



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

LUCAS CAMPOS MALTEZ

POSSÍVEIS EFEITOS DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM NA
ESTRUTURA DA COMUNIDADE ICTIOPLANCTÔNICA NA REGIÃO
ADJACENTE AO PORTO DE ARATU, BAÍA DE TODOS OS SANTOS,
BAHIA.

LUCAS CAMPOS MALTEZ

POSSÍVEIS EFEITOS DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM NA
ESTRUTURA DA COMUNIDADE ICTIOPLANCTÔNICA NA REGIÃO
ADJACENTE AO PORTO DE ARATU, BAÍA DE TODOS OS SANTOS,
BAHIA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Oceanografia da Universidade Federal
de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção
do título de Mestre em Oceanografia.

Orientador: Dra. Sigrid Neumann Leitão

Co-orientador: Dr. Paulo de Oliveira Mafalda
Júnior

Recife - PE
2013

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

M261p Maltez, Lucas Campos.
Possíveis efeitos da atividade de dragagem na estrutura da comunidade ictioplanctônica na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos Santos, Bahia / Lucas Campos Maltez. – Recife: O Autor, 2013.
xiii, 88f., il., figs., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Sigrid Neumann Leitão.
Co-Orientador: Prof. Dr. Paulo de Oliveira Mafalda.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2013.
Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Larva de Peixe. 3. Dragagem 4. Impacto. 5. Costeiro. 6. Tropical. I. Leitão, Sigrid Neumann (Orientadora). II. Mafalda, Paulo de Oliveira (Co-Orientador). III. Título.

551.46 CDD (22.ed) UFPE/BCTG-2013 / 036

TERMO DE APROVAÇÃO

LUCAS CAMPOS MALTEZ

POSSÍVEIS EFEITOS DA ATIVIDADE DE DRAGAGEM NA ESTRUTURA DA
COMUNIDADE ICTIOPLANCTÔNICA NA REGIÃO ADJACENTE AO PORTO DE
ARATU, BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia da
Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de
Mestre em Oceanografia.

Prof. Dra. Sigrid Neumann Leitão - Orientadora
Departamento de Oceanografia - UFPE

Prof. Dr. Ralf Schwamborn
Departamento de Zoologia - UFPE

Prof. Dra. Elisabeth Cabral Silva Falcão
Departamento de Oceanografia - UFPE

Recife – PE
Fevereiro 2013

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, aos meus pais, por tudo que fizeram e fazem por mim e pelo apoio incondicional em todas as minhas decisões.

Aos meus bons e velhos amigos: Batata, Lhama, Galgan, Galo, Nick, Yuri, Pumbêra, pessoas que eu sei que posso contar no que for preciso, seja para jogar uma partida de FIFA ou para ajudar a pintar minha casa. Aos meus bons novos amigos que fiz nessa passagem por Recife: Diego, Gledson do Forró, Vinny PPGO, Jaca, Vó...e claro que eu não ia esquecer de Antônio Neto, vulgo Rasta, um novo irmão que ganhei.

À Sigrid pela orientação e por ter aberto as portas para mim, me dando a oportunidade de realizar este trabalho.

Ao meu co-orientador Paulo Mafalda, pela grande contribuição neste trabalho e por tudo que tem me ensinado a anos, sempre com muita boa vontade e paciência.

À equipe do laboratório de Plâncton, Christiane, Aline, Juliana, Igor, Paide, pela participação nas coletas e análise das amostras.

Aos membros da banca examinadora, pela presença na defesa e avaliação deste trabalho, o que certamente irá contribuir de forma positiva para o mesmo.

À Myrna, a secretária mais eficiente que já conheci, e aos demais funcionários do PPGO.

Aos professores do PPGO pelos conhecimentos passados durante as disciplinas.

À Mari, por estar comigo o tempo todo, sempre me incentivando e ajudando nos momentos difíceis, sem nunca deixar a compreensão de lado, tornando os meus dias mais felizes e me deixando cada vez mais com certeza de que tenho ao meu lado a pessoa que eu amo.

À Vaniulsa e Evo Morales por acolherem um baiano em sua casa com toda hospitalidade sempre que preciso, com direito a torta de sardinha e churrasco.

À CODEBA e a SEP por viabilizar a execução deste projeto, e ao CNPQ pela concessão da bolsa de mestrado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	4
3. OBJETIVOS.....	12
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	13
4.1. Área de Estudo	13
4.2. Amostragem.....	16
4.3. Tratamento das amostras.....	18
4.4. Tratamento dos dados	18
4.4.2. Densidade.....	18
4.4.3. Abundância relativa	18
4.4.4. Frequência de ocorrência	19
4.4.5. Índice de riqueza de Margalef (IRM).....	19
4.4.6. Índice de diversidade de Shannon.....	19
4.4.7. Equitabilidade de Pielou	20
4.4.8. Análise inferencial	20
4.4.9. Análise multivariada	21
5. RESULTADOS	22
5.1. Precipitação pluviométrica.....	22
5.1. Variáveis oceanográficas	23

5.2.1. Temperatura	23
5.2.2. Salinidade.....	24
5.2.3. Diagramas T-S	24
5.2.4. Oxigênio dissolvido	26
5.2.5. pH.....	26
5.2.6. Turbidez	27
5.2.7. Amônia.....	28
5.2.8. Fósforo total	29
5.2.9. Variabilidade espacial da qualidade da água	30
5.2.10. Variabilidade temporal da qualidade da água	31
5.3. Ictioplâncton	32
5.3.1. Composição e estrutura da comunidade.....	32
5.3.2. Variabilidade espacial do ictioplâncton	45
5.2.10. Variabilidade temporal do ictioplâncton.....	46
5.4. Análise multivariada	48
5.4.1. Análise canônica de correspondência não tendenciosa (DCCA).....	48
5.4.2. Análise de redundância (RDA)	48
6. DISCUSSÃO	51
6.1. Pluviosidade e Massas d'água	51
6.2. Qualidade da água.....	52
6.3. Composição e abundância do ictioplâncton.....	54
6.4. Variabilidade da estrutura da comunidade.....	57
7. CONCLUSÕES	62
8. REFERÊNCIAS	63

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Efeito na relação presa x predador devido ao aumento da profundidade em decorrência da dragagem.	5
FIGURA 2. Baía de Todos os Santos e suas feições.	13
FIGURA 3. Localização das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu.	16
FIGURA 4. Localização das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. A área delimitada em branco representa a área dragada.	17
FIGURA 5. Gráfico das normais climatológicas para a precipitação pluviométrica (mm), entre 1961 e 1990, em Salvador, Bahia.	22
FIGURA 6. Temperatura (°C) obtida para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	23
FIGURA 7. Salinidade obtida para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	24
FIGURA 8. Diagramas T-S e massas d'água presentes durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS), do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	25
FIGURA 9. Valores de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) obtidos para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	26

FIGURA 10. Valores de pH obtidos para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.....	26
FIGURA 11. Valores de turbidez para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.....	27
FIGURA 12. Valores de concentração de amônia (mg.l^{-1}) para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.....	28
FIGURA 13. Valores de concentração de fósforo total (mg.l^{-1}) para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.....	29
FIGURA 14. Abundância relativa percentual (AR%) das famílias de larvas de peixes características durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	34
FIGURA 15. 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, Baía de Todos os Santos, Bahia.	36
FIGURA 16. 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, Baía de Todos os Santos, Bahia.	37
FIGURA 17. 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, Baía de Todos os Santos, Bahia.	38
FIGURA 18. Número de famílias presentes em cada estação de amostragem durante pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	39

FIGURA 19. Índice de Riqueza de Margalef para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	40
FIGURA 20. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	41
FIGURA 21. Índice de Equitabilidade de Pielou para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	41
FIGURA 22. Valores médios dos Índices de Equitatividade de Pielou, Diversidade de Shannon-Wiener e Riqueza de Margalef, obtidos durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	42
FIGURA 23. Densidade de ovos para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	42
FIGURA 24. Densidade de larvas de peixes para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	43
FIGURA 25. Densidade média total de ovos e larvas de peixes durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	43
FIGURA 26. Densidade média de larvas de peixes das famílias características durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	45
FIGURA 27. Diagrama de Ordenação para a Análise de Redundância relacionando a associação ictioplanctônica, com a estrutura da massa de água, na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	50

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Localização geográfica das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área do Porto de Aratu.	17
TABELA 2 – Precipitação pluviométrica (mm) mensal, dos anos de 2010 e 2012, em Salvador, Bahia.....	23
TABELA 3 – Resultados da ANOVA Fatorial a x b (p) e da ANOVA de Friedman (p)* para o estudo da variabilidade espacial da qualidade da água durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	31
TABELA 4 – 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.	32
TABELA 5 – 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 cada família de larvas de peixes, obtidos durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	33
TABELA 6 – Abundância Relativa e Frequencia de Ocorrência por campanha (Pré-dragagem (PRÉ), Dragagem (DRAGA), Pós-dragagem (PÓS)) para cada família de larvas de peixes, obtidos durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	35
TABELA 7 – Índices estruturais da comunidade ictioplanctônica durante pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.....	37
TABELA 8 – Resultados da ANOVA Fatorial a x b (p), para o estudo da variabilidade espacial da estrutura da comunidade de larvas de peixes durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.	46

