UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

IGOR CÉZAR COSTA DE ABREU

IMPACTO DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM SOBRE A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA ZOOPLANCTÔNICA NO PORTO DE ARATÚ, BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA.

Salvador
2016

IGOR CÉZAR COSTA DE ABREU

IMPACTO DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM SOBRE A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA ZOOPLANCTÔNICA NO PORTO DE ARATÚ, BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA.

Monografia a ser apresentada ao Curso de Graduação em Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo de Oliveira Mafalda Jr.

Salvador

2016

IMPACTO DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM SOBRE A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA ZOOPLANCTÔNICA NO PORTO DE ARATÚ, BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA.

por

IGOR CÉZAR COSTA DE ABREU

Orientador: **Prof. Dr. Paulo de Oliveira Mafalda Júnior**

MONOGRAFIA DE GRADUAÇÃO

Submetida em satisfação parcial dos requisitos do grau de

OCEANÓGRAFO

APROVAÇÃO BANCA EXAMINADORA

_____ **Prof. Dr. Paulo de Oliveira Mafalda Júnior (UFBA)**

_____ **Prof.ª Dra. Christiane Sampaio de Souza (UFBA)**

_____ **Prof.ª MsC. Rafaela Borges (UFBA)**

Data de Defesa Pública:

Salvador, Bahia
Junho de 2016

AGRADECIMENTOS

São tantos e tão especiais...

Primeiramente eu agradeço a Deus pela minha vida, por ter me dado a perseverança e a força para continuar nos momentos em que pensei em desistir.

A minha família pelo apoio e paciência, por entenderem muitas vezes minhas ausências por conta da faculdade, mas em especial aos meus pais, ao meu pai por ser meu exemplo de caráter e hombridade e a minha mãe pelo exemplo de amor e cuidado, ambos pilares da minha formação. Meus portos seguros.

Meu muito obrigado aos meus amigos e colegas, que de uma forma ou de outra me ajudaram a concluir esta etapa de minha vida. A turma de Oceano 2008-1 que sempre ficaram nas minhas boas lembranças, a Bell (Maria Isabel) por ser além de amiga uma companheira de curso.

Não posso e não tenho como esquecer de agradecer inesgotavelmente aos Meus Mestres, o Prof Paulo e sua esposa, a Profª Christiane, por todo conhecimento cedido e por confiarem em mim, pelo apoio e ajuda necessária para que eu pudesse findar essa graduação. À equipe do Laboratório de Plâncton, da Universidade Federal da Bahia, pela ajuda nos trabalhos de campo, material, equipamentos e realização dos processos.

Presto os meus agradecimentos ao consórcio UFBA/FAPEX/CODEBA pelo suporte financeiro e também por compartilhar os dados para desenvolvimento desta monografia.

A professora Magda Beretta do departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia por gentilmente ter cedido seus dados de turbidez, oxigênio dissolvido, amônia e fósforo total para o desenvolvimento deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS vii

LISTA DE TABELAS ix

RESUMO x

ABSTRACT xi

1. INTRODUÇÃO 1

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 2

3. OBJETIVOS 6

4. MATERIAIS E MÉTODOS 7

4.1. Área de Estudo 7

4.2. Amostragem 9

4.3. Tratamento das amostras 11

4.4. Tratamento dos dados 11

4.4.1. Densidade 11

4.4.2. Abundância relativa 12

4.4.3. Frequência de ocorrência 12

4.4.4. Índice de riqueza de Margalef (IRM) 12

4.4.5. Análise inferencial 13

4.4.6. Análise multivariada 13

5. RESULTADOS 14

5.1. Precipitação pluviométrica 14

5.2. Variáveis oceanográficas 15

5.2.1. Caracterização oceanográfica da massa de água 15

5.2.2 Variabilidade temporal da qualidade da água 15

5.3. Zooplâncton 17
5.3.1. Estrutura da assembleia zooplanctônica 17
5.3.2. Variabilidade temporal do zooplâncton 22
5.3.3. Analise multivariada de Classificação..... 23
5.4. Análise multivariada de Ordenação 25
5.4.1. Análise canônica de correspondência não tendenciosa (DCCA)..... 25
5.4.2. Análise de redundância (RDA) 25
6. DISCUSSÃO 27
6.1. Pluviosidade e Massas d'água..... 27
6.2. Qualidade da água..... 28
6.3. Composição e abundância do zooplâncton..... 30
6.4. Variabilidade da estrutura da assembleia 30
7. CONCLUSÕES 33
8. REFERÊNCIAS..... 35

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Classes de tamanho do zooplâncton (Fonte: Castro & Huber, 2000).. 3

FIGURA 2. Efeito na relação presa e predador devido ao aumento da profundidade em decorrência da dragagem..... 5

FIGURA 3. Mapa da Baía de Todos os Santos, Bahia..... 7

FIGURA 4. Localização das estações de amostragem para o estudo do Zooplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia. 9

FIGURA 5. Localização das estações de amostragem para o estudo do Zooplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia. A área delimitada em branco representa a área dragada. 9

FIGURA 6. Rede cônica empregada na amostragem de zooplâncton. 11

FIGURA 7. Normais climatológicas para a precipitação pluviométrica (mm), entre 1961 e 1990, em Salvador, Bahia. 14

FIGURA 8. Diagrama T-S obtido durante a atividade de dragagem no Porto de Aratu, BTS, Bahia..... 15

FIGURA 9. Box-plot (amplitude, desvio-padrão e média) para a qualidade da água obtidos em três momentos da atividade de dragagem: Pré-dragagem, Dragagem (centro) e Pós-dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia. 16

FIGURA 10. Abundância relativa percentual (AR%) das famílias de larvas de peixes características, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, BTS, Bahia. 19

FIGURA 11. Frequência de ocorrência percentual (FO%), das famílias de larvas de peixes características durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, BTS, Bahia. 20

FIGURA 12. Abundância relativa percentual de famílias de origem demersal e de origem pelágica durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, BTS, Bahia. 20

FIGURA 13. Número de famílias presentes em cada estação de amostragem durante pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, BTS, Bahia. 21

FIGURA 14. Box-plot (amplitude, desvio-padrão e média) para o zooplâncton obtidos em três momentos da atividade de dragagem: Pré-dragagem, Dragagem (centro) e Pós-dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia. 22

FIGURA 15. Dendrograma para as estações de amostragem baseado nos táxons mesozooplanctônicos característicos, em três fases da atividade de dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia. 24

FIGURA 16. Dendrograma para os táxons mesozooplanctônicos característicos, em três fases da atividade de dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia. 24

FIGURA 17. Diagrama de Ordenação para a Análise de Redundância relacionando a associação zooplanctônica, com a estrutura da massa de água, na região adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia. 26

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Localização geográfica das estações de amostragem para o estudo do Zooplâncton na área do Porto de Aratu, BTS, Bahia. 10

TABELA 2 – Precipitação pluviométrica (mm) mensal, dos anos de 2010 e 2012, em Salvador, Bahia. 14

TABELA 3 – Resultados da ANOVA de Friedman (p) e do Teste de Comparações Múltiplas de Dunn (p), para o estudo da variabilidade temporal da qualidade da água durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. 17

TABELA 4 – Abundância por campanha (Pré-dragagem (PRÉ), Dragagem (DRAGA), Pós-dragagem (PÓS)), Abundância total (AT), Abundância relativa percentual (AR%), Frequência de ocorrência nas campanhas (FO%) para o mesozooplâncton, obtido durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. 18

TABELA 5 – Resultados da ANOVA de Friedman (p) e do Teste de Comparações Múltiplas de Dunn (p), para o estudo da variabilidade temporal da estrutura da assembléia zooplanctônica, durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. 23

TABELA 6– Resumo da estatística da Análise de Redundância realizada para a região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia..... 25

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o impacto da atividade de dragagem de aprofundamento do Porto de Aratu sobre a estrutura da assembleia zooplanctônica. As coletas foram realizadas em 6 estações de amostragem, tanto na maré enchente, quanto na vazante, antes, durante e após a dragagem. O zooplâncton foi coletado utilizando-se rede cônica, malha 200 µm, em arrastos superficiais também foram determinados os parâmetros da qualidade da água (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, amônia e fósforo total). Foram verificadas diferenças estatísticas significativas para a variabilidade temporal de todos os parâmetros de qualidade da água, exceto a turbidez, e nos índices estruturais da assembleia zooplanctônica. NO período da dragagem apresentou as menores densidades de zooplâncton, além de menor riqueza, com posterior recuperação no período da pós-dragagem. A Análise de Redundância demonstrou uma separação clara entre as amostragens, demonstrando haver uma variabilidade temporal na densidade do zooplâncton na área portuária de Aratu, em resposta às características oceanográficas da massa de água e alterações na qualidade atribuídas à atividade de dragagem.

Palavras chave: estuário, dragagem, impacto ambiental, qualidade da água, mesozooplâncton

ABSTRACT

This study aims to evaluate the impact of the activity of dredging to deepen the Port of Aratu on zooplanktonic community structure. Samples were collected before, during and after dredging, in 6 sampling stations both during the flood and ebb tides. The zooplankton was collected using a conical net, mesh size 200 μm, in surface hauls and water quality parameters (temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, turbidity, ammonia and total phosphorus) were also mesured. Significant differences were found for the temporal variability of all parameters of water quality, except turbidity, and structural indices of the zooplankton assembladge (density and richness). The period of dredging had the lowest density of zooplankton and richness with subsequent recovery during the post-dredging. The Redundancy Analysis showed a very clear separation between samplings, demonstrating temporal variability in the distribution and abundance of zooplankton in the port area of Aratu, in response to oceanographic characteristics of water masses and changes in water quality, associated with the dredging activity.

Keywords: estuary, dredging, environmental impact, water quality, mesozooplankton

1. INTRODUÇÃO

A acessibilidade aos portos e vias navegáveis é vital para o crescimento econômico das regiões costeiras (Engler *et al*., 1991) e com esta finalidade são realizadas as atividades de dragagem de aprofundamento. Por definição, o termo dragagem significa remoção de sedimentos ou rochas do fundo de corpos d'água por meio de equipamentos denominados draga (Bray *et al*., 1997). O processo de dragagem envolve a escavação do sedimento, o seu transporte e subseqüente descarte do material dragado em um determinado local (Patchineelam *et al.*, 2008).

Apesar da importância econômica, a dragagem é uma atividade que apresenta potenciais impactos no ambiente, sendo atualmente um dos principais problemas na gestão costeira (Borja *et al*., 2010). Contudo, a dragagem deve ser considerada como uma necessidade que, se bem conduzida, pode resultar em aspectos positivos para a sociedade (Patchineelam *et al.*, 2008).

Os impactos mais frequentes de dragagem sobre os ecossistemas aquáticos compreendem a captura de organismos pela draga, alterações físicas de hábitats bêntonicos e dos padrões de circulação e correntes, aumento na concentração de sólidos em suspensão e turbidez, redução na penetração de luz e resssupensão de nutrientes, matéria orgânica e substâncias tóxicas presentes no sedimento e alterações na qualidade da água (Lewis *et al*., 2001; Newell *et al*, 1998; Wilber & Clarke, 2001).

Os impactos da atividade de dragagem são agravados, quando estas são realizadas em áreas portuárias, pois as baías e estuários, onde normalmente se localizam os portos, acaba por funcionar como receptores de contaminantes oriundos da industrialização e urbanização da zona costeira adjacente (Cundy *et al*., 2003; Taylor *et al*., 2004), fazendo com que os sedimentos nestas áreas frequentemente apresentem altos índices de contaminação, principalmente por metais e hidrocarbonetos (Yeager *et al.*, 2010), além de elevadas concentrações de nutrientes e matéria orgânica (Kennish, 1986), que acabam disponibilizados para a coluna d'água durante as dragagens.

Inúmeras pesquisas vêm sendo realizadas em diversas partes do mundo enfocando os efeitos de dragagem envolvendo as assembléias planctônicas (Nayar *et al*., 2004; Veado & Resgalla, 2005; Wang *et al*., 2005; Li *et al*., 2007; Wu *et al*., 2008; Zhang *et al*., 2010). No nordeste do Brasil alguns estudos avaliam os efeitos da dragagem e construção de portos sobre a sobrevivência e o crescimento de organismos do fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton (Neumann *et al*.,1998; Koening *et al*., 2002; Silva *et al*., 2004; Bezerra Jr. *et al*., 2011). Recentemente, durante a dragagem do Porto de Aratu foi analisada a influência da qualidade da água sobre a estrutura da assembleia fitoplanctônica (Ferreira et al.,2012), biomassa planctônica (Forte Neto et al., 2014) e do ictioplâncton (Maltez et al., 2014), sendo constatadas alterações na estrutura destas assembléias, relacionadas aos efeitos da dragagem. Entretanto, estudos que abordam o efeito da dragagem sobre a estrutura das assembleias zooplanctônicas ainda não foram realizados na baía de Aratu.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O plâncton é constituído pelos organismos que vivem na coluna d'água (pelágicos) e que não possuem movimentos próprios suficientemente fortes para que possam vencer as correntes, sendo sua distribuição controlada pela dinâmica das massas de água em que vivem (Ré, 1999).

Dentre os organismos planctônicos, temos o zooplâncton, que é uma comunidade marinha constituída por uma riqueza de táxons de diversos tamanhos e morfologias (Boltovskoy,1981), onde os mais numerosos são os crustáceos e, dentre estes, os copépodos (Parsons *et al.,* 1984). Entretanto, praticamente todos os filos de invertebrados marinhos estão representados no zooplâncton, ao menos durante uma etapa do seu ciclo de vida (Nibakken, 1993). O zooplâncton pode ser dividido em dois grupos básicos: o holoplâncton, que inclui aqueles que passam todo o ciclo de vida no plâncton; e o meroplâncton, que engloba os ovos, larvas e juvenis daqueles organismos cujos adultos fazem parte ou de comunidades bênticas ou nectônicas. O mesozooplâncton, objeto do estudo em questão, normalmente

abrange aqueles organismos com tamanho(Figura 1) entre 200 a 2000 µm (Sieburth *et al*.,1978).

