado vai além, sendo uma junção do que os gregos chamavam de cura (ou livre de doenças - Panacea) e bem-estar (Hygeia). Para o mesmo autor, o maior desafio é extrapolar a saúde do indivíduo para níveis maiores, como populações, comunidades e ecossistema. Nessa linha de pensamento, vários trabalhos têm sido publicados recentemente com o objetivo de acessar a saúde ambiental das áreas marinhas (BRUCE et al., 2012; BARBOSA et al., 2016; ENNIS et al., 2016; PONTI et al., 2016; PAGE et al., 2017).

O conceito de saúde ambiental ainda não é consensual entre os pesquisadores, mas para o propósito deste trabalho, significa a capacidade que o ecossistema tem de manter organização biológica e social, além de ser capaz de sustentar várias atividades humanas (MCFIELD; KRAMER, P., 2007). Algumas espécies aquáticas, animais ou plantas, são indicadores valiosos de saúde ambiental e/ou poluição no ambiente marinho (PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016). Entretanto, mudanças em macro-organismos, como peixes e corais, são normalmente notadas apenas quando a saúde do ambiente já está comprometida. Em contrapartida, os micro-organismos possuem características que os tornam excelentes indicadores de impactos e problemas ambientais em fases iniciais, e eles podem ser sensíveis às alterações quando estas ainda são reversíveis (SUMAMPOUW; RISJANI, 2014).

A importância destes organismos como indicadores de saúde ambiental tem sido a base de uma grande quantidade de trabalhos realizados nos últimos 50 anos. Zonas de poluição foram demarcadas e têm sido analisadas através de dados de con-

dições físicas, químicas e biológicas. Conclusões robustas foram tiradas destes trabalhos, relacionando a fauna e a flora com a condição da qualidade da água (ANGEL, 1977; MACKAS; DENMAN; ABBOTT, 1985; TETT; EDWARDS, 1985).

A forma na qual eventos físicos ou biológicos interagem para controlar a diversidade e distribuição dos organismos aquáticos foi revisada por vários autores (LEGENDRE, L.; DEMERS, 1984) e muitos trabalhos apontam que o hidrodinamismo é a força determinante dos ambientes aquáticos, de tal forma que os vários fatores físico-químicos e biológicos do ambiente são considerados agentes pelos quais a variabilidade deste hidrodinamismo é passada aos organismos (EDINGER; JOMPA et al., 1998; EDINGER; RISK, 2000).

Neste contexto, podemos considerar como bioindicadores os organismos que, de alguma forma, podem ser utilizados para identificar possíveis alterações nos ambientes. Segundo New (1995), os bioindicadores são organismos (ou grupos destes) que caracterizam condições ambientais especiais de um ecossistema, indicando modificações naturais ou induzidas pelo homem. A identificação destes organismos pode promover um indicador de saúde ambiental, e levantar um alerta inicial para implementação de esforços intensivos de conservação antecedentes a um possível colapso (CHAPIN; SALA et al., 1998; CHAPIN; ZAVALA et al., 2000).

Um bom grupo de bioindicadores deve incluir um conjunto taxonomicamente diverso, que responde de forma única a vários estressores ambientais, além de alguns poucos organismos selecionados, capazes de detectar estressores particulares (KARR, 1991). De modo geral, a avaliação dos bioindicadores, sua participação no ecossistema e a estimativa dos parâmetros funcionais das espécies mais importantes, tornou-se uma grande linha de pesquisa, e desta forma, indicadores biológicos ganharam lugar no que diz respeito à avaliação da qualidade da água (ARORA, 1966).

1.1 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram os seguintes:

1.1.1 Objetivo Geral

O principal objetivo deste trabalho foi identificar bioindicadores de estresse nos ambientes costeiros do litoral sul de Pernambuco, em face das influências físico-químicas de origem antropogênicas que estes ambientes recebem.

1.1.2 Objetivos específicos

- Identificar indicadores da qualidade ambiental de Suape e avaliar os fatores que tem mais impactado o complexo portuário;
- Verificar dentre os organismos do zooplâncton aqueles que melhor indicam sobre a condição da saúde ambiental de Suape;
- Levantar os principais impactos que vêm afetando a área recifal do litoral sul de pernambuco e as consequências para os ecossistemas afetados.

1.2 HIPÓTESES

Hipótese 1: As influências antropogênicas podem ser percebidas nas comunidades de seres vivos presentes nas áreas de estudo, e este impacto negativo pode ser reconhecido através da presença e abundância de algumas espécies bioindicadoras, como por exemplo Copepoda;

Hipótese 2: As áreas de mangue presentes na costa pernambucana exercem uma influência positiva na comunidade de áreas adjacentes (como recifes), o que pode indicar que os mangues são fontes de espécies e biomassa.

1.3 O LITORAL SUL DE PERNAMBUCO

As características particulares desta região serão descritas a seguir.

1.3.1 Clima

De acordo com a classificação de Köppen (KOENING; ESKINAZI-LEÇA et al., 2002), o clima dominante na região é o As', que é quente, úmido e caracterizado por

apresentar chuvas de outono-inverno. Por possuir uma taxa de evaporação menor do que a precipitação anual, essa região possui balanço hídrico anual positivo (CHAVES, 1996). O regime pluviométrico anual médio é de aproximadamente 2000 mm, com o período compreendido entre abril e julho sendo o mais chuvoso, com cerca de 70 a 75 % das chuvas anuais ocorrendo nestes meses (KOENING; ESKINAZI-LEÇA et al., 2002). No período entre Janeiro e Abril são observadas as maiores temperaturas anuais, que podem facilmente atingir os 35 °C, bem como as menores taxas pluviométricas (CHAVES, 1996).

1.3.2 Hidrografia

A feição hidrográfica mais característica é o rio Ipojuca, por ser o mais extenso do estado de Pernambuco, com nascentes na zona do Agreste, atravessando o estado no sentido E-W. Coleta inúmeros afluentes de médio a pequeno porte, a maioria dos quais perenes devido ao clima úmido e quente (CHAVES, 1996).

Além do Ipojuca, há outros rios de médio porte entre os quais podem ser citados os rios Tatuoca, Merepe, Massangana, Capibaribe, Beberibe e Jaboatão, que apresentam um sistema de drenagem predominantemente dendrítico perene, com certas tendências a pinado. Nos cursos terminais dos rios, próximo à costa, estes assumem uma drenagem anostomosada, caracterizando-se pela presença de canais entrelaçados e mangues (SELVA, V. S. F., 2012).

1.3.3 Condições Oceanográficas

A faixa costeira pernambucana é situada à baixa latitude e pouco elevada acima do nível do mar, por conta disso, é caracterizada por baixas pressões atmosféricas e é influenciada pelos ventos alísios. As velocidades médias destes variam de 3,1 a 4,7 m s^{-1} , vindos principalmente de E-SE, no período de Abril a Setembro, e de E-NE, de Outubro a Março. A costa pernambucana sofre grande influência das ondas geradas por estes ventos, principalmente no que diz respeito ao transporte de sedimento à praia. Durante o ano, as ondas têm altura média de 1 a 1,5 m e períodos de 5 a 7 s (CHAVES, 1996).

1.3.4 Geomorfologia

Ao sul da cidade do Recife, as principais feições geomorfológicas encontradas são o domínio colinoso e a planície costeira (BELLWOOD; FULTON, 2008). O domínio colinoso é caracterizado pela presença de pequenas colinas arredondadas, de reduzida extensão, cujas cotas variam entre 10 a 40 m, de origem vulcanosedimentar. As planícies costeiras, de origem quaternária, constituem uma unidade geomorfológica de grande complexidade, tendo em vista serem ambientes de transição entre fenômenos marinhos e continentais (CHAVES, 1996). Os sedimentos quaternários acumulados na planície costeira resultam da interação de vários fatores, como variação do nível do mar, mudanças climáticas e processos dinâmicos costeiros. A linha da praia encontrada no litoral sul é mais ou menos contínua, interrompida apenas por alguns rios e por pontais rochosos, como no Cabo de Santo Agostinho (CHAVES, 1996).

São encontrados nesta planície costeira vários compartimentos geomorfológicos distintos, como terraços fluviais, terraços marinhos superiores (Pleistoceno) e inferiores (Holoceno), baixios de maré, manguezais, pântanos, flechas litorâneas e recifes (LEÃO et al., 2016).

Os terraços marinhos pleistocênicos ocorrem na porção mais interna da planície costeira, ora no sopé de formações mais antigas (como a formação barreiras), ora isolados. São descontínuos, com forma variada e geralmente paralelos à linha de costa (CHAVES, 1996).

Os terraços holocênicos ocorrem preenchendo a porção externa da planície costeira, sob a forma de corpos alongados, contínuos e paralelos à linha de costa. Possuem cordões litorâneos que representam antigos níveis do mar, e são separados dos pleistocênicos por zonas úmidas e/ou por pequenos riachos estreitos (CHAVES, 1996).

Os recifes que ocorrem no litoral de Pernambuco são os *beachrocks*, os recifes coralinos e algálicos, e os resultantes da erosão das falésias das formações Barreiras, Gramame e Maria Farinha (CHAVES, 1996).

Os *beachrocks* são areais cimentadas por carbonato de cálcio (FERREIRA,

B. P.; MAIDA, 2006), e geralmente servem de substrato para os recifes coralinos e algálicos. No litoral sul, os recifes coralinos são normalmente compostos por esqueletos de corais dos gêneros *Millepora*, *Mussismillia*, *Porites*, *Siderastrea*, *Agaricia* e *Favia* (FERREIRA, B. P.; MAIDA, 2006), enquanto que os algálicos são formados principalmente por algas calcárias dos gêneros *Halimeda*, *Lithothamium* e *Melobesia* (FERREIRA, B. P.; MAIDA, 2006).

A plataforma continental do estado de Pernambuco é caracterizada pela largura reduzida, baixa profundidade, declive suave, águas quentes e elevada salinidade. Além disso, ela é quase que inteiramente coberta de sedimentos carbonáticos, decorrentes da ativa produção orgânica deste material devido ao desenvolvimento de bancos de algas calcárias. A largura média da plataforma é de 35 km e a profundidade de quebra se encontra entre as isóbatas de 50 e 60 m (CAMARGO et al., 2007).

1.4 ESTRUTURA DA TESE

A tese foi estruturada em três manuscrito, como seguem:

Manuscrito 1: Bioindicators of environmental quality in costal / estuarine areas as a tool for monitoring plans: A Study Case for Suape Port Complex (Pernambuco, Brazil); **Manuscrito aceito para publicação na revista *Tropical Journal of Fisheries and Aquatic Sciences***

Manuscrito 2: Zooplankton as bioindicators of environmental quality in costal / estuarine areas as a tool for monitoring plans in Suape Port Complex (Pernambuco, Brazil); **Manuscrito a ser submetido ao periódico *Biological Indicators*.**

Manuscrito 3: Principais impactos que afetam as áreas costeiras de Pernambuco (Brasil), com ênfase nos recifes de Tamandaré, Pernambuco, Brasil. **Manuscrito ainda sem periódico definido**

2 MANUSCRITO 1 – BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY

ABSTRACT

The implantation of Suape Complex Industrial Port (Pernambuco, Brazil) has resulted in several actions which modified dramatically the landscape and changed the ecological role of the reef and estuarine communities in the area. The main impactful processes in Suape are related to sedimentation by dredging, reef dynamitation, land-fill on the reefline, destruction of the mangrove and traffic of large vessels. The main objective of this research consists of providing a brief introduction to the process of assessing environmental impacts occurring in the main estuarine ecosystems. It was used a check-list of the indicators applied to the main four rivers estuaries and the bay of Suape, filled out by the researcher observing in loco, the main environmental impacts. Each impact can present weight 1 (small), 3 (moderate) or 5 (extreme), established subjectively, according to its importance in relation to the principles of the analysis adopted. The most impacted system was the Massangana river estuary (-431) followed by Ipojuca (-296) and Tatuoca (-288). The Merepe river (-249) and Suape bay (-212) presented lower impacts, however still very high. It was observed that the used model for the development of Suape does not contemplate ecosystem resources, since all the environments were destroyed and discharacterized. Thus, initiatives to promote the economic development at all costs cause the destruction of the natural and social heritage, like unfortunately occurred in Suape.

Keywords: Suape Port. Environmental Impacts. Indicators. Estuary. Tropical.

INTRODUCTION

The coastal-estuarine zone is constantly subject to multiple anthropic activities (tourism, urban expansion, oil and gas exploration, port activity, industries, fisheries, aquaculture, farming, agriculture etc.), which cause major environmental impacts. Preserving, improving or restoring an environmental is defined broadly and expressed in

vague terms such as health and environmental integrity (KARR, 1999). Effective ecological managing involves monitoring plans that make available specific associations between changes in ecosystem condition and health. As coastal populations increase, pressures are multiplied by aquatic resources, and to maintain the benefits generated by these systems, it is necessary to manage the impacts. The ecological integrity requires the reestablishment of a system capable of maintaining a balanced community including species composition, diversity and functional organization comparable to the natural habitat (KARR; THOMAS, 1996). This goal to be achieved requires that its recovery be correctly evaluated and interpreted (TOTH; ANDERSON, 1998).

The efficiency in the decision of an environmental quality protocol requires the analysis of complex interactions and the transformation of data into a few metrics rich in information that can serve as a safe guide to the authorities that will perform the management. The effort to generate these metrics is based mainly on environmental indicators. Most of the existing works aim to detect a condition, a diagnosis of the causes of the condition, and/or to pass on the information of this condition to a non-technical audience. In coastal/estuarine environments it is common to focus on environmental health indicators or environmental integrity, which represent two related concepts, but fundamentally different (LACKEY, 2001). Environmental integrity is defined as an unmatched condition of self-sustaining, implying the absence of a few or no impact. In contrast, environmental health is the optimum state of a man-modified system (KARR; CHU, 1997). Environmental health and integrity are interchangeable concepts when it accepts the existence of multiple references to the integrity based on the choices of society. Both concepts recognize that the system used by man is an integral component that will differ significantly from the original healthy conditions.

Environmental quality measures include the use of physical, chemical and biological indicators. Biological indicators are important because they represent the integration of aquatic conditions. Thus, they can be used to obtain both biotic and abiotic conditions as well as cumulative effects. In fact, the use of individual species to indicate pollution degradation has a long history (BAIN et al., 2000). Subsequent studies have involved the level of community, ecosystem and landscape, including researches

incorporating multiple structural and functional aspects of the ecosystem transforming it into indexes of the environmental condition (HUGHES, J. E. et al., 2002).

Among the coastal environments of Pernambuco, stands out the Suape region, located about 40 km south of the city of Recife (Pernambuco, Brazil). In this region, it was implanted from 1970 the Industrial Port Complex of Suape (IPCS), which caused large hydrogeomorphic changes and the functionality of estuaries of the existing rivers. This IPCS is located between the municipalities of Cabo de Santo Agostinho and Ipojuca, occupying approximately 13,500ha, of which 3,232.58 correspond to the area of the organized port. The whole complex presents a variable relief of flat and wavy areas, with the original vegetation being the Atlantic Forest, which was replaced in most of the area, before its implantation on site, by sugarcane. The average annual temperature is 27°C and approximately 2000 mm.year⁻¹ rainfall, evenly distributed between dry and rainy periods. The east and southeast winds predominate (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

The port structure is located near the estuary of the river Massangana, and the area of influence also covers the estuarine areas of the Ipojuca, Merepe and Tatuoca rivers. In the areas of the external port and the canal, the average depth is 17 meters. The environments found in the vicinity comprise mangroves, sandy beaches, reefs, seaweed meadows, among others. The construction of the industrial complex of the port of Suape, has caused over the last decades a series of modifications in the ecological characteristics of the region and altered the marine life of the area. The mangroves suffered a large process of severe degradation, resulting from drainage, dams and landfills (BRAGA; UCHOA; DUARTE, 1989). The partial breaking of the reefs conditioned not only changes in the tidal cycle, but also altered various physicochemical parameters (NEUMANN-LEITÃO, 1994). In view of this scenario, the idea of conducting a protocol to stimulating the partial restoration of IPCS required initially a detailed assessment of the health and integrity of the entire coastal/estuarine ecosystems and the subsequent use of tools to implant an effective management. For this, special policies are needed for environmental management and territorial occupation, in order to ensure the sustainable development of the region, considering the best use of existing resources, improving the quality of life of its population and the preservation of biodiversity.

Thus, this article was designed to assess the ecological integrity of Suape Complex and requires a multidisciplinary evaluation program. Short-and long-term responses should be obtained from physical, chemical, biological and functional indicators based on observations on spatiotemporal scales. Thus, many information is needed to reflect the nature of degradation and the degree of impacts on the aquatic system. The achievement of the impacts reflects that the consequences of management do not result in degradation of environmental attributes and loss of socio-economic services.

The main objectives consist of providing a brief introduction to the process of assessing environmental impacts and delineating an appropriate procedure, followed by the analyzes of methods of assessing the impacts occurring within the coastal-estuarine environment, which form an important component of the area's management framework. This approach was assessed through a check-list of the impacts. These data generated an overview of the changes and sensitivity suffered over the decades and discuss impact assessment and evaluation framework, including the identification of the environmental changes of the installed activities.

MATERIAL AND METHODS

The Suape area researches began in the decade of 1960, when ideas about the feasibility of executing a big Port for exportation and the setting up in its surroundings an industrial park. From 1973 forward, the Master plan for the execution of the port complex with industrial and commercial objectives started to be developed, integrating a wide area to support the port complex. From 1974 to 1976 it was launched the foundation of Suape port complex, when technical, economic and financial studies were carried out to assess the project feasibility. In 1977 the studies were concluded, and the disappropriation of about 13,500 hectares of land were initiated, besides other basic services. After this phase, it began the port infrastructure works, the internal road system, water supply, electricity and telecommunications. At the end of 1978, it was created the Suape-Industrial Complex Port company (state Law No. 7,763), with the resolution of implementing the the industrial district, and the works to implant the port

activities (VAINSENCER, 2006).

The port of Suape began to operate in 1983 and in the follow year (1984) it was built the dock, on stones, for protecting the internal port entrance, opened in the reefs. In 1986, the building of the multi-purpose pier was initiated, the CMU. Through this structure it could be moved containers and solid bulk. In 1991, the multi-purpose pier began operating and the port of Suape was included in the list of the 11 priority ports in Brazil, for which the federal public resources of investments in port infrastructure should be directed.

In 1999, the construction of the internal port was completed, with 925 meters of new pier accessed by an opening in the reef line, with 300 m wide and 15.5 m deep. The construction of the second stage of the internal port was initiated in 2001, with the dredging of more than 1 million and 300,000m³ of sand, extending the navigation channel in more than 450 meters, where would be built Pier 4, with 330 m.

From 2003, the port of Suape received from the Food and Drug Administration (FDA), linked to the to the Government of the United States of America, an international certificate providing compliance with the measures of the law against bioterrorism, being in the following year (2004) built the Suape Complex training center. From 2005 to the Suape area there are countless industries, including the General José Ignácio Abreu and Lima refinery. Currently more than 70 companies are installed in Suape Complex (VAINSENCER, 2006).