TABELA 9 – 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 de larvas de peixes, durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.47

TABELA 10 – Resumo da estatística da Análise de Redundância realizada para a região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.49

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o impacto da atividade de dragagem de aprofundamento do Porto de Aratu sobre a estrutura da comunidade ictioplanctônica. As coletas foram realizadas em 6 estações de amostragem, tanto na maré enchente, quanto na vazante, antes, durante e após a dragagem. O ictioplâncton foi coletado utilizando-se rede cônica, malha 500 μm , em arrastos superficiais e os parâmetros da qualidade da água (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, amônia e fósforo total) também foram determinados. Não foi verificada diferença estatística significativa entre as estações de amostragem para nenhuma variável analisada, indicando que não houve influência da atividade de dragagem na variabilidade espacial da qualidade da água e da comunidade ictioplanctônica. Entretanto, 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 comunidade (densidade de ovos e larvas, riqueza, equitabilidade e diversidade). O período da dragagem apresentou as menores densidades de ovos e larvas, além de menor riqueza e diversidade de táxons, 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 distribuição e abundância do ictioplâncton na área portuária de Aratu, em resposta às características oceanográficas da massa de água e alterações na qualidade, possivelmente associadas à atividade de dragagem.

Palavras chave: larva de peixe, dragagem, impacto, costeiro, tropical

ABSTRACT

This study aims to evaluate the impact of the activity of dredging to deepen the Port of Aratu on ichthyoplanktonic community structure. Samples were collected before, during and after dredging, in 6 sampling stations both during the flood and ebb tides. The ichthyoplankton was collected using a conical net, mesh size 500 μm , in surface hauls and water quality parameters (temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, turbidity, ammonia and total phosphorus) were also measured. A significant difference between the sampling stations was not verified for any variable analyzed, indicating no influence of dredging activity in the spatial variability of water quality and ichthyoplanktonic community. However, significant differences were found for the temporal variability of all parameters of water quality, except turbidity, and structural indices of the community (density of eggs and larvae, richness, evenness and diversity). The period of dredging had the lowest density of eggs and larvae, richness and diversity of taxa 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 ichthyoplankton in the port area of Aratu, in response to oceanographic characteristics of water masses and changes in water quality, possibly associated with the dredging activity.

Keywords: fish larvae, dredging, impact, coastal, tropical

1. INTRODUÇÃO

O transporte marítimo tem um papel preponderante na economia mundial. A crescente demanda de importação e exportação do comércio torna o transporte marítimo essencial para o escoamento de carga, sendo que, mais de 90% do comércio internacional (exportação e importação) é realizado por via marítima (CNT, 2006).

Sendo assim, a acessibilidade aos portos e vias navegáveis é vital para o crescimento econômico das regiões costeiras (Engler *et al.*, 1991) e para atender as necessidades do mercado crescente, faz-se necessário a alguns portos aumentar a profundidade de seus canais de acesso, berços de atracação e bacias de evolução, para permitir que embarcações cada vez maiores, possam trafegar e aproximarem-se das áreas portuárias. É com essa finalidade que são realizadas as atividades de dragagem de aprofundamento.

Por definição, o termo dragagem significa a escavação ou 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 subsequente descarte do material dragado em um determinado local (Patchineelam *et al.*, 2008).

Portanto, a dragagem deve ser considerada como uma necessidade que, se bem conduzida, pode resultar em aspectos positivos para a sociedade (Patchineelam *et al.*, 2008). Entretanto, 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).

Os impactos mais frequentes de dragagem sobre os ecossistemas aquáticos compreendem a captura de organismos pela draga, alterações físicas de habitats bêntônicos e dos padrões de circulação e correntes, aumento na concentração de sólidos em suspensão e turbidez, redução na penetração de luz e ressuspensão de nutrientes, matéria orgânica e substâncias tóxicas presentes no sedimento e alterações na qualidade

da água (Armengol, 1998; 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 e disposição de material dragado sobre as comunidades biológicas, sendo a maioria concentrada em organismos bentônicos (Kenny & Rees, 1994; Kenny & Rees, 1996; Newell *et al.*, 1998; Lewis *et al.*, 2001; Piersma *et al.*, 2001; Newell *et al.*, 2004; Sánchez-Moyano *et al.*, 2004; Witt *et al.*, 2004; Boyd *et al.*, 2005; Robinson *et al.*, 2005; Erfteimeijer & Lewis, 2006; Smith *et al.*, 2006; Szymelfenig *et al.*, 2006).

Estudos envolvendo as comunidades planctônicas também vem sendo desenvolvidos (DeCoursey & Vernberg, 1975; 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; Koenig *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2004). Recentemente, Ferreira *et al.* (2012) e Rocha (2010) avaliaram o impacto da dragagem do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos sobre a comunidade fito e zooplânctônica, respectivamente, sendo constatadas alterações na estrutura destas comunidades, possivelmente relacionadas aos efeitos da dragagem.

O efeito da dragagem em ovos e larvas de peixes tem sido avaliado em diversos experimentos laboratoriais, relacionados, sobretudo ao aumento das concentrações de sedimento em suspensão e turbidez, além de alterações na qualidade da água (Auld &

Schubel, 1978; Morgan *et al.*, 1983; Boehlert & Morgan, 1985; Wilber & Clarke, 2001; Colby & Hoss, 2004; Lutz *et al.*, 2012). Entretanto, estudos que abordam o efeito da dragagem sobre a estrutura das comunidades ictioplanctônicas são escassos (Jiang *et al.*, 2008; Bezerra Jr. *et al.*, 2011) e nenhum foi ainda realizado na Baía de Todos os Santos. Assim, este estudo se torna relevante, uma vez que, em ambientes aquáticos, mudanças na estrutura da comunidade, sobretudo de organismos planctônicos (Margalef, 1983), refletem as alterações sofridas pelo ambiente (Schindler, 1987), permitindo uma avaliação dos efeitos desta atividade na área de estudo.

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, o ictioplâncton é caracterizado pelos ovos e larvas de peixes e tem elevada importância como constituinte das comunidades planctônicas marinhas, uma vez que, a grande maioria das espécies de peixes teleósteos possui ovos e larvas planctônicas e apresentam uma taxa de fecundidade muito elevada (Boltovskoy, 1981).

As regiões costeiras marinhas constituem habitats de alta biodiversidade que são favoráveis para os estágios iniciais da vida dos peixes que as utilizam como áreas de desova e criação (Doyle *et al.*, 1993; Leis, 1993), uma vez que, estes ambientes são caracterizados por uma maior disponibilidade de alimento, baixa abundância de predadores (Frank & Leggett, 1983), além de padrões de circulação que favorecem a retenção dos estágios ictioplanctônicos (Castillo *et al.*, 1991). Entretanto, as atividades de dragagem, frequentemente realizadas nas zonas costeiras, sobretudo em áreas portuárias, causam diversos impactos no ambiente, podendo refletir na estrutura das comunidades ictioplanctônicas.

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 ; Boyd, 1975), entretanto as taxas de capturas parecem ser baixas (Burton *et al.*, 1992), não oferecendo um risco em potencial para as populações. Em estudo com duração de quatro anos no Rio Columbia, Larson & Moehl (1990) observaram que a maioria dos peixes capturados eram demersais, entretanto espécies pelágicas também foram coletadas, tais como anchovas e arenques.

Alterações físicas de habitats bêntonicos em decorrência da remoção, ressuspensão e redeposição de sedimento durante as atividades de dragagem, pode afetar a utilização destas áreas para alimentação e reprodução dos peixes demersais (Daan *et al.*, 1990; Chytalo, 1996), levando a modificações nas comunidades ictioplanctônicas, uma vez que a distribuição de ovos e larvas é primariamente controlado pelo padrão reprodutivo dos peixes adultos (Rakocinski *et al.*, 1996).

A dragagem promove um aumento da profundidade, o que pode permitir a acessibilidade de predadores a certas áreas, antes protegidas, aumentando o risco de predação das larvas e ovos (Blaber, 2000) (Figura 1). Além disso, mudanças na batimetria e topografia podem mudar os padrões de circulação e deslocamento de correntes, que associadas a processos de transporte, variabilidade sazonal, densidade de presas e predadores, e os padrões de reprodutivos dos peixes são identificados como fatores responsáveis para a sobrevivência e distribuição do ictioplâncton (Gray, 1993; Franco-Gordo *et al.*, 2002).