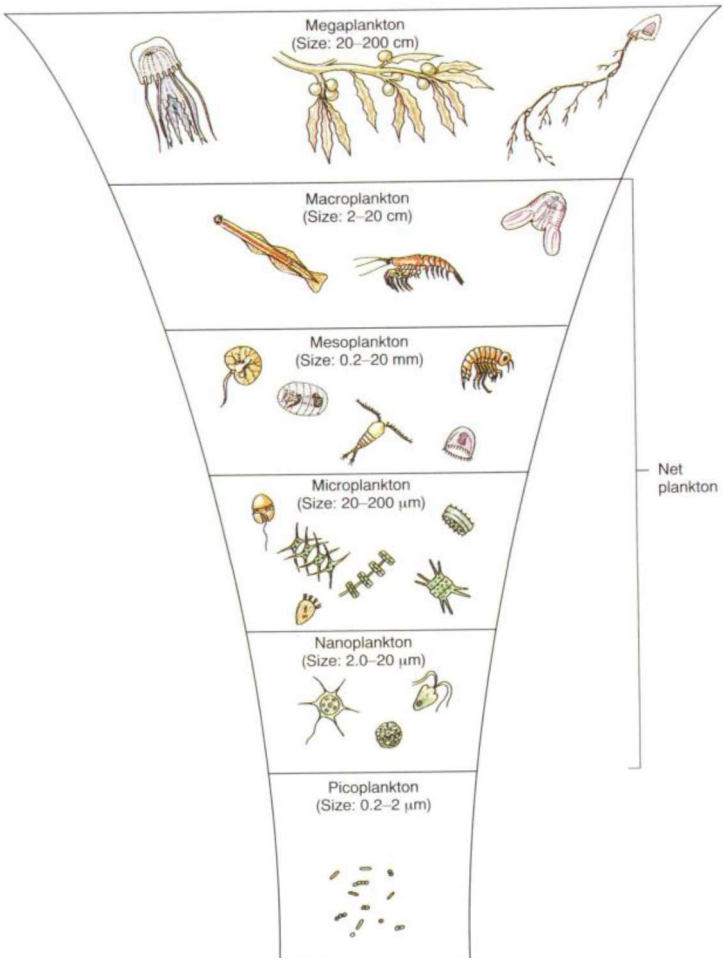

Figura 1. Classes de tamanho do zooplâncton (Fonte: Castro & Huber, 2000).

Os estudos sobre o zooplâncton são fundamentais para o aumento da compreensão sobre o funcionamento das teias alimentares pelágicas. Em pesquisas ecológicas, o conhecimento da comunidade zooplanctônica é de fundamental importância, pois sendo composto de herbívoros na sua maioria, exercem forte influência como consumidores e produtores secundários, fornecendo assim indicações sobre o grau de disponibilidade alimentar dentro do ecossistema (Green, 1968), através do estudo da sua biomassa secundária. Os organismos zooplanctônicos também respondem às alterações diárias no ambiente aquático, através de estratégias variadas, aumentando a complexidade funcional das comunidades pelágicas (Lopes *et al.,* 1998). Desta forma, o conhecimento da variabilidade da composição e abundância do zooplâncton em diferentes escalas

temporais e espaciais constitui um pré-requisito para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Araújo *et al*., 2008). Portanto, o zooplâncton é um excelente indicador das condições físicas e químicas das massas de água, e sua composição e diversidade refletem, não só as condições originais do sistema, mas também sua deterioração (Matsumura-Tundisi, 1997).

De acordo com Lawrence *et al*. (2004), cargas excedentes de nutrientes possuem efeitos sobre populações de copépodos calanoida que podem ocorrer a curto prazo, provocando alterações na atividade alimentar e fecundidade, ou a longo prazo, gerando mudanças na biomassa, abundância e composição da população. Com relação à abundância total do zooplâncton, em sistemas poluídos, as condições hipóxica-anóxicas podem ser responsáveis pelo decréscimo na abundância desses organismos (Uriarte & Villate, 2004; Uriarte & Villate, 2005). O mesmo ocorre com a diversidade, que é menor nos locais poluídos por enriquecimento orgânico (Siokou-Frangou & Papathanassiou, 1991; Badosa *et al*., 2007).

Estudos sobre o zooplâncton em áreas costeiras têm-se desenvolvido bastante em vários países, entretanto para o Brasil, poucos são os trabalhos existentes.

O primeiro impacto causado pela dragagem é a captura de organismos pelo campo de sucção gerado pela draga (Reine & Clarke, 1998), podendo levá-los a morte por asfixia ou por ferimentos devido a ação mecânica. São reportadas altas taxas de mortalidade em larvas de peixes capturadas por dragas, podendo chegar a valores próximos de 100% (Griffith & Andrews, 1981).

A dragagem também promove um aumento da profundidade, o que pode permitir a acessibilidade de predadores a certas áreas, antes protegidas, aumentando o risco de predação de ovos e larvas (Blaber, 2000) (Figura 2).

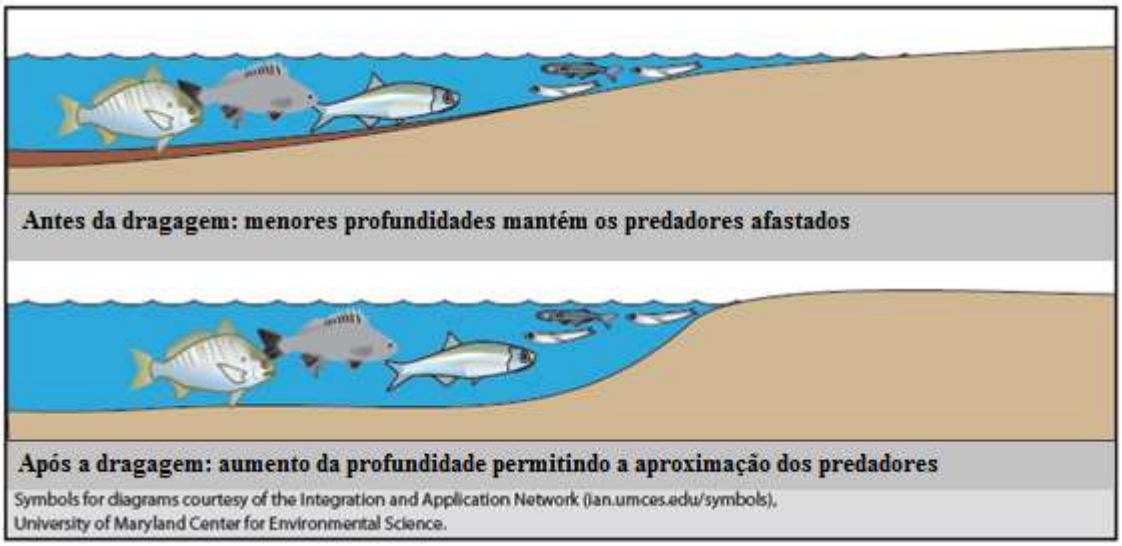

Figura 2.Efeito na relação presa e predador devido ao aumento da profundidade em decorrência da dragagem. Fonte: Center for Coastal Resources Management, 2010.

Sedimentos em suspensão causam o aumento da turbidez e diminuem a penetração da luz no ambiente (Wilber, 1970), podendo reduzir dessa forma, a eficiência de captura de presa pelos organismos zooplanctônicos. Durante a dragagem, grandes quantidades de matéria orgânica e nutrientes podem ser disponibilizadas na coluna d'água. O aumento da concentração de nutrientes disponíveis na coluna d'água favorece o rápido crescimento de organismos fitoplanctônicos, levando o ambiente a um estado de eutrofização. Os processos de eutrofização e de decomposição anaeróbia da matéria orgânica causam uma diminuição do oxigênio disponível e do pH, criando temporariamente condições estressantes para os organismos aquáticos. Alguns autores, como Saltimis *et al.* (2003), citam o processo de eutrofização como um dos principais impactos antrópicos em ambientes costeiros, que afeta todos os compartimentos do ecossistema, inclusive o zooplâncton. Além disto, devido ao alto grau de turbidez, a atividade fotossintética do fitoplâncton, que também é responsável pela manutenção dos níveis de oxigênio no ambiente é prejudicada como descreve Patchineelam *et al*. (2008).

A exposição de organismos aquáticos a ressuspensão de sedimentos contaminados por metais pesados pode resultar em efeitos letais e subletais, incluindo danos sobre o crescimento, reprodução, locomoção, comportamento e respiração (Degtiareva & Elektorowicz, 2001; Machado *et al*., 2007).

Além dos poluentes de origem antrópica, há outros naturalmente presentes, como a amônia, que em sedimentos anóxicos de ambientes eutrofizados com elevado teor de matéria orgânica, chega a concentrações que podem ser tóxicas para muitos organismos (Lapota & Word,2000). A amônia é considerada como um dos principais componentes responsáveis pela toxicidade em sedimentos (Burgess *et al*., 2003) e ao ser disponibilizada na coluna d'água durante as atividades em dragagem, pode representar um risco em potencial para os organismos.

3. OBJETIVOS

O **objetivo geral** deste trabalho foi monitorar a assembleia zooplanctônica, na região adjacente ao Porto de Aratu, na Baía de Todos os Santos (BTS), antes, durante e depois da atividade de dragagem, correlacionando a estrutura da assembleia com a qualidade da água, visando uma interpretação dos possíveis efeitos causados pelo processo de dragagem.

Os **objetivos específicos** são:

1) Caracterizar a qualidade da água na área de estudo.
2) Descrever a estrutura da assembleia mesozooplanctônica.
3) Relacionar a variabilidade temporal da estrutura da assembleia mesozooplanctônica com a da qualidade da água (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, fósforo total e amônia).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A BTS, Bahia de Todos os Santos, está centrada entre a latitude de 12°50’ S e a longitude de 38°38’ W (Figura 3), consiste na segunda baía maior do Brasil com 1.223 Km² de extensão, menor apenas que a baía de São Marcos, no Maranhão. Localizada ao redor da terceira maior cidade brasileira, a capital baiana, Salvador, região que acompanha um desenvolvimento urbano e industrial (Hatje & Andrade, 2009)

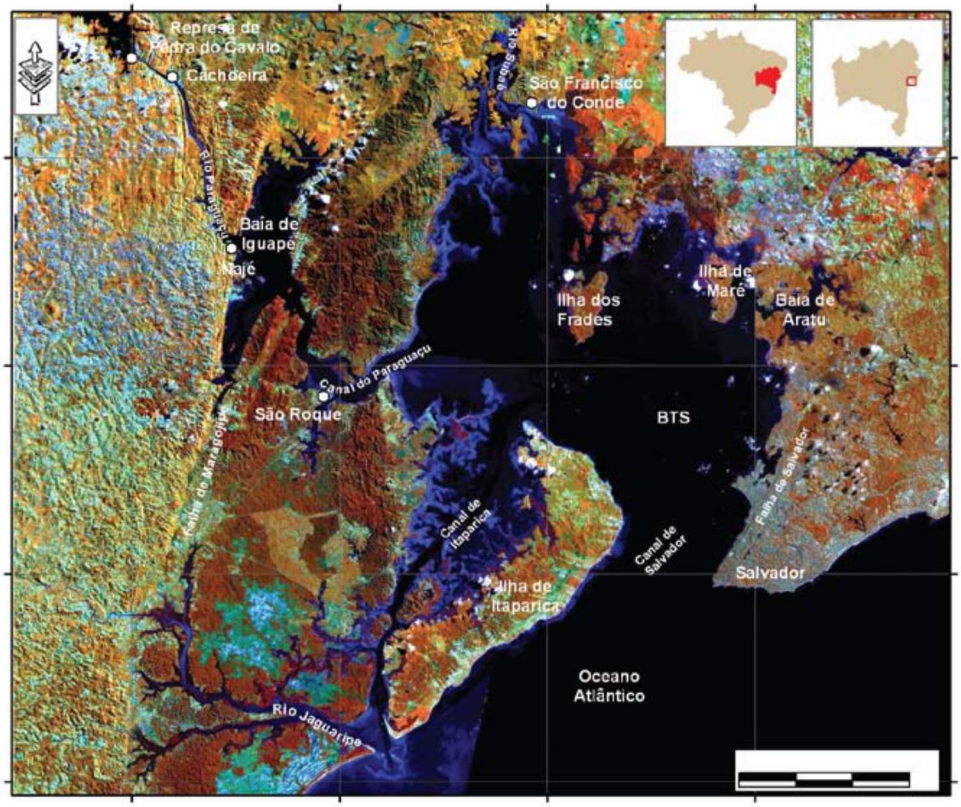

Figura 3. Mapa da Baía de Todos os Santos, Bahia. Fonte: Hatje & Andrade, 2009

A região é dominada por um clima tropical, com um período úmido se estendendo entre março e julho, quando chove 60% da precipitação total anual, e uma estação seca entre agosto a fevereiro (Pereira & Lessa, 2012).

A pequena descarga fluvial presente na BTS é refletida nas características essencialmente marinhas encontradas na maior parte da baía, onde a circulação é forçada pela maré, a coluna d`água é bem misturada e condições estuarinas são observadas apenas próximo a saída dos rios (Hatje & Andrade, 2009).

A maior baía interna à BTS, a Baía de Aratu, está situada na parte Nordeste da Baía de Todos os Santos, comunicando-se com esta através do Canal de Cotegipe, com cerca de 4 km de comprimento. Possui uma área de 24,5 km sendo que 5,7 km (24% da área total) são ocupados por áreas intermareais vegetadas e não vegetadas.

A Baía de Aratu possui em seu entorno terminais, indústrias químicas e dois portos (Aratu e Base Naval), permitindo a passagem de navios de grande calado, servindo inclusive ao Centro Industrial de Aratu e ao Pólo Petroquímico de Camaçari (CRA, 2001). Dentre as empresas mais importantes localizadas às margens da baía de Aratu, destaca-se a Dow Química S.A. e a Siderúrgica Sibra, que utiliza o canal do Cotegipe para o escoamento de seus produtos e insumos, bem como para o descarte dos seus efluentes líquidos (CRA, 2004).