The Suape Complex includes the estuaries of the rivers Massangana, Ipojuca, Tatuoca and Merepe and the bay of Suape (Figure 1), with a hydrographic basin of 3,800 km² located approximately 40 km South of the City of Recife . The basin extension is approximately 15km, with a minimum depth of 0.8m at low tide and maximum of 4.0 m at high tide. The climate is warm, humid and pseudo-tropical (Köppen As'). The annual precipitation varies between 1.850 mm and 2.354 mm, and the dry season is from September to February and the rainy season from March to August. Salinity varies between 0.05 and 36. The winds are predominantly southeast (KOENING; LEÇA, et al., 2003).

At Suape Port Complex over the last two decades have installed and operat-



Figure 1 – Complex Estuarine of Suape. Source: Modified from Neumann-Leitão (1994)

ing >100 industries, including different activities (among others oil derivative transport and fuel distribution, eg. 2.7 million tons of petroleum passed through the port in the first semester of 2016), and around US\$ 17 billion was invested in the region (SUAPE, 2017).

The construction of Suape's port in 1979 separated the natural reef line into two areas (Suape bay and Ipojuca-Muro Alto) and generated changes in the hydrodynamics along the coast. Heitor Scalabrini Costa (2012) studied the macrobenthic communities of this reef, and showed the presence of 47 taxa, of which 11 were exclusive to Suape bay and two to Ipojuca-Muro Alto. The Suape bay reef demonstrated the greatest richness and a significantly different faunal composition showing that the changes in the area along the implantation of the Port and industries affected the reef and intertidal zone mainly the richness.

It was registered two intertidal zonation patterns (high and middle + low). *Nodilitorina ziczac* and *Chthamalus bisinuatus* characterized the high zone of the Ipojuca-

Muro Alto, and *Protopalythoa variabilis* and *Petalconchus varians* characterized the same zone at Suape bay. The construction of the port altered the tidal cycles so that the Ipojuca-Muro Alto reef now remains exposed for longer periods, resulting in the richness reduction and marked differences in the macrobenthic faunal composition.

The original reef before the port implantation was 11km long with a homogeneous community, but its division by the construction of the port resulted in several impacts to the region, mainly the formation of two different reefs in terms of the ecological characteristic, with the disappearing from the Ipojuca-Muro Alto reef of the coral *Favia grvida* and the zoanthid *Palythoa caribaeorum*, and the gastropod *Littoraria nebulosa* (recorded before the construction of the port), which was not found in all the area.

The methodology for the elaboration of the "check-list" of the indicators was adapted from Tommasi (1994) to estuarine areas. In the Table 1, to be filled out by the researcher by observing in loco, the main environmental impacts are presented in columns and their effects, in queues. Each impact can present weight 1 (small), 3 (moderate) or 5 (extreme), established subjectively, according to its importance in relation to the principles of the analysis adopted.

Extreme impacts were considered that interfere drastically or globally in each environment and moderate all those who, even being expressive, had more punctual characteristics. The effects of the impacts were also valued, but with negative notes (-1, -3 and -5), depending on their intensity, or with zero (0), when absent. The results of the multiplication of the weights attributed to the impacts by the notes of their effects allowed to classify each impact in the following categories: Small (values – 1 to-3); Moderate (values – 5 to-9) and extreme (values – 15 to – 25). The sum of the values of this multiplication provides the general impact index in the studied estuary. This check-list was applied three times in the area, in March, July and November/2018. Average value was used to get the impact class.

Table 1 – Check-List of main impacts indicators in the mangrove/river/bay area

Impact weight (IP)	Effect note (EN)		Classification (IPxEN)
5 = extreme	-5 = extreme		-1 a - 3 = small
3 = moderate	-3 = moderate		-5 a - 9 = moderate
1 = small	-1 = small		-15 a -25 = extreme
	0 = absent		
Place:		DATE:	
INDICATORS	WEIGHT	EFFECT	CLASS
Urban expansion			
Earthwork			
Landfills in mangroves			
Roads and highways in mangroves			
Paths in mangroves			
Erosive processes			
Litter deposition			
Extensive agriculture			
Subsistence farming			
Vegetation degradation			
Burned in vegetation adjacent to mangrove			
Burned in mangrove			
Wood cuts in the forests adjacent to the mangroves			
Wooden cuts in mangrove			
Mangroves death			
Domestic wastewater emission (estuary/mangrove)			
Shrimp ponds			
Fishing Artisanal (Estuary/Mangrove)			
Siltation (River/Mangrove)			
Bridges			
Invasion of public areas (river/Mangrove)			
Irrigation (river)			
Ports/Marinas			
Dams and/or canal obstructions			
River/Bay Bed Plumbing			
Artificial opening of the estuary/reef			
Urban expansion			

RESULTS AND DISCUSSION

The main impacts occurring in Suape during the implantation of the Port are cited in Table 2. These impacts caused a great geomorphological and hydrological change in all the area reducing mangroves, algae, fauna with negative ecological consequences seen until today.

The class of impacts of the main estuarine ecosystems in Suape Port Complex can be seen in Table 2 and Figure 2. The most impacted system was the Massangana

Table 2 – Impacts during the implantation of the port of Suape and its consequences

Action	Definition	Impact
Rockfill	Placement of massive stones, prior to the construction of the pier	By eliminating natural margins, it modified the regime of waves and tides, causing flooding and erosion. The construction of the external dock is pointed as one of the causes of erosion on the beach of Suape. It caused changes in the structure of organisms with damage to the local fauna and flora.
Rock removal	Sandstone disruption of the Reef bead by drilling and placing explosives, with subsequent withdrawal by dredging	By the partial suppression of the reefs, it resulted in the modification of the regime of waves, tides and currents and causing erosion in areas not protected by enrocking, among which the south and east sides of the island of Cocaia. It destroyed and buried species of fauna and flora that had the reefs removed as habitat, while favoring the fauna of the marine environment, to the detriment of the estuarine, in the environment of the Suape Basin.
Oceanic boot-off	Location for disposal of dredging waste	By the alteration of the bathymetry, formation of feathers, release of sediment residues to the water column, increase of turbidity and reduction of light penetration in the place and in the vicinity of the launch. Temporarily reduced benthic populations because of the turbidity of water.
Vegetation suppression	Removal of vegetation	For having caused the loading of sediments for estuaries and coastal areas, changes in river discharges, erosion of margins, in the case of removal of mangroves, increased turbidity and siltation. With reduction of the vegetation cover, reached more intensely the mangroves (suppressing 936 ha), followed by dense forest formation (Atlantic Forest, suppressed 306 ha), and also the suppression of the flora; with alteration of the landscape, impairment of the natural population balance of the species, elimination and reduction of feeding area, shelter, reproduction and rest, leading to almost total disappearance of some species.
Dredging	Removal of soils from the isthmus	By increasing turbidity, reducing light penetration, releasing sediment residues to the water column, induction of stratification, increased salinity and alteration of residence time in the estuary water. By the irreversible suppression of the background aquatic flora, causing reduction of food supply, nesting areas, shelter, reproduction, displacement of the macrofauna and elimination of flora and elements of the terrestrial fauna. Also due to the alteration of the oceanographic conditions of the area, greater supply of salt water, increased turbidity, decreased quality and quantity of habitats for characteristic species and local sedimentological modifications
Landfill	-	By modifications of the local morphology, modification of the regime of waves, tides and the increase of flooding. By preventing the flow and reflux of water and the suppression of vegetation, affecting the supply of area in quantity and quality for habitats, as well as for areas of spawn and shelter of coastal marine organisms, impairing, among others, the occurrence of Mollusks and crustaceans of economic value.

river (-431) followed by Ipojuca (-296) and Tatuoca (-288). The Merepe river (-249) and Suape bay (-212) presented lower impacts, however still very high (Table 3).

Ipojuca is the main river that cuts the Suape Port Complex area. It is born in the northern inland of the state of Pernambuco, in the municipality of Arcoverde, and travels approximately 250 km until it flows into the sea, in the municipality of Ipojuca. It presents intermittent regime from the source to the municipality of Caruaru, from where it starts to present perennial regime. The Ipojuca River forms an estuary in the immediate vicinity to the area destined for the undertaking. The Merepe River is a coastal river, presents an extensive mangrove and close to its mouth it meets the Ipojuca River, dewatering together to the south of the port of Suape. Although small, it plays an important role in maintaining ecosystems and communities in their area of influence (NEUMANN, V. H.

Table 3 – Check-List of main impacts indicators in the main estuarine ecosystems of Suape Port Complex, Pernambuco (Brazil)

INDICATORS	IPOJUCA	MEREPE	TATUOCA	MASSANGANA	SUAPE
Urban expansion	-9	-9	-25	-25	-9
Earthwork	-25	-25	-9	-25	-25
Landfills in mangroves	-25	-9	-25	-25	-25
Roads and highways in mangroves	-3	0	-9	-25	0
Paths in mangroves	-9	-3	-9	-25	0
Erosive processes	-25	-25	-1	-25	-5
Litter deposition	-9	-9	-9	-15	-9
Extensive agriculture	-9	-3	-1	0	0
Subsistence farming	-9	-3	-1	0	0
Vegetation degradation	-9	-9	-25	-25	-25
Burned in vegetation adjacent to mangrove	-1	0	-9	0	0
Burned in mangrove	-1	0	-9	0	0
Wood cuts in the forests adjacent to the mangroves	-9	-25	-15	-25	0
Wooden cuts in mangrove	-9	-9	-25	-25	0
Mangroves death	-1	-1	-15	-25	0
Domestic wastewater emission (estuary/mangrove)	-25	-9	-9	-25	-9
Shrimp ponds	0	0	0	0	0
Fishing Artisanal (Estuary/Mangrove)	-9	-1	-9	-1	-5
Siltation (River/Mangrove)	-25	-25	-15	-15	-25
Bridges	-9	0	0	-25	0
Invasion of public areas (river/Mangrove)	0	0	0	0	0
Irrigation (river)	0	0	0	0	0
Ports/Marinas	-25	-25	-25	-25	-25
Dams and/or canal obstructions	0	-9	-9	-25	0
River/Bay Bed Plumbing	-25	-25	-9	-25	-25
Artificial opening of the estuary/reef	-25	-25	-25	-25	-25
TOTAL	-296	-249	-288	-431	-212

et al., 1998).

The estuaries of the Ipojuca and Merepe rivers, which were already suffering from the launching of organic, agricultural and industrial wastes along their waterways, had their problems exacerbated by the suppression of extensive mangrove areas, the landfill of the mouths of these rivers, the Construction of an artificial mouth and the blockade of the communication of these rivers with the sea, due to the construction of

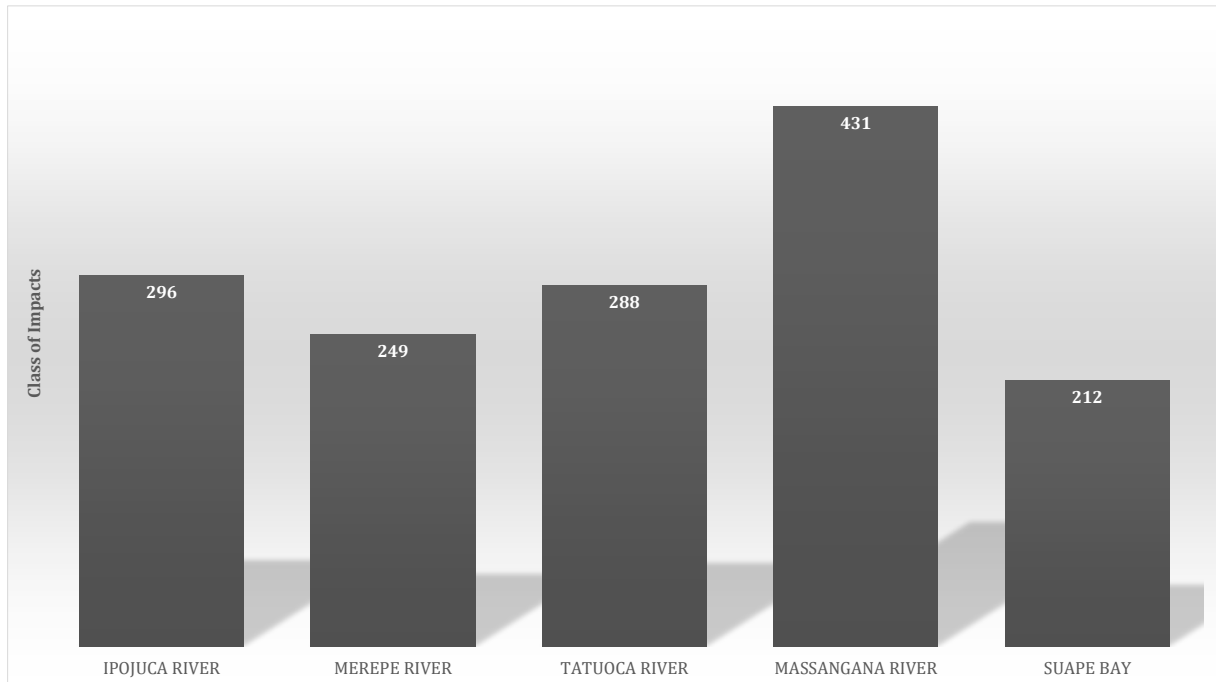


Figure 2 – Class of impacts of the main estuarine ecosystems in Suape Port Complex, Pernambuco, Brazil

movers for docking of ships. All these changes resulted in the damming of the flow of its waters, causing flooding in the areas used by the sugarcane agroindustry (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

Through the check-list of the Ipojuca River the following impacts got the highest class (-25): landfills in the estuary including mangrove, erosive processes, wastewater/pollution emission, siltation, ports and marinas, river bed plumbing and the reef partial breakage. The check-list of the Merepe River presented a better condition and the impacts with highest class were earthwork, erosive processes, siltation, ports and marinas and river bed plumbing. The reef partial breakage at the mouth of the Ipojuca highly affected the Merepe, causing frequent inundations in the sugar-cane plantations surrounding its course. Fishing has been greatly impaired with reduced stock.

The implantation of the Port Complex caused direct implications to the hydrodynamics of the Ipojuca estuary. The small-scale temporal variations of salinity in the Ipojuca estuary are predominantly semidiurnal, with the advection of the tide being the main mechanism of longitudinal salt transport, also presenting seasonal variations in response to the rainfall. The optical retro scattering capacity was relatively low in almost

the entire low estuary, but shows seasonal fluctuations, with greater signs associated with increased rainfall and consequent increase of material load to the Ipojuca estuary, with higher values during the low-tide stage (LINS, P.; MEDEIROS; ROLLNIC, 2003).

Muniz et al. (2005) showed that the greatest ecological effects in the estuarine area was caused by very low values of dissolved oxygen and pH, and higher temperature and salinity. This was a consequence of the partial interruption of the river with the ocean, decreasing the river-flow velocity at the mouth, causing a high sedimentation, decrease in the water circulation and estuary depth, transforming the river mouth area into a coastal lagoon with high evaporation and salinity. A delay in the dynamic tide cycle of two hours was recorded allowing drastic changes in the river circulation and in tidal currents. Data raised by Batista and Flores Montes (2014) at different points of the Ipojuca and Merepe rivers estuaries showed that the trophic states is very high attesting to the very poor quality of these waters and reflect the strong anthropic pressure on these ecosystems.

According to Koenig, Leça, et al. (2003) the port construction caused significant changes to the phytoplankton community with a strong influence of marine species (mainly dinoflagellate) because of the opening of the reef near the river mouth in 1983. The shallow depth and hydrodynamic brought many littoral species to the water column. The community was composed by marine euryhaline and limnetic organisms, influenced by the salinity, rain and tide. Species diversity was high ($> 3 \text{ bits.cel}^{-1}$) owing to the high environmental heterogeneity (marine, freshwater and benthic interactions). However, most species were r-strategist showing the health decrease of the estuary. After the port implantation, a strong decrease occurred in phytoplankton density owing to high loads of suspended matter.

Since the implantation of SPIC, on the 1970 decade, the traditional remaining populations from old bankrupted sugar cane mills of the area and its surrounding have been suffering the social-environmental impacts caused by it, mainly those who survive from agriculture and fishing. The worse impact was the closing of the passage of the Ipojuca and Merepe rivers to Suape bay. As no access to this estuary was available, unless carrying the boat out of the water through the SPIC, most fishermen could not

go fishing in the most productive rivers of the region.

It was observed that the environmental discourse presents contradictory, since the SPIC apparently presents its activities governed by public policies allied to sustainability; however, historically, it also acts in a context of legitimation through public policies and strictly economic activities, inserted, therefore, in a logic of exploration and appropriation of this nature that it theoretically seeks to preserve (MORETTI; COX, 2016). Recently a thermoelectric power plant was constructed at the Ipojuca River mouth named TERMOPERNAMBUCO (Termope). Copergás and Petrobras provide gas to termope, in the volume of 2,150,000m³ per day, in a contract valid for the same period. UTE Termopernambuco is connected to the National Interconnected System (NIS) by a transmission line of its own.

The works of the thermoelectric power plant (UTE) Termopernambuco began in 2001, stating operations on 2004, as part of the priority program of Thermoelectricity of the Federal government. About US\$400 million were invested, being 30% of equity and 70% of third-party capital. The plant entered commercial operation on May 15, 2004, when the gas supply contract with Copergás and Petrobras became effective. The commitment provides for the delivery of the volume of 2,150,000 m³ per day, for a period of 20 years. The land occupied by Termope allows the duplication of the plant, which can reach the power of 1,064 MW.

The use of fossil fuels in electrical generation and other activities, from production to transportation, is the main cause of global warming, with direct consequences on climate change and thus intensifying phenomena such as floods, longer dry season, extinction of species, among others (COSTA, H. S., 2012). The launching of warmer water in the estuary also causes several impacts, including the death of several species, reducing local productivity.

The rivers Massangana and Tatuoca belong to the group of small coastal rivers. The Massangana River is born in Ipojuca and runs approximately 25 Km to its mouth, at the time of the island of Cocaia, in the area of the SPIC, its basin extends for approximately 110 mi, covering part of the municipalities of Cabo and Ipojuca.

The Tatuoca River, although it is commonly referred to as a river, is a sea arm

that does not exceed the limits of the SPIC (8 km). Two of its tributaries are in the area reserved for the implementation of the oil refinery: the Cabo Verde Creek and the Taveiro Melo Creek.

As has already been said, the rivers of this basin traverse important urban and rural areas, both from the point of view of population density and from the point of view of agricultural and industrial activities.

The check-list of impacts of the Tatuoca River presented as the highest class (-25) the urban expansion, landfills in mangroves, vegetation degradation, wooden cuts in mangrove, mangrove death and artificial opening of the estuary for assessing a shipyard. To facilitate the arrival of this and was made a deepening of the river gutter, whose subsequent siltation of its mouth in the Bay of Suape, caused salinization of the innermost areas of the Tatuoca River, decreasing the plankton and fish community. The check-list of impacts of the Massangana river presented the worst condition of all ecosystems studied. Highest score (-25) were obtained to urban expansion, earthwork, landfills in mangroves, paths in mangroves, erosive processes, vegetation degradation, wood cuts in the forests adjacent to mangroves, wooden cuts in mangrove, mangrove death, bridges, ports/marinas, dams and canal obstruction, river bed pumpling and artificial opening of the estuary.