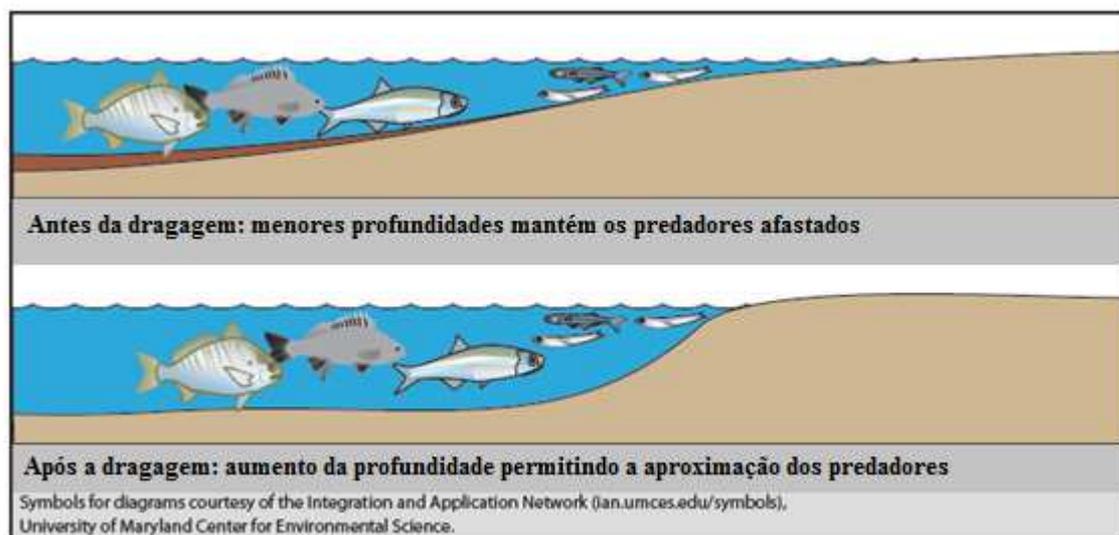


Figura 1. Efeito na relação presa x predador devido ao aumento da profundidade em decorrência da dragagem. Fonte: Center for Coastal Resources Management, 2010

Por outro lado, as atividades de dragagens podem contribuir na dinâmica e circulação de estuários e baías, possibilitando a rápida recolonização e favorecendo o ingresso de novas espécies (Branco, 2009). Branco *et al.* (2009), verificaram que após o

período de instabilidade decorrente da atividade de dragagem realizada no Saco da Fazenda (Itajaí, SC), ocorreu um aumento na riqueza de espécies de peixes, abundância e biomassa, possivelmente influenciado pelo aumento da profundidade e melhoria dos padrões de circulação.

Altas concentrações de sedimentos em suspensão lançados na coluna d'água durante as atividades de dragagem podem afetar os peixes, bem como os ovos e os estágios larvais. Os efeitos prejudiciais estão relacionados principalmente a respiração, alimentação (Wood & Armitage, 1997) e relações predador-presa, podendo alterar as taxas de sobrevivência, crescimento e comportamento dos indivíduos (Newcombe & MacDonald, 1991). Os impactos do sedimento em suspensão variam em função do tempo de exposição (Newcombe & MacDonald, 1991), tamanho e forma das partículas de sedimento (Servizi & Martens, 1987), temperatura (Servizi & Martens, 1991) e conteúdo orgânico no sedimento (McLeavy *et al.*, 1987). Em geral, quanto maior o tempo de exposição, temperatura e conteúdo orgânico e menor a granulometria do sedimento, mais intenso é o impacto.

Os efeitos do sedimento em suspensão nos peixes dependem tanto da espécie, quanto do estágio de vida. Espécies estuarinas de peixes têm demonstrado maior tolerância a turbidez do que as espécies marinhas, bem como as espécies demersais em relação às pelágicas (O'Connor *et al.*, 1976; Bristow *et al.*, 1996). Newcombe & Jensen (1996) reviram mais de 80 publicações sobre os efeitos da turbidez em peixes e destes, mais de 85% estavam concentrados em juvenis ou adultos. Apesar da escassez de dados sobre os efeitos dos sólidos em suspensão em ovos e larvas de peixes marinhos e estuarinos, muitos pesquisadores e revisores concordam que larvas e ovos são mais sensíveis às elevadas concentrações de sólidos em suspensão que os peixes adultos e juvenis (O'Connor *et al.*, 1976, 1977; Sherk, 1972; Stern & Stickle, 1978; Cairns, 1968; Appleby & Scarratt, 1989). Messieh *et al.* (1981) observaram mortalidade em 100% de larvas de *Clupea harengus*, quando expostas a concentrações de 19000 mg/l de sedimentos em suspensão por um período de 48 horas, corroborando a sensibilidade de larvas a estas condições.

Partículas em suspensão ao entrar em contato direto com as brânquias dos peixes podem causar-lhes abrasão e entupimento, diminuindo assim as taxas de trocas gasosas

ou até mesmo levando a morte por asfixia. As brânquias das larvas de peixes são altamente susceptíveis a abrasão física e entupimento (Auld & Schubel, 1978), além disso, as larvas têm uma maior exigência metabólica (necessita mais oxigênio por unidade de peso corporal) e são, portanto, mais propensas à depleção de oxigênio (Appleby & Scarratt, 1989; Isono *et al.*, 1998).

Embora tenha sido demonstrado que as concentrações elevadas de sólidos em suspensão podem interferir na absorção de oxigênio, nas taxas de desenvolvimento e sucesso de eclosão (Kiorboe *et al.*, 1981), a tolerância dos ovos de peixes aos sólidos em suspensão é geralmente elevada e tem sido descrita para várias espécies (Auld & Schubel, 1978; Kiorboe *et al.*, 1981; Morgan *et al.*, 1983; Boehlert & Morgan, 1985; Isono *et al.*, 1998; Partridge & Michael, 2009).

No entanto, ovos de peixe são mais vulneráveis aos efeitos físicos de deposição de sedimentos. Espécies que realizam desova demersal são particularmente suscetíveis ao enterramento dos ovos e a asfixia por sedimentação. Em estudo realizado por Messieh *et al.* (1981) foi detectado aumento na mortalidade de ovos de arenque devido a deposição de sedimento sobre os ovos. Em experimento com ovos de *Morone americana*, as taxas de eclosão não foram significativamente afetadas por camadas de sedimentos com 0,45 milímetros ou menos, porém, camadas de sedimentos entre 0,50 a 1,0 mm de profundidade resultaram em 50% de mortalidade, e sedimentos com camadas de 2,0 milímetros de profundidade resultou em 100% de mortalidade dos ovos (Morgan *et al.*, 1983).

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, uma vez que as larvas de peixes detectam os alimentos visualmente (Blaxter, 1969; Utne-Palm, 2004; Wilber & Clarke, 2001). Boehlert & Morgan 1985 observaram redução nas taxas de alimentação de larvas de *Clupea harengus pallasi*, quando expostas a elevadas concentrações de sedimento em suspensão (2,000 mg/l) durante um dia. A redução da claridade pode também diminuir a percepção do risco de predação, deixando as larvas mais vulneráveis aos predadores (Shaw & Richardson, 2001; Blaxter, 1968). A menor luminosidade na coluna d'água pode ainda atuar como

limitante da produtividade primária (Davies-Colley *et al.*, 1992), afetando toda a teia trófica e a disponibilidade de alimento para o icteoplâncton.

Alguns estudos têm demonstrado ainda que a luz influencia também a taxa de eclosão dos ovos e o metabolismo de larvas de peixe. A ação da enzima da eclosão parece ser controlada pela estimulação de fotorreceptores, logo a redução da luz na água, diminui a taxa de eclosão, comprometendo o sucesso reprodutivo. Além disso, dentro de certos limites, a luz tem efeito tônico direto, sobre a taxa metabólica. A diminuição da luz difusa reduz o metabolismo, com efeitos imediatos no desenvolvimento, crescimento, alimentação e comportamento de embriões e larvas de peixes (MacCrimmon & Kwain, 1969; Hamor & Garside, 1975).

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 fitoplânctônicos, levando o ambiente a um estado de eutrofização. Os processos de eutrofização e de decomposição anaeróbica da matéria orgânica causa aumento da demanda bioquímica de oxigênio, diminuindo o oxigênio disponível e pH, criando temporariamente condições estressantes para muitos organismos aquáticos. Alguns autores, como Salimis *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 icteoplâncton. Além disto, elevadas concentrações de sedimento em suspensão diminuem a penetração de luz na coluna de água devido ao alto grau de turbidez, prejudicando a atividade fotossintética do fitoplâncton, que também é responsável pela manutenção dos níveis de oxigênio no ambiente (Patchineelam *et al.*, 2008). O problema adquire maior gravidade em sistemas aquáticos com baixas taxas de circulação e renovação de água, tais como lagoas costeiras, baías e mares fechados (GESAMP, 1990).

O desenvolvimento de águas com baixos níveis de oxigênio dissolvido pode prejudicar os peixes. Os efeitos sobre a fisiologia dos peixes podem ocasionar mortalidade (Burton *et al.*, 1980; Coutant, 1985); diminuir a taxa de crescimento e a eficiência de predação (Breithrug *et al.*, 1994; Tallqvist *et al.*, 1999); aumentar a taxa de

ventilação afetando a alocação de energia para outras atividades e ocasionando uma redução na sua condição (Pihl *et al.*, 1991) e aumentar o custo metabólico da manutenção do equilíbrio homeostático, reduzindo a disponibilidade de energia para outras funções metabólicas (Petersen & Pihl, 1995).