Devido ao desenvolvimento industrial e portuário a baía de Aratu apresenta elevado comprometimento ambiental (Lessa *et al*., 2009), pelo crescente acúmulo de substâncias no ambiente marinho, ocasionando efeitos tóxicos à biota e ao equilíbrio ambiental e conseqüentemente à manutenção da biodiversidade (Sousa, 2002).

A obra de dragagem de aprofundamento da bacia de evolução, berços de atracação e canal de acesso, de 12 para 15 metros, do Porto de Aratu, foi realizada pela draga hidráulica de sucção e recalque “Hondius”, além das dragas auto-transportadoras “Juan Sebastian de Elcano” e “Kaishuu”. O volume total de sedimento dragado foi da ordem de 2.050.000 m³ e o descarte ocorreu na área oceânica a 23 milhas náuticas da baía de Aratu (CONSÓRCIO JDN –DRATEC, 2010).

4.2. Amostragem

As coletas foram realizadas com uma lancha de pequeno porte, em 6 estações de amostragem (**Figura 4 e 5**), tanto na maré enchente (A), quanto na vazante (B), nos meses de fevereiro/2010 (pré-dragagem), setembro/2010 (dragagem) e novembro/2011 (pós-dragagem).

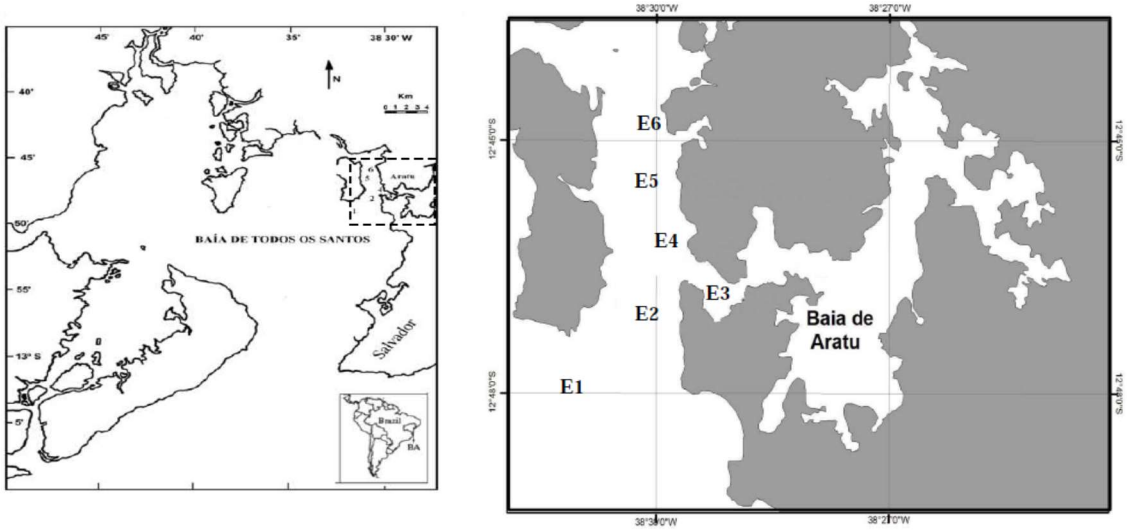

Figura 4. Localização das estações de amostragem para o estudo do zooplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia.

Figura 5. Localização das estações de amostragem para o estudo do zooplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia. A área delimitada em branco representa a área dragada.

As estações de amostragem foram localizadas com o auxílio do GPS (Global Position System), conforme as coordenadas presentes na Tabela 1.

Tabela 1. Localização geográfica das estações de amostragem para o estudo do Zooplâncton na área do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Estações	01	02	03	04	05	06
Coordenadas	12°48'22.34"S 38°31'36.38"O	12°47'34.03"S 38°30'26.97"O	12°47'20.72"S 38°29'27.06"O	12°46'57.03"S 38°30'18.00"O	12°46'24.14"S 38°30'35.39"O	12°45'45.07"S 38°30'17.42"O

As variáveis físico-químicas salinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido foram medidas em cada estação, utilizando-se refratômetro, medidor de pH, termômetro e oxímetro, respectivamente. As amostras de água para análises de turbidez, amônia e fósforo total, foram coletadas com garrafa de Van Dorn e encaminhadas ao laboratório da CETREL, para a determinação segundo recomendações de SMEWW (2005). Os dados meteorológicos foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia na Bahia (INMET) e correspondem a valores médios mensais de precipitação pluviométrica (mm), para a estação do INMET situada no município de Salvador.

Para coleta do zooplâncton foi utilizada uma rede cônica, com malha de 200 µm, dotada de fluxômetro Hydrobios, (Figura 6) para estimativa do volume de água filtrada, em arrastos horizontais de superfície, com cerca de 5 minutos de duração, em uma velocidade média de 2kt (1m/s). Em seguida as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500 ml, e conservadas em formol a 4%. O cálculo do volume de água filtrada pela rede foi realizado através da seguinte fórmula: V = a.n.c, onde: V = volume de água filtrada (m^3); a = área da boca da rede (m^2); n = número de rotações durante o arrasto (rot); c = fator de aferição do fluxômetro ($m.rot^1$).

Figura 6 . Rede cônica empregada na amostragem de zooplâncton.

4.3. Tratamento das amostras

As amostras de zooplâncton foram submetidas à identificação e quantificação em microscópio estereoscópico. A identificação foi realizada ao nível de grandes grupos (Boltovoskoy, 1981).

4.4. Tratamento dos dados

4.4.1. Densidade

A densidade por m^3 de água (N/ m^3) foi obtida a partir do quociente entre o número total de organismos obtidos em cada amostra (N) e o volume de água filtrada (V), através da fórmula:

$$\mathbf{N/\ m^3 = N/V}$$

4.4.2. Abundância relativa

A abundância relativa (%) foi calculada de acordo com a fórmula:

$$\mathbf{Ar = (Na*100) / NA}$$

Onde, Na é número total de indivíduos de cada táxon obtido na amostra e NA é o número total de organismos na amostra. A seguir os taxa foram classificados segundo a escala de Paranaguá *et al.* (1981), da seguinte forma: > 50 % - dominante; < 50-30 % - abundante; < 30-15 % - pouco abundante; < 15-5 % - rara e < 5 % - esporádica.

A abundância relativa forneceu o critério empregado para determinação dos grupos característicos da assembleia zooplanctônica. Assim, foram selecionadas aquelas famílias cuja abundância relativa durante o estudo foi maior que 100/S, onde S se refere ao número total de famílias encontradas.

4.4.3. Freqüência de ocorrência

A Freqüência de ocorrência (%) foi calculada pela fórmula:

$$\mathbf{Fo = (Ta \times 100) / TA}$$

Onde Ta é o número de amostras onde o taxa ocorreu e TA é o total de amostras. Os taxa foram classificados segundo a escala de Neumann-Leitão (1994): > 70 % - muito freqüente; 70-40 % - freqüente; 40-10 % - pouco freqüente e < 10% - esporádica.

4.4.4. Índice de riqueza de Margalef (IRM)

A riqueza foi avaliada através do número de táxons e pelo IRM (Margalef, 1978), que foi estimado pela fórmula:

$$\mathbf{R = (S - 1)/ \log N}$$

Onde:

S = número de táxons presente na amostra

N = número de indivíduos na amostra (abundância)

4.4.5. Análise Inferencial

A análise da variabilidade temporal da assembleia zooplanctônica e da qualidade da água foi realizada mediante o emprego da ANOVA não paramétrica de Friedman para dados dependentes (Zar, 1984), seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn. Neste experimento os tratamentos foram nas três campanhas de amostragem, envolvendo 36 elementos amostrais obtidos nas marés alta e baixa, que foram analisados conjuntamente uma vez que não foi verificada diferença significativa entre as marés. As análises descritivas e inferenciais foram realizadas através do programa BioEstat 5.3 (Ayres et al., 2000).

4.4.6. Análise multivariada

Sobre as matrizes dos grupos característicos do zooplâncton e de variáveis hidrológicas foi aplicado método multidimensional de ordenação (Análise de Redundância)**,** com a finalidade de analisar a variabilidade temporal da estrutura da assembleia zooplanctônica e da qualidade da água.

A Análise de Correspondência Canônica não tendenciosa (DCCA) foi utilizada para investigar o tamanho do gradiente ambiental. Uma vez que este gradiente foi linear, ou seja, menor que 3, optou-se pela Análise de Redundância (RDA) para verificar através do diagrama de ordenação o principal padrão de variação na composição da assembleia, em função das variáveis oceanográficas (Ter Braak, 1986). No diagrama de ordenação, os táxons e estações são representados por pontos e as variáveis ambientais por setas. Quanto mais próximas estiverem as estações, maior a semelhança entre elas. A magnitude da correlação entre uma variável ambiental e um eixo canônico pode ser extrapolada do comprimento e do ângulo entre o vetor e o eixo. Ou seja, quanto mais longo e mais paralelo for o vetor ambiental em relação ao eixo, mais exclusivo é o relacionamento entre a variável e este eixo (Raconcinsky *et al.*, 1996). A matriz criada com os parâmetros da qualidade da água foi submetida a uma transformação raiz quadrada para reduzir o efeito das diferentes escalas. As análises DCCA e RDA foram realizadas empregando o pacote estatístico Canoco for Windows versão 4.5 (Leps & Smilauer, 1998).

5. RESULTADOS

5.1. Precipitação Pluviométrica

O padrão de precipitação pluviométrica de Salvador (**Figura 7**), analisado ao longo de 40 anos, apresenta um período seco, entre setembro e fevereiro e, um período chuvoso entre março e julho (Pereira & Lessa, 2011), sendo assim, todas as três amostragens (Pré-dragagem (Fevereiro/2010), Dragagem (Setembro/2010) e Pós-dragagem (Novembro/2011)) foram realizadas no período considerado seco.

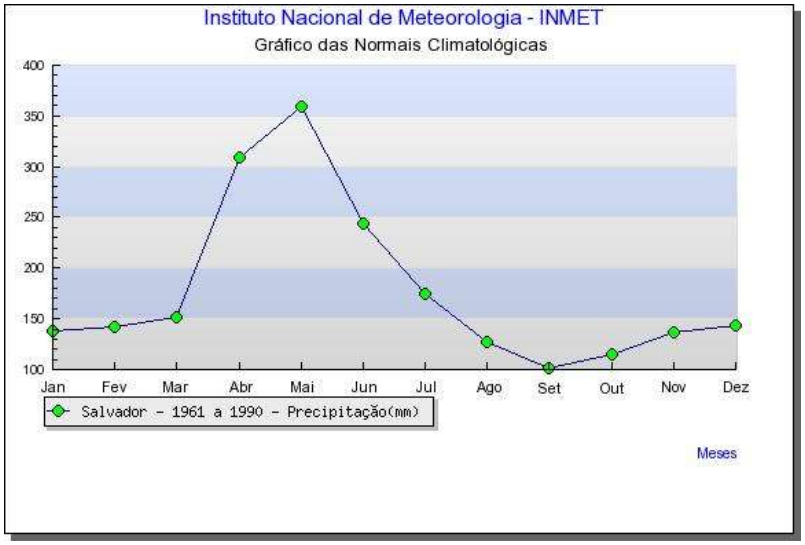

Figura 7. Normais climatológicas para a precipitação pluviométrica (mm), entre 1961 e 1990, em Salvador, Bahia. Fonte: INMET, 2012

Entretanto os índices de precipitação pluviométrica observados durante o período do estudo diferiram do que se esperava com base nas normais climatológicas, sobretudo na Pós-dragagem, realizada em novembro de 2011, quando o volume de chuva (319,2 mm) foi muito maior do que o esperado (119 mm) (**Tabela 2**).

Tabela 2. Precipitação pluviométrica (mm) mensal, dos anos de 2010 e 2011, em Salvador, Bahia. (Fonte: INMET, 2012).

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2010	78,3	19,2	122,8	448,8	243,8	96,7	492,5	176,3	56,8	56,7	22,6	102,2
2011	170,3	46,2	200,7	331,0	304,2	277,7	57,3	91,3	62	208,5	319,2	86,4

5.2. Variáveis Oceanográficas

5.2.1. Caracterização oceanográfica da massa de água

As massas de água presentes no Porto de Aratu podem ser visualizadas através do diagrama T-S (**Figura 8**). A massa de Água Costeira, com salinidade entre 30 e 35, foi formada em duas fases da atividade envolvendo a DRAGA e PÓS. Durante a PRE, foi registrada a presença da massa de Água Tropical que é caracterizada por temperatura superior a 18 °C e salinidade maior que 36.

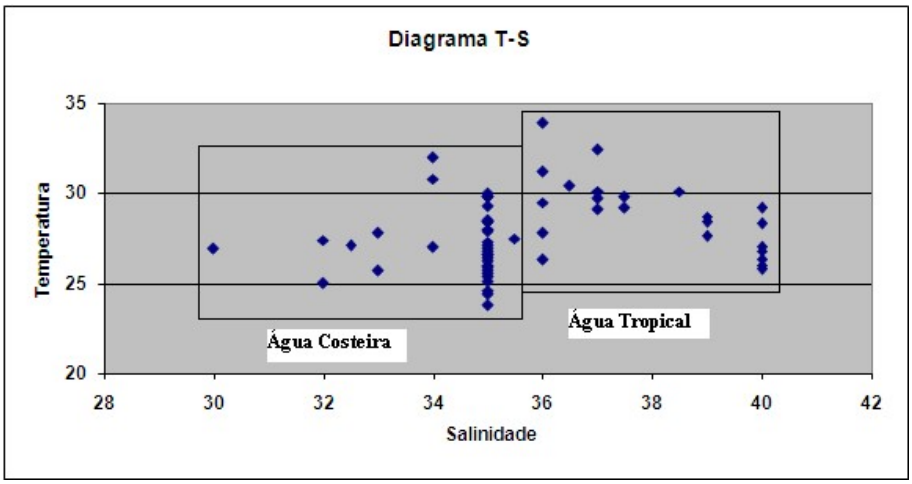

Figura 8. Diagrama T-S obtido durante a atividade de dragagem no Porto de Aratu, BTS, Bahia.