According to Braga, Uchoa, and Duarte (1989) since 1988 occur mangrove destruction in SPIC. Of the 598 ha of degraded mangroves, 384 ha were destroyed by flooding and 213 ha for grounding. Considering only the area of jurisdiction of the industrial and port complex in 1988, of the 1.005 ha of mangrove existing within its limits, 60% were already degraded. These alterations occurred mainly in the mangrove of the Tatuoca River and part of the Massangana River.

The Massangana River, despite its small extent, has poor water quality in its final stretch. Physicochemical data from samples collected in this river, within the area of direct influence of the SPIC, showed values indicative of strong organic and chemical pollution. Testimonials from fishermen report the absence of fish and crustaceans in recent times, because of the level of pollution of the river in this area.

The physical characterization of the Suape bay showed a well-mixed vertical

structure, a semi-diurnal tide regime and a diurnal thermal pattern. The residual transport of dissolved dispersed petroleum hydrocarbons (DDPHs), chlorophyll and dissolved oxygen, was towards the Massangana estuary. An opposite pattern was observed for salinity and suspended particulate matter (SPM), whose residual transport was towards the bay. The results pointed local hydrodynamics as an essential tool for understanding material transport and exchanges among the estuarine segments (ZANARDI-LAMARDO et al., 2018).

The deterioration of the water quality is to be expected as a result of the harbor activity, industrial effluents and eventual accidents, which may contribute to the introduction of oil into the system (LEMOS; CARVALHO; ZANARDI-LAMARDO, 2014).

A serious problem for the area, mainly the vicinity of the Suape Bay, was in relation to the socio-economic impacts in relation to the residents of the SPIC. In the year 1980, an agreement was signed between the cooperative and Suape aiming at the transfer of associates, residents, and rural workers to other dwellings owned by the cooperative, which had sold part of the lands to the SPIC. The signed term predicted that the company Suape would seek with the Government of the state the construction of a residential village by means of an agro-village project to incorporate the rural workers who would leave the land. Finally, the term established the payment of Compensation for land and plantations and benefactors made by the besiegers occupying such lands (SILVEIRA, 2010).

Such commitments have not been fully fulfilled, with several problems both in the process of transferring of the residents, as in the payment of compensation for the land. As a result, several families still live in these lands Together with other residents who still inhabit the territory considered of the SPIC, since its implantation, facing the Impacts from the installation and transformations derived from the projects of the same, as well as the repression by the company Suape, through its company of patrimonial security (SILVEIRA, 2010).

Diegues (2008) when speaking of a conservation modality with a socio environmental focus which defends the conservation of environment associated with access to land and natural resources by peasants, fishermen and riverside—states that they

see the environmental crisis deeply linked to the crisis of the development model (only economic).

Bruce et al. (2012) incorporates environmental aspects into its Critical to the current development model (practiced in the SPIC), as the used model does not contemplate ecosystem resources. He cites a mechanism that economists adopt in their reasoning, defined as "production function", which completely omits the input nature. Thus, initiatives to promote the economic development at all costs cause the destruction of the natural and social heritage. The case of the complex Port Industrial of Suape shows this very clearly.

3 MANUSCRITO 2 – ZOOPLANKTON AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY

ABSTRACT

This research was carried out to assess the quality of the aquatic environment of Suape Port Complex based in the mesozooplankton as a bioindicator. Sampling of zooplankton was carried out from May/2009 to November/2011 in two stations, during spring and neap tides with a plankton net 300 µm mesh size. In total 49 taxa were identified distributed in nine zooplanktonic phyla each one represented by few taxa, except Crustacea (36), considering the smallest unit possible to identify for each group. The holoplankton predominated with 62%. Most frequent species were the copepods *Acartia lilljeborgi*, *Temora turbinata* and *Pseudodiaptomus acutus*. The species *Acartia lilljeborgi* was the best indicator of Suape Complex (72.1%, $p = 0.0002$), followed by *Paracalanus indicus* (71.7%, $p = 0.0018$), *Pseudodiaptomus acutus* (66.5%, $p=0.0006$) and nauplius of Cirripedia (61.5%, $p = 0.0004$). Shannon diversity varied from low to mean values ($< 2.5\text{bits/ind}$). In general, both density ($73.27 \pm 116.66\text{ind/m}^3$) and biomass ($1.83 \pm 2.91 \text{ mg m}^{-3}$) in Suape complex followed the same pattern and were very low for an estuarine area, as a possible consequence of the innumerable impacts. The cluster analysis for the samples presented two main groups, while for the species three groups were formed. The groups formation was mainly influenced by the tides. The structure of the local zooplankton community is critical, with the reduction of many important species to the ecosystem health.

Keywords: Zooplankton. Bioindicator. Anthropic impacts. Port Complex. Estuary. Tropical.

INTRODUCTION

Estuaries are complex ecosystems where organisms suffer a variety of natural and anthropogenic stressors that fluctuate spatial and temporally (BORTONE, 2004).

Due to a high variability of environmental factors combined with different anthropic actions, estuaries present unique challenges related to the understanding of these effects and the causes behind these in biological components. Understanding the relationships between environmental stressors, causal mechanisms of stress and biological effects is fundamental to understand the dominant conditions and conduct a management of estuarine resources (BORTONE, 2004).

Measures of environmental conditions include the use of physical, chemical and biological indicators. Biological indicators are important because they represent the integration of aquatic conditions. The latter have been little used to evaluate the health of estuarine systems and help in the identification of processes or mechanisms responsible for the changes observed in these systems (WILSON, 1994; MARQUES et al., 2009)

Among the biotic indicators, we highlight the knowledge of zooplankton, since it constitutes an important link in the aquatic trophic web, transferring energy in the form phytoplankton-bacterioplankton or in the particulate organic detritus to the other trophic levels (DAY et al., 1989; PARANAGUÁ; NASCIMENTO-VIEIRA, et al., 2004). They influence and control the communities of the nekton (e.g. fish) and benthic (e.g. crustaceans, mollusks, etc.) that have stage in the plankton, in addition to acting in energy cycling from one environment to another. They present species indicative of environmental quality and provide information about interaction processes, since the zooplankton community is influenced by the biotic and abiotic conditions of the ecosystem (FRASER, 1962; LONGHURST; PAULY, 1987).

This research was carried out to monitor the current conditions of Suape after the installation of several large industries, including two shipyards aiming to evaluate the quality of the aquatic environment based in the mesozooplankton as a bioindicator.



Figure 3 – Complex Estuarine of Suape. Source: Modified from Neumann-Leitão (1994)

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Suape Industrial Port Complex located in the southern coast of Pernambuco ($8^{\circ}15'0''$ e $8^{\circ}30'0''$ S, $34^{\circ}55'0''$ e $35^{\circ}5'0''$ W) (Figure 3), occupy approximately 13,500 ha (3,232.58 ha corresponding to the organized port), located nearly 40 km South of Recife city. The environments include mangroves, sandy beaches, coral reefs, sand banks, sea grass meadows, among others. Recorded tides in the region are semi-diurnal, with amplitude of approximately 3.0 m. The climate is the pseudo-tropical type As' (Köppen scale), hot humid, with autumn-winter rains, characterized by two distinct seasons: a dry, from September to February (spring-summer) and a rainy from March to August (autumn-winter). The annual average rainfall is of 2,272.9 mm and the air temperature of 25.6°C (NIMER, 1979). Before Suape implantation, four rivers (Tatuoca, Massangana, Ipojuca and Merepe) converged to the Bay of Suape, an estuary partially isolated from the ocean for an extensive line of sandstone. Today, converge to Suape Bay the Tatuoca

and Massangana rivers. The river Ipojuca and Merepe had their communication with Suape Bay interrupted by intensive embankment where the port complex was built. The poor communication of the Ipojuca and Merepe rivers with the sea, cause a reflux flooding the surrounding fields, damaging agriculture. A governmental solution was a partial break from the baseline. In addition, a large amount of suspended matter is carried to the port being necessary a continuous costly dredging (NEUMANN, V. H. et al., 1998). In the area of Suape were destroyed more than 600 hectares of mangroves (BRAGA; MAESTRATI; LINS, M. F., 1990).

After 2010 a Refinery and two shipyards were installed in the area and the Massangana and Tatuoca rivers were highly impacted.

Zooplankton

Sampling of zooplankton was carried out from May/2009 to November/2010 in 20 campaigns, in two stations, high and low tides, during spring and neap tides (Table 4). Collections were made with a plankton net 300 μm mesh size, hauled at surface for 3 minutes. After collection each sample was fixed with 4% saline formaldehyde buffered with sodium tetraborate (5 g L^{-1}). In laboratory, samples were analyzed under a stereomicroscope for composition and enumeration. We used the frequency of occurrence (%), Shannon (1948) diversity, Pielou (1969) evenness, biomass and density as bioindicator parameters.

In the taxonomic and ecological study of zooplankton were consulted, among others, the following specialized works: Trégouboff and Rose (1978), Mizuno (1968), Bougis (1974), Omori and Ikeda (1984), Boltovskoy (1981) and Paranaguá, Neumann-Leitão, and L.M.O. Gusmão (2000).

The indicator value analysis (IndVal) has been used to express species importance as ecological indicator in community classifications. IndVal was calculated based on a data matrix of species versus samples, through the equation: $IndVal_{ij} = A_{ij} \cdot B_{ij} \cdot 100$, where A_{ij} is the proportion of the individuals of species i that are in class j ; B_{ij} is the proportion of sites in class j that contain species i (LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P., 1998).

Table 4 – Zooplankton indicators data collections in Suape area (Pernambuco, Brazil), from 2009 to 2010

Campaign	Date	Tide	Season
C1	08/05/2009	Spring	Rainy
C2	15/05/2009	Neap	Rainy
C3	10/07/2009	Spring	Rainy
C4	16/07/2009	Neap	Rainy
C5	19/10/2009	Spring	Dry
C6	23/10/2009	Neap	Dry
C7	17/11/2009	Spring	Dry
C8	20/11/2009	Neap	Dry
C9	04/12/2009	Spring	Dry
C10	09/12/2009	Neap	Dry
C11	15/03/2010	Spring	Rainy
C12	24/03/2010	Neap	Rainy
C13	24/04/2010	Spring	Rainy
C14	05/05/2010	Neap	Rainy
C15	17/07/2010	Spring	Rainy
C16	20/07/2010	Neap	Rainy
C17	06/09/2010	Spring	Dry
C18	15/09/2010	Neap	Dry
C19	22/11/2010	Spring	Dry
C20	26/11/2010	Neap	Dry

Cluster analysis was based in the samples versus species matrix and the similarity was the Bray-Curtis index and the dendrograms link was calculated by the ward method (LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P., 1998). To calculate IndVal and the dendrograms it was used the PC-ORD Version 6.08 program, from MJM software, 1995-2011.

RESULTS AND DISCUSSION

The spatial pattern of abundance of zooplankton was quite variable and according to Buskey (1993), this pattern is characteristic of many tropical and subtropical estuaries and are important in structuring of the community. In total 49 taxa were identified (Table 5) to Suape Complex, distributed in nine zooplanktonic phyla (Protozoa, Cnidaria, Annelida, Mollusca, Crustacea, Echinodermata, Chaetognatha, Bryozoa and Chordata). Each phylum was represented by few taxa, except Crustacea (36), considering the smallest unit possible to identify for each group. The holoplankton predominated with 62%.

This composition was similar to those observed in other estuaries along the Brazilian coast, in which copepods are predominant, mainly being composed of members from the Paracalanidae, Acartidae and Oithonidae families, followed by other organisms such as gastropod and bivalve larvae, other crustacean larvae, chaetognaths and chordates (ARA, 2001; SILVA, T. et al., 2004; STERZA; FERNANDES, 2006; ARAUJO, H. et al., 2008).

Table 5 – Taxonomic list of Mesozooplankton at Suape estuarine complex (Pernambuco, Brazil), from 2009 to 2010

PROTOZOA	<i>Oithona oculata</i>
<i>Tetromphalus bulloides</i>	<i>Oithona sp.</i>
CNIDARIA	<i>Euterpina acutifrons</i>
Hidromedusae	<i>Tigriopus sp.</i>
Siphonophora	<i>Metis sp.</i>
MOLLUSCA	<i>Corycaeus speciosus</i>
Gastropoda (veliger)	<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>
Bivalvia (veliger)	<i>Farranula gracilis</i>
ANNELIDA	Monstrilloidea
Polychaeta (larvae)	Copepoda (parasite)
CRUSTACEA	Epicaridae (manca)
Cirripedia (nauplius and cypris)	<i>Belzebuh faxoni</i>
<i>Nannocalanus minor</i>	Sergestidae (protozoae)
<i>Subeucalanus pileatus</i>	Caridea (larvae)
<i>Paracalanus indicus</i>	Alpheidae (larvae)
<i>Paracalanus crassirostris</i>	Porcellanidae (zoeae)
<i>Temora stylifera</i>	Brachyura (zoeae)
<i>Temora turbinata</i>	Decapoda (larvae)
<i>Centropages velificatus</i>	Crustacea (náuplio)
<i>Pseudodiaptomus acutus</i>	BRYOZOA (cyphonauta)
<i>Pseudodiaptomus richard</i>	ECHINODERMATA (larvae)
<i>Pseudodiaptomus sp.</i>	CHAETOGNATHA
<i>Labidocera fluviatilis</i>	<i>Sagitta tenuis</i>
<i>Labidocera nerii</i>	<i>Flaccisagitta enflata</i>
<i>Labidocera sp.</i>	CHORDATA
<i>Calanopia americana</i>	<i>Oikopleura sp.</i>
<i>Acartia lilljeborgi</i>	Asciacea (larvae)
<i>Oithona nana</i>	Teleostei (egg and larvae)

According to Tundisi (1970), many species may occur in estuarine zooplankton, but only five or six comprise the largest part of the population. Copepoda was the taxon with higher number of species (26), however 65% of the species presented less

than 20% of frequency of occurrence, being often cited as dominant in most estuaries (MATSUMURA-TUNDISI, 1972; MONTÚ, 1987; DAY et al., 1989; NEUMANN-LEITÃO; GUSMÃO, L. M. O.; NASCIMENTO-VIEIRA, 1992; ARAUJO, A. V.; DIAS; BONECKER, S. L., 2017). In this study, only three species of Copepods were frequent *Acartia lilljeborgi* followed by *Temora turbinata* and *Pseudodiaptomus acutus* (Figure 4).

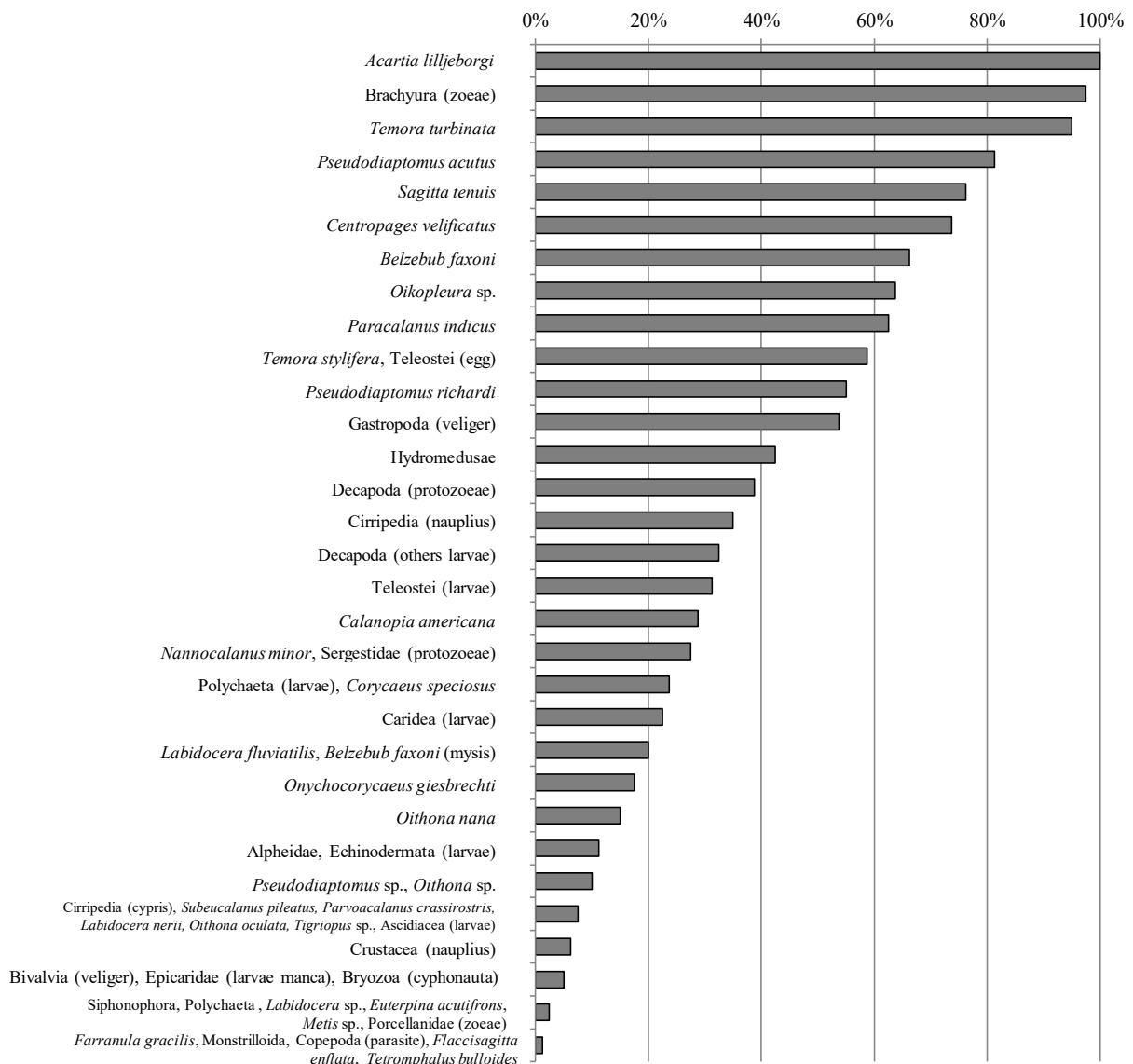


Figure 4 – Frequency of occurrence of the zooplankton from May/2009 to November/2011, Suape area, Pernambuco, Brazil

The IndVal analyses (Table 6) showed *Acartia lilljeborgi* to be the best indica-

tor of Suape Complex (72.1%, $p=0.0002$), followed by *Paracalanus indicus* (71.7%, $p=0.0018$), *Pseudodiaptomus acutus* (66.5%, $p=0.0006$) and nauplius of Cirripedia (61.5%, $p=0.0004$).

A. lilljeborgi has been cited as very abundant, sometimes the dominant in Brazilian estuaries, being indicator of the coastal waters and are often dominant among the copepods in the warm coastal and estuarine waters of higher salinity (BJÖRNBERG, 1981; LOPES; VALE; BRANDINI, 1998). When the density of *A. lilljeborgi* decreased, *T. turbinata* and *P. indicus* were the dominant species. The family Paracalanidae generally occurs in high abundance in coastal waters (BJÖRNBERG, 1981; BRADFORD-GRIEVE et al., 1999).