Alem desses efeitos na fisiologia, o surgimento de áreas com baixa concentração de oxigênio pode influenciar na distribuição, comportamento, taxa de alimentação, competição e vulnerabilidade a predadores (Kramer, 1987; Breithurg, 1992; Rahel & Nutzman, 1994). O surgimento de zonas com hipoxia, mesmo que temporárias, podem impossibilitar o uso de habitat por determinadas espécies de peixes (Howell & Simpson, 1994). Essa migração para fora das áreas com hipoxia, além de colocar em risco a sobrevivência, pode ocasionar um aumento da competição por recursos, nas áreas mais oxigenadas (Petersen & Phil, 1995).

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido pode resultar em vários efeitos negativos diretos nos estágio iniciais da vida dos peixes, incluindo alterações no crescimento de embriões e larvas, atraso ou eclosão prematura dos ovos, maior mortalidade pré e pós-eclosão e a presença de deformidades em larvas (Tomasik *et al.*, 1982 Keckeis *et al.*, 1996; Spence *et al.*, 1996; Merz *et al.*, 2006).

As atividades urbanas e industriais que se desenvolvem no entorno de baías e estuários resultam na introdução de diversos contaminantes no ambiente, que, uma vez no sistema aquático, tendem a permanecer um curto período na coluna d'água, precipitando e se acumulando no sedimento (Maranho, 2008). Sendo assim, regiões portuárias, frequentemente apresentam sedimentos com altamente contaminados com substâncias tóxicas, além de ricos em matéria orgânica e nutrientes. Os principais contaminantes encontrados são metais como cobre, chumbo, mercúrio e zinco, dentre outros, e compostos orgânicos como tributilestanho (TBT), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas (Fowler 1990; Yeager *et al.*, 2010).

A ressuspensão de sedimentos contaminados, em função da atividade de dragagem libera os contaminantes presentes no fundo para a coluna d'água podendo causar efeitos prejudiciais nos organismos ali presentes (Simpson *et al.*, 1998; Birch,

2000), dentre eles os ovos e larvas de peixes, podendo afetar o seu desenvolvimento e sobrevivência (Gray, 1997).

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 (McLusky, 1989; Degtiareva & Elektorowicz, 2001; Machado *et al.*, 2007).

Os efeitos da acumulação desses metais em peixes são consideráveis, podendo provocar alterações hematológicas, no sistema respiratório e cardiovascular, no fígado e funções hepáticas, na regulação osmótica, na fisiologia energética, na atividade enzimática, nas funções do sistema nervoso e no comportamento, na reprodução e no crescimento dos peixes (Heath, 1987). Defeitos no desenvolvimento, como deformidades no maxilar, espinhos e raios de nadadeiras, também estão associadas à presença de metais pesados (Browder *et al.*, 1993).

O principal impacto da presença de metais nas larvas de peixes é a geração de deformidades (Kingsford & Gray, 1996), tais como a redução e a deformação dos olhos, boca e maxilares (Weis & Weis, 1989), interferindo severamente na capacidade de alimentação. Entretanto a maior incidência dos danos devidos à ação de metais deverá ocorrer na notocorda (Blaxter, 1977; Swedmark & Granmo, 1981). Efeitos agudos letais também já foram demonstrados em estudos laboratoriais com larvas de peixes expostas a diferentes concentrações de metais (Weis & Weis, 1982).

Quanto aos hidrocarbonetos, devido à baixa capacidade de excreção, esses poluentes são muito tóxicos e interferem nos índices metabólicos (taxa de consumo de oxigênio) podendo causar stress e morte nos indivíduos. Sabe-se que a exposição de peixes aos hidrocarbonetos do petróleo pode gerar interferências no sistema reprodutor e anormalidades durante o desenvolvimento de embriões e larvas de peixes, levando a más formações, tornando as larvas mais vulneráveis (Middaugh *et al.*, 1998; Carls *et al.*, 1999). Nas primeiras etapas da vida dos peixes, a presença de hidrocarbonetos afeta as trocas gasosas dos organismos, mesmo quando ainda estão dentro dos ovos, interrompendo e/ou dificultando a respiração (CTSA, 2000). Especificamente em

brânquias, dados mostraram que os hidrocarbonetos derivados do petróleo provocam danos estruturais nas lamelas respiratórias das brânquias (Nero *et al.*, 2006)

Apesar dos efeitos negativos citados, existem poucos estudos que documentem os efeitos destes contaminantes na distribuição e abundância de ovos e larvas de peixes em ambientes marinhos (Gray *et al.*, 1992; Mafalda *et al.*, 2008). No norte da Baía de Todos os Santos foi comprovado o efeito desfavorável das atividades petroquímicas sobre a comunidade ictioplanctônica, onde as variáveis ambientais (temperatura, amônia, hidrocarbonetos e clorofila a) explicaram 94.7% da variação da associação de larvas de peixes. As diferenças verificadas na densidade de larvas de peixes, entre a estação com influência de atividade de refino, e a estação controle, refletem os efeitos da atividade petroquímica sobre a associação de larvas de peixes, onde os táxons ocorrem com maior frequência e abundância nas estações com menores valores de amônia, clorofila, óleos e graxas e fenóis (Mafalda Jr. *et al.*, 2008).

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. A toxicidade da amônia é descrita para os peixes (Kubitsa, 1999), mesmo em baixas concentrações (Baldisseroto, 2002), podendo levar a redução da sobrevivência, capacidade reprodutiva e das taxas de crescimento e até mesmo a morte (Urbinati & Carneiro, 2004).

3. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi monitorar a comunidade ictioplanctônica, 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 comunidade 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 e as massas de água presentes na área de estudo.
- 2) Descrever a estrutura da comunidade de larvas de peixes.
- 3) Relacionar a variabilidade espaço-temporal da estrutura da comunidade ictioplanctônica 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 Baía de Todos os Santos (BTS) (Figura 2) é considerada a maior baía navegável do litoral brasileiro e a segunda maior baía costeira do Brasil, possuindo uma área aproximada de 1.100 km² e apresentando 32 km de largura. A BTS está situada na região nordeste do estado da Bahia, entre as coordenadas geográficas 12°35'30"-13°07'30" S e 38°29'00"-38°48'00" W. É caracterizada pela presença de pequenas baías (Iguape, de Aratu e de Itapagipe) e enseadas e mais de 30 ilhas, apresentando aproximadamente 221 km de linha de costa.

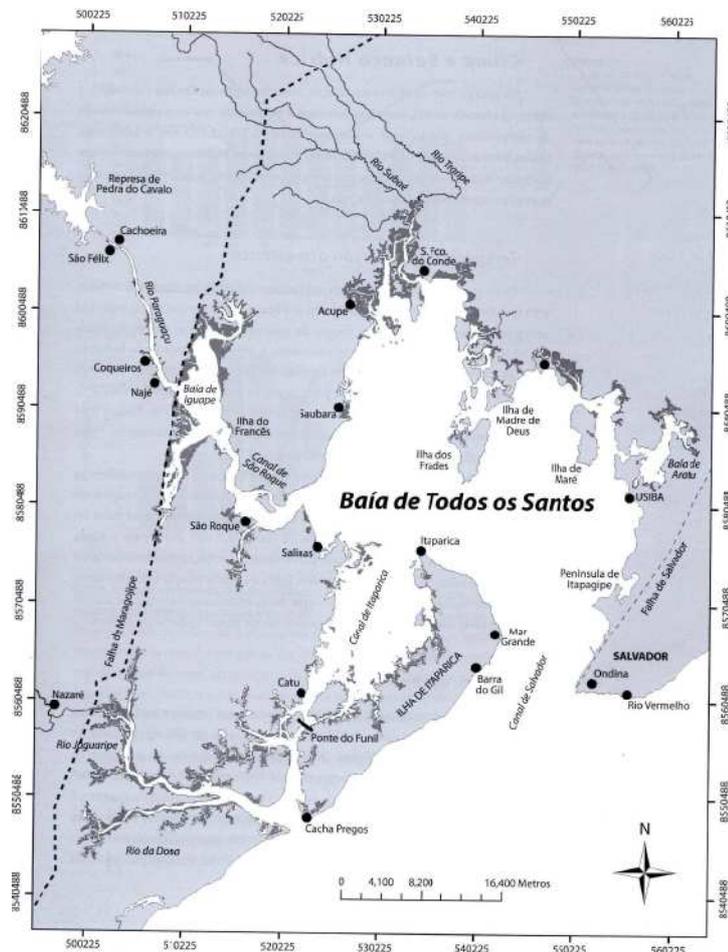


Figura 2. Baía de Todos os Santos e suas feições. Fonte: Hatje & Andrade, 2009

O clima na BTS é tropical-úmido, com médias anuais de temperatura, precipitação e evaporação de 25,2°C, 2.100 e 1.002 mm, respectivamente (INMET, 1992). O padrão de precipitação pluviométrica apresenta um período seco, entre setembro e fevereiro e, um período chuvoso entre março e agosto (Hatje *et al.*, 2009).