5.2.2. Variabilidade temporal da qualidade da água

A análise estatística descritiva, envolvendo resultados de média, desvio-padrão e amplitude, para a qualidade da água na PRE, DRAGA E PÓS pode ser visualizada nos Box-plot apresentados na (**Figura 9**).

A análise inferencial da variabilidade temporal da qualidade da água, envolvendo as variáveis: temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, amônia e fósforo total, foi realizada mediante o emprego da ANOVA de Friedman (**Tabela 3**). Nesta análise os tratamentos foram as três campanhas realizadas no período seco (PRE - Pré-dragagem, DRAGA - Dragagem e PÓS - Pós-dragagem), envolvendo 36 elementos amostrais obtidos nas marés alta e baixa, que foram

analisados conjuntamente uma vez que não foi verificada diferença significativa entre as marés.

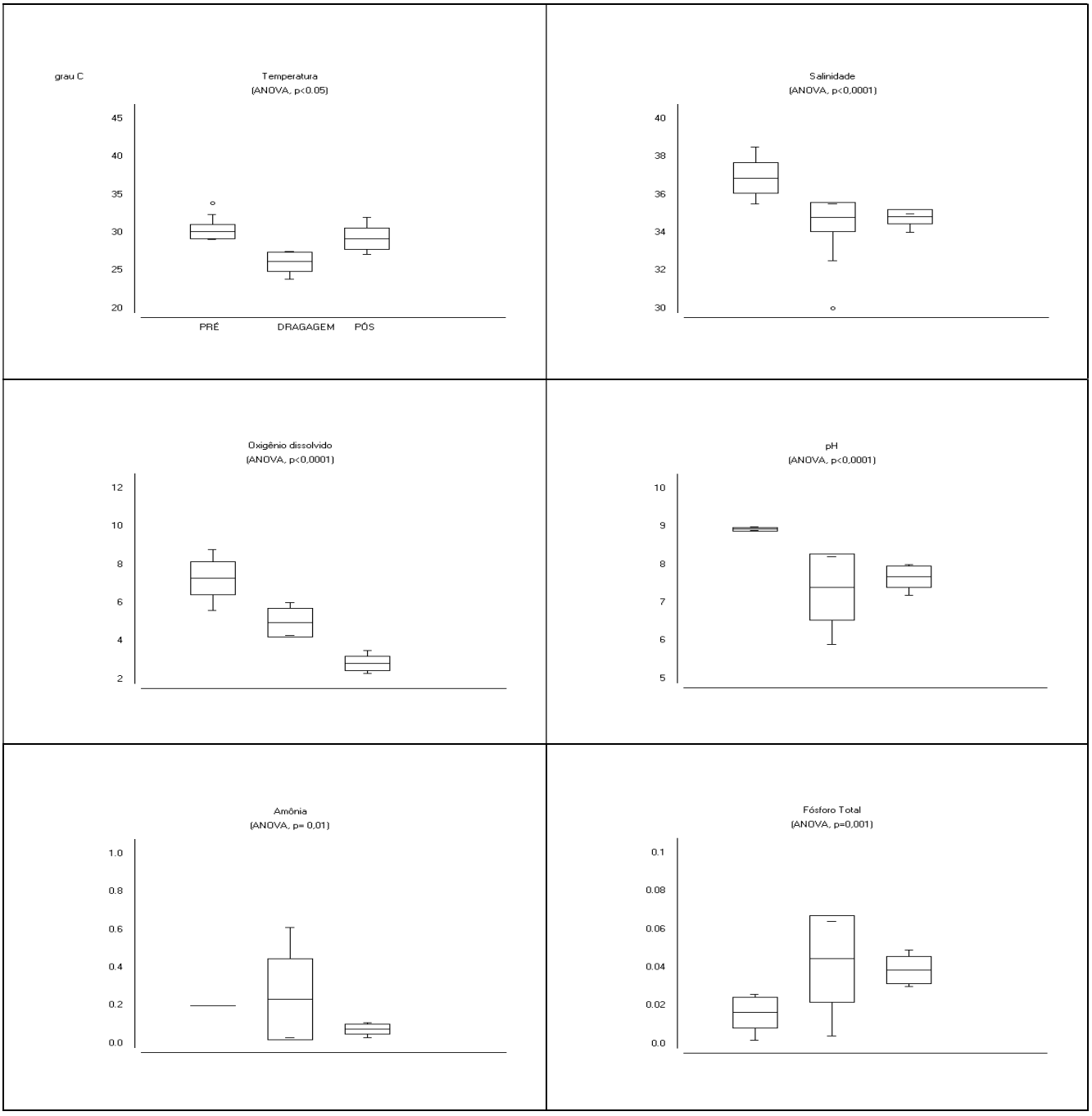

Figura 9. Box-plot (amplitude, desvio-padrão e média) para a qualidade da água obtidos em três momentos da atividade de dragagem: Pré-dragagem, Dragagem (centro) e Pós-dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia.

Assim, foi encontrada diferença estatística significante (p<0,01), entre os três momentos da dragagem, para todas as variáveis analisadas, com exceção da turbidez (p>0,05) (**Tabela 3**). Verificou-se que esta diferença ocorreu principalmente em função dos valores mais elevados de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, amônia e fósforo total encontrados na Pré-dragagem em relação à Dragagem e a Pós-dragagem (Teste de Dunn, p<0,05).

Estes resultados indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre as concentrações de oxigênio e pH, devido a sua redução durante a dragagem, e o fósforo total pelo seu aumento em 100%. Também podemos observar que na Pós-dragagem a qualidade da água melhorou devido as menores concentrações de amônia, turbidez e clorofila, em relação à Pré-dragagem, mas piorou devido as menores concentrações de oxigênio e pH que se reduziram em relação a Pré-dragagem (**Tabela 3**).

Tabela 3. Resultados da ANOVA de Friedman (p) e do Teste de Comparações Múltiplas de Dunn (p), para o estudo da variabilidade temporal da qualidade da água durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. (1,PRÉ: Pré-dragagem; 2, DRAGA: Dragagem; 3,PÓS; Pós-dragagem).

	PRÉ	DRAGA	PÓS	ANOVA	1 x 2	1 x 3	2 x 3
Temperatura	30,5	26,2	29,2	**<0,0001**	**<0,05**		**<0,05**
Salinidade	36,9	34,4	34,8	**0,0001**	**<0,05**	**<0,05**	
Oxigênio	7,3	5	2,8	**<0,0001**	**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**
Ph	8,9	7,4	7,7	**0,0001**	**<0,05**	**<0,05**	
Turbidez	6,2	5,5	3,1	**0,1353**			
Amônia	0,2	0,233	0,075	**0,0131**		**<0,05**	
Fósforo	0,016	0,045	0,039	**0,0018**	**<0,05**	**<0,05**	

5.3. Zooplâncton

5.3.1 Estrutura da assembleia zooplanctônica

Neste estudo, que foi realizado em 3 distintos momentos da atividade de dragagem do Porto de Aratu, foram capturados organismos mesozooplanctônicos

pertencentes à 5 filos (Cnidaria, Annelida, Mollusca, Equinodermata e Chaetognata), dois subfilos (Crustacea e Urochordata) **(Tabela 4)**.

TABELA 4. Composição taxonômica, Abundância total (AT), Abundância relativa percentual (AR%), Frequência de ocorrência (FO%) de mesozooplâncton, obtidas na rede de 200 um, durante a Pré-dragagem (PRÉ, 01.02.10), Dragagem (DRAGA, 01.09.10) e Pós-dragagem (23.11.2011), no Porto de Aratu, Bahia.

	PRÉ	DRAGA	PÓS	AT	AR%	FO%
Cnidaria, Hydrozoa, Hydromedusae	200	0	90	290	0.080	66
Cnidaria, Hydrozoa, Siphonophorae	0	0	270	270	0.075	33
Annelida, Polychaeta (larva)	240	0	140	380	0.105	66
Mollusca, Bivalvia (jovem)	3560	0	60	3620	1.000	66
Mollusca, Pteropoda (*Cresseis* sp)	200	0	40	240	0.066	66
Mollusca, Pteropoda *(Limacina sp)*	840	0	330	1170	0.323	66
Crustacea, Cirripedia (nauplius)	5000	414	90	5504	**1.520**	**100**
Crustacea, Cirripedia (cypris)	0	0	60	60	0.017	33
Crustacea, Ostracoda	600	0	0	600	0.166	66
Crustacea, Copepoda	72880	82015	116180	271075	**74.853**	**100**
Crustacea, Cladocera (*P.tergestina)*	0	2144	11080	13224	**3.652**	80
Crustacea, Cladocera (*Penilia avirostris)*	4960	12390	14840	32190	**8.889**	**100**
Crustacea, Isopoda	0	0	10	10	0.003	33
Crustacea, Amphipoda, Gammaridea	0	0	30	30	0.008	33
Crustacea, Stomatopoda (anti-zoea)	0	25	0	25	0.007	33
Crustacea, Decapoda (nauplius)	0	0	2620	2620	0.723	33
Crustacea, Decapoda (zoea)	1520	665	920	3105	0.857	**100**
Crustacea, Porcellanidae (zoea)	240	0	50	290	0.080	66
Crustacea, Brachyura (zoea)	8520	1015	3280	12815	**3.539**	**100**
Crustacea, Brachyura (megalopa)	80	25	0	105	0.029	60
Crustacea, Pennaeoidea (*Lucifer faxoni)*	160	525	480	1165	0.322	**100**
Crustacea, Pennaeoidea (protozea*)*	0	0	20	20	0.006	33
Equinodermata (larva)	40	0	30	70	0.019	66
Chaetognata, Sagittidae (*Sagitta* sp)	1520	2966	790	5276	**1.457**	**100**
Urochordata, Ascideacea (tadpole)	480	152	0	632	0.175	66
Urochordata, Thaliacea, Doliolidae	0	314	40	354	0.098	66
Urochordata, Larvacea *(Oikopleura* sp)	1000	62	5930	6992	**1.931**	**100**
Larva de Invertebrado	0	0	10	10	0.003	33
Zooplâncton total	101960	102687	157390	362142	100.000	
Número total de taxa	18	13	24			

Foram capturados 28 taxons mesozooplanctônicos dos quais 18 foram amostrados na Pré-dragagem, 13 na Dragagem e 24 na Pós-dragagem, que assim constitui o período de maior riqueza, enquanto que a Dragagem constitui o período

de menor riqueza **(Tabela 4).** Os critérios para a determinação dos táxons características considerou aqueles grupos com 100% frequencia de ocorrência ou abundância relativa percentual superior a 1%, ou seja: Copepoda, *Penilia avirostris*, *Pseudoevadne tergestina*, Brachyura (zoea), *Oikopleura* sp, *Sagitta* sp, Cirripedia (nauplis), Decapoda (zoea) e *Lucifer faxoni* **(Tabela 4)**

A assembléia zooplanctônica apresentou um único grupo dominante, com abundância relativa acima de 50%, representado pelos Copepoda. Todos os outros taxons foram considerados esporádicos pois apresentaram abundância relativa inferior a 5% **(Tabela 4)**.

A proporção de organimos do holoplâncton variou entre 42% e 54%, enquanto que, a proporção de meroplâncton variou entre 46% e 58%. Assim, durante a dragagem ocorreu uma diminuição na proporção de larvas meroplanctônicas, em função do aumento do número de organismos que passam todo o seu ciclo de vida no plâncton. A proporção voltou ao nível da Pré-dragagem na fase de Pós-dragagem **(Figura 10).**

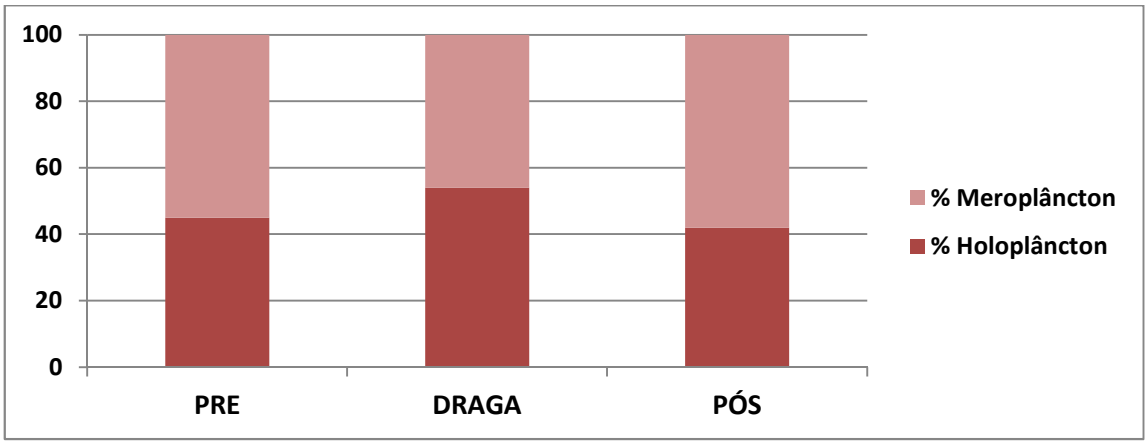

Figura 10. Abundância relativa percentual de meroplâncton e de holoplâncton durante a dragagem do Porto de Aratu, BTS, Bahia.