Records of *Acartia* in Suape area with morphological abnormalities was mentioned by Melo, P.A.M.C. (personal communication). Acartidae species have been cited occurring in polluted estuaries in Brazil, and they can be a possible indicator of pollution in estuaries and bays (MONTÚ, 1987; LOUREIRO-FERNANDES et al., 1998; DIAS, 1999; DIAZ et al., 2012), and the abnormalities can be used in monitoring programs.

Recently, studies carried out with samples from the sediments and water in different points of Suape Complex presented already high quantities of chemical pollution caused by different impacting activities (ARAÚJO; SOUZA-SANTOS, 2013; L.P.; R.J., 2013; LEMOS; CARVALHO; ZANARDI-LAMARDO, 2014). Researches made by Krupa (2005) in impacted ecosystems showed positive correlations between contaminants and Copepoda with malformation.

In studies carried out in 2005 with a plankton net 300 μm mesh size, Pessoa et al. (2009) found that the most abundant Copepoda were *Oithona hebes* and *Temora stylifera*. By that time, the Suape Bay was already classified as an area under environment impact and it was recorded changes in zooplankton composition caused by the strong influence of the marine flux. However, *T. stylifera* has been substituted by *T. turbinata*.

Temora Turbinata had never been registered in Brazil until the mid of 1980. *T. stylifera* was the only species of the genus known in Brazilian waters until then (BJÖRNBERG, 1981). Currently, *T. turbinata* is in a dispersion process by practically the entire

Brazilian continental shelf, since the reports of its occurrence have been increasingly frequent since Araújo and Souza-Santos (2013) observed it for the first time in estuaries of Sergipe, in samples collected in the years 1985 and 1986.

Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg (2006) mention the species for the littoral of São Paulo, Espírito Santo and Bahia, and Muxagata and Gloeden (1995) registered it in the estuary of Lagoa dos Patos (RS). Other records are most estuaries of Pernambuco (NEUMANN-LEITÃO, 1995).

Table 6 – Indicator values (INDVAL) of the zooplankton community from the Suape Complex from 2009 to 2010

Taxa	Abreviation (dendrogram)	INDVAL(%)	p
<i>Tetromphalus bulloides</i>	TetBul	5.0	0.345
<i>Hidromedusae</i>	Hydro	19.1	0.445
<i>Siphonophora</i>	Sipho	3.0	0.664
Gastropoda (veliger)	Gasvel	46.6	0.010
Bivalvia (veliger)	Bivvel	8.7	0.283
Polychaeta	Polyc	7.0	0.326
Polychaeta (larvae)	Pollar	13.6	0.425
Cirripedia (nauplius)*	Cirnau	61.5	0.000
Cirripedia (cypris)	Circyp	23.1	0.013
<i>Nannocalanus minor</i>	NanMin	25.7	0.050
<i>Subeucalanus pileatus</i>	SubPil	8.0	0.410
<i>Paracalanus indicus</i> *	ParInd	71.7	0.002
<i>Paracalanus crassirostris</i>	ParCra	19.4	0.034
<i>Temora stylifera</i>	TemSty	28.6	0.145
<i>Temora turbinata</i>	TemTur	51.6	0.002
<i>Centropages velificatus</i>	CentVel	28.3	0.665
<i>Pseudodiaptomus acutus</i> *	PseuAcu	66.5	0.001
<i>Pseudodiaptomus richard</i>	PseuRic	26.0	0.262

<i>Pseudodiaptomus sp.</i>	Pseusp	7.3	0.533
<i>Labidocera fluviatilis</i>	LabFlu	25.4	0.031
<i>Labidocera nerii</i>	LabNer	10.1	0.223
<i>Labidocera sp.</i>	Labsp	10.0	0.103
<i>Calanopia americana</i>	CalAme	44.5	0.001
<i>Acartia lilljeborgi</i> *	AcaLil	72.1	0.000
<i>Oithona nana</i>	OitNan	13.7	0.187
<i>Oithona oculata</i>	OitOcu	25.0	0.009
<i>Oithona sp.</i>	Oitsp	26.6	0.011
<i>Euterpina acutifrons</i>	EutAcu	3.3	0.566
<i>Tigriopus sp.</i>	Trigsp	8.8	0.408
<i>Metis sp.</i>	Metisp	25.0	0.011
<i>Corycaeus speciosus</i>	CorSpe	20.9	0.148
<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>	OnyGie	48.0	0.001
<i>Farranula gracilis</i>	FarGra	5.0	0.347
Monstrilloida	Monst	12.5	0.099
Copepoda (parasite)	Coppar	3.2	10.000
Epicaridae (manca larvae)	Epiman	5.3	0.614
<i>Belzebuh faxoni</i>	BelFax	38.1	0.054
<i>Belzebuh faxoni (mysis)</i>	BelFaxm	46.2	0.000
Sergestidae (protozoa)	Serpro	55.2	0.001
Caridea (larvae)	Carlar	21.3	0.139
Alpheidae (larvae)	Alphlar	17.5	0.068
Porcellanidae (zoeae)	Porclar	2.1	10.000
Brachyura (zoea)	Brazoe	44.7	0.109
Decapoda (protozoeae)	Decprot	57.0	0.000
Decapoda (others larvae)	Decoth	52.5	0.000
Crustacea (nauplius)	Crunau	5.7	0.630
Bryozoa (cyphonauta)	Brycyp	14.6	0.042

Echinodermata (larvae)	Echlar	22.7	0.029
<i>Sagitta tenuis</i>	SagTen	33.9	0.070
<i>Flaccisagitta enflata</i>	FlaEnf	3.2	10.000
<i>Oikopleura</i> sp.	Oikosp	55.0	0.001
Ascidacea (larvae)	Asclar	4.9	0.818
Teleostei (egg)	Telegg	31.0	0.200
Teleostei (larvae)	Tellar	17.8	0.320

*indicator 60%

According to Lopes, Vale, and Brandini (1998), basically two hypotheses can be considered to explain the occurrence of *T. turbinata* on the Brazilian coast in the last 10-15 years: 1) The species was introduced in coastal waters or estuarine through the ballast water of ships; as, Cariton and Geller (1993) mention a series of cases of dispersal of planktonic organisms through this transport mechanism. 2) Populations of *T. turbinata* were brought through marine currents from the Caribbean Sea to the Brazilian coast. Despite the predominant circulation pattern of the North of Brazil current (RICHARDSON, P. L. et al., 1994; STRAMMA; FISCHER; REPPIN, 1995).

We believe that for Suape area that the introduction of *T. turbina* was through ballast water discharged in Suape Port. This species is eliminating the native *T. stylifera* of Suape area, when it was mentioned to dominate in 2005 (PESSOA et al., 2009).

In general, *Oithona hebes* has been mentioned as the dominant copepod in many estuaries of Pernambuco state (NEUMANN-LEITÃO, 1995; PORTO-NETO, 2003) even in Suape Complex as mentioned by Pessoa et al. (2009). According to Calbet, Landry, and Scheinberg (2000), copepods of the genus *Oithona* dominates in most estuaries as it can efficiently ingest relatively small particles, including nanophytoplankton, and also large cells (>50 µm), favoring these copepods in eutrophic conditions. Almeida, I. S. Costa, and Eskinazi-Sant'anna (2012) found *Oithona* as the dominant genus in an estuarine coastal lagoon in Rio Grande do Norte (Northeastern Brazil) with high concentrations of nutrients, which makes this genus a potential bioindicator of eutrophic conditions. Nutrient input may lead to peaks in zooplankton abundance (REY

et al., 1991).

We expected *Oithona hebes* to be dominant in the present study, however we think that the main impacts now in Suape complex is not organic pollution but chemical pollution (that possibly eliminates *Oithona*) and *Acartia* that is more resistant to chemicals and dominates the area, however presenting deformations.

Another indicator of the environmental quality was the diversity and evenness indexes (Figure 5). In general diversity was low, with mean diversity of 2.01 ± 0.47 bits.ind-1 varying from 0.48 (Campaign 15: spring tide, Station 2, high tide) to 2.65 bits.ind-1 (Campaign 18: neap tide, Station 2, high tide).

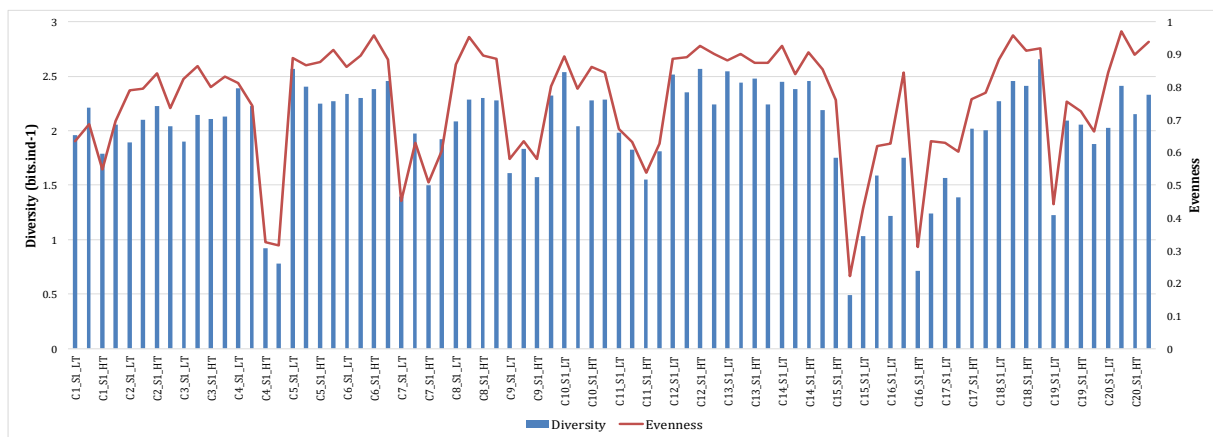


Figure 5 – Diversity and evenness of the zooplankton from May/2009 to November/2011, Suape area, Pernambuco, Brazil. C=campaign, S=Station, LT=Low-tide, HT=High tide

This low index value was caused by the dominance of *Acartia lilljeborgi*. McLusky (1989) mentions that estuaries are usually characterized by low diversity and this is usually caused in reproductive periods of certain species when the early stages of life dominate the community. The evenness was high and presented a mean value of 0.76 ± 0.17 , with minimum of 0.22 (Campaign 15: spring tide, Station 6, high tide) and maximum of 0.97 (Campaign 20: neap tide, Station 6, low-tide), when many taxa were registered, however all with very low density. This last data masks the real environmental condition, as many species with low abundance are with difficulties due weak health condition. High diversity not always means good quality environment, being necessary to verify whether the species that form this high diversity are k or r-strategists. This last condition

indicating impacted environment. Higher diversities found in the Suape complex was made by many opportunistic (r-strategist) species. The decrease in diversity would be commonly caused by chronic environmental stresses such as excessive predation, pollution or even climatic changes where only a limited number of species could survive (GILLER, 1984; SCHWAMBORN; BONECKER, A. C. T., 1996).

Abundances in terms of density and biomass are good indicators of the capacity of the environment production and oscillate a lot in estuarine environments (DAY et al., 1989; PORTO-NETO et al., 1999). In general, both density and biomass in Suape complex followed the same pattern (Figure 6) and were very low for an estuarine area. Average density was 73.27 ± 116.66 ind.m⁻³, varying from 1.44 (Campaign 13, Station 2, low tide) to 646.82 ind.m⁻³ (Campaign 11, Station 1, high tide). Average biomass was 1.83 ± 2.91 mg.m⁻³ with a minimum of 0.04 (Campaign 13: spring tide, Station 2, low tide) and maximum of 16.17 mg.m⁻³ (Campaign 11: spring tide, Station 1, high tide).

Lower densities and biomasses were registered during neap tides, showing that the water quality is better when marine flux enter the estuarine system during spring tides. The same condition was registered by Neumann-Leitão and Matsumura-Tundisi (1998) to the nearby Ipojuca estuarine area, very impacted by the Port of Suape implantation. The decrease in density can be caused by the oligotrophic characteristic of marine water mass entering the bay of Suape associated to the chemical pollutants that enter the ecosystem through the countless industries that surround the studied area. However, the low diversity is possibly caused by the increase of temperature and higher values of salinity. The effect of temperature and salinity on the abundance, diversity, and composition of the zooplankton community has been reported in several studies (SCHWAMBORN, 1997; HAYS; RICHARDSON, A. J.; ROBINSON, 2005; RICHARDSON, A. J., 2008; BRUCET et al., 2010).

The transformation of the estuarine area of Suape into a port industrial complex produced changes in the pattern of circulation and sedimentation (NEUMANN, V. H. M. L., 1991; NEUMANN, V. H. et al., 1998). In addition, to keep the access of ships, the Port are often dredged. In this case, the substrate is removed with the fauna it contains and there is an increase in the turbidity of the water, affecting the surrounding

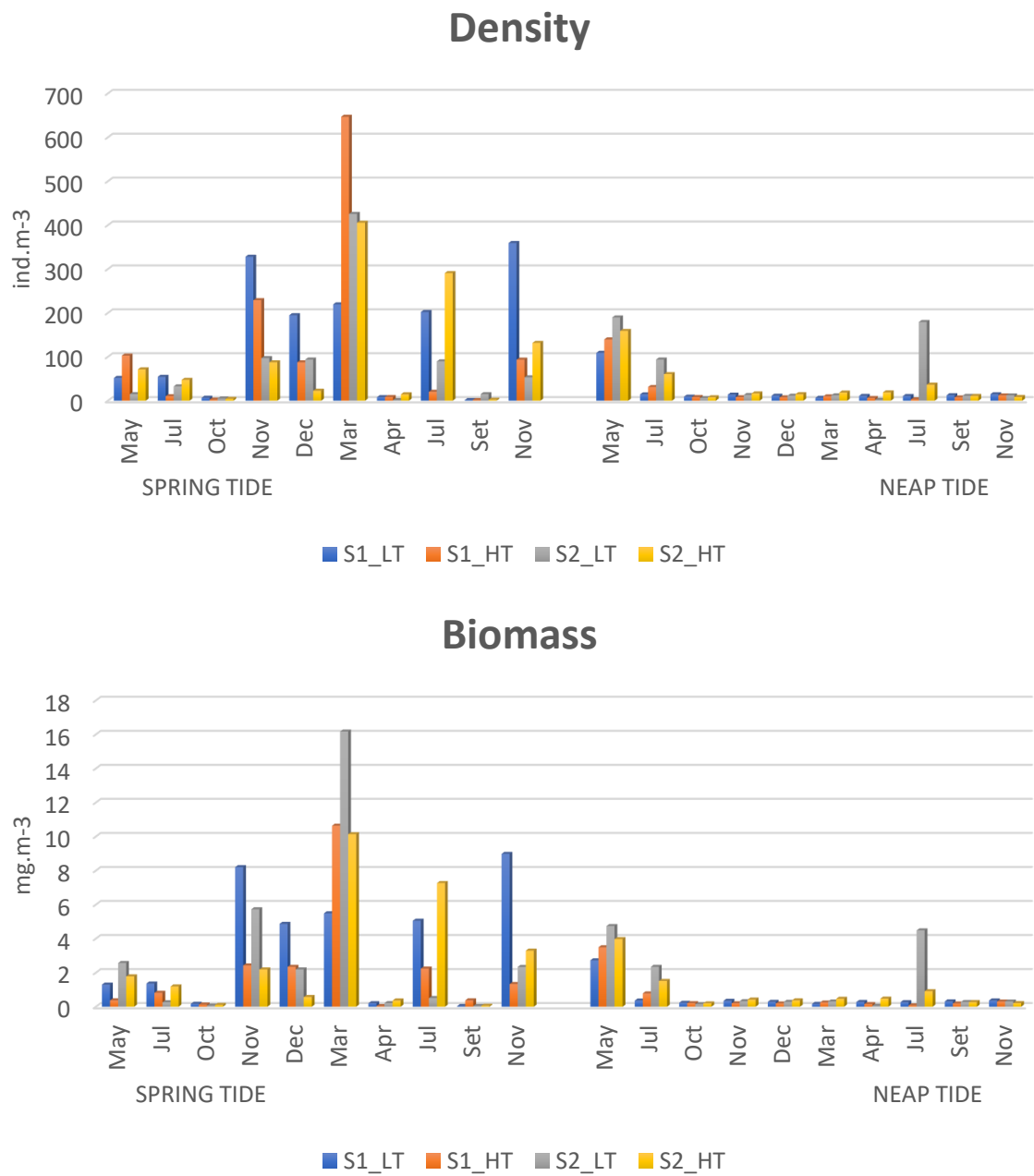


Figure 6 – Density and biomass of the zooplankton from May/2009 to November/2011, Suape area, Pernambuco, Brazil. C=campaign, S=Station, LT=Low-tide, HT=High tide

areas and the phytoplankton production. The dredging material is usually transported to the vicinity and the local fauna is buried (BRAGA; MAESTRATI; LINS, M. F., 1990) and heavy metals that were adhered to the particles of the sediment released to the water and becomes available to the fauna and flora associated with the estuaries and reefs, occurring bioaccumulation. Polluting by oil spills also constitutes a major risk to the area. It is suggested, within these conditions, protection and long-term management for the area.

The cluster analysis for the samples presented two main groups, one with most samples from spring tide and the other with most samples from neap tide (Figure 7). The cluster analysis for species presented three groups. Group 1 joined most frequent and abundant species, indicators of spring tide, when the marine flux improve the environmental condition of Suape bay. Group 2 encompasses estuarine species under marine influence. Group 3 are marine species, occurring in higher quantity during neap tide (Figure 5). The groups separation was influenced by the tide's regime.

Silva et al. (2003) observed that the temporal variation in terms of density and composition of the mesozooplanktonic community from the Santa Cruz Channel (Pernambuco, Brazil) was due to the semi-diurnal cycle of the tides. Krumme and Liang (2004), while studying the influence of the tides in the zooplanktonic community of an estuary from the North region of Brazil, also considered that the variation of the tidal levels represented an important factor related to changes in the community from short to medium periods of time.

In conclusion, the study area is characterized by spatial heterogeneity and low numerical abundance. Low diversity and density are the main characteristic of this very impacted area, where the marine influence is high due the reef opening. The rivers Massangana and Tatuoca were so modified that no more freshwater enters the bay of Suape (only during rainfall) and the structure of the local zooplankton community is critical, with the reduction of many important species to the ecosystem health.