O ambiente hidrográfico da BTS abrange três bacias regionais, sendo elas: a Bacia do Recôncavo Norte, onde se destacam o Rio Subaé; a Bacia do Paraguaçu, em sua porção leste, representada pelo próprio Rio Paraguaçu; e a Bacia do Recôncavo Sul, onde deságua o Rio Jaguaripe, cuja foz situa-se próxima à entrada do Canal de Itaparica, com pouca influência sob o regime hidrológico da Baía de Todos os Santos. Nesta bacia de drenagem apenas três rios (Paraguaçu, Jaguaripe e Subaé) compõem 74% da descarga fluvial total (Cirano & Lessa, 2007).

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). As marés no interior da BTS são semi-diurnas com amplitude variando de menos de 2 m no período de quadratura, até cerca de 3 m no período de sizígia.

Na maior parte da baía o fundo é relativamente plano, com profundidades variando entre 2 e 10 m, sendo que as maiores profundidades, por volta de 50 m, estão situadas na região do canal Itaparica - Salvador (Macedo, 1977, DHN 1984 - Carta Náutica 1110). O substrato, na sua grande maioria, em locais mais rasos da BTS, como na baía de Aratu é predominantemente fino (silte e argila), o que facilita a retenção de poluentes nestas áreas. Em outras regiões pode ser composto por biodetritos (50% de fragmentos carbonáticos), originários da fauna, algas calcáreas (*Halimeda*) e Coralinacea (Almeida, 1997; CRA, 2004).

No entorno da BTS estão situados importantes municípios do Estado da Bahia que fazem parte do denominado Recôncavo Baiano, destacando-se, entre eles, a capital Salvador. Por estar localizada próxima a uma metrópole, a BTS vem sofrendo ao longo dos últimos tempos, uma forte ação antrópica, haja vista os diversos usos aos quais tem se destinado, entre os quais se sobressaem a pesca, o turismo, a utilização como via

navegável para o escoamento de produção industrial e comercial, sendo Salvador o maior pólo turístico do Nordeste (Silva *et al.*, 1996).

A BTS apresenta um fluxo de mercadorias de aproximadamente oitenta mil toneladas de carga exportada através dos Portos de Aratu e Salvador, segundo informações prestadas pela Companhia de Docas do Estado da Bahia para o ano de 2010, o que representa grande importância econômica para a região. Como consequência, é constantemente impactada por atividade industrial, que inclui instalações químicas e petroquímicas, bem como uma refinaria de petróleo e atividades portuárias, além da presença de emissários submarinos, que descartam substâncias químicas e esgoto no mar (Cirano & Lessa, 2007; Amado-Filho *et al.*, 2008).

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. Quase a totalidade da área (81 %) da baía possui profundidades inferiores a 5 m. Profundidades maiores que 20 metros ocorrem somente em 3% da baía (Pereira, 2008).

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 (UFBA-NIMA, 1997; 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 3 e 4), tanto na maré enchente (A), quanto na vazante (B), nos meses de fevereiro/2010 (pré-dragagem), setembro/2010 (dragagem) e novembro/2011 (pós-dragagem). As estações de amostragem foram localizadas com o auxílio do GPS (Global Position System), conforme as coordenadas presentes na Tabela 1.

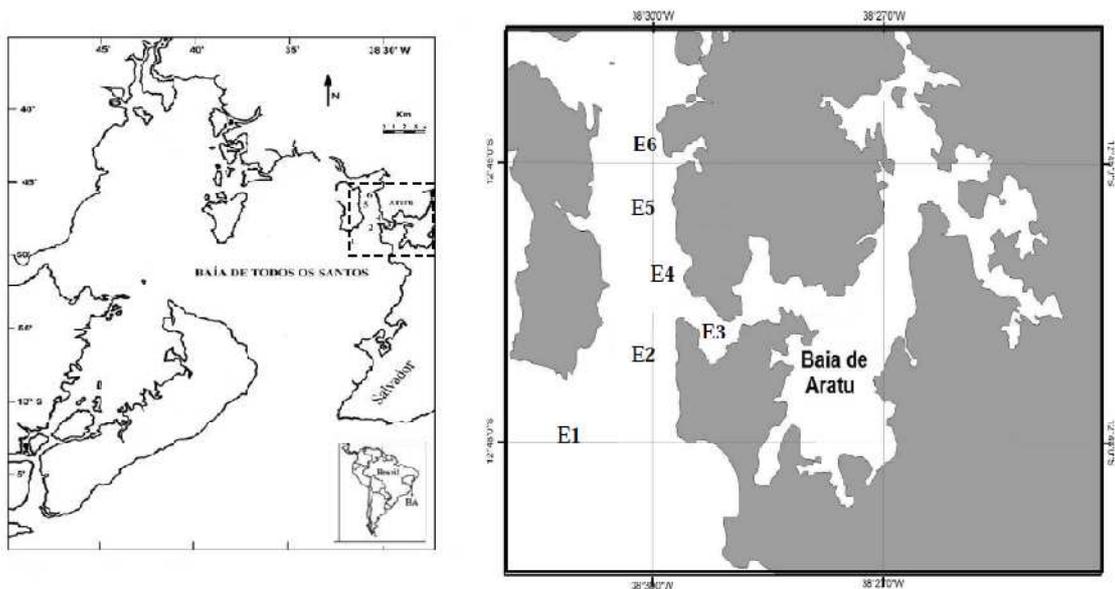


Figura 3. Localização das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu.



Figura 4. Localização das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. A área delimitada em branco representa a área dragada.

Tabela 1. Localização geográfica das estações de amostragem para o estudo do Ictioplâncton na área do Porto de Aratu.

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 ictioplâncton foi utilizada uma rede cônica, com malha de 500 μm , dotada de fluxômetro Hydrobios, 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}).

4.3. Tratamento das amostras

As amostras de ictioplâncton foram submetidas à triagem total de ovos e larvas de peixes em microscópio estereoscópico. A identificação das larvas e juvenis de peixes foi realizada ao menor táxon possível, utilizando as seguintes obras: Fahay (1983), Leis & Remmis (1983), Moser et al. (1984), Olivar & Fortuno (1991) e Richards (2006).

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:

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

4.4.2. Abundância relativa

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

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

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 das famílias características da comunidade ictioplanctônica. 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:

$$Fo = (Ta \times 100) / TA$$

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:

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

Onde:

S = número de táxons presente na amostra

N = número de indivíduos na amostra (abundância)

4.4.5. Diversidade de Shannon

O índice de diversidade específica (H') foi calculado segundo Shannon (1948). Os resultados foram expressos em bits/org, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação (Valentin, 2000), cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias: alta diversidade (> 3 bits/org), média diversidade (3 – 2 bits/org), baixa diversidade (2 - 1 bits/org) e muito baixa diversidade (< 1 bits/orgl).

4.4.6. Equitabilidade de Pielou

A equitabilidade (J) foi calculada segundo Pielou (1977), apresentando valores entre 0 e 1, sendo considerados altos ou eqüitativos os valores superiores a 0,5.

4.4.7. Análise Inferencial

A análise inferencial da variabilidade espacial e temporal das comunidades planctônicas e da qualidade da água a foi realizada mediante o emprego da Análise de Variância (ANOVA) que compara a magnitude das variações de mais de duas amostras, através da decomposição da variância total entre e dentro dos tratamentos (fases da dragagem ou estações de amostragem). A ANOVA possui os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias sendo designada pelo F-teste em homenagem ao seu introdutor R.A.Fisher.

A análise da variabilidade espacial das comunidades planctônicas e da qualidade da água a foi realizada mediante o emprego da ANOVA Fatorial a x b (ZAR, 1984). Os resultados desta Análise de Variância são apresentados sob a forma de 3 F-testes: tratamentos, blocos e interação entre tratamentos e blocos (Ayres *et al.*, 2000). Neste caso os tratamentos foram as seis estações de amostragem, as repetições foram as 3 fases da dragagem (Pré-dragagem, Dragagem e Pós-dragagem,) e os blocos as duas fases da marés (alta e baixa), totalizando 18 elementos amostrais em cada bloco. A variabilidade espacial da turbidez, amônia e fósforo que foram determinadas apenas durante a maré vazante foi testada através da ANOVA de Friedman.

Esta análise procurou verificar a influência da atividade da dragagem sobre a variabilidade espacial do plâncton durante a maré alta e a maré baixa, ou seja, procurou-se determinar se além da variabilidade espacial haveria influência relacionada com a fase da maré e, ainda, a possibilidade de interação entre a variabilidade espacial e a fase da maré.

A análise da variabilidade temporal das comunidades planctônicas e da qualidade da água foi realizada mediante o emprego da ANOVA não paramétrica de

Friedman para dados dependentes (Zar, 1984), cujo resultado é apresentado na forma de 1 F-testes referente aos tratamentos (Ayres *et al.*, 2000). Neste experimento os tratamentos foram as 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. Como foram realizados diversos testes de Friedmann para a mesma amostra, um novo valor de nível de significância foi calculado através da Correção de Bonferroni ($0,05/n$). As análises descritivas e inferenciais foram realizadas através do programa BioEstat 5.3 (Ayres *et al.*, 2000).