A redução do número médio de táxons (riqueza), observada entre a Pré-dragagem (9) e a Dragagem (7), foi restabelecida já durante a Pós-dragagem (14) (**Figura 11)**. Os valores médios do índice de riqueza de Margalef (IRM), também diminuíram entre a Pré-dragagem e a Dragagem, mas foram mais elevados na fase

de Pós-dragagem, indicando uma recuperação da riqueza zooplanctônica em níveis maiores que os iniciais (**Figura 11).**

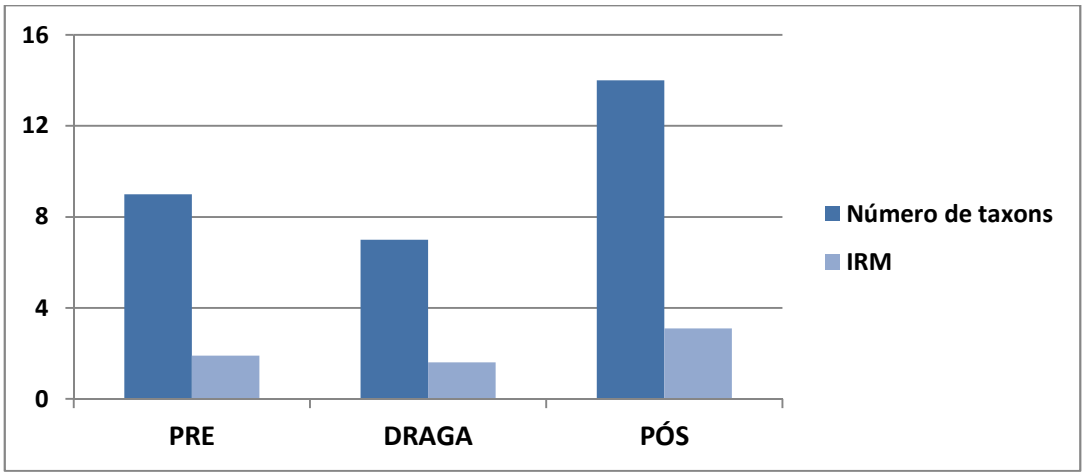

Figura 11. Valores médios do número de táxons e do índice de Riqueza de Margalef, do mesozooplâncton obtidos durante a dragagem do Porto de Aratu, BTS, Bahia. (PRÉ, Pré-dragagem; DRAGA, Dragagem; PÓS, Pós-dragagem).

Apenas Copepoda apresentou abundância relativa acima de 70% em todas as fases da dragagem. Sua porcentagem aumento de 72% durante a Pré-dragagem, para 80% na Dragagem e retornando a níveis semelhantes aos iniciais na Pós-dragagem (74%). Ou seja, na Dragagem ocorreu um empobrecimento da comunidade mesozooplanctônia refletindo em um aumento na dominância de Copepoda, em detrimento dos outros grupos **(Tabela 4; Figura 12)**.

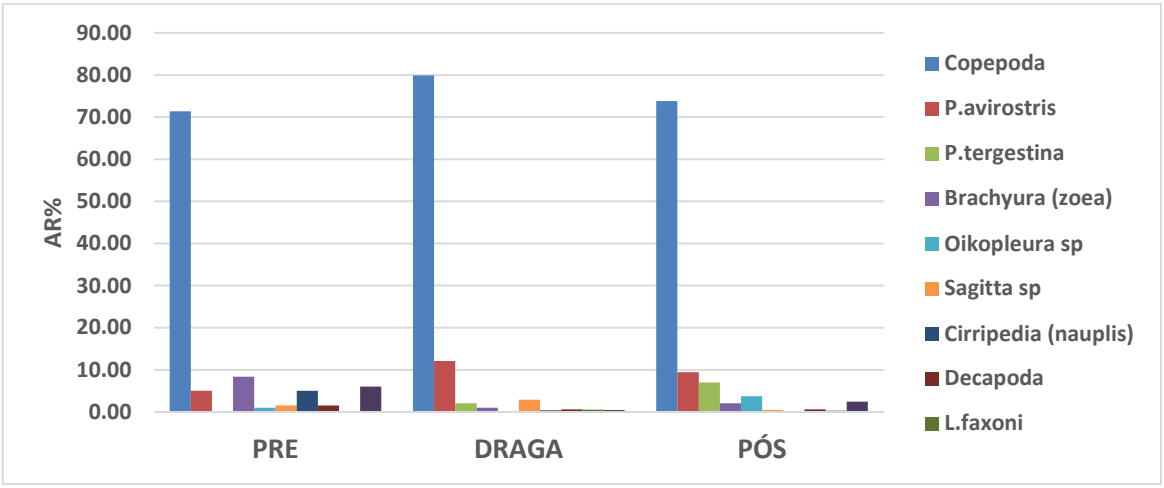

Figura 12. Abundância relativa (%) do mesozooplâncton durante a dragagem do Porto de Aratu, BTS, Bahia. (PRÉ, Pré-dragagem; DRAGA, Dragagem; PÓS, Pós-dragagem).

A densidade média total de mesozooplâncton, capturada durante a Pré-dragagem (435 org/m^3), sofreu um aumento de 125% durante a Dragagem (981 org/m^3), reduzindo para apenas 56% na Pós-dragagem (677 org/m^3), quando a densidade foi restabelecida para níveis semelhantes aos iniciais **(Tabela 4; Figura 13).**

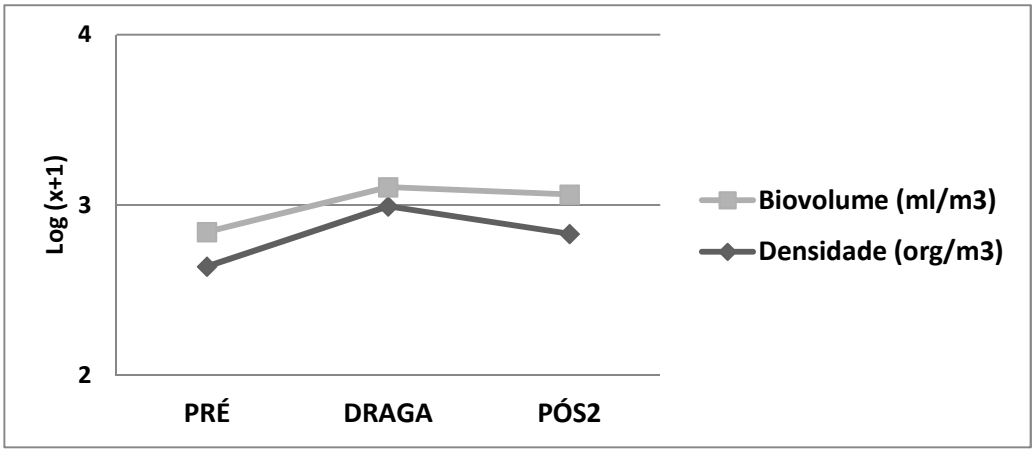

Figura 13. Biovolume e densidade média total de mesozooplâncton durante a dragagem do Porto de Aratu, BTS, Bahia. (PRÉ, Pré-dragagem; DRAGA, Dragagem; PÓS, Pós-dragagem).

O biovolume médio total de mesozooplâncton, obtido durante a Pré-dragagem (0,6 mL/m^3), sofreu uma aumento de 50% durante a Dragagem (0,3 mL/m^3), seguido por um aumento de apenas 17% na Pós-dragagem (0,7 mL/m^3), em relação a Pré-dragagem**.** Assim como verificado para a densidade, a biomassa de zooplâncton também foi restabelecida para níveis semelhantes aos verificados na Pré-dragagem **(Tabela 4; Figura 13).**

5.3.2. Variabilidade temporal do zooplâncton

A análise estatística descritiva, envolvendo resultados de média, desvio-padrão e amplitude, para a estrutura da assembleia zooplanctônica pode ser visualizada nos Box-plot apresentados na **Figura 14.**

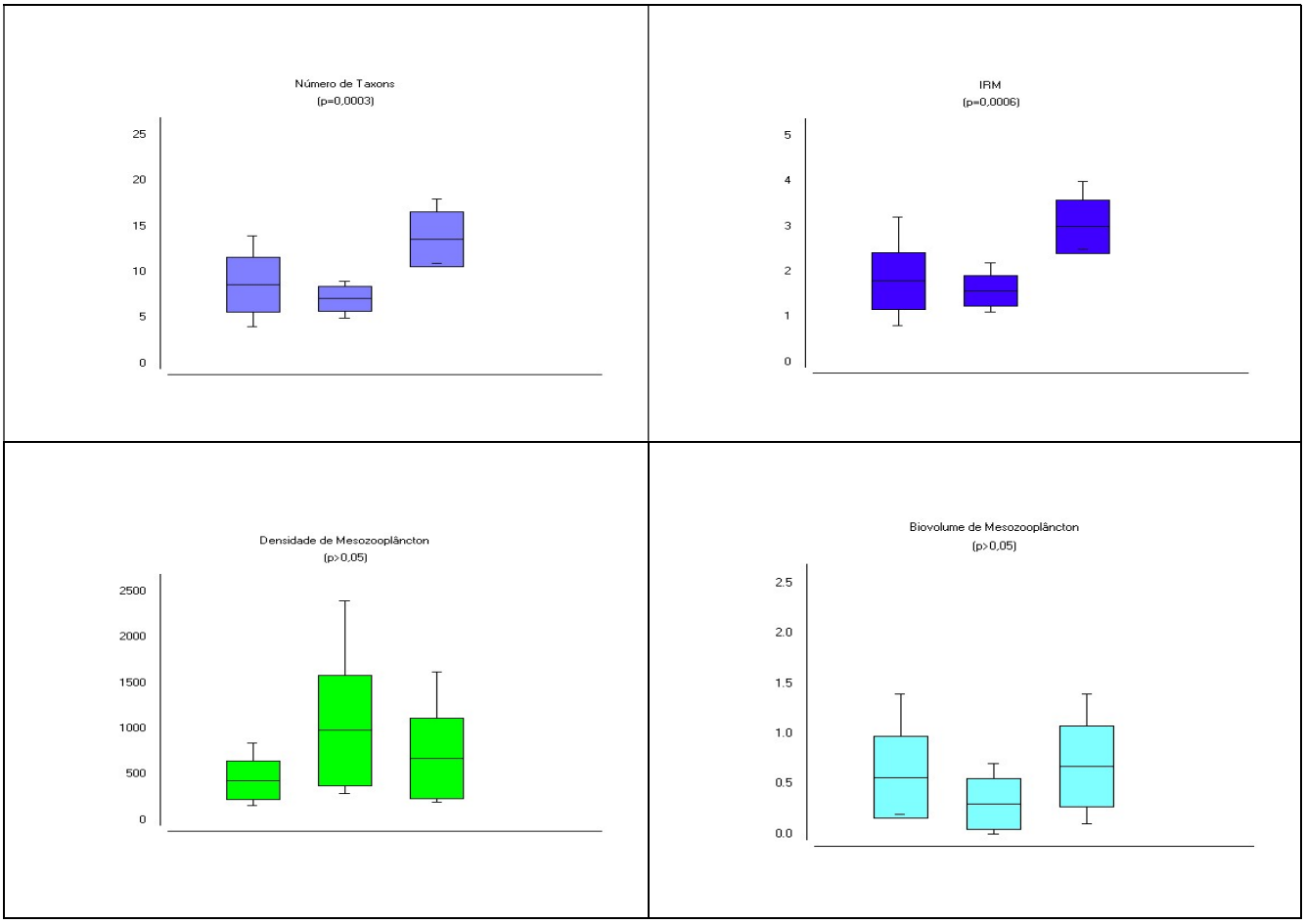

Figura 14. Box-plot (amplitude, desvio-padrão e média) para o zooplâncton obtidos em três momentos da atividade de dragagem: Pré-dragagem, Dragagem (centro) e Pós-dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia.

A análise inferencial da variabilidade temporal do zooplâncton foi realizada mediante o emprego da ANOVA de Friedman, onde os tratamentos foram apenas as três campanhas de amostragem que foram realizadas no período seco (Pré-dragagem, Dragagem e Pós-dragagem), envolvendo 36 elementos amostrais obtidos nas marés alta e baixa, que foram analisados conjuntamente uma vez que não foi verificada diferença significativa entre as marés. (**Tabela 5)**.

Assim, foi encontrada diferença estatística significante ($p<=0,01$), entre os três momentos da dragagem **(Tabela 5)**, para o número de táxons ($p=0,0003$) e o IRM ($p=0,0006$). Verificou-se que esta diferença ocorreu principalmente em função dos valores mais elevados encontrados na Pré-dragagem em relação a Dragagem (Teste de Dunn, $p<0,05$).

Embora não tenha sido encontrada diferença significativa para o biovolume e para a densidade total de zooplâncton, a diferença verificada para Copepoda (p=0,01) indica que o aumento de densidade total ocorreu principalmente em função do aumento do número de copépodos **(Tabela 5).**

Estes resultados indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre a variabilidade temporal da riqueza e densidade de zooplâncton, em função do empobrecimento e aumento de abundância da assembleia mesozooplanctônica durante a dragagem. Também podemos observar que na Pós-dragagem o zooplâncton se recuperou em termos de riqueza e densidade **(Tabela 5)**.

TABELA 5. Resultados da ANOVA de Friedman (p) e do Teste de Comparações Múltiplas de Dunn (p), para o estudo da variabilidade temporal da estrutura da comunidade mesozooplanctônica, durante a atividade de dragagem no Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia (PRÉ, Pré-dragagem; DRAGA, Dragagem; PÓS, Pós-dragagem).

	PRÉ	DRAGA	PÓS	ANOVA	1 x 2	1 x 3	2 x 3
Média Número de Taxons	**9**	**7**	**14**	**0.0003**	**p<0,05**		**p<0,05**
Índice Riqueza Margalef	**1.9**	**1.6**	**3.1**	**0.0006**	**p<0,05**		**p<0,05**
Biovolume de zooplâncton	**0.5**	**0.3**	**0.7**	**0.1441**			
Densidade de zooplâncton	**435**	**981**	**677**	**0.0750**			
Densidade de Copepoda	**310**	**777**	**1312**	**0.0100**	**p<0,05**		

5.3.3. Análise multivariada de Classificação

A análise de Cluster foi realizada no modo Q (**Figura 15)** de análise visando o agrupamento dos objetos (estações de amostragem), e no modo R (**Figura 16),** visando o agrupamento dos descitores (mesozooplâncton).