The most significant gap in plankton monitoring in Suape Complex occurs in the lack of an integrated monitoring strategy which would allow a greater understanding of the changes in the plankton and would systematically link large scale surveys with

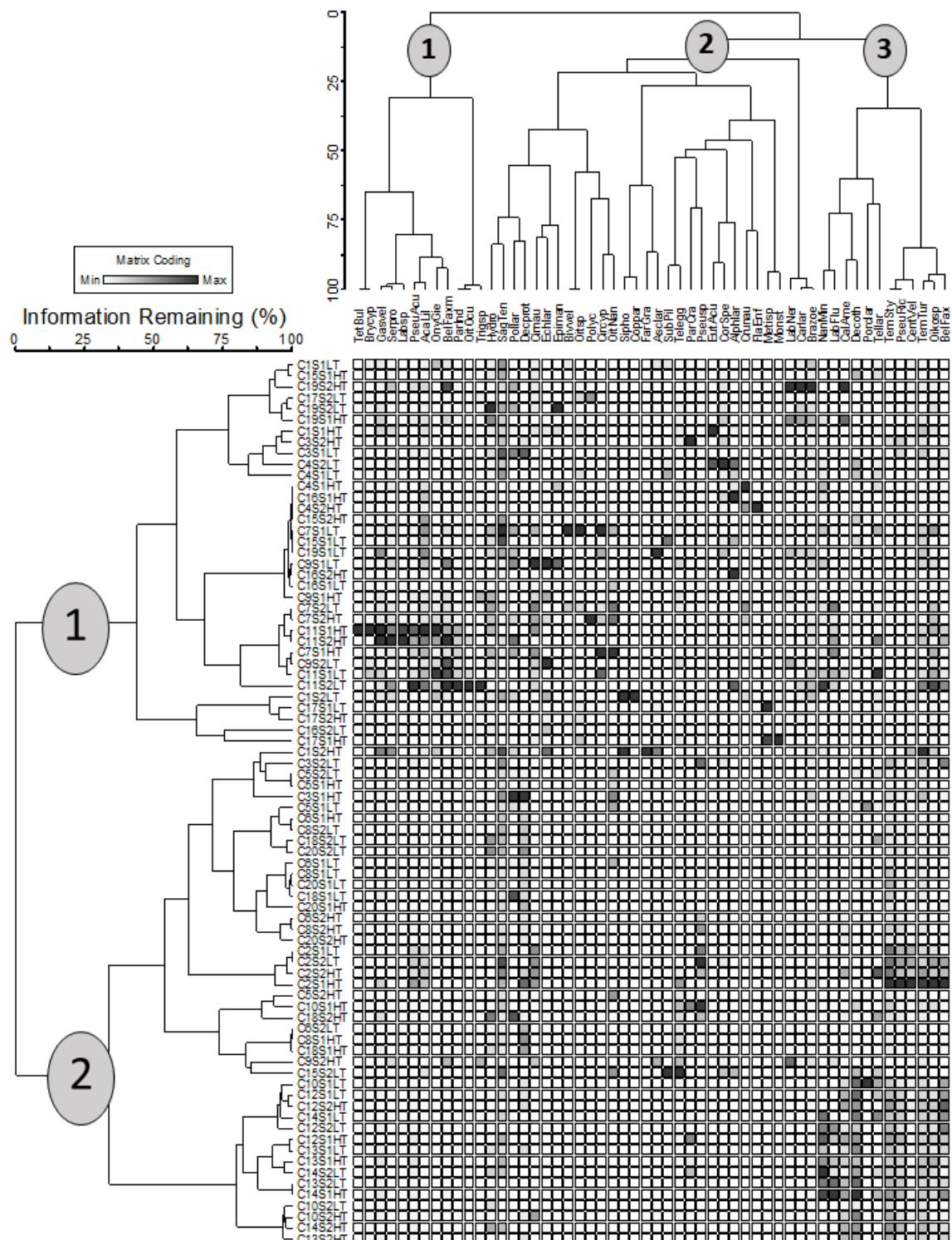


Figure 7 – Dendrograms from samples and species from Suape Complex from 2009 to 2010

inshore and single station sampling programs. An integrated monitoring strategy would enable the development of more robust ecological indicators which could be used to assess the performance of policy requirements. More effort should also be directed towards developing indicators that are able to detect change in the smallest size classes of plankton, which although are an important part of the plankton community, are often under-represented in monitoring studies.

4 MANUSCRITO 3 – ÍNDICE DE SAÚDE RECIFAL

RESUMO

Saúde ambiental é a capacidade que o ambiente tem de manter a sua organização biológica e social, ou ainda, de se recuperar de eventuais distúrbios. Assim, o presente trabalho teve como principal objetivo a construção de um índice de avaliação de saúde recifal (ISR), com base em quatro indicadores ambientais: 1) cobertura de corais; 2) cobertura de macroalgas; 3) Densidade de zooplâncton (Rotífera) e 4) Cobertura vegetal de áreas de mangue. O índice foi testado em quatro áreas no litoral sul de Pernambuco: Suape, Porto de Galinhas, Serrambi e Carneiros. Foram determinados os valores de referência de cada indicador baseados em dados históricos (indicadores 1, 2 e 3) ou, no caso do indicador 4, na perda de cobertura de área vegetal de mangue, através de imagens de satélite a partir de 1969. Posteriormente, o índice foi testado individualmente por área evidenciando que todas elas podem ser classificadas como “ruim” ou “crítico” em relação à saúde. A ANOVA mostrou que existe diferença nos valores do ISR entre os locais, com Porto de Galinhas e Suape sendo as áreas com melhor e pior saúde, respectivamente. Análises multivariadas suportam a ideia de que o ISR reflete a situação real da densidade de zooplâncton nos locais. Esse índice pode gerar resultados confiáveis e ser considerado importante ferramenta para a definição e manejo de áreas prioritárias para conservação, com potencial para ser replicado em outras regiões. O caminho a ser seguido para o aperfeiçoamento do índice é a constante atualização dos valores de referência e o teste em outras áreas de estudo, incluindo dados oriundos da bibliografia.

Palavras-Chave: Saúde ambiental; indicadores ambientais; perda de habitat; impactos antropogênicos; complexo industrial-portuário.

INTRODUÇÃO

Muita atenção tem sido dada ao fato de que as relações entre a saúde ambiental e a saúde humana estão se tornando cada vez mais interdependentes (CORVALAN; HALES; MCMICHAEL, 2005), reforçando a noção de que muitas pessoas dependem diretamente dos serviços oferecidos pelo ecossistema (MOBERG; FOLKE, 1999). Para muitos entes da nossa sociedade o termo saúde refere-se à “livre de doenças”, entretanto, para Nielsen (1999), esse significado vai além, sendo uma junção do que os gregos chamavam de cura (ou livre de doenças - Panacea) e bem-estar (Hygeia). Para o mesmo autor, o maior desafio é extrapolar a saúde do indivíduo para níveis maiores, como populações, comunidades e ecossistema. Nessa linha de pensamento, vários trabalhos tem sido publicados com o objetivo de acessar a saúde ambiental das áreas recifais (BRUCE et al., 2012; BARBOSA et al., 2016; ENNIS et al., 2016; PONTI et al., 2016; PAGE et al., 2017)

O conceito de saúde recifal ainda não é consensual entre os pesquisadores, mas para o propósito deste trabalho, significa a capacidade que este ecossistema tem de manter organização biológica e social, além de ser capaz de sustentar várias atividades humanas (MCFIELD; KRAMER, P., 2007). A iniciativa *Healthy reefs initiative* (HRI) é um esforço internacional que monitora a saúde dos recifes mesoamericanos do Caribe, as escolhas humanas que os influenciam e as ações tomadas para garantir sua integridade a longo prazo. Com base em estudos realizados pela HRI foi desenvolvido um guia de avaliação que cita 58 indicadores de saúde ambiental e social para aquela região (MCFIELD; KRAMER, P., 2007). Alguns outros autores utilizam outros indicadores, tais como diversidade metagenômica microbiana (BRUCE et al., 2012) e concentração e diversidade de foraminíferos (BARBOSA et al., 2016).

Dos indicadores listados pela HRI, alguns se destacam por serem os mais facilmente coletados e que melhor refletem a real condição de saúde do recife, entre eles pode-se citar cobertura de coral e de algas folhosas, biomassa de zooplâncton e área de cobertura vegetal de mangue (MCFIELD; DRYSDALE et al., 2015). A importância destes indicadores também reside no fato de que eles podem ser utilizados para

responder em que situação os recifes estão em relação ao *phase-shifting*, fenômeno degradador que ocorre em muitos recifes no mundo inteiro (DONE, 1992; DONE, 1999; MCCOOK, 1999; CRUZ et al., 2015; KRIEGISCH et al., 2016; ARIAS-GONZÁLEZ et al., 2017).

Tanto a cobertura de coral quanto a de algas são consideradas componentes chave da cobertura bentônica (BURKEPILE; HAY, 2010). De modo geral, quanto maior for o percentual de corais em relação às algas, mais saudável estará o recife. Isto porque o coral gera complexidade estrutural (ALVAREZ-FILIP et al., 2011) e faz crescer o recife (ANLAUF; D'CROZ; O'DEA, 2011), dois processos que estão diretamente associados à diversidade de outros organismos (KOMYAKOVA; MUNDAY; JONES, G. P., 2013). Por outro lado, as algas folhosas, apontadas como melhores competidoras por alguns trabalhos (POTTS, 1977; LEWIS, 1986), estão associadas justamente à deficiência destes fatores (HUGHES, T. P., 1994). Desta forma, a taxa entre a cobertura de coral e alga é um bom indicador de quem está “ganhando” a competição constante por espaço. No Caribe, recifes saudáveis normalmente possuem uma cobertura de corais relativamente alta, valores intermediários de cobertura de algas calcárias incrustantes e de matrizes de algas epilíticas (MAE), além de baixa cobertura de algas folhosas. O contrário, portanto, é sinal de um ambiente não saudável (MCFIELD; KRAMER, P., 2007).

Definir valores que sirvam como referencial de saúde em relação a cobertura de corais pode ser problemático, principalmente quando se leva em consideração que cada local tem características históricas e evolutivas diferentes. Comparações entre as áreas com históricos evolutivos muito distintos não necessariamente condizem com a realidade, na grande barreira de corais (GBR) (Austrália), por exemplo, valores médios de cobertura de coral menores que 25% são considerados baixos (DE'ATH et al., 2012), enquanto que no Caribe, onde na década de 70 a cobertura média era de aproximadamente 34%, hoje, qualquer valor abaixo dos 15% pode ser considerado baixo (JACKSON et al., 2014). Apesar disso, não temos como afirmar que a GBR é “mais saudável” que o Caribe apenas por conta desta diferença de cobertura média.

Se as algas são melhores competidoras, como os corais prevalecem em ambi-

entes saudáveis? Na revisão sobre a competição entre corais e algas feita por (MC-COOK; JOMPA; DIAZ-PULIDO, 2001) é sugerido que há pouca ou nenhuma evidência experimental de competição real entre estes dois grupos, e que provavelmente as algas atuam mais como oportunistas, ocupando o espaço deixado por corais que tenham sido danificados ou mortos por outras causas (e.g. eventos de branqueamento, elevação da acidez e/ou da temperatura da água etc.). Desta forma, a ação de outros organismos que possam frear o oportunismo das algas (como os peixes herbívoros) (BURKEPILE; HAY, 2009) parece ser fundamental para a recuperação e recrutamento de novos corais.

Neste contexto, foi testada a hipótese de que fatores como cobertura de algas e de corais, biomassa de zooplâncton e área de cobertura vegetal de mangue podem ser utilizados como ferramentas de avaliação de saúde ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram selecionados ambientes recifais costeiros no litoral sul de Pernambuco com a finalidade de testar a hipótese proposta. Estes ambientes estão aproximadamente equidistantes entre si e são bons representantes da diversidade geomorfológica dos recifes locais. Foi gerado um Índice de Saúde Recifal (ISR), a partir do índice proposto por McField, Drysdale et al. (2015), baseado nos valores das coberturas médias de coral e algas folhosas, Densidade de zooplâncton (Rotifera) e área de cobertura vegetal de mangue. Adicionalmente, foram conduzidas análises multivariadas comparando-se a composição do zooplâncton entre os locais afim de testar se o uso deste índice pode servir para avaliação de saúde, tentando relacionar seus valores com a densidade de espécies.

Área de estudo

De acordo com a classificação de Köppen (KOENING; ESKINAZI-LEÇA et al., 2002), o clima dominante na região é o As', que é quente, úmido e caracterizado por apresentar chuvas de outono-inverno. Por possuir uma taxa de evaporação menor do



Figura 8 – Localização dos ambientes recifais do estudo: Suape (A), Porto de Galinhas (B), Serrambi (C) e Carneiros (D), no litoral sul do estado de Pernambuco.

que a precipitação anual, essa região possui balanço hídrico anual positivo (CHAVES, 1996). O regime pluviométrico anual médio é de aproximadamente 1800 mm, com o período compreendido entre abril e julho sendo o mais chuvoso, com cerca de 70 a 75 % das chuvas anuais ocorrendo nestes meses (KOENING; ESKINAZI-LEÇA et al., 2002). No período entre Janeiro e Março são observadas as maiores temperaturas anuais, que podem facilmente atingir os 35 °C, bem como as menores taxas pluviométricas (CHAVES, 1996).

Quatro ambientes recifais foram avaliados: Suape 8°22'0"S e 34°57'0"W, Porto de Galinhas 8°30'0"S e 34°59'0"W, Serrambi 8°33'0"S e 34°0'0"W e Carneiros 8°41'0"S e 34°4'0"W. (Figura 8). Em todos é possível encontrar recifes rasos e relativamente próximos da costa, além de complexos estuarinos no raio de pelo menos 4 km.

Porto de Galinhas e Carneiros são destinos turísticos nacionalmente conhecidos, com demanda atual turística de aproximadamente 620 mil e 200 mil pessoas ao ano, respectivamente, Serrambi também é ponto turístico requisitado, embora menos famoso que os anteriores (MTUR - MINISTÉRIO DO TURISMO, 2016) e sendo mais utilizado através de casas de veraneio. Porto de Galinhas sofre diariamente com o efeito do pisoteio causado pelo turismo local (SANTOS et al., 2015) e, embora não esteja

sujeita a impactos aparentes, Serrambi está muito próximo de áreas urbanas e pode estar sofrendo algum nível de pressão decorrente das atividades humanas (ARKEMA et al., 2014).

Os níveis de pressão antropogênica variam entre os ambientes de Suape e Carneiros que são diretamente banhados por complexos estuarinos e, enquanto o último recebem milhares de visitantes mensalmente (MTUR - MINISTÉRIO DO TURISMO, 2016), Suape sofre com os impactos gerados pelo maior porto do estado de Pernambuco (KOENING; ESKINAZI-LEÇA et al., 2002).

Obtenção dos dados

As variáveis Cobertura de Coral e Cobertura de Macroalgas foram obtidas através dos trabalhos de Reis et al. (2011), Diego Leonel Costa et al. (2014), Oliveira (2016) e Correia et al. (2018), que divulgaram dados recentes da composição da comunidade bentônica presente nas áreas de estudo. Os dados de zooplâncton utilizados para a alimentação do índice foram obtidos através da base do Laboratório de Zooplâncton da Universidade Federal de Pernambuco. Além esta base, foram também utilizados dados originados da bibliografia (Artigos, Teses e Dissertações) com a finalidade de complementar as análises.

A medida da área de mangue foi realizada em duas etapas: inicialmente foi selecionada uma área com raio de 5 km que abrangesse tanto o ambiente recifal quanto cobertura de mangue, essa seleção foi feita com o auxílio do *software Google Earth Pro*, com o qual foram obtidas imagens de satélite dos locais avaliados datando de 1969 até o presente. Em um segundo instante, essas imagens foram analisadas com o *software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe)* (KOHLENER; GILL, 2006), que distribui pontos aleatoriamente em uma área pré determinada (5 km), permitindo que o pesquisador identifique os valores de cobertura vegetal.

Índice de Saúde Recifal

O desenvolvimento de um índice de saúde recifal (ISR) facilita o mapeamento e avaliação da situação dos recifes. Por isso, a seleção de bons indicadores é funda-

mental para o sucesso do índice. Indicadores são parâmetros ou métricas do ecossistema que trazem consigo informações importantes da condição ambiental (MCFIELD; DRYSDALE et al., 2015). Ajudam a traduzir o conceito de saúde ambiental em valores tangíveis, que podem ser facilmente acessados ao longo do tempo.

Os valores médios de cada indicador foram comparados com os valores referência, e receberam uma nota que pode ser 1 (crítica), 2 (baixa), 3 (regular), 4 (boa) a 5 (muito boa). A média das quatro notas (de cada indicador selecionado) é utilizada para definir o ISR” (Tabela 7)

Posteriormente foram definidos os valores referência de cada indicador:

Cobertura de coral e de algas folhosas

O valor máximo de cobertura de corais registrado no litoral brasileiro foi de 32% (FERREIRA, B. P.; MAIDA, 2006) e valores tão baixos quanto <1% foram registrados em alguns locais (DANTAS, 2013). Uma cobertura média acima dos 10% na região alvo deste trabalho pode ser considerada boa, e valores abaixo de 7% podem ser considerados baixos. Enquadrar a categoria “regular” entre 7 e 10% pode ser prudente.

Os valores médios de cobertura de algas no Brasil podem variar muito dependendo de vários fatores e McField, Drysdale et al. (p. 23 2015) sugerem que a taxa da relação entre corais e algas folhosas não deve ser maior do 1:2 para que o ambiente seja considerado saudável. Com base nisso, e estabelecidos os valores referências dos corais, ficam definidos os seguintes valores:

Coral: <3,5% (crítica); 3,5-7% (baixa); 7-10% (regular); 10-20% (boa); >20% (muito boa)

Algas: >40% (crítica); 20-40% (baixa); 14-20% (regular); 7-14% (boa); <7% (muito boa)

Densidade de zooplâncton (Rotifera)

Dados sobre a composição da fauna de zooplâncton podem ser importantes para ajudar a identificar impactos humanos, como poluição e a destruição de hábitat. A poluição pode afetar diretamente populações eliminando organismos e reduzindo

o potencial reprodutivo e recrutamento (BAK, 1987; DOWNS et al., 2005). Entre os grupos mais comuns do Zooplâncton os Rotífera se destacam por serem associados positivamente à ambientes eutrofizados (ARORA, 1966; AMJAD; GRAY, 1983).

Em ambientes tropicais, é esperado que a riqueza média dos Rotífera represente mais de 5% da riqueza total (PORTO-NETO, 2003) e em locais próximos aos avaliados no presente estudo a densidade média deste grupo fica entre 5% e 10% (PORTO-NETO, 2003; PARANAGUÁ, 2016), com base nestes dados, foram definidos os seguintes valores, em densidade relativa (%):

Densidade de zooplâncton (Rotífera): >40% (crítica); 20-40% (baixa); 10-20% (regular); 5-10% (boa); <5% (muito boa)

Área de mangue

Mangues tem o papel ecológico significativo como habitat e berçário para várias espécies recifais (BENNETT, 1989) e acompanhar a evolução da sua cobertura pode indicar perda de área para o desenvolvimento residencial e comercial. Para definição dos valores de referência, a média de cobertura das imagens mais antigas (1969) de cada área foi utilizada. Qualquer aumento de cobertura para valores maiores do que os observados em 1969 pode ser considerado muito bom.

Então, os valores referência são os seguintes:

Área de mangue: perdas maiores que 20% (crítica); perdas entre 10-20% (baixa); perdas menores que 10% (regular); sem perdas (boa); qualquer aumento (muito boa)

Por fim, os valores base de referência adotados foram os seguintes:

Tabela 7 – Valores de referência para criação do Índice de Saúde Recifal (ISR) nos locais estudados.