4.4.8. Análise multivariada

Sobre as matrizes das famílias característica do ictioplâncton e de variáveis hidrológicas foi aplicado método multidimensional de ordenação (Análise de Redundância), com a finalidade de analisar a variabilidade temporal da estrutura da comunidade ictioplanctônica 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 comunidade de larvas de peixes, 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 5), analisado ao longo de 40 anos, apresenta um período seco, entre setembro e fevereiro e, um período chuvoso entre março e agosto (SEI, 1999), sendo assim, todas as três amostragens (Pré-dragagem (Fevereiro/2010), Dragagem (Setembro/2010) e Pós-dragagem (Novembro/2011)) foram realizadas no período considerado seco.

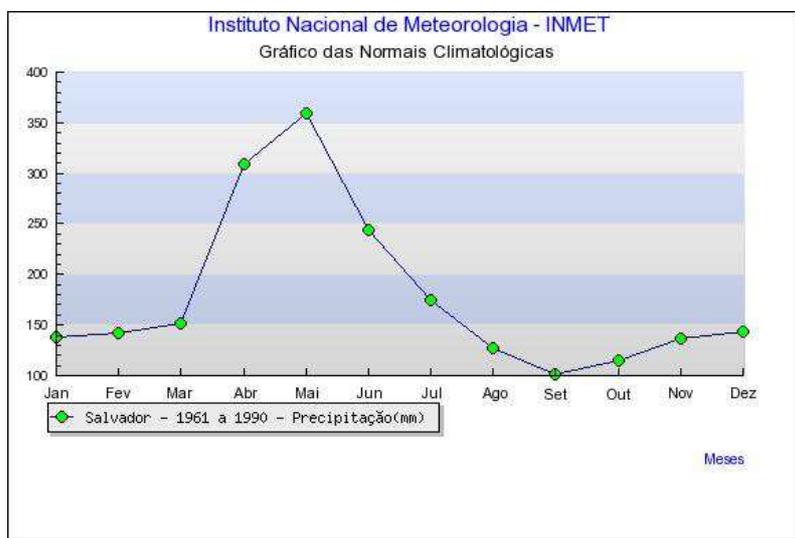


Figura 5. Gráfico das normais climatológicas para a precipitação pluviométrica (mm), entre 1961 e 1990, em Salvador, Bahia. Fonte: INMET, 2012

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 2012, 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. Temperatura

A temperatura se apresentou mais elevada na pré-dragagem, quando variou entre 29,1 e 33,9 °C, com média de 30,5 °C. Na dragagem, as temperaturas foram as mais baixas, variando entre 23,8 e 27,5 °C, com valor médio de 26,2 °C, enquanto na pós-dragagem variaram entre 27,1 e 30,8 °C, com média de 29,2 °C (Figura 6).

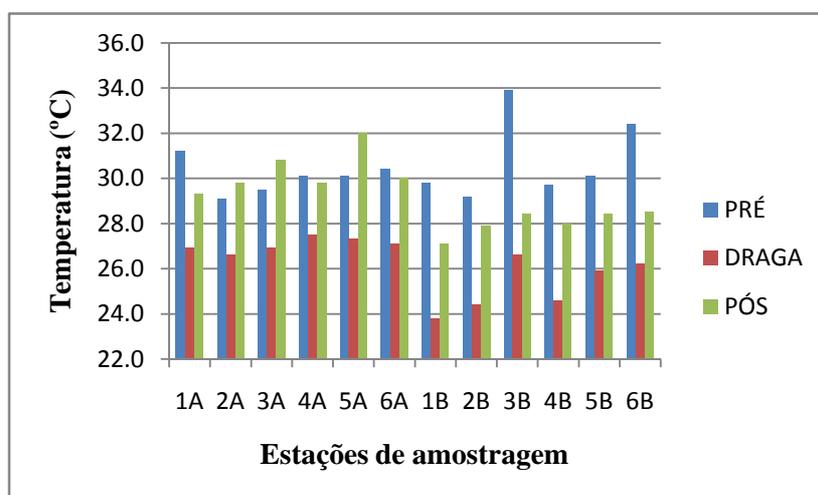


Figura 6 . Temperatura (°C) obtida para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.2. Salinidade

A salinidade também foi mais elevada na pré-dragagem, oscilando entre 35,5 e 38,5, com média de 36,9. Na dragagem, a salinidade oscilou entre 30 e 35,5, com média de 34,4. Na pós-dragagem observou-se a menor amplitude, com valores estando entre 34 e 35 e média de 34,8 (Figura 7).

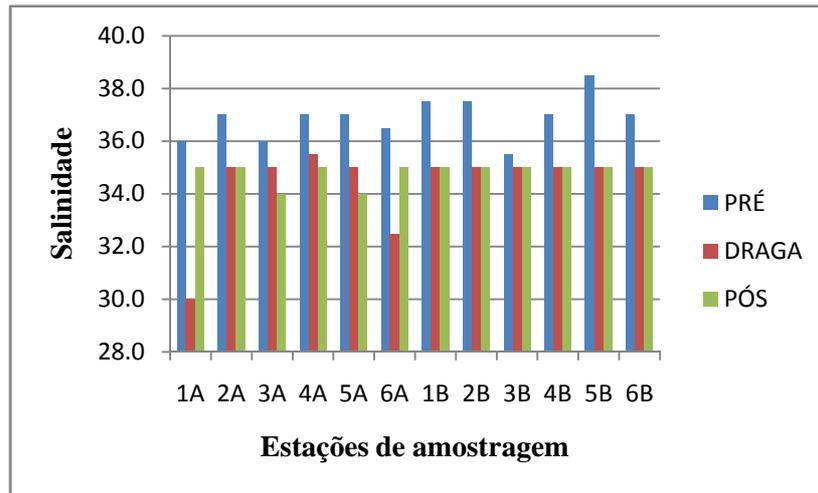


Figura 7. Salinidade obtida para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.3. Diagramas T-S

As massas de água presentes na região adjacente ao Porto de Aratu podem ser visualizadas através dos diagramas T-S (Figura 8). A massa de Água Costeira, com salinidade entre 30 e 36, foi formada durante a Dragagem e a Pós-dragagem. Durante a Pré-dragagem foi registrada a presença da massa de Água Tropical, que segundo Garfield (1990) é caracterizada por temperatura superior a 18 °C e salinidade maior que 36.

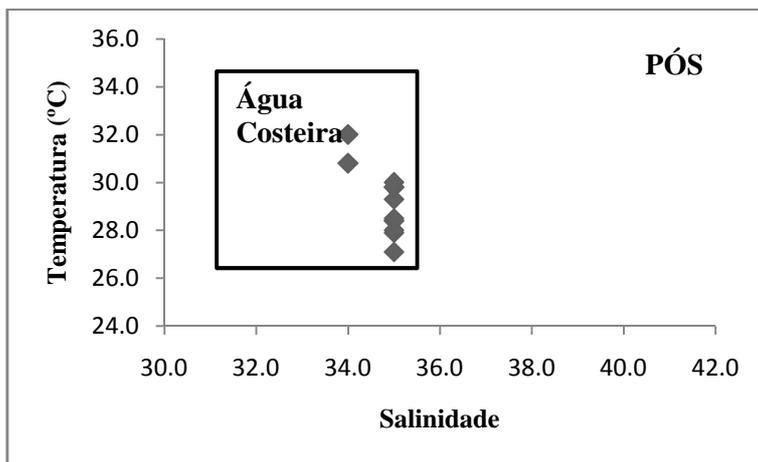
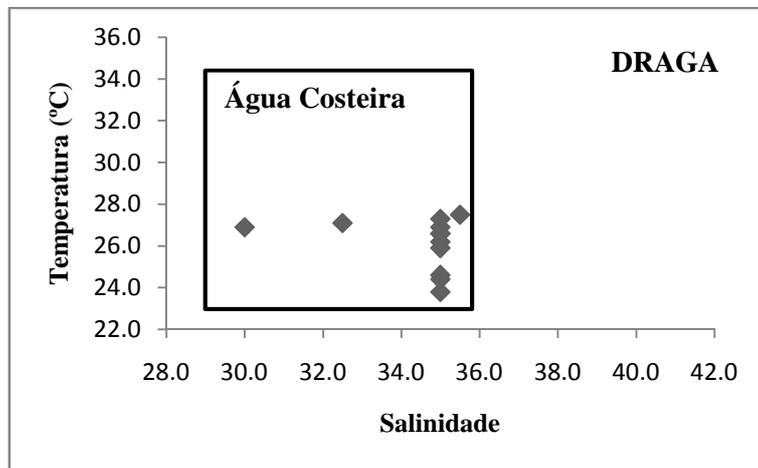
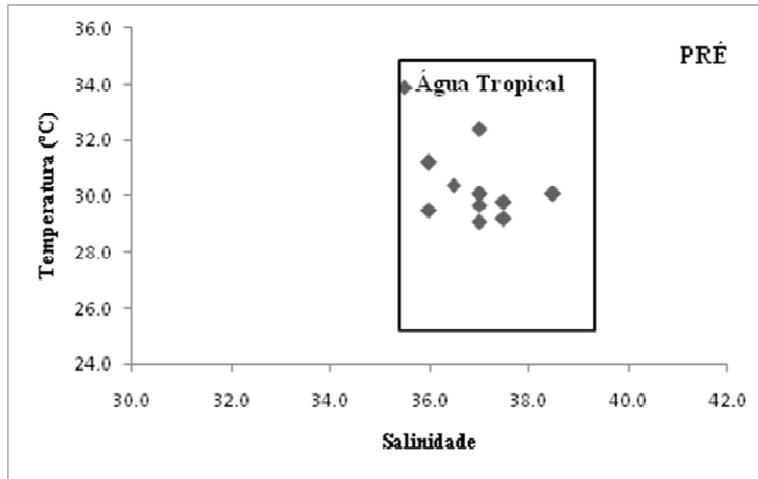