O dendrograma, considerando como nível de corte a distância Euclidiana ao quadrado igual a 11, evidenciou a formação de 3 agrupamentos de estações de amostragem, característicos de cada uma das fases da dragagem: Pré-dragagem, Dragagem e Pós-dragagem (**Figura 15)**.

Estes agrupamentos (**Figura 16)** se formaram em função da maior abundância de meroplâncton (zoea de Brachyura e nauplius de Cirripedia), durante a Pré-dragagem e pelo domínio de holoplâncton durante a Dragagem (*Sagitta* sp, *Oikopleura* sp e *Lucifer faxoni*) e a Pós-dragagem (*Penilia avirostris* e *Pseudoevadne tergestina*).

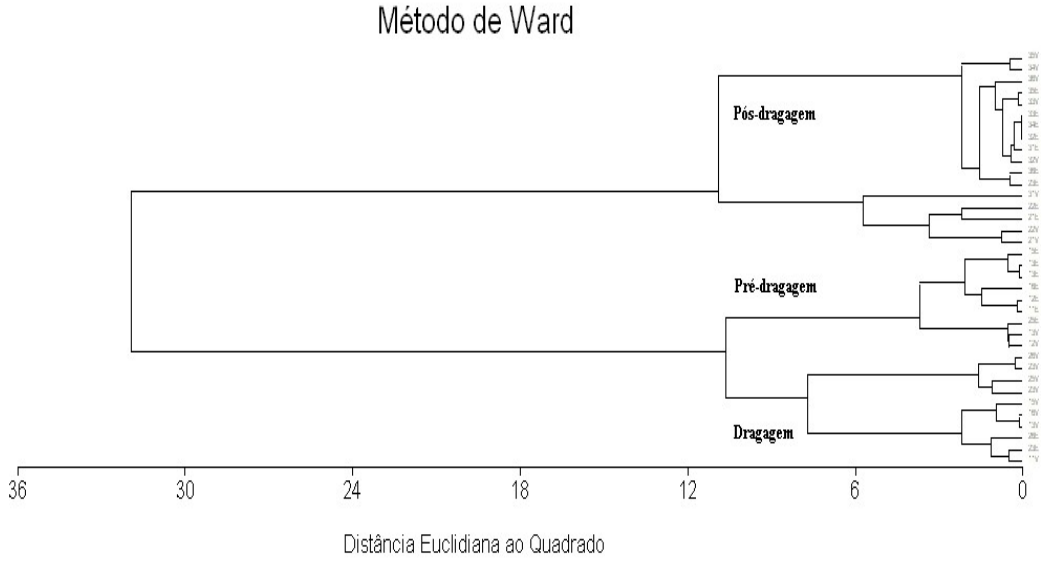

Figura 15. Dendrograma para as estações de amostragem baseado nos táxons mesozooplanctônicos característicos, em três fases da atividade de dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia.

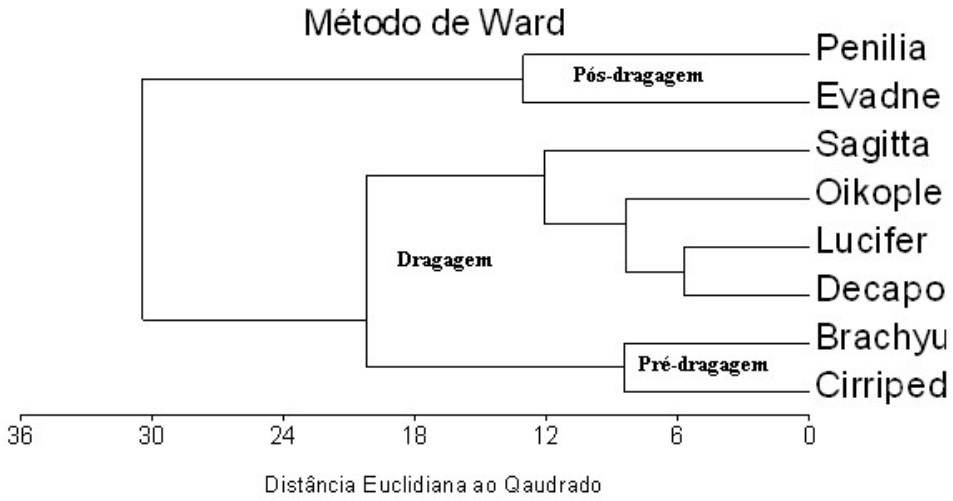

Figura 16. Dendrograma para os táxons mesozooplanctônicos característicos, em três fases da atividade de dragagem, no Porto de Aratu, BTS, Bahia.

5.4. Análise multivariada de Ordenação

5.4.1. Análise Canônica de Correspondência não Tendenciosa (DCCA)

A Análise de Correspondência Canônica não tendenciosa (DCCA) foi utilizada para investigar o tamanho do gradiente ambiental. Uma vez que este gradiente foi linear optou-se pela Análise de Redundância (RDA) para verificar através do diagrama de ordenação o principal padrão de variação na composição da assembleia zooplanctônica, em função das variáveis oceanográficas (Ter Braak, 1986).

5.4.2. Análise de Redundância (RDA)

Os coeficientes de regressão múltipla entre as variáveis oceanográficas (<0,7) obtidos durante a Análise de Redundância indicam a ausência de covariáveis, ou seja, de variáveis altamente correlacionadas. O diagrama de ordenação (**Figura 17**) foi elaborado com os dois primeiros eixos canônicos da Análise de Redundância (AR) porque eles explicaram 79% da variação percentual acumulada da relação entre o zooplâncton e a qualidade da água (**Tabela 6**). A soma dos autovalores canônicos representou 40% da inércia total, quando o ideal é maior que 20% (**Tabela 6**). Ou seja, nesta AR, cerca de 40% da variabilidade na composição do zooplâncton foi explicado pelo gradiente ambiental.

Tabela 6. Resumo da estatística da Análise de Redundância realizada para o mesozooplâncton da região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

		Eixos			
		1	2	3	4
Autovalores		0.224	0.087	0.032	0.025
Correlações espécie-ambiente		0.888	0.752	0.420	0.582
Variância Percentual Acumulada					
nos dados de espécies		22.4	31.1	34.3	36.8
na relação espécie-ambiente		56.6	78.5	86.6	93.0
Soma de todos os Autovalores	1				
Soma dos autovalores Canônicos	0.4				

Neste diagrama de ordenação (**Figura 17**), verificou-se uma separação bastante clara entre as estações de amostragem, em função da estrutura da massa de água (temperatura e salinidade) e da sua qualidade (oxigênio, pH, turbidez, amônia e fósforo total), além da composição da assembleia zooplanctônica. As estações de amostragem da pré-dragagem apresentaram maiores valores de temperatura, salinidade, oxigênio e pH e estiveram associadas as maiores densidades de meroplâncton (zoea de Decapoda, zoea de Brachyura e nauplius de Cirripedia).

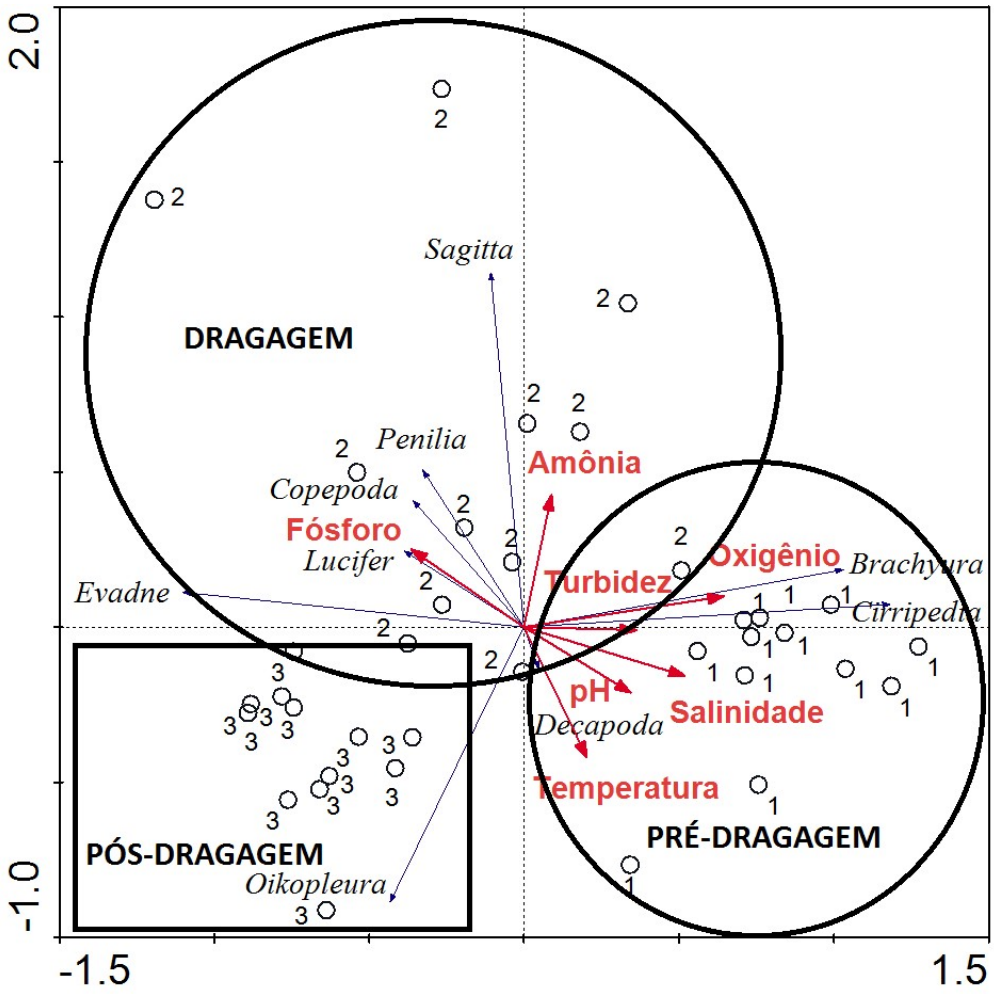

Figura 17. Diagrama de Ordenação para a Análise de Redundância relacionando a assembleia zooplanctônica, com a estrutura da massa de água, na região adjacente ao Porto de Aratu, BTS, Bahia. (1, Estações da pré-dragagem; 2, estações da dragagem; 3, estações da pós-dragagem).

As estações de amostragem da dragagem estiveram relacionadas às maiores turbidez e concentrações de amônia e fósforo total e maiores densidades de holoplâncton (Copepoda, *Lucifer faxoni, Penilia avirostris, Pseudoevadne tergestina* e *Sagitta* sp). Por fim, as estações de amostragem da pós-dragagem estiveram associadas a elevadas densidades de *Oikopelura* sp, típico do holoplancton nerítico. As variáveis hidrológicas que mais influenciaram na compreensão da variabilidade temporal verificada na composição da assembleia zooplanctônica foram: temperatura, salinidade, oxigênio e fósforo total.

6. DISCUSSÃO

6.1. Pluviosidade e massas d'água

O clima da Baía de Todos dos Santos é caracterizado como tropical-úmido com marcante ciclo sazonal. O padrão de precipitação pluviométrica apresenta dois períodos distintos: um período seco, entre agosto e fevereiro, e um período chuvoso, entre março e julho (Pereira & Lessa, 2011). Todas as campanhas de amostragem foram realizadas no período seco, com o intuito de minimizar os efeitos da variabilidade sazonal e facilitar a interpretação acerca da influência da dragagem na qualidade da água e estrutura da assembleia zooplanctônica. Entretanto, durante a dragagem e a pós-dragagem, os índices pluviométricos foram mais elevados do que o esperado, sobretudo na pós-dragagem, refletindo nas condições oceanográficas.

Durante a pré-dragagem verificou-se a presença da massa de água Tropical, que em função da estreita plataforma continental, com cerca de 10 km de extensão (Brandini *et al.*, 1997), avança em direção ao interior das Baía de Todos os Santos atingindo a área de estudo. Esta água Tropical é parte do fluxo em direção ao sul da Corrente do Brasil, que é caracterizada por salinidade acima de 36 e temperatura acima de 18,5 °C (Campos *et al.,* 1995). A massa de água costeira, com salinidade menor que 35, esteve presente na dragagem e na pós-dragagem, quando os índices de precipitação pluviométrica foram mais elevados do que o esperado para um período seco, com consequente aumento da vazão estuarina.

Evidenciou-se um padrão de variabilidade térmica na área de estudo, que se caracterizou por temperaturas mais elevadas durante o período da pré-dragagem (fevereiro), e por temperaturas mais baixas na dragagem (setembro) e pós-dragagem (novembro), cujo padrão também foi observado no norte da Bahia de Todos os Santos (Mafalda Jr. *et al.,* 2003) e no litoral norte da Bahia (Mafalda Jr. *et al.,* 2004).

6.2. Qualidade da água

Durante o estudo o pH apresentou grande variabilidade, com valores entre 5,9 e 9. O pH da água oceânica varia entre 8,0 e 8,3 (Margalef, 1989), contudo em áreas costeiras a água do mar pode apresentar um pH maior ou menor do que 7,0 (Friedrich, 1969), refletindo o efeito do aporte continental. Em estudo realizado também na Baía de Todos os Santos por Mafalda Jr. *et al.,* 2003 foi registrada uma variação do pH entre 6,8 e 8,1.

A concentração de oxigênio dissolvido oscilou entre 2,3 e 8,8 mg/l, indicando que em alguns momentos os valores registrados não alcançaram a concentração de 6 mg/L, que a resolução Conama 357 estabelece como sendo o valor de oxigênio dissolvido mínimo em ambientes de água salgada.