Indicadores do ISR	Muito Bom (5)	Bom (4)	Regular (3)	Baixo (2)	Crítico (1)
Cobertura de corais	>20%	10-20%	7-10%	3.5-7%	<3.5%
Cobertura de Macroalgas	<7%	7-14%	14-20%	20-40%	>40%
Densidade de zooplâncton (Rotífera)	<5%	5-10%	10-20%	20-40%	>40%
Perda de área de Mangue	Ganho	0%	<10%	10-20%	>20%

Análise dos dados

O Índice de Saúde Recifal de cada local foi calculado com base na média deste para cada dado, agregados por local, sendo este o fator considerado nas análises. One-way ANOVA foi utilizada para investigar diferenças do ISR entre os locais, com os valores dos dados transformados ($\log x + 1$) afim de estabilizar a variância e ajustar os dados à distribuição normal. A normalidade foi testada através do teste de Shapiro-Wilk ($p = 0.34$) e a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene utilizando os resíduos do modelo linear ($p = 7.98 \times 10^{-10}$). O teste *a posteriori* de Tukey foi utilizado para localizar as diferenças detectadas pela ANOVA.

Posteriormente, os dados de composição da zooplancônica foram investigados para comparar se as diferenças dos valores de ISRs entre os locais condizem com a composição e densidade da comunidade local. Essas diferenças foram testadas através da ANOVA multivariada baseada em dissimilaridades (adonis) e representadas graficamente através do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS). Todas as análises descritas aqui foram conduzidas no Software *R* (package *Vegan*).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos valores calculados a partir do índice de saúde recifal (ISR) foi possível verificar que todos os quatro locais estão classificados com saúde baixa ou crítica. Os valores mais destacados negativamente foram a perda de quase 50% da cobertura vegetal de mangue em Suape (SU) e a baixa cobertura de coral nos em todos os locais. Positivamente é possível destacar, em Porto de Galinhas (PG), a manutenção da cobertura vegetal de mangue nos mesmos níveis de 1969, mesmo que estes não fossem muito elevados originalmente (Tabela 8).

O teste ANOVA evidenciou a existência de diferença significativa dos valores do ISR por amostra entre locais ($p = 2 \times 10^{-16}$) e o teste *a posteriori* de Tukey confirmou a presença de três grupos distintos: um formado por PG (a), área considerada com maior média de “saúde”, outro formado por SE (b) e, finalmente, um grupo formado pela junção dos locais Carneiros (CA) e SU (c) (Figura 9).

Tabela 8 – Valores médios dos indicadores ambientais para cada local, além da média dos valores do ISR por amostra. Carneiros (CA); Porto de Galinhas (PG); Serrambi (SE) e Suape (SU); Densidade de Zooplâncton (Rotífera) (DZ); Cobertura de Corais (CC); Cobertura de algas folhosas (CA); Cobertura de área de manguezal (CM); Índice de Saúde Recifal (ISR)

LOCAL	DZ	CC	CA	CM	ISR (médio)
SU	10 %	0.01 %	8.21 %	–48.14 %	1.26
PG	12 %	0.02 %	0.50 %	0.00 %	2.32
SE	10 %	0.01 %	2.03 %	–15.00 %	1.79
CA	13 %	0.03 %	15.70 %	–15.38 %	1.51

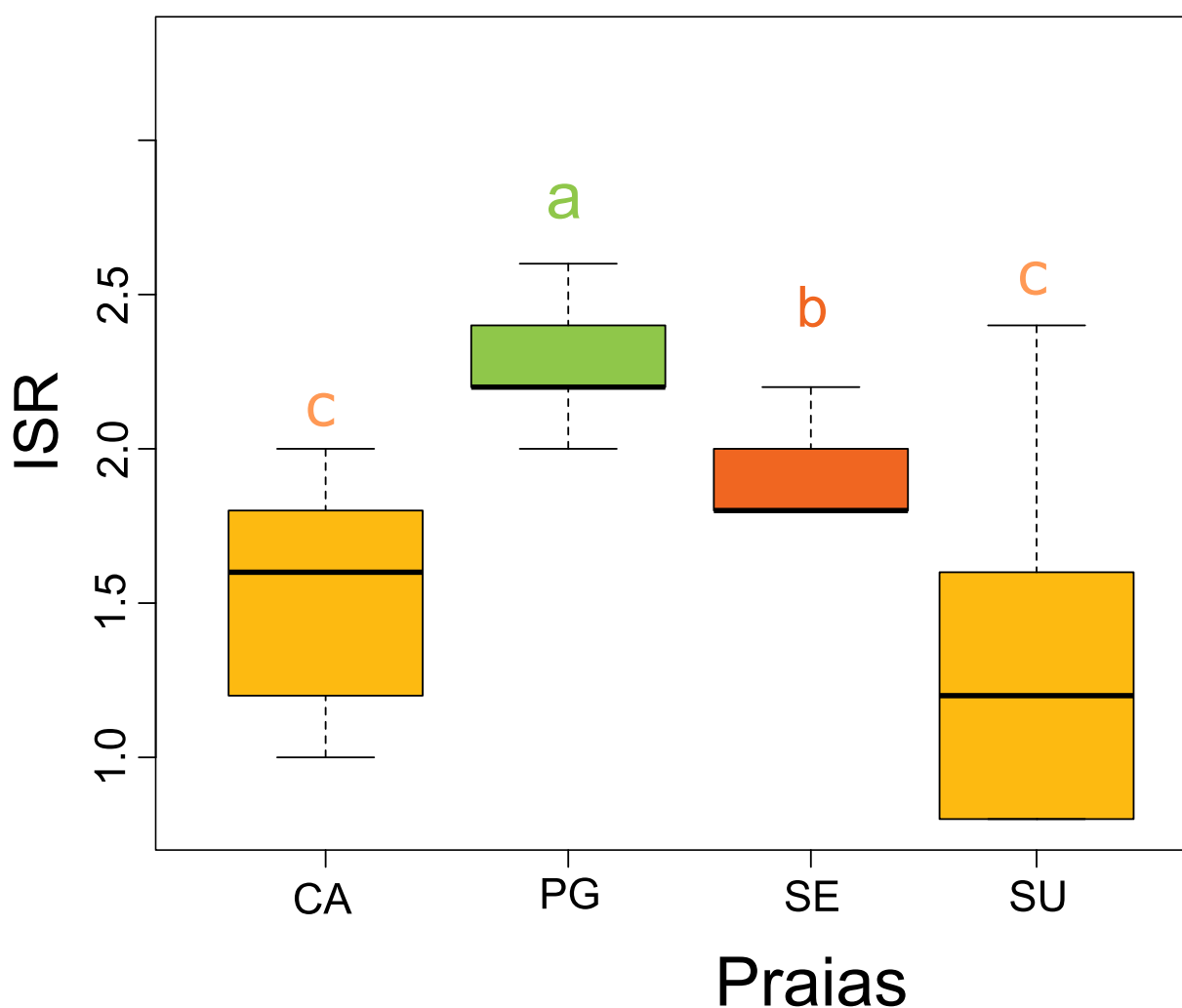


Figura 9 – Variação dos valores do Índice de Saúde Recifal (ISR) na área de estudo. As barras representam o intervalo de confiança de 95%, as listras pretas horizontais representam a média e as listras pontilhadas o desvio padrão. As letras representam as diferenças estatísticas detectadas pelo teste a posteriori de Tukey. CA) Carneiros; PG) Porto de Galinhas; SE) Serrambi e SU) Suape.

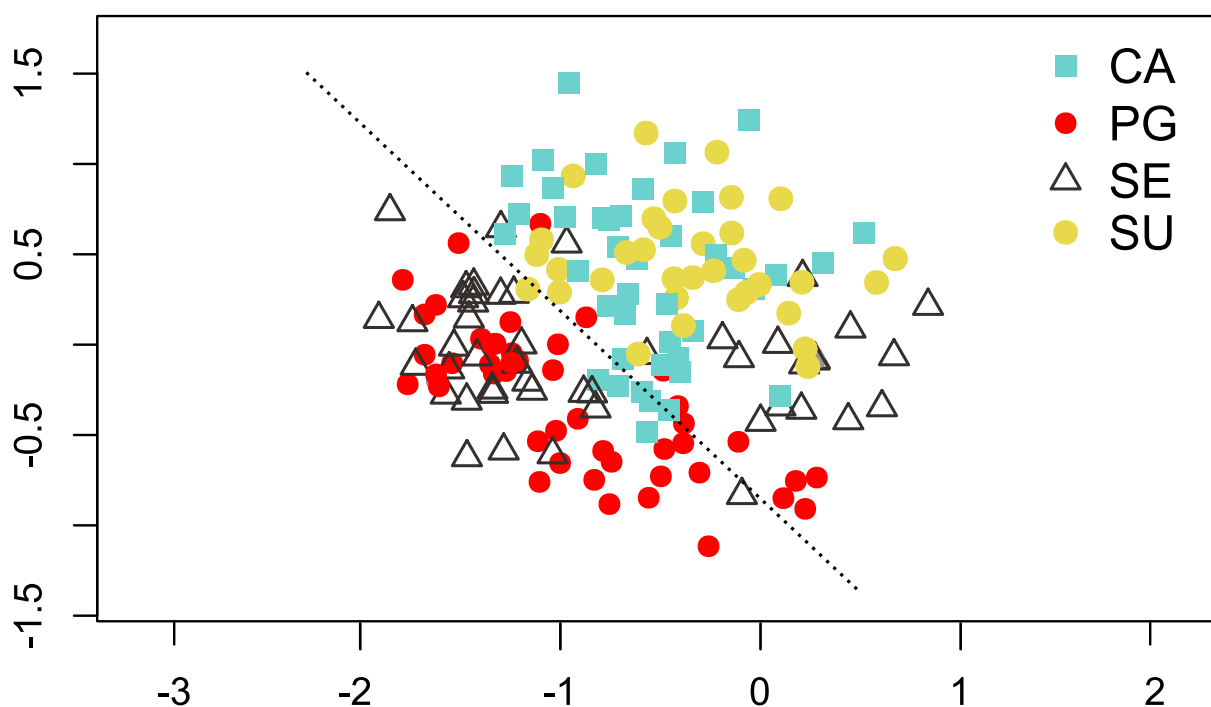


Figura 10 – Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS) baseado na densidade de zooplâncton (Rotifera). Stress: 0.2 CA) Carneiros; PG) Porto de Galinhas; SE) Serrambi e SU) Suape. A linha pontilhada evidencia a separação dos grupos.

Desta forma a praia de Porto de Galinhas pode ser considerada a mais saudável entre os ambientes estudados, enquanto que Suape e Carneiros podem ser considerados os menos saudáveis. Mesmo com essa diferença estatística entre os locais de estudo, é importante lembrar que todos foram considerados com a saúde “crítica” ou “baixa”, e que este resultado específico não eleva Porto de Galinhas à uma condição de “saudável”.

A ANOVA multivariada baseada em dissimilaridades (adonis) evidenciou diferença na densidade de zooplâncton entre os locais ($p = 0,001$), e o gráfico do nMDS (stress 0.2) mostra o agrupamento de dois conjuntos de amostras, um agrupamento entre as amostras de PG, SE e outro entre as amostras de CA e SU (Figura 10). Apesar de não existir distinção clara entre as amostras pertencentes ao mesmo grupo, fica evidenciado que os dois grupos citados possuem pouca sobreposição de dados.

A atestação de que todos os quatro locais de estudo, no litoral sul de Pernambuco, estão na condição de saúde baixa ou crítica é preocupante, principalmente

quando se leva em consideração que, à exceção de Suape, são áreas que possuem intensa atividade turística, contribuindo significativamente para a economia da região (SELVA, V. S. F., 2012; CORDEIRO; KÖRÖSSY; SELVA, V., 2013)

A praia que apresentou as piores condições de saúde foi Suape, resultado esperado, tendo em vista que ela está localizada na área de influência direta do complexo portuário-industrial: o maior do norte e nordeste do Brasil. Os impactos decorrentes das atividades portuárias em ambientes marinhos foram estudados, tanto internacionalmente (BAK, 1987; EDINGER; JOMPA et al., 1998), quanto no Brasil (HAZIN et al., 2013; SERAFIN; HENKES, 2013), entretanto, estes impactos não são sentidos apenas no ambiente marinho.

O desenvolvimento da região portuária acaba por concentrar todo o tipo de atividade econômica e, na verdade, cidades inteiras desenvolvem-se em decorrência da existência de um porto (FUJITA; MORI, 1996). Os efeitos desta urbanização no ambiente terrestre são percebidos muito antes de que eles possam sequer ser detectados no ambiente marinho (DAAMEN, 2010). A detecção da perda de quase 50% da cobertura vegetal de mangue em Suape nos últimos 40 anos é um forte indício de que a saúde ambiental nesta região pode ter atingido um ponto de irreversibilidade.

Todos os demais ambientes estudados também sofrem com as atividades humanas, e não são poucos os exemplos negativos desta atividade no litoral pernambucano (SILVA, P. F. d. et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2010; FERREIRA, L. C. et al., 2010; OLIVEIRA, 2016; PARANAGUÁ, 2016, ver) com alguns trabalhos mostrando que são as atividades no continente as principais responsáveis pelas alterações no ambiente marinho (DOWNS et al., 2005; MORA et al., 2011)

A condição da saúde ambiental vai além da medição de quatro indicadores, uma vez que várias outras fontes de degradação atuam no ambiente. A efetiva seleção de bons indicadores tem que necessariamente levar em consideração aqueles que representem o resultado de várias atividades degradantes (MCFIELD; KRAMER, P., 2007). Nesse sentido, a seleção dos indicadores do presente trabalho foi correta. A cobertura de corais pode ser afetada pela elevação da temperatura (BROWN, 1997; JONES, R. J. et al., 1998), acidificação das águas (HOEGH-GULDBERG et al., 2007;

ANTHONY et al., 2008), pisoteio (FERREIRA, B. P.; MAIDA, 2006), sedimentação entre outros. A elevação da cobertura de algas folhosas pode indicar a falta de peixes herbívoros (MORRISON, 1988) e/ou a eutrofização do ambiente (RYTHER; DUNSTAN, 1971; BIGGS, 2000). No mesmo sentido, é amplamente aceita a constatação de que a poluição afeta diretamente a densidade de Zooplâncton (AMJAD; GRAY, 1983; BAK, 1987; EDINGER; JOMPA et al., 1998; DOWNS et al., 2005; ENNIS et al., 2016), principalmente em ambientes onde a urbanização é elevada, como os estudados (OLIVEIRA, 2016). Por fim, o desmatamento de áreas de mangue é indício direto do desenvolvimento urbano (LOPEZ et al., 2004; HOLGUIN et al., 2006) e de atividades agrícolas (GUIMARÃES et al., 2010). Mesmo assim, a possibilidade da inclusão de novos indicadores, além de uma revisão constante dos valores referência de todos os outros, deve ser preocupação constante para a utilização do índice. Outra consideração importante que deve ser feita é a adequação dos valores dos indicadores às características de cada local.

As diferenças da avaliação apresentada neste trabalho, feita com base no ISR, foram suportadas pela ANOVA multivariada, cujos resultados coincidem com aqueles observados nas médias do ISR entre os locais deste estudo, inclusive no que diz respeito ao agrupamento das amostras. Essa abordagem estatística confere robustez aos resultados obtidos através do ISR.

Uma revisão sobre os diferentes métodos de avaliação de serviços ambientais apontou que os diferentes modelos normalmente resultam em predições similares (YEE; DITTMAR; OLIVER, 2014), mas que os métodos quantitativos, como o apresentado neste estudo, tem maior potencial de destacar a importância dos ambientes e disponibilizar informações relevantes para tomada de decisões. O desenvolvimento e criação de mecanismos de avaliação ecossistêmica podem ser úteis para a determinação de áreas prioritárias para conservação, chamando a atenção para quais áreas estão sofrendo mais ou menos com as atividades humanas. É importante entender que não são os ambientes que devem ser monitorados, e sim as ações humanas que os afetam. Programas de monitoramento bem sucedidos (KRAMER, P. A., 2003, see) devem ser baseados em boas evidências científicas, possuir objetivos claros e que

possam ser facilmente medidos e acompanhados (DOWNS et al., 2005).

O presente estudo mostrou que o Índice de Saúde Recifal pode ser uma importante ferramenta para a definição e manejo de áreas prioritárias para conservação, com resultados confiáveis (confirmados pela ANOVA multifatorial) e potencial para ser replicado em outras regiões. O caminho a ser seguido para o aperfeiçoamento do índice é constante atualização dos valores de referência e o teste em outras áreas de estudo, incluindo dados oriundos da bibliografia.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de bioindicadores ecológicos foi relevante no presente trabalho e pode-se verificar em Suape, um ambiente totalmente modificado, grandes impactos nos estuários dos Rios Massangana, Ipojuca e Tatuoca. O rio Merepe e a Baía de Suape apresentaram-se menos impactados, mesmo ainda longe de estarem prístinos. Observou-se que o modelo utilizado para o desenvolvimento de Suape não contempla recursos ecossistêmicos, uma vez que todos os ambientes foram destruídos e descaracterizados. Assim, iniciativas para promover o desenvolvimento econômico a todo custo causam a destruição do patrimônio natural e social, como infelizmente foi registrado.

O estudo da comunidade zooplanctônica como indicadora evidenciou fortes impactos na área, com poucas espécies resilientes ocorrendo. A baixa diversidade e a densidade são a principal característica desta área muito impactada, onde a influência marinha é elevada devido à abertura dos recifes. Os rios Massangana e Tatuoca foram tão modificados que praticamente não flui água doce para a Baía de Suape (apenas durante o período chuvoso).

A estrutura da Comunidade zooplanctônica local é crítica, com redução de muitas espécies importantes para a saúde do ecossistema. A lacuna mais significativa no plâncton do complexo Suape ocorre na falta de um monitoramento integrado e aplicação de ferramentas que permitam uma maior compreensão das mudanças no plâncton o que poderia ser sistematicamente vinculado a programas de amostragem contínuo para obtenção de uma série temporal. Uma estratégia de monitoramento integrado permitiria o desenvolvimento de indicadores ecológicos mais robustos que pudessem ser utilizados para avaliar o desempenho geral do ecossistema.

Maior esforço também deve ser direcionado para o desenvolvimento de indicadores que são capazes de detectar mudanças nas classes de menor tamanho do plâncton, que embora sejam uma parte importante da Comunidade planctônica, muitas vezes são sub-representados em estudos de monitoramento.