Figura 8. Diagramas T-S e massas d'água presentes durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS), do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.4. Oxigênio dissolvido

A água apresentou-se mais oxigenada na pré-dragagem, quando os valores de oxigênio dissolvido estiveram entre 5,6 e 8,8 mg.l⁻¹, com média de 7,3 mg.l⁻¹. Durante a dragagem e a pós-dragagem os valores foram mais baixos, variando entre 4,4 e 6 mg.l⁻¹, com média de 5 mg.l⁻¹ na dragagem e entre 2,3 e 3,2 mg.l⁻¹, com média de 2,8 mg.l⁻¹ na pós-dragagem (Figura 9).

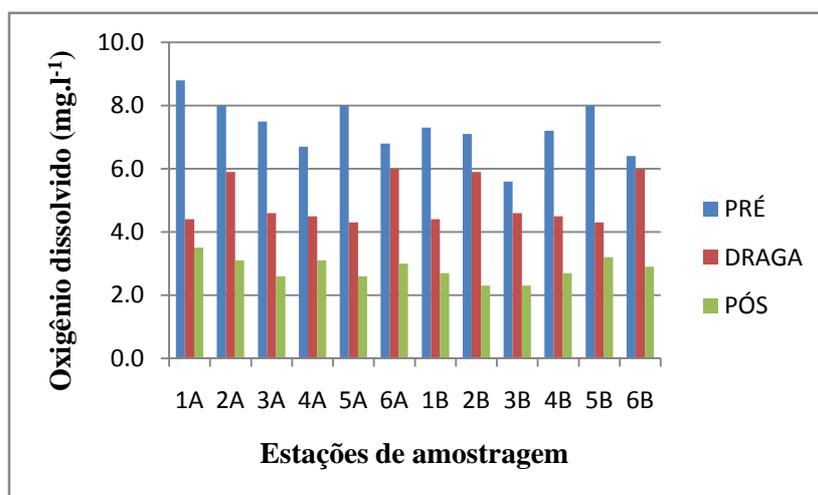


Figura 9. Valores de oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹) obtidos para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.5. pH

O pH da água do mar apresentou-se entre ácido e alcalino, variando entre 5,9 e 9,0 durante o estudo. Durante a pré-dragagem, o pH se apresentou mais elevado, sempre alcalino e variou pouco entre as estações de amostragem, com valores entre 8,9 e 9, e média de 8,9. Durante a dragagem, variou entre 5,9 e 8,2 e o valor médio foi de 7,4, enquanto na pós-dragagem, variou entre 7,2 e 8 e a média foi de 7,7 (Figura 10).

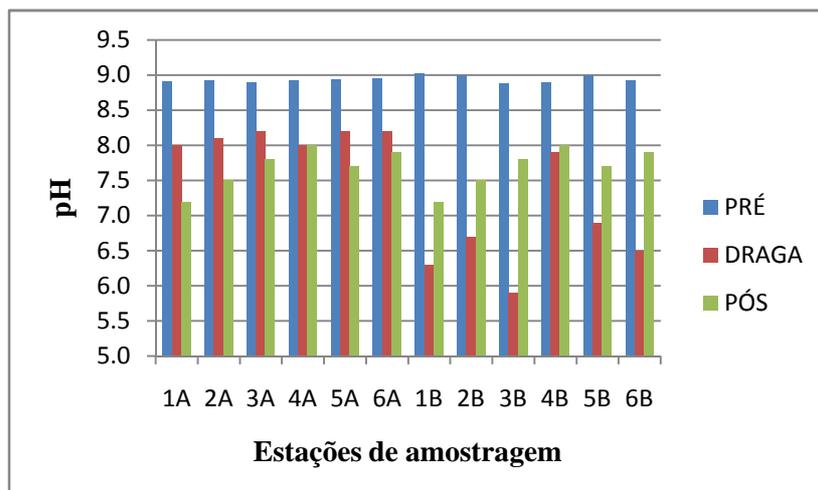


Figura 10. Valores de pH obtidos para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.6. Turbidez

A turbidez apresentou maior amplitude durante a pré-dragagem, variando entre 2 e 11, com média de 6,2. Na dragagem, variou entre 1,8 e 9,4, com média de 5,5 e na pós dragagem obteve-se os valores mais baixos de turbidez, variando entre 1 e 4,3, com média de 3,1 (Figura 11).

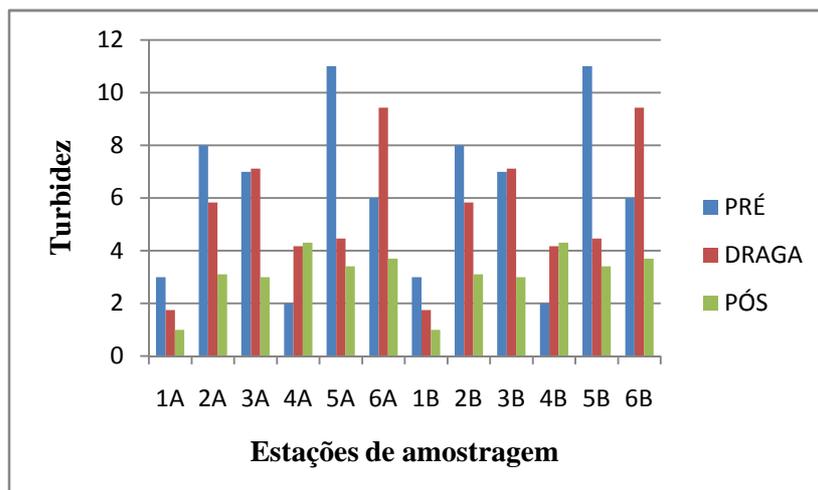


Figura 11. Valores de turbidez para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.7. Amônia

Durante a pré-dragagem, a concentração de amônia não variou espacialmente, sendo a mesma ($0,2 \text{ mg.l}^{-1}$) em todas as estações de amostragem. Na dragagem os valores foram os mais elevados, oscilando entre $0,03$ e $0,61 \text{ mg.l}^{-1}$, com média de $0,23 \text{ mg.l}^{-1}$, enquanto na pós-dragagem os valores foram mais baixos, entre $0,03$ e $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$, com média de $0,075 \text{ mg.l}^{-1}$ (Figura 12).

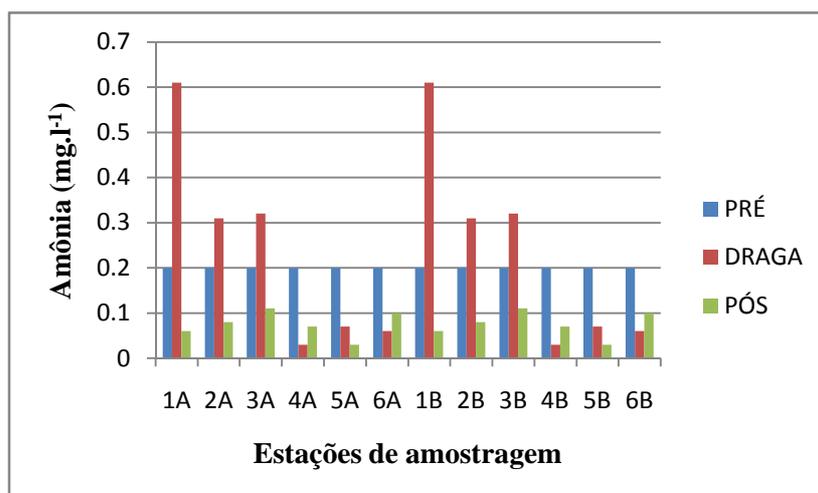


Figura 12. Valores de concentração de amônia (mg.l^{-1}) para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.8. Fósforo total

A concentração de fósforo total apresentou valores mais baixos na pré-dragagem, entre $0,002$ e $0,026 \text{ mg.l}^{-1}$, com valor médio de $0,016 \text{ mg.l}^{-1}$. Durante a dragagem a concentração aumentou, apresentando valores entre $0,004$ e $0,064 \text{ mg.l}^{-1}$, com uma média de $0,045 \text{ mg.l}^{-1}$, quase 3 vezes maior do que a da pré-dragagem. Na pós-dragagem houve uma pequena redução, e as concentrações estiveram entre $0,03$ e $0,049 \text{ mg.l}^{-1}$, com média de $0,039 \text{ mg.l}^{-1}$ (Figura 13).