O oxigênio dissolvido e o pH apresentaram os valores mais elevados na Pré-dragagem, e valores mais baixos na Dragagem e Pós-dragagem, e são reflexo da presença exclusiva da água Tropical, durante a Pré-dragagem e da presença da água Costeira, na Dragagem e Pós-dragagem. Além disto, pode-se somar a possível influência da atividade de dragagem que ao remobilizar o sedimento e ressuspender a matéria orgânica e os nutrientes pode provocar também uma redução no pH e nos níveis de oxigênio na coluna d'água. Estes efeitos estão associados aos processos de decomposição da matéria orgânica e eutrofização (Lavrado *et al.*, 1991).

A eutrofização é o crescimento excessivo dos organismos fotossintetizantes, incluindo o fitoplâncton, a níveis tais que sejam considerados como causadores de alterações na qualidade da água (Thomann & Mueller, 1987). O principal fator de

estímulo é um nível excessivo de nutrientes no ambiente aquático, principalmente nitrogênio e fósforo, uma vez que os organismos fotossintetizantes aquáticos dependem da disponibilidade destes nutrientes para seu crescimento e proliferação (Sperling, 1996).

O nutriente fósforo total de fato apresentou valores mais elevados durante a dragagem, entre 0,004 e 0,064 $mg.l^{-1}$, porém sempre em níveis abaixo do limite máximo recomendado de fósforo em estuários (0,1 $mg.l^{-1}$). Segundo a resolução Conama 357 o valor máximo permitido para a concentração do fósforo é de 0,062 $mg.l^{-1}$ em águas salinas. Além do fósforo as concentrações de amônia também foram mais elevadas durante a dragagem, com valores entre 0,03 e 0,61 $mg.l^{-1}$, com média de 0,23 $mg.l^{-1}$, indicando aumento na concentrações de matéria orgânica em decomposição (Saraiva, 2003). A resolução Conama 357 estabelece 0,4 $mg.l^{-1}$ como a concentração máxima permitida para não haver efeitos tóxicos crônicos nos organismos e 0,7 $mg.l^{-1}$ para efeitos agudos.

A turbidez apresentou valores baixos durante todo o estudo e foi o único parâmetro que não variou significativamente entre as amostragens, possivelmente, em função de este parâmetro ter sido medido na superfície, a certa distância da draga. Contudo, um aumento considerável de turbidez foi observado em outras nas estações de amostragem adjacentes para qualidade da água.

Estudos têm demonstrado que o aumento da turbidez em função da ressuspensão dos sedimentos durante as dragagens é mais intenso junto ao fundo do que na coluna d'água, sobretudo na superfície e que este efeito é localizado, decrescendo rapidamente com o afastamento da draga (Collins 1995). Ferreira *et al*. (2012) analisaram a distribuição temporal dos metais cobre, ferro, manganês e zinco na região adjacente ao Porto de Aratu, demonstrando um aumento nas concentrações destes elementos na coluna d'água durante as atividades de dragagem.

6.3. Composição e Abundância do Zooplâncton

Na área portuária de Aratu, foram registrados 28 taxons indicando moderada riqueza taxonômica, em comparação com outras áreas costeiras tropicais do Nordeste do Brasil. Na zona costeira de Alagoas e Pernambuco (Nascimento-Vieira *et al*., 1990), foram registrados 19 taxons, enquanto que, 14 taxons foram encontrados na área costeira do Porto do Recife (Paranaguá, 1990) e 21 taxons nos recifes de Maracajaú (Melo *et al*, 2002). Estudos realizados em áreas estuarinas resultaram em maior riqueza de táxons, provavelmente devido ao encontro de massas de água e do maior aporte de nutrientes. Em Pernambuco, o número de táxons oscilou entre 46 e 55 (Porto Neto, 1990; Schwamborn, 2001).

A composição do zooplâncton foi sempre característica de ambientes costeiros tropicais. Em todas as áreas costeiras do Nordeste anteriormente estudadas, os Copepoda também se destacaram como os mais representativos. Valentin *et al* (1987) mencionam que os copépodos são sempre os mais abundantes no zooplâncton, constituindo de 60 a 98% da população.

6.4. Variabilidade da estrutura da assembleia

Foram observadas diferenças estatísticas significativas nos índices estruturais da assembleia, sendo observada durante a dragagem uma redução no biovolume de plâncton, uma menor riqueza de táxons e uma maior densidade, em relação à pré-dragagem, seguida de uma posterior recuperação na pós-dragagem. Maltez et al (2014), também observou durante a dragagem do porto de Aratu, uma grande redução nas densidades de ovos e larvas, além de menor riqueza, diversidade e equitabilidade de táxons, em relação à pré-dragagem, seguida de uma posterior recuperação. Bezerra Jr. *et al*. (2011) em estudo na região portuária de Suape, em Pernambuco, observaram baixas densidades de larvas de peixes na área sujeita a constates atividades de dragagem. Silva *et al*. (2004) também observou baixa abundância de zooplâncton nesta mesma área, atribuindo o fato a ressuspensão de sedimento por contínuas atividades de dragagem (Neumann *et al*., 1998), que afetam a produtividade primária ao reduzir a penetração da luz pelo aumento da turbidez (Koening *et al*., 2002).

A análise de redundância demonstrou uma separação clara entre as três campanhas, evidenciando a importância das características da massa de água e da qualidade da água na variabilidade do zooplâncton. A campanha da pré-dragagem foi dominada pela água Tropical, com valores mais elevados de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido. A dragagem e pós-dragagem foram caracterizadas pela presença da massa de água Costeira. Apesar da massa de água dominante ser a mesma, e a pós-dragagem ter apresentado o maior índice pluviométrico do estudo, a campanha da dragagem foi a que apresentou os mais elevados teores de fósforo e amônia, menor pH, além de maior turbidez em relação a pós-dragagem, indicando a possível influência da dragagem na qualidade da água, refletindo na assembleia zooplanctônica.

A assembleia zooplanctônica em águas costeiras está intimamente relacionada com o regime de correntes e as massas d'água presentes na região, evidenciando a importância das características hidrológicas sobre sua distribuição (Vélez *et al*. 2005). Alterações ambientais e na qualidade da água em decorrência de distúrbios antrópicos, tal como a dragagem, podem resultar em efeitos negativos para as populações (Katsuragawa *et. al*, 2011), afetando a distribuição, abundância e composição do zooplâncton, levando a mudanças na estrutura da assembleia (Whitfield & Paterson, 2003).

A diminuição da riqueza zooplanctônica observada durante a fase de dragagem ocorreu simultânea ao aumento de densidade de fitoplâncton que foi estimulada pelo aumento da concentração de fósforo e amônia, como observado por Ferreira *et. al.* (2012). Estes resultados indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre a variabilidade temporal da riqueza e densidade de zooplâncton, possivelmente relacionada a uma situação de eutrofização aquática, em função da ressuspensão de nutrientes. Abreu *et al*. (2008) ao estudar o impacto da dragagem de aprofundamento rio Itajaí-Açu, na área de abrangência do Porto de Itajaí, também mencionam que houve um aumento na disponibilização de nutrientes, levando a alterações na estrutura da assembleia zooplanctônica. Com relação à ressuspensão de contaminantes presentes no sedimento para a coluna d'água, foi observado por Ferreira *et al*. (2012) o aumento da concentração de metais durante a dragagem.

Entretanto, efeitos tóxicos agudos na assembleia zooplanctônica não foram mensurados, já que não fazem parte do escopo deste trabalho.

As diferenças observadas na estrutura da assembleia zooplanctônica devem ser atribuídas não somente a variabilidade da qualidade da água e condições oceanográficas, mas também dos demais impactos relativos à dragagem. Os organismos planctônicos respondem rapidamente às mudanças do ambiente, refletindo na composição e estrutura destas assembléias (Nogueira & Matsumura-Tundisi, 1996). Sendo assim, da mesma forma que estas assembléias são rapidamente afetadas durante a dragagem, com o término da atividade, elas se recuperam em pouco tempo, uma vez que os efeitos da dragagem no ambiente pelágico, embora de elevada intensidade, em geral, são de curta duração (Kolm *et al*., 2002). Sendo assim, o período de aproximadamente um ano, entre o término das atividades de dragagem e a realização da coleta da pós-dragagem, seria tempo suficiente para justificar a recuperação observada na estrutura da assembleia.

Os resultados deste estudo demonstram haver uma variabilidade temporal na abundância do zooplâncton na área portuária de Aratu, em resposta as características oceanográficas da massa de água e dos impactos associados à atividade de dragagem.

7. CONCLUSÕES

Foi identificada a presença da massa de água Tropical, na pré-dragagem, associada à baixa pluviosidade e da massa de água Costeira, durante a dragagem e a pós-dragagem formada em decorrência da pluviosidade mais elevada nestes períodos.

As variáveis que mais contribuíram para indicar a alteração da qualidade da água em função da atividade de dragagem foram oxigênio, fósforo, amônia e pH.

Os táxons holoplanctônicos característicos do mesozooplâncton de Aratu foram: Copepoda, *Penilia avirostris*, *Pseudoevadne tergestina*, *Lucifer faxoni* O*ikopleura* sp e *Sagitta* sp, enquanto que os taxons meroplanctôncos foram nauplius de Cirripedia, zoea de Decapoda e de Brachyura.

A presença de jovens moluscos bivalves, além de larvas zoea e megalopa de caranguejos (Brachyura), indicam a utilização da região adjacente ao Porto de Aratu, como área de desova e crescimento de moluscos e crustáceos.

O aumento de densidade e do biovolume total de zooplâncton, seguido da diminuição de riqueza taxonômica, observado durante a fase de dragagem, se deu em função do aumento da densidade de copépodos e nauplius de cirripedia acompanhando o aumento da densidade de fitoplâncton, que deve ter sido estimulado pelas concentrações de fósforo e amônia.

Os resultados obtidos indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre a variabilidade temporal da riqueza e densidade de zooplâncton, em função do empobrecimento e aumento de abundância da assembleia zooplanctônica durante a dragagem típico de uma situação de eutrofização aquática.

Durante a Pós-dragagem o mesozooplâncton se recuperou em função da elevação da riqueza e do biovolume e da diminuição de densidade.

A existência de distintos agrupamentos de invertebrados no ambiente pelágico, em função da fase de dragagem, indica que esta atividade promoveu a mudança da composição taxonômica do zooplâncton, onde estes agrupamentos se formaram em função da maior abundância de meroplâncton (zoea de Brachyura e nauplius de Cirripedia), durante a Pré-dragagem e pelo domínio de holoplâncton durante a Dragagem (*Sagitta* sp, *Oikopleura* sp e *Lucifer faxoni*) e a Pós-dragagem (*Penilia avirostris* e *Pseudoevadne tergestina*).

A variabilidade na estrutura da assembleia zooplanctônica em resposta às características oceanográficas da massa de água e das alterações na qualidade da água, em função da atividade de dragagem, foi demonstrada pela análise de redundância, havendo uma clara separação entre a fase de pré-dragagem, dragagem e pós-dragagem.

8. REFERÊNCIAS

ABREU, J.G.N., RÖRIG, L.R., RESGALLA JR., C., ALMEIDA, T.C.M., PEREIRA FILLHO, J.,BELLOTTO, V.R., MENEZES, J.T. & SCHETTINI, C.A.F., 2008. Monitoramento ambiental na área de influência do Porto de Itajaí (SC). In: Boldrini, E.B. & Paula, E.V. (org.) Gestão ambiental portuária: subsídios para o licenciamento das dragagens. Associação de Defesa do Meio Ambiente e Desenvolvimento de Antonina; Faculdades Integradas Espírita; Secretaria de Ciência e Tecnologia para inclusão social (MCT), Antonina. 179-190pp.

ARAÚJO, HMP., NASCIMENTO-VIEIRA, DA., NEUMANN-LEITÃO, S., SCHWAMBORN, R., LUCAS, APO. AND ALVES, JPH. 2008. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. Braz. J. Biol., 68(4): 751-762.

AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2000. BioEstat 2.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, 272p.

BADOSA, A.; BOIX, D.; BRUCET, S.; LÓPEZ-FLORES, R.; GASCÓN, F.; QUINTANA, X. D. 2007. Zooplankton táxonsomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): Influence of hidrology, nutrient composition, food resource availability and predation. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 71, 335-346.

BEZERRA J. L., JUNIOR X. G. D., NEUMANN-LEITÃO, S. 2011. Diversidade de larvas de peixes das áreas internas e externas do porto de suape (PERNAMBUCO - BRAZIL). Tropical Oceanography, Recife, v. 39, n. 1, p. 1-13.

BLABER, S. J. M. 2000.Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation. Oxford: Blackwell Science, 372 p.

BOLTOVSKOY, D. 1981. Atlas del Zooplacton del Atlantico Sudoccidental: y métodos de trabajo con el zooplankton marino. Argentina, 935pp.

BORJA, A.; DAUER, D. M.; ELLIOTT, M.; SIMENSTAD, C. A. 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness. Estuaries and Coasts, v. 33, p. 1249-1260.

BRANDINI, F.P., LOPES, R.M., GUTSEIT, K.S., SPACH, H.L., SASSI, R., 1997. Planctonologia na Plataforma Continental do Brasil. Diagnose e Revisão Bibliográfica. REVIZEE. MMA, CIRM, FEMAR, Rio de Janeiro, 196p.

BRAY, R.N., BATES, A.D., LAND, J. M. 1997. Dredging, a Handbook for Engineers, John Wiley & Son, Inc. Second Edition, New York, USA, 434 p.

BURGUESS, R. M.; PELLETIER, M. C.; SERBST, J. R.; RYBA, S. A.; KUHN, A.; PERRON, M. M.; RACZELOWSKI, P.; CANTWELL, M. G. 2003. Removal of ammonia toxicity in marine sediment TIEs: a comparison of *Ulva lactuca*, zeolite and aeration methods. Marine Pollution Bulletin. v. 46, p. 607-618.

CAMPOS, E. J. D., GONÇALVES, J. E., IKEDA, Y. 1995. Water mass characteristics and geostrophic circulation in the South Brazil Bight – summer of 1991. J. Geophys. Res., 100, 18537– 18550.

CASTRO, M. E. & HUBER, M. E. 2000. Marine Biology. Boston: McGraw Hill.