Para o litoral sul de Pernambuco, onde predominam recifes costeiros de grande relevância socioeconômica, com usos principais na pesca e no turismo, este estudo mostrou que a aplicação do Índice de Saúde Recifal pode ser uma importante ferramenta para a definição e manejo de áreas prioritárias para conservação, com resultados confiáveis e grande potencial para ser aplicado em outras regiões. O caminho a ser seguido para o aperfeiçoamento do índice é constante atualização dos valores de referência e o teste em outras áreas deste litoral.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, L. R.; COSTA, I. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Composition and abundance of zooplankton community of an impacted estuarine lagoon in Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 72, n. 1, p. 12–24, 2012.
- ALVAREZ-FILIP, L.; GILL, J. A.; DULVY, N. K.; PERRY, A. L.; WATKINSON, A. R.; CÔTÉ, I. M. Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. en. **Coral Reefs**, [s.l.], v. 30, n. 4, p. 1051–1060, 2011. ISSN 0722-4028, 1432-0975.
- AMJAD, S.; GRAY, J. S. Use of the nematode-copepod ratio as an index of organic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 14, n. 5, p. 178–181, mai. 1983.
- ANGEL, M. Windows into a sea of confusion: sampling limitations to the measurement of ecological parameters in oceanic mid-water environments. *in*: ANDERSON, N.; ZAHURANEC, B. (Ed.). **Oceanic Sound Scattering Prediction**. New York: Plenum Press, 1977. p. 171–248.
- ANLAUF, H.; D'CROZ, L.; O'DEA, A. A corrosive concoction: The combined effects of ocean warming and acidification on the early growth of a stony coral are multiplicative. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s.l.], v. 397, n. 1, p. 13–20, jan. 2011. ISSN 0022-0981.
- ANTHONY, K. R. N.; KLINE, D. I.; DIAZ-PULIDO, G.; DOVE, S.; HOEGH-GULDBERG, O. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 105, n. 45, p. 17442–17446, 2008.
- ARA, K. Temporal variability and production of *Euterpina acutifrons* (Copepoda: Harpacticoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 453/454, p. 177–187, 2001.

ARAUJO, A. V.; DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. Effects of environmental and water quality parameters on the functioning of copepod assemblages in tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 194, p. 150–161, jul. 2017.

ARAÚJO, C.; SOUZA-SANTOS, L. Use of the microalgae *Thalassiosira weissflogii* to assess water toxicity in the Suape industrial-port complex of Pernambuco, Brazil. **Eco-toxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 89, p. 212–221, mar. 2013.

ARAUJO, H.; NASCIMENTO-VIEIRA, D.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R.; LUCAS, A.; ALVES, J. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 68, n. 4, p. 751–762, nov. 2008.

ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; FUNG, T.; SEYMOUR, R. M.; GARZA-PÉREZ, J. R.; ACOSTA-GONZÁLEZ, G.; BOZEC, Y.-M.; JOHNSON, C. R. A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 12, n. 4, e0174855, abr. 2017. ISSN 1932-6203.

ARKEMA, K. K.; VERUTES, G.; BERNHARDT, J. R.; CLARKE, C.; ROSADO, S.; CANTO, M.; WOOD, S. A.; RUCKELSHAUS, M.; ROSENTHAL, A.; MCFIELD, M.; ZEGHER, J. de. Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. **Environmental Research Letters**, [s.l.], v. 9, n. 11, p. 114016, nov. 2014. ISSN 1748-9326.

ARORA, H. C. Rotifera as indicators of trophic nature of environments. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 27, n. 1-2, p. 146–159, jan. 1966.

BAIN, M. B.; HARIG, A. L.; LOUCKS, D. P.; GOFORTH, R. R.; MILLS, K. E. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. **Environmental Science & Policy**, [s.l.], v. 3, p. 89–98, 2000. ISSN 14629011.

BAK, R. Effects of chronic oil pollution on a Caribbean coral reef. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 18, n. 10, p. 534–539, 1987.

BARBOSA, C. F.; SEOANE, J. C. S.; DIAS, B. B.; ALLEVATO, B.; BROOKS, P. O.-S.; GASPAR, A. L. B.; CORDEIRO, R. C. Health environmental assessment of the coral reef-supporting Tamandaré Bay (NE, Brazil). **Marine Micropaleontology**, [s.l.], v. 127, p. 63–73, 2016. ISSN 0377-8398.

BATISTA, T. N. F.; FLORES MONTES, M. D. J. Estado trófico dos estuários dos rios Ipojuca e Merepe – PE. **Tropical Oceanography**, [s.l.], v. 42, n. 3, 2014. ISSN 1679-3013.

BELLWOOD, D. R.; FULTON, C. J. Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change? **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 53, n. 6, p. 2695–2701, 2008. ISSN 0024-3590.

BENNETT, B. The fish community of a moderately exposed beach on the southwestern Cape coast of South Africa and an assessment of this habitat as a nursery for juvenile fish. en. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 28, n. 3, p. 293–305, mar. 1989. ISSN 0272-7714.

BIGGS, B. J. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. **Journal of the North American Benthological Society**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 17–31, 2000.

BJÖRNBERG, T. K. S. Copepoda. *in*: **Atlas del zooplancton del Atlantico Sudoocidental y métodos de trabajos com el zooplancton marino**. Edição: D. Boltovoskoy. Mar del Plata: INIDEP, 1981. p. 587–679.

BOLTOVSKOY, D. **Atlas del Zooplaneton del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Mar de Plata: Instituto Nacional de Investigacion y Desarrollo Pesquero, 1981.

BORTONE, S. **Estuarine Indicators**. Edição: Stephen Bortone. [S.l.]: CRC Press, dez. 2004.

BOUGIS, P. **Ecologie du plancton marin**. 2. ed. Paris: Masson, 1974. 200 p. ISBN 978-2-225-39413-3.

BRADFORD-GRIEVE, J. M.; MARKHASEVA, E. L.; F., R. C. E.; ABIAHY, B. Copepoda. *in*: BOLTOVSKOY, D. **Zooplankton of the South Atlantic Ocean**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. v. 2.

BRAGA, R. A. P.; MAESTRATI, P.; LINS, M. F. Impacto da implantação do complexo industrial-portuário de Suape (PE) sobre populações de moluscos comestíveis. **Anais da Sociedade Nordestina de Zoologia**, [s.l.], v. 3, n. 3, p. 137–153, 1990.

BRAGA, R. A. P.; UCHOA, T. M. d. M.; DUARTE, M. T. M. B. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l.], v. 3, n. 2, p. 09–27, 1989. ISSN 0102-3306.

BROWN, B. E. Coral bleaching: causes and consequences. **Coral reefs**, [s.l.], v. 16, n. 5, s129–s138, dez. 1997.

BRUCE, T.; MEIRELLES, P. M.; GARCIA, G.; PARANHOS, R.; REZENDE, C. E.; MOURA, R. L. d.; FILHO, R.-F.; CONI, E. O. C.; VASCONCELOS, A. T.; FILHO, G. A.; HATAY, M.; SCHMIEDER, R.; EDWARDS, R.; DINSDALE, E.; THOMPSON, F. L. Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, Microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 6, e36687, mai. 2012. ISSN 1932-6203.

BRUCET, S.; BOIX, D.; QUINTANA, X. D.; JENSEN, E.; NATHANSEN, L. W.; TROCHINE, C.; MEERHOFF, M.; GASCÓN, S.; JEPPESENA, E. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 55, n. 4, p. 1697–1711, jul. 2010.

BURKEPILE, D. E.; HAY, M. E. Impact of Herbivore Identity on Algal Succession and Coral Growth on a Caribbean Reef. en. Edição: Geoffrey Clayton Trussell. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 5, n. 1, e8963, jan. 2010. ISSN 1932-6203.

BURKEPILE, D. E.; HAY, M. E. Nutrient versus herbivore control of macroalgal community development and coral growth on a Caribbean reef. en. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 389, p. 71–84, set. 2009. ISSN 0171-8630, 1616-1599. Acesso em: 18 ago. 2017.

BUSKEY, E. J. Annual pattern of micro- and mesozooplankton abundance and biomass in a subtropical estuary. **Journal of Plankton Research**, [s.l.], v. 15, n. 8, p. 907–924, 1993.

CALBET, A.; LANDRY, M.; SCHEINBERG, R. Copepod grazing in a subtropical bay: species-specific responses to a midsummer increase in nanoplankton standing stock. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 193, p. 75–84, 2000.

CAMARGO, J. M. R.; ARAÚJO, T. C. M.; MAIDA, M.; USHIZIMA, T. M. Morfologia da plataforma continental interna adjacente ao município de Tamandaré, sul de Pernambuco - Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, [s.l.], v. 25, p. 79–89, 2007.

CARITON, J. T.; GELLER, J. B. Ecological Roulette: The Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms. **Science**, [s.l.], v. 261, n. 5117, p. 78–82, jul. 1993.

CHAPIN, F. S.; SALA, O. E.; BURKE, I. C.; GRIME, J. P.; HOOPER, D. U.; LAUENROTH, W. K.; LOMBARD, A.; MOONEY, H. A.; MOSIER, A. R.; NAEEM, S.; PACALA, S. W.; ROY, J.; STEFFEN, W. L.; TILMAN, D. Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity. **BioScience**, [s.l.], v. 48, n. 1, p. 45–52, jan. 1998.

CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBIE, S. E.; MACK, M. C.; DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, [s.l.], v. 405, n. 6783, p. 234–242, mai. 2000.

CHAVES, N. S. **Beachrocks do Litoral Pernambucano: Estudo Sedimentológico e Análise de Isótopos Estáveis**. 1996. Diss. (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

CORDEIRO, I.; KÖRÖSSY, N.; SELVA, V. Determinação da capacidade de carga turística a partir do método Cifuentes et al. (1992): Aplicação à Praia dos Carneiros (Tamarandaré/PE). **Turismo - Visão e Ação**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 057, abr. 2013. ISSN 1983-7151, 1415-6393.

CORREIA, J. R. M. B.; OLIVEIRA, W. D. M.; PEREIRA, P. S.; CAMARGO, J. M. R. de; ARAÚJO, M. E. de. Substrate Zonation as a Function of Reef Morphology: A Case Study in Carneiros Beach, Pernambuco, Brazil. **Journal of Coastal Research**, [s.l.], v. 81, sp1, p. 1, set. 2018.

CORVALAN, C.; HALES, S.; MCMICHAEL, A. J. **Ecosystems and human well-being: health synthesis**. [S.l.]: World health organization, 2005.

COSTA, D. L.; SANTOS, A. M.; SILVA, A. F. da; PADILHA, R. M.; NOGUEIRA, V. O.; WANDERLEI, E. B.; BÉLANGER, D.; GOMES, P. B.; PÉREZ, C. D. Biological Impacts of the Port Complex of Suape on Benthic Reef Communities (Pernambuco–Brazil). **Journal of Coastal Research**, [s.l.], v. 294, p. 362–370, 2014.

COSTA, H. S. **Verdades inconvenientes sobre a termelétrica Suape III**. Jornal A Verdade. 2012.

CRUZ, I. C. S.; LOIOLA, M.; ALBUQUERQUE, T.; REIS, R.; NUNES, J. d. A. C. C.; REIMER, J. D.; MIZUYAMA, M.; KIKUCHI, R. K. P.; CREED, J. C. Effect of Phase Shift from Corals to Zoantharia on Reef Fish Assemblages. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 10, n. 1, e0116944, jan. 2015. ISSN 1932-6203.

DAAMEN, T. **Strategy as Force: Towards Effective Strategies for Urban Development Projects: The Case of Rotterdam City Ports**. [S.l.]: IOS Press, 2010.

DANTAS, R. S. **Composição e Estrutura Trófica da Ictiofauna de Piscinas de Maré da praia do Paiva, Região Metropolitana do Recife, PE**. 2013. Dissertação – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB.

DAY, J. W.; HALL, C. A. J.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. Zooplankton, the Drifting Consumers. *in*: ESTUARINE Ecology. [S.l.]: Willey-Interscience Publication, 1989. cap. 8, p. 311–337.

DE'ATH, G.; FABRICIUS, K. E.; SWEATMAN, H.; PUOTINEN, M. The 27–year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *en*. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 109, n. 44, p. 17995–17999, out. 2012. ISSN 0027-8424, 1091-6490.

DIAS, C. O. Morphological abnormalities of *Acartia lilljeborgi* (Copepoda, Crustacea) in the Espírito Santo Bay (E.S. Brazil). **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 394, p. 249–251, 0 1999.

DIAZ, X. F. G.; CAMPELO, R. P. S.; BARKOKEBAS, B.; KOENING, M. L.; SCHWAMBORN, R.; NEUMANN-LEITÃO, S. *Acartia lilljeborgi* como potencial espécie-teste para estudos de impacto ambiental no nordeste brasileiro (sensibilidade ao sulfato de zinco). *in*: ANAIS do XII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia. Porto de Galinhas / PE: [s.n.], 2012. p. 176–193.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada**. 6. ed. São Paulo: NU-PAUB, 2008. 198 p. ISBN 978-85-271-0345-9.

DONE, T. J. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *en*. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 247, n. 1-3, p. 121–132, nov. 1992. ISSN 0018-8158, 1573-5117.

DONE, T. J. Coral Community Adaptability to Environmental Change at the Scales of Regions, Reefs and Reef Zones. **American Zoologist**, [s.l.], v. 39, n. 1, p. 66–79, 1999. ISSN 0003-1569. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/3884227>. Acesso em: 17 mai. 2017.

DOWNS, C. A.; WOODLEY, C. M.; RICHMOND, R. H.; LANNING, L. L.; OWEN, R. Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. *en*. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 51, n. 5-7, p. 486–494, jan. 2005. ISSN 0025-326X.

EDINGER, E. N.; JOMPA, J.; LIMMON, G. V.; WIDJATMOKO, W.; RISK, M. J. Reef degradation and coral biodiversity in Indonesia: effects of land-based pollution, destructive fishing practices and changes over time. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 36, n. 8, p. 617–630, 1998.

EDINGER, E. N.; RISK, M. J. Reef classification by coral morphology predicts coral reef conservation value. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 92, n. 1, p. 1–13, jan. 2000.

ENNIS, R. S.; BRANDT, M. E.; WILSON GRIMES, K. R.; SMITH, T. B. Coral reef health response to chronic and acute changes in water quality in St. Thomas, United States Virgin Islands. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 111, 1–2, p. 418–427, out. 2016. ISSN 0025-326X.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; BJÖRNBERG, T. K. S. Seasonal dynamics of microzooplankton in the São Sebastião Channel (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 66, 1b, p. 221–231, fev. 2006.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. [S.l.]: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006.

FERREIRA, L. C.; CUNHA, M. d. G. G. d.; KOENING, M. L.; FEITOSA, F. A. d. N.; SANTIAGO, M. F.; MUNIZ, K. et al. Variação temporal do fitoplâncton em três praias urbanas do litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Acta botânica brasílica**, [s.l.], 2010.

FRASER, J. H. **Nature adrift; the story of marine plankton**. 1. ed. [S.l.]: Nabu Press, 1962. 198 p. ISBN 978-1179399362.

FUJITA, M.; MORI, T. The role of ports in the making of major cities: self-agglomeration and hub-effect. **Journal of development Economics**, [s.l.], v. 49, n. 1, p. 93–120, 1996.

GILLER, P. S. **Community Structure and the Niche**. [S.l.]: Springer Netherlands, 1984. 176 p.

GUIMARÃES, A. S.; TRAVASSOS, P.; SOUZA FILHO, P. W. M. E.; GONÇALVES, F. D.; COSTA, F. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. **Aquaculture research**, [s.l.], v. 41, n. 6, p. 828–838, 2010. Acesso em: 13 ago. 2017.

HAYS, G. C.; RICHARDSON, A. J.; ROBINSON, C. Climate change and marine plankton. **Trends in Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 20, n. 6, p. 337–344, jun. 2005.

HAZIN, F. H. V.; AFONSO, A. S.; DE CASTILHO, P. C.; FERREIRA, L. C.; ROCHA, B. C. L. M. Regional movements of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, off Northeastern Brazil: inferences regarding shark attack hazard. eng. **Anais Da Academia Brasileira De Ciencias**, [s.l.], v. 85, n. 3, p. 1053–1062, set. 2013. ISSN 1678-2690.

HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P. J.; HOOTEN, A. J.; STENECK, R. S.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; HARVELL, C. D.; SALE, P. F.; EDWARDS, A. J.; CALDEIRA, K.; KNOWLTON, N.; EAKIN, C. M.; IGLESIAS-PRIETO, R.; MUTHIGA, N.; BRADBURY, R. H.; DUBI, A.; HATZIOLOS, M. E. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **science**, [s.l.], v. 318, n. 5857, p. 1737–1742, 2007.

HOLGUIN, G.; GONZALEZ-ZAMORANO, P.; DE-BASHAN, L. E.; MENDOZA, R.; AMADOR, E.; BASHAN, Y. Mangrove health in an arid environment encroached by urban development—a case study. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 363, n. 1-3, p. 260–274, 2006.

HUGHES, J. E.; DEEGAN, L. A.; WEAVER, M. J.; COSTA, J. E. Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities. **Estuaries**, [s.l.], v. 25, n. 2, p. 250–263, 2002. ISSN 0160-8347.

HUGHES, T. P. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. eng. **Science**, [s.l.], v. 265, n. 5178, p. 1547–1551, set. 1994. ISSN 0036-8075.

JACKSON, J. B. C.; DONOVAN, M. K.; CRAMER, K. L.; LAM, W. **Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012**. Edição: J. B. C. Jackson, M. K. Donovan, K. L. Cramer e W. Lam. 1. ed. Gland, Switzerland: Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, 2014. (Global Coral Reef Monitoring Network).

JONES, R. J.; HOEGH-GULDBERG, O.; LARKUM, A. W.; SCHREIBER, U. Temperature-induced bleaching of corals begins with impairment of the CO₂ fixation mechanism in zooxanthellae. **Plant, Cell & Environment**, [s.l.], v. 21, n. 12, p. 1219–1230, 1998. Acesso em: 13 ago. 2017.

KARR, J. R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 66–84, fev. 1991.

_____. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 221–234, 1999. ISSN 0046-5070, 1365-2427.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Biological monitoring: Essential foundation for ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, [s.l.], v. 3, n. 6, p. 993–1004, 1997.

KARR, J. R.; THOMAS, T. Economics, Ecology, and Environmental Quality. **Ecological Applications**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 31–32, 1996.

KOENING, M. L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACEDO, S. J. d. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). pt. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l.], v. 16, n. 4, p. 407–420, 2002.

KOENING, M. L.; LEÇA, E. E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S. J. de. Impacts of the construction of the Port of Suape on phytoplankton in the Ipojuca River estuary (Pernambuco-Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s.l.], v. 46, n. 1, p. 73–82, 2003.

KOHLER, K. E.; GILL, S. M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers and Geosciences**, [s.l.], v. 32, n. 9, p. 1259–1269, 2006. ISSN 0098-3004.

KOMYAKOVA, V.; MUNDAY, P. L.; JONES, G. P. Relative Importance of Coral Cover, Habitat Complexity and Diversity in Determining the Structure of Reef Fish Communities. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 8, n. 12, e83178, dez. 2013. ISSN 1932-6203.

KRAMER, P. A. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Results of the AGRRA program(1997-2000). **Atoll Research Bulletin**, [s.l.], v. 496, n. 3, p. 1–58, 2003.

KRIEGISCH, N.; REEVES, S.; JOHNSON, C. R.; LING, S. D. Phase-Shift Dynamics of Sea Urchin Overgrazing on Nutrified Reefs. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 11, n. 12, e0168333, dez. 2016. ISSN 1932-6203.

KRUMME, U.; LIANG, T.-H. Tidal-Induced Changes in a Copepod-Dominated Zooplankton Community in a Macrotidal Mangrove Channel in Northern Brazil. **Zoological studies**, [s.l.], v. 42, n. 2, p. 404–414, 2004.

KRUPA, E. G. Population densities, sex ratios of adults, and occurrence of malformations in three species of cyclopoid copepods in waterbodies with different degrees of eutrophy and toxic pollution. **Journal of Marine Science and Technology**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 1–12, 2005.