COLLINS, T.R. 1995. “Dredging Induced Near-Field Resuspended-Sediment Concentrations and Source Strength”, Misc. paper D-95-2, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA); *Resolução no. 357* de 15 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

CONSÓRCIO JDN –DRATEC. 2010. Relatório Diário de Obra. Obra de dragagem de aprofundamento da bacia de evolução do Porto de Aratu. Secretária Especial de Portos da Presidêcia da República.

CRA – CENTRO DE RESUSOS AMBIENTAIS. 2004. Diagnóstico do grau de contaminação da Baía de Todos os Santos por metais pesado e hidrocarbonetos de petróleo a partir da análise das suas concentrações nos sedimentos de fundo e na biota associada – Volume I – Caracterização geral da Baía de Todos os Santos. Relatório Técnico 0293-00- MA-008 R-02.

CRA. 2004. Diagnóstico da concentração de metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo nos sedimentos e biota da Baía de Todos os Santos. Consorcio BTS Hydros CH2MHILL. Governo do Estado da Bahia.

CUNDY, A.B., CROUDACE, I.W., CEARRETA, A., IRABIEN, M.J. 2003. Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. Appl. Geochem. 18, 311– 325.

DEGTIAREVA, A. & ELEKTOROWICZ, M. 2001. A computer simulation of water change due to dredging of heavy metals contaminated sediments in the old harbour of Montreal. Water Quality Research Journal of Canada. 36:1-19.

ENGLER, R.; SAUNDERS, L.; WRIGHT, T. 1991. Environmental effects of aquatic disposal of dredged material. Environ. Prof., v. 13, p. 317-325.

FERREIRA, A.N., BERETA, M. & MAFALDA JR., P. 2012. Avaliação do impacto da dragagem sobre a associação fitoplanctônicas, do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. Arq. Ciên. Mar, Fortaleza, 45(1): 30 – 46.

FRIEDRICH, H. 1969. Marine Biology. Sidgwick & Jackson, London. 472 p.

GREEN, J. 1968. The Biology of Estuarine Animals, 401 pp. London: Sigwick and Jackson.

GRIFFITH, J. S., & D. A. ANDREWS. 1981. Effects of a small suction dredge on fishes and aquatic invertebrates in Idaho streams. North American Journal of Fisheries Management 1:21-28.

HATJE, V.; ANDRADE, J. B. DE. 2009. Baía de Todos os Santos: Aspectos Oceanográficos. 304p.

KATSURAGAWA, M., ZANI-TEIXEIRA, M. L., GOÇALO, C. G., OHKAWARA, M. H.; ITAGAKI, M. K. 2011. Ichthyoplankton distribution and abundance in the northern Todos os Santos and Camamu Bays, Bahia State. Brazil. Braz. J. Oceanogr., 59 (1): 97-109.

KENNISH, M. J. 1986. Ecology of estuaries: biological aspects. Boca Raton, CRC Press. 390p.

KOENING, M.L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S & MACÊDO, S.J. 2002. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a assembleia fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). Acta Bot. Bras., 16(4): 407-420.

KOLM, H. E. 2002. Avaliação dos impactos da dragagem do canal navegável que liga o porto de Paranaguá aos Terminais Portuários da Ponta do Félix, realizada em 2001- 2002. Centro de Estudos do Mar/Setor de Ciências da Terra/Universidade Federal do Paraná, 2 volumes.

LAPOTA, D. & WORD, J. Q. 2000. Confounting Factors in Sediment Toxicology. Issue Papers. San Diego. September 8-9, 1988, Washington, U.S.A.

LAVRADO, H. P., MAYR, L. M., CARVALHO, V. & PARANHOS, R., 1991. Evolution (1980-1990) of ammonia and dissolved oxygen in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *In:* SYMPOSIUM ON COASTAL AND OCEAN MANAGEMENT, 7ª, São Diego, New York, American Society of Civil Engenieers. v.7, p.3234-3245.

LAWRENCE, D.; VALIELA, I.; TOMASKY, G. 2004. Estuarine calanoid copepod abundance in relation to season, salinity, and land-derived nitrogen loading, Waquoit Bay, MA. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61, 547-557

LEPS & SMILAUER, P. 1998. CANOCO Reference Manual User´s Guide to Canoco for Windows. Ithaca, Microcomputer Power, 352 p.

LESSA, G. C., CIRANO, M., GENZ, F., TANAJURA, C. A. S., DA SILVA, R. R. 2009. Oceanografia física. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. DE, ed. EDUFBA, Salvador-Bahia. p. 67-119.

LEWIS, M.A., WEBER, D.E., STANLEY, R.S., MOORE, J.C. 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. Environmental Pollution 115, 161–171.

LI G. G., WU Z. Y., YU Z. M. 2007. Efects of drawing water and dredging on Rotifera community in the West Lake, Hangzhou. Acta Hydrobiologica Sinica, 31(3): 386–392.

LOPES, R.M; do VALE, R; BRANDINI, F.P. 1998. Composição, abundância e distribuição espacial do zooplâncton no complexo estuarino de Paranaguá durante o inverno de 1993 e o verão de 1994. Rev. Bras. Oceanogr., 46(2):195-211.

MACHADO, E.C., LOMBARDI, A.T; SÁ, F., CESCHIM, L.M.M. & JORGE, M.B. 2007. Toxicidade dos sedimentos dos canais de acesso aos portos de Paranaguá e Antonina (PR). In: BOLDRINI, E.B.; SOARES, C.R. & PAULA, E.V. (org.) Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental. Governo do Estado do Paraná; Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Estado do Paraná; Associação de Defesa do Meio Ambiente e Desenvolvimento de Antonina; Faculdades Integradas Espírita, Antonina. 276-287pp.

MAFALDA JR, P. O., SOUZA, P. M. DE, DA SILVA, E. M. 2003. Estrutura hidroquímica e biomassa planctônica no Norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. Tropical Oceanography, Recife: v.31, n. 1, p. 31-51.

MAFALDA JR. P., SINQUE, C., BRITO, R. R. C. & SANTOS, J. J. 2004. Biomassa planctônica, hidrografia e pluviosidade na costa norte da Bahia, Brasil. Tropical Oceanography, Recife, 32:(2):145-160.

MAFALDA JUNIOR, P.O.; SOUZA, C.S.; VELAME, M.P.B. 2008. Fish larvae assemblage of a coastal area under influence ofpetrochemical activities, in Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. Aquatic Ecosystem Health and Management,,11(4): 457-464.

MARGALEF, R. 1978. Perspectivas de la teoria ecológica. Barcelona: Editoral Blume, 110 p.

MARGALEF, R. 1989. Ecologia. Barcelona: Omega, 951p.

MATSUMURA-TUNDISI, T.M. 1997. Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo. Disponível em: <http//www.biota.org.br/info/historico/workshop/revisoes/zooplancton.pdf.>

NAYAR, S., GOH, B.P.L., CHOU, L.M. 2004. Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. Ecotoxicology and Environmental Safety 59, 349–369.

NEUMANN, V.H.; MEDEIROS, C.; PARENTE, L.; NEUMANN-LEITÃO, S. & KOENING, M. L. 1998. Hydrodynamism, sedimentology, geomorphology and plankton changes at Suape area (Pernambuco - Brazil) after a port complex implantation. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 70(2): 313-323.

NEUMANN-LEITÃO S. 1994. Impactos antrópicos na assembleia zooplanctônica estuarina. Porto de Suape – PE – Brasil. São Carlos , 273p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J., HITCHCOCK, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 36, 127–178.

NIBAKKEN, J.W. 1993. Marine Biology: an ecological approach (3rd. Edition). HarperColling College Publishers, New York. 462 p.

NOGUEIRA, M G.; MATSUMURA - TUNDISI, T. 2006. Limnologia de um ecossistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP) - Dinâmica das populações planctônicas. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 8, p. 149 – 168.

PARANAGUÁ, M. N., NEUMANN-LEITÃO, S. & CID, M. A. DE G. 1981. Bibliografia sobre rotíferos com ênfase em espécies planctônicas. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco, 16: 297-364.

PARSONS, T.R.; TAKAHASHI, M. AND HARGRAVE, B. 1984. Biological oceanographic processes (3rd. Edition). Pergamon Press, Oxford. 332 p.

PATCHINEELAM S.M., SOARES, C.R. & CALLIARI, L.J., 2008. Assoreamento, aterros e dragagens. P.335-349 In: BAPTISTA NETO, J.A., WALLNER KERSANACH, M. & PATCHINEELAM, S.M. (Orgs.). Poluição Marinha. Rio de Janeiro, Editora Interciência, 412p.

PEREIRA, M. A. G., 2008. Caracterização da hidrodinâmica do canal de Cotegipe e Baía de Aratu (Baía de Todos os Santos, BA). Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal da Bahia. 46p.

RAKOCINSKI, C.F., J. LYCZKOWSKI-SHULTZ, & S.L. RICHARDSON. 1996. Ichthyoplankton assemblage structure in Mississippi Sound as revealed by canonical correspondence analysis. Estuarine, Coastal, and Shelf Science, 43:237-257.

RÉ, P. 1999. Zooplâncton estuarino da Península Ibérica, Guia de identificação de ovos e estados larvares planctônicos. Lisboa, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 114 p.

REINE, K. & D.G. CLARKE. 1998. Entrainment by hydraulic dredges- a review of potential impacts. Technical Note DOER-E1. U.S. Army Corps of Engineers Research and Development Center, Vicksburg, MS.

SARAIVA, E. S. B. G. 2003. Nitrogênio e fósforo totais dissolvidos e suas frações inorgânicas e orgânicas: considerações sobre a metodologia aplicada e estudo de caso em dois sistemas estuarinos do estado de São Paulo. 2003. 133 f. Tese (Livre Docência), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SATILMIS, H. H., GORDINA, A. D., BAT, L., BIRCAN, R, CULHA, M., AKBULUT, M. & KIDEYS, A. E. 2003. Seasonal distribution of fish eggs and larvae off sinop (the southern Black Sea) in 1999-2000. Acta Oecologica 24, pp.275–280.

SERVIZI, J. A. & D. W. MARTENS., 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediment to coho salmon (Oncorhynchus kisutch). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:493-497.

SIEBURTH, J.Mc N., SMETACEK, V. & LENZ, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnol Oceanogr**. 23: 1256-1263.

SILVA, A.P, NEUMANN-LEITÃO, S., SCHWAMBORN, R., GUSMÃO, L.M, ALMEIDA & SILVA, T. 2004. Mesozooplankton of an Impacted Bay in North Eastern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 47(3): 485-493.

SIOKOU-FRANGOU, I.; PAPATHANASSIOU, E. 1991. Differentiation of zooplancton populations in a polluted area. Marine Ecology Progress Series, 76, 41-51.

SOUZA, E. C. P. M. 2002. Capítulo I - Métodos em ecotoxicologia marinha:Aplicações no Brasil, p.9-13, in Nascimento, I.A.N.; Sousa, E.C.P.M. e Nipper, M. (eds.), Métodos em ecotoxicologia marinha: aplicações no Brasil. Artes Gráficas e Indústria LTDA. 262p.

TAYLOR, S. E., BIRCH, G. F. & LINKS, F. 2004. Historical catchment changes and temporal impact on sediment of the receiving basin, Port Jackson, New South Wales. Australian Journal of Earth Sciences, 51, 233–246.

TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate gradient analysis. Ecology, 67 (5):1167-1179.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper Internacional Edition, 644 p.

URIARTE, I.; VILLATE, F. 2004. Effects of pollution on zooplankton abundance and distribution in two estuaries of the Basque Coast (Bay of Biscay). Marine Pollution Bulletin, 49, 220-228.

URIARTE, I.; VILLATE, F. 2005. Differences in the abundance and distribution of copepods in two estuaries of the Basque Coast (Bay of Biscay) in relation to pollution. Journal of Plankton Research, 27(9), 105-122.

VALENTIN, J. L., 2000. Ecologia Numérica. Rio de Janeiro, Editora Interciência, 117p.

VEADO, L.D.V. & C. RESGALLA JR. 2005. Alteração da assembleia zooplanctônica do saco dos Limões após impacto das obras da via expressa sul - Baía Sul da Ilha de Santa Catarina. Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 9(2): 65-73.

VÉLEZ, J. A., WATSON, W., ARNTZ, W., WOLFF, M. & SCHNACK-SCHIEL, S. B. 2005. Larval fish assemblages in Independencia Bay, Pisco, Peru: temporal and spatial relationships. Marine Biology, 147: 77–91.

WANG, X.Y., FENG, J. & LI, H. 2005. Research on variety of plankton community prior and post sediment dredging in Nanhu Lake, Changchun, Journal of Northeast Normal University, 37(3): 90–94.

WHITFIELD A. K. & PATERSON A.W. 2003. Distribution patterns of fishes in a freshwater deprived Eastern Cape estuary, with particular emphasis on the geographical headwater region. Water SA (Pretoria) 29: 61−67.

WILBER, C. G. 1970. Turbidity. Marine Ecology, Vol. 1. O. Kinne, ed., Wiley Interscience, New York, 1157- 1165.

WILBER, D. H. & CLARKE, D. G. 2001.Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. North American Journal of Fisheries Management, 21, 855–875.

WU Z. Y., YU Z. M., SHENG H. Y., XU J., HAN Y. C. & XU Y. T. 2008. Ecological efects of the dredging in the West Lake, Hangzhou. Journal of Lake Sciences, 20(3): 277–284.

YEAGER, K. M.; BRINKMEYER, R.; RAKOCINSKI, C. F.; SCHINDLER, K. J.; SANTSCHI, P. H. 2010.Impacts of dredging activities on the accumulation of dioxins in surface sediments of the Houston Ship Channel, Texas. J. coast. Res., v. 26, p. 743–752.

ZAR, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. New York, Prentice Hall.

ZHANG, S., ZHOU, Q., XU, D., LIN, J., CHENG, S. & WU, Z. 2010. Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake. Journal of Environmental Science, 22(2), pp. 218-224.