L.P., S.-S.; R.J., A. Water toxicity assessment in the Suape estuarine complex (PE-Brazil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 59–65, jul. 2013.

LACKEY, R. T. Values, Policy, and Ecosystem Health. **BioScience**, [s.l.], v. 51, n. 6, p. 437, 2001.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; FERREIRA, B. P.; NEVES, E. G.; SOVIERZOSKI, H. H.; OLIVEIRA, M. D. M.; MAIDA, M.; CORREIA, M. D.; JOHNSON, R.; LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; FERREIRA, B. P.; NEVES, E. G.; SOVIERZOSKI, H. H.; OLIVEIRA, M. D. M.; MAIDA, M.; CORREIA, M. D.; JOHNSON, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, [s.l.], v. 64, SPE2, p. 97–116, 2016. ISSN 1679-8759.

LEGENDRE, L.; DEMERS, S. Towards Dynamic Biological Oceanography and Limnology. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 41, n. 1, p. 2–19, jan. 1984.

LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 870 p.

LEMOS, R. T. O.; CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI-LAMARDO, E. Petroleum hydrocarbons in water from a Brazilian tropical estuary facing industrial and port development. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 82, n. 1-2, p. 183–188, mai. 2014.

LEWIS, S. M. The Role of Herbivorous Fishes in the Organization of a Caribbean Reef Community. **Ecological Monographs**, [s.l.], v. 56, n. 3, p. 184–200, 1986. ISSN 0012-9615.

LINS, P.; MEDEIROS, C.; ROLLNIC, M. Forçantes hidrodinâmicas e variabilidade espaço temporal dos campos de salinidade e OBS no estuário do rio Ipojuca, PE-Brasil. *in*: II CONGRESSO SOBRE PLANEJAMENTO E GESTÃO DAS ZONAS COSTEIRAS DOS PAÍSES DE EXPRESSÃO PORTUGUESA. **IX Congresso da Associação Bra-**

sileira de Estudos do Quaternário. Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2003. p. 4.

LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecology of Tropical Oceans.** San Diego: Academic Press, Inc., 1987. 407 p.

LOPES, R. M.; VALE, R. do; BRANDINI, F. P. Composição, abundância e distribuição espacial do zooplâncton no complexo estuarino de Paranaguá durante o inverno de 1993 e o verão de 1994. **Revista Brasileira de Oceanografia**, [s.l.], v. 46, n. 2, p. 195–211, 1998.

LOPEZ, R. R.; SILVY, N. J.; WILKINS, R. N.; FRANK, P. A.; PETERSON, M. J.; PETERSON, M. N. Habitat-use patterns of Florida Key deer: Implications of urban development. **Journal of Wildlife Management**, [s.l.], v. 68, n. 4, p. 900–908, 2004.

LOUREIRO-FERNANDES, L. F.; STERZA, J. M.; PEREIRA, J. B.; COSTA, D. Preliminary assessment of morphological alterations in the copepod *Acartia Lilljeborgi* due to environmental changes in the Vitória estuarine system, Vitória, ES, Brazil. **Nauplius**, [s.l.], v. 6, p. 199–200, 1998.

MACKAS, D. L.; DENMAN, K. L.; ABBOTT, M. R. Plankton patchiness: biology in the physical vernacular. **Bulletin of Marine Science**, [s.l.], v. 37, n. 2, p. 652–674, 1985.

MARQUES, J.; SALAS, F.; PATRÍCIO, J.; TEIXEIRA, H.; NETO, J. M. **Ecological Indicators for Coastal and Estuarine Environmental Assessment. A user guide.** [S.l.]: WIT Press, jan. 2009. 183 p. ISBN 978-1-84564-209-9.

MATSUMURA-TUNDISI, T. **Aspectos ecológicos do zooplâncton da região lagunar de Cananéia com especial referência aos Copepoda (Crustacea).** 1972. 191 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MCCOOK, L. J. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. en. **Coral Reefs**, [s.l.], v. 18, n. 4, p. 357–367, dez. 1999. ISSN 0722-4028, 1432-0975.

MCCOOK, L. J.; JOMPA, J.; DIAZ-PULIDO, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. en. **Coral Reefs**, [s.l.], v. 19, n. 4, p. 400–417, mai. 2001. ISSN 0722-4028, 1432-0975.

MCFIELD, M.; DRYSDALE, I.; FLORES, M.; POTT, R.; GIRÓ, A.; FILIP, L.; KRAMER, P.; MARKS, K. **Mesoamerican Reef: An evaluation of ecosystem health**. English. Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, 2015. p. 29.

MCFIELD, M.; KRAMER, P. **Healthy reefs for healthy people: a guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Meso-American Reef Region**. 1. ed. Miami, FL: National Museum of Natural History Smithsonian Institution, 2007.

MCLUSKY, D. S. **The Estuarine Ecosystem**. 2. ed. Glasgow: Blackie, Springer Netherlands, 1989. 215 p.

MIZUNO, T. **Illustrations of the freshwater plankton of Japan**. Osaka: Hoikusha, 1968. 351 p.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 29, n. 2, p. 215–233, 1999. ISSN 0921-8009.

MONTÚ, M. Síntese dos conhecimentos sobre zooplâncton estuarino. Estuário do sistema lagunar de Cananéia, complexo da Baía de Paranaguá e Lagoa dos Patos. in: ANAIS do Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Cananéia, SP: ACIESP, 1987. v. 3, p. 176–193.

MORA, C.; ABURTO-OROPEZA, O.; AYALA BOCOS, A.; AYOTTE, P. M.; BANKS, S.; BAUMAN, A. G.; BEGER, M.; BESSUDO, S.; BOOTH, D. J.; BROKOVICH, E.; BROOKS, A.; CHABANET, P.; CINER, J. E.; CORTÉS, J.; CRUZ-MOTTA, J. J.; CUPUL

MAGAÑA, A.; DEMARTINI, E. E.; EDGAR, G. J.; FEARY, D. A.; FERSE, S. C. A.; FRIEDLANDER, A. M.; GASTON, K. J.; GOUGH, C.; GRAHAM, N. A. J.; GREEN, A.; GUZMAN, H.; HARDT, M.; KULBICKI, M.; LETOURNEUR, Y.; LÓPEZ PÉREZ, A.; LO-REAU, M.; LOYA, Y.; MARTINEZ, C.; MASCAREÑAS-OSORIO, I.; MOROVE, T.; NADON, M.-O.; NAKAMURA, Y.; PAREDES, G.; POLUNIN, N. V. C.; PRATCHETT, M. S.; REYES BONILLA, H.; RIVERA, F.; SALA, E.; SANDIN, S. A.; SOLER, G.; STUART-SMITH, R.; TESSIER, E.; TITTENSOR, D. P.; TUPPER, M.; USSEGLIO, P.; VIGLIOLA, L.; WANTIEZ, L.; WILLIAMS, I.; WILSON, S. K.; ZAPATA, F. A. Global Human Footprint on the Linkage between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Reef Fishes. en. Edição: Steve P. Ellner. **PLoS Biology**, [s.l.], v. 9, n. 4, e1000606, abr. 2011. ISSN 1545-7885.

MORETTI, R.; COX, M. Impactos Socioambientais ao Longo da Implantação e Consolidação do Complexo Industrial Portuário de Suape - PE. **Gaia Scientia**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 98, 2016.

MORRISON, D. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. **Ecology**, [s.l.], v. 69, n. 5, p. 1367–1382, 1988.

MTUR - MINISTÉRIO DO TURISMO. **Categorização**. [S.l.: s.n.], 2016. Disponível em: <http://dados.turismo.gov.br/categorizacao>. Acesso em: 11 mai. 2017.

MUNIZ, K.; NETO, B. d. B.; MACÊDO, S. J.; FILHO, W. C. P. Hydrological Impact of the Port Complex of Suape on the Ipojuca River (Pernambuco-Brazil). **Journal of Coastal Research**, [s.l.], v. 215, p. 909–914, 2005.

MUXAGATA, E.; GLOEDEN, I. M. Ocorrência de *Temora turbinata* Dana, 1849 (Crustacea: Copepoda) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Nauplius**, [s.l.], v. 3, p. 163–164, 1995.

NEUMANN-LEITÃO, S. **Impactos Antrópicos na Comunidade Zooplancônica Estuarina do Porto de Suape, Pernambuco, Brasil:** ' 1994. Tese (Doutorado) – Ciências da Engenharia Ambiental São Carlos, Universidade de São Paulo.

_____. Resenha literária sobre o zooplankton estuarino no Brasil. **Trabalhos Oceanográficos UFPE**, [s.l.], v. 24, p. 25–53, 1995.

NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. M. O.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A. Zooplâncton dos estuários dos rios Massangana e Tatuoca, Suape (PE-Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, [s.l.], v. 35, n. 2, p. 341–360, 1992.

NEUMANN-LEITÃO, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Dynamics of a perturbed estuarine zooplanktonic community: Port of Suape, PE, Brazil. **SIL Proceedings, 1922-2010**, [s.l.], v. 26, n. 4, p. 1981–1988, mai. 1998.

NEUMANN, V. H. M. L. **Geomorfologia e sedimentologia quaternária da área de Suape, Pernambuco (Brasil)**. 1991. 95 f. Diss. (Mestrado) – Departamento de Geologia, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE.

NEUMANN, V. H.; MEDEIROS, C.; LUIS, P.; NEUMANN-LEITÃO, S.; KOENING, M. L. Hydrodynamism, sedimentology, geomorphology, and plankton changes at Suape area (Pernambuco - Brazil) after a Port Complex Implantation. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, [s.l.], v. 70, n. 2, p. 313–323, 1998.

NEW, T. R. **An Introduction to Invertebrate Conservation Biology**. Edição: Oxford. 1. ed. Oxford: Oxford University Press, nov. 1995. p. 194.

NIELSEN, N. O. The Meaning of Health. en. **Ecosystem Health**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 65–66, jun. 1999. ISSN 1526-0992. Acesso em: 17 mai. 2017.

NIMER, E. Um modelo metodológico de classificação de climas. **Revista Brasileira de Geografia**, [s.l.], v. 41, n. 4, p. 59–89, 1979.

OLIVEIRA, W. D. M. **Ictiofauna em cristas recifais no litoral de Pernambuco: Relação entre a cobertura algal e complexidade estrutural dos habitats**. 2016. 50 f. Diss. (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia.

OMORI, M.; IKEDA, T. **Methods in marine zooplankton ecology**. New York: Willey - inters Publication, 1984. 331 p.

PAGE, C. A.; FIELD, S. N.; POLLOCK, F. J.; LAMB, J. B.; SHEDRAWI, G.; WILSON, S. K. Assessing coral health and disease from digital photographs and in situ surveys. en. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 1, p. 18, jan. 2017. ISSN 0167-6369, 1573-2959. Acesso em: 17 mai. 2017.

PARANAGUÁ, M. N.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; GUSMÃO, L. O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R. Estrutura da comunidade zooplanctônica. in: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. **Oceanografia: um cenário tropical**. [S.l.]: Bagaço/UFPE, 2004. p. 441–459.

PARANAGUÁ, M. N.; NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. Zooplâncton. in: BARROS, H. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MACEDO, S. J.; LIMA, T. **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**. Recife-PE: Ed. Universitária da UFPE, 2000. p. 225–260.

PARANAGUÁ, M. N. Zooplankton of the Suape area (Pernambuco-Brasil). **Tropical Oceanography-ISSN: 1679-3013**, [s.l.], v. 19, n. 1, 2016. Disponível em: <http://www.periodicos.ufpe.br/revistas/TROPICALOCEANOGRAPHY/article/viewFile/2619/2142>. Acesso em: 13 ago. 2017.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 110–118, abr. 2016.

PESSOA, V. T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO L. M. O. ND SILVA, A. P.; PORTO-NETO, F. F. Comunidade zooplanctônica na Baía de Suape e nos estuários dos rios

Tatuoca e Massangana, Pernambuco (Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 80–89, 2009.

PIELOU, E. C. **An introduction to Mathematical Ecology**. New York: Wiley, 1969.

PONTI, M.; FRATANGELI, F.; DONDI, N.; REINACH, M. S.; SERRA, C.; SWEET, M. J. Baseline reef health surveys at Bangka Island (North Sulawesi, Indonesia) reveal new threats. en. **PeerJ**, [s.l.], v. 4, e2614, out. 2016. ISSN 2167-8359.

PORTO-NETO, F. F. **Zooplankton as bioindicator of environmental quality in the Tamandaré reef system (PERNAMBUCO - Brazil): anthropogenic influences and interaction with mangroves**. 2003. 131 f. Diss. (Mestrado) – Universität Bremen, Bremen.

PORTO-NETO, F. F.; NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. M. O.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; SILVA, A. P.; SILVA, T. A. Variação Sazonal e Nictemeral do Zooplâncton no Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE, Brasil. **Tropical Oceanography**, [s.l.], v. 27, n. 2, dez. 1999.

POTTS, D. C. Suppression of coral populations by filamentous algae within damselfish territories. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s.l.], v. 28, n. 3, p. 207–216, ago. 1977. ISSN 0022-0981.

REIS, T. N. V.; GUIMARÃES-BARROS, N. C.; VASCONCELOS, E. R. T. P. P.; COCEN-TINO, A. L. M.; FUJII, M. T. Influence of the industrial port complex of Suape (Western Tropical Atlantic) on the biodiversity and biomass of Phaeophyceae. **Tropical Oceanography**, [s.l.], v. 39, n. 2, 2011.

REY, J. R.; KAIN, T.; CROSSMAN, R.; PETERSON, M.; SHAFFER, J.; VOSE, F. Zooplankton of impounded marshes and shallow areas of a subtropical lagoon. **Florida Scientist**, [s.l.], v. 54, n. 3/4, p. 191–203, 1991.

RICHARDSON, A. J. In hot water: zooplankton and climate change. **ICES Journal of Marine Science**, [s.l.], v. 65, n. 3, p. 279–295, mar. 2008.

RICHARDSON, P. L.; HUFFORD, G. E.; LIMEBURNER, R.; BROWN, W. S. North Brazil Current retroflection eddies. **Journal of Geophysical Research**, [s.l.], v. 99, p. 5081, C3 1994.

RYTHER, J. H.; DUNSTAN, W. M. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. **Science**, [s.l.], v. 171, n. 3975, p. 1008–1013, 1971.

SANTOS, G. S.; BURGOS, D. C.; LIRA, S. M. A.; SCHWAMBORN, R. The Impact of Trampling on Reef Macroenthos in Northeastern Brazil: How Effective are Current Conservation Strategies? en. **Environmental Management**, [s.l.], v. 56, n. 4, p. 847–858, out. 2015. ISSN 0364-152X, 1432-1009.

SCHWAMBORN, R. **Influence of mangroves on community structure and nutrition of macrozooplankton in northeast Brazil**. 1997. f. 77. Tese (Doutorado) – Univ. Bremen, Bremen.

SCHWAMBORN, R.; BONECKER, A. C. T. Seasonal changes in the transport and distribution of meroplankton into a Brazilian estuary with emphasis on the importance of floating mangrove leaves. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s.l.], v. 39, p. 451–462, 1996.

SELVA, V. S. F. Litoral da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guadalupe: de ambiente natural a espaço do turismo. pt. **Nature and Conservation**, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 8–16, mai. 2012. ISSN 2318-2881.

SERAFIN, I. T.; HENKES, J. A. Água de lastro: um problema ambiental. pt. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 92–112, jun. 2013. ISSN 2238-8753.

SHANNON, C. E. A Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**, [s.l.], v. 27, n. 3, p. 379–423, jul. 1948.

SILVA, P. F. d.; CAVALCANTI, I. M. D.; IRMÃO, J. I.; ROCHA, F. J. S. Common beach sand contamination due to enteroparasites on the southern coast of Pernambuco State, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, [s.l.], v. 51, n. 4, p. 217–218, 2009.

SILVA, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R.; OLIVEIRA GUSMÃO, L. M. de; ALMEIDA E SILVA, T. de. Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s.l.], v. 47, n. 3, p. 485–493, jul. 2004.

SILVA; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R.; OLIVEIRA GUSMÃO, L. M. de; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A. do. Diel and seasonal changes in the macrozooplankton community of a tropical estuary in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, [s.l.], v. 20, n. 3, p. 439–446, 2003.

SILVEIRA, K. A. **Conflitos socioambientais e participação social no Complexo Industrial Portuário de Suape, Pernambuco**. 2010. 112 f. Diss. (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE.

STERZA, J. M.; FERNANDES, L. L. Zooplankton community of the Vitória Bay estuarine system (Southeastern Brazil): Characterization during a three-year study. **Brazilian Journal of Oceanography**, [s.l.], v. 54, n. 2-3, p. 95–105, set. 2006.

STRAMMA, L.; FISCHER, J.; REPPIN, J. The North Brazil Undercurrent. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, [s.l.], v. 42, n. 5, p. 773–795, mai. 1995.

SUAPE. **Suape**. 2017. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/pt/>. Acesso em: 27 dez. 2018.

SUMAMPOUW, O. J.; RISJANI, Y. Bacteria as Indicators of Environmental Pollution: Review. **International Journal of Ecosystem**, [s.l.], v. 4, n. 6, p. 251–258, 2014.

TETT, P.; EDWARDS, A. **Mixing and Plankton: An Interdisciplinary Theme in Oceanography**. [S.l.]: Scottish Marine Biological Association, 1985.

TOMMASI, L. R. **Estudo de impacto ambiental**. [S.l.]: CETESB, 1994. 355 p.

TOTH, L. A.; ANDERSON, D. H. Developing expectations for ecosystem restoration. *in*: 63RD NORTH AMERICAN WILDLIFE AND NATURAL RESOURCES CONFERENCE. **Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference**. Orlando, FL: Wildlife Management Institute, 1998. v. 63, p. 122–134.

TRÉGOUBOFF, G.; ROSE, M. **Manuel de planctonologie méditerranéenne**. 2. ed. Paris: Editions du C.N.R.S, 1978. 587 p.

TUNDISI, I. O plâncton estuarino: Contribuições avulsas do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. **Série Oceanografia Biológica**, [s.l.], p. 1–12, 1970.

VAINSENCER, S. A. **Suape - Porto e Complexo Industrial**. Fundação Joaquim Nabuco. 2006. Disponível em: http://basilio.fundaj.gov.br/pesquisaescolar/index.php?option=com_content&id=396. Acesso em: 26 jan. 2019.

WILSON, J. G. The Role of Bioindicators in Estuarine Management. **Estuaries**, [s.l.], v. 17, n. 1, p. 94, mar. 1994.

YEE, S. H.; DITTMAR, J. A.; OLIVER, L. M. Comparison of methods for quantifying reef ecosystem services: A case study mapping services for St. Croix, USVI. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 8, p. 1–15, jun. 2014. ISSN 2212-0416.

ZANARDI-LAMARDO, E.; SCHETTINI, C. A. F.; VIEIRA-CAMPOS, A. A.; CABRAL, C. B.; SILVA, M. S. Intratidal variability and transport of petroleum aromatic hydrocarbons in an anthropized tropical estuarine system: the Suape estuary (8.4S 35W). **Brazilian Journal of Oceanography**, [s.l.], v. 66, n. 1, p. 47–57, mar. 2018.