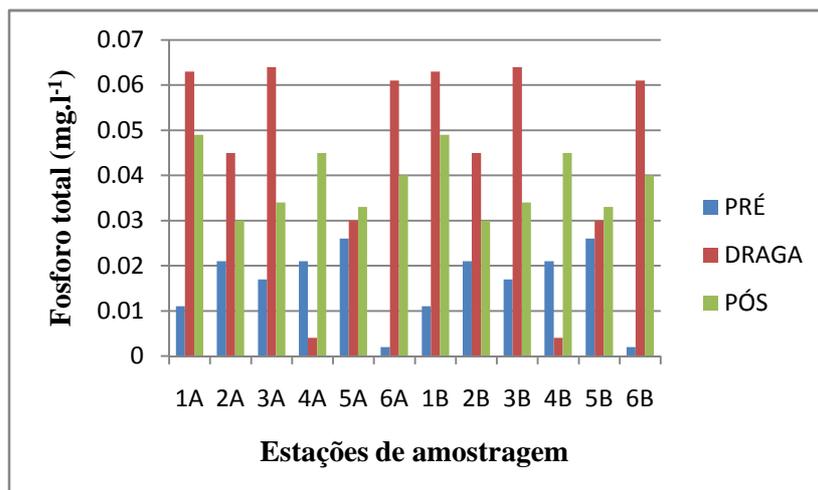


Figura 13. Valores de concentração de fósforo total (mg.l^{-1}) para cada estação de amostragem, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.2.9. Variabilidade espacial da qualidade da água

Não foi encontrada diferença estatística significativa entre as seis estações de amostragem (ANOVA, $p > 0,05$), entre a maré alta e baixa (ANOVA, $p > 0,05$), nem para a interação entre estações e maré (ANOVA, $p > 0,05$), para nenhuma das variáveis físico-químicas analisadas através da ANOVA fatorial a x b (Tabela 3). Os resultados da ANOVA de Friedman (Tabela 3) para turbidez, amônia e fósforo total demonstraram que estas variáveis também não variaram significativamente entre as estações de amostragem. Sendo assim, não foi detectada influência da atividade de dragagem sobre a variabilidade espacial da qualidade da água.

Tabela 3. Resultados da ANOVA Fatorial a x b (p) e da ANOVA de Friedman (p)* para o estudo da variabilidade espacial da qualidade da água durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

	Tratamentos (Estações)	Blocos (Marés)	Interação (E x M)
Temperatura	0,8514	0,1974	0,9173
Salinidade	0,8208	0,2061	0,8355
Oxigênio dissolvido	0,9878	0,6738	0,9972
pH	0,9573	0,1568	0,9891
Turbidez	0,2837*		
Amônia	0,6342*		
Fósforo Total	0,9212*		

5.2.10. Variabilidade temporal da qualidade da água

Foi encontrada diferença estatística significativa ($p < 0,01$), entre as campanhas de amostragem, para todas as variáveis analisadas, com exceção da turbidez ($p > 0,05$) (Tabela 4). Verificou-se que esta diferença ocorreu principalmente em função dos valores mais elevados de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, na pré-dragagem e fósforo total na 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 quase 3 vezes. Também se pode observar que na Pós-dragagem a qualidade da água melhorou devido às menores concentrações de amônia, turbidez, em relação à Pré-dragagem e a Dragagem, mas piorou devido as menores concentrações de oxigênio e pH que foram mais baixos em relação a Pré-dragagem (Tabela 4).

Tabela 4. 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.Ictioplâncton

5.3.1. Composição e Estrutura da comunidade

Ao longo de todo o estudo foram capturadas 261 larvas, pertencentes a sete Ordens (Clupeiformes, Syngnathiformes, Beloniformes, Atheriniformes, Perciformes, Pleuronectiformes e Tetraodontiformes) e 17 famílias. A Tabela 5 apresenta os dados de abundância total, abundância relativa, frequência de ocorrência e o número de larvas capturadas das famílias identificadas em cada amostragem.

Tabela 5. 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 cada família de larvas de peixes, obtidos durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

TÁXONS	PRÉ	DRAGA	POS	AT	AR%	FO%
CLUPEIFORMES						
Engraulidae	21	11	10	42	16	100
ATHERINIFORMES						
Atherinopsidae	1	0	6	7	2,7	66
BELONIFORMES						
Exocoetidae	2	0	1	3	1,1	66
Hemiramphidae	0	0	3	3	1,1	33
SYNGNATHIFORMES						
Syngnathidae	3	0	0	3	1,1	33
PERCIFORMES						
Serranidae	0	0	1	1	0,4	33
Carangidae	38	2	10	50	19	100
Gerreidae	16	0	3	19	7,2	66
Haemulidae	8	1	2	11	4,2	100
Sparidae	4	2	1	6	2,3	100
Pomacentridae	1	0	0	1	0,4	33
Labrisomidae	7	1	27	35	13,3	100
Blenniidae	18	4	47	69	26,2	100
Gobiidae	2	0	0	2	0,8	33
Microdesmidae	0	1	0	1	0,4	33
PLEURONECTIFORMES						
Achiriidae	4	1	1	6	2,3	100
TETRAODONTIFORMES						
Tetraodontidae	0	0	1	1	0,4	33
ABUNDÂNCIA TOTAL	125	23	113	261		

A comunidade de larvas de peixes não apresentou nenhuma família dominante ou abundante, ou seja, com abundância relativa acima de 30%. As 17 famílias de larvas de peixes capturadas se apresentaram entre esporádicas (<5%), raras (5 – 15%) ou pouco abundantes (15 – 30%). O critério “100/número de táxons”, considerou características da área de estudo as 5 famílias que apresentaram abundância relativa percentual superior a 5,9 % durante o estudo, ou seja: Blenniidae, Carangidae, Engraulidae, Gerreidae e Labrisomidae (Tabela 5), que representaram juntas

aproximadamente 81,7% da abundância total. Blennidae foi a família mais abundante, representando 26,2% da abundância total, seguidas por Carangidae e Engraulidae, que representaram 19 e 16%, respectivamente (Figura 14).

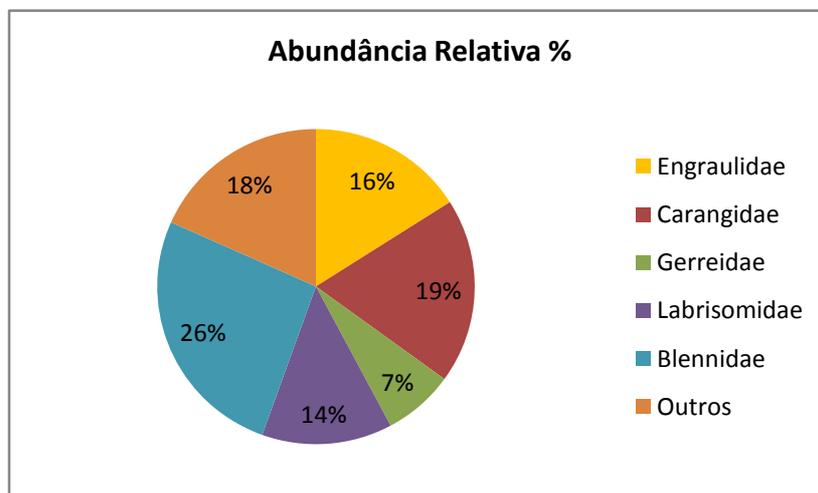


Figura 14. Abundância relativa percentual (AR%) das famílias de larvas de peixes características durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Todas as famílias características estiveram presentes em todas as amostragens, com exceção da família Gerreidae, que assim como Atherinopsidae e Exocoetidae, não foram encontradas apenas durante a dragagem. Achiriidae, Haemulidae, Sparidae também estiveram presentes em todas as amostragens. As demais famílias estiveram presentes em apenas uma das campanhas, sendo que a família Microdesmidae foi a única que ocorreu exclusivamente na dragagem (Tabela 6).

Tabela 6. Abundância Relativa e Frequência de Ocorrência por campanha (Pré-dragagem (PRÉ), Dragagem (DRAGA), Pós-dragagem (PÓS)) para cada família de larvas de peixes, obtidos durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

TÁXONS	Abundância Relativa (%)			Frequência de Ocorrência (%)		
	PRÉ	DRAGA	POS	PRÉ	DRAGA	PÓS
CLUPEIFORMES						
Engraulidae	16,8	47,8	8,8	75	16,7	58,3
ATHERINIFORMES						
Atherinopsidae	0,8	0	5,3	8,3	0	8,3
BELONIFORMES						
Exocoetidae	1,6	0	0,9	25	0	8,3
Hemiramphidae	0	0	2,7	0	0	16,7
SYNGNATHIFORMES						
Syngnathidae	2,4	0	0	16,7	0	0
PERCIFORMES						
Serranidae	0	0	0,9	0	0	8,3
Carangidae	30,4	8,7	8,8	91,6	8,3	50
Gerreidae	12,8	0	2,7	41,7	0	25
Haemulidae	6,4	4,3	1,8	32,3	8,3	16,7
Sparidae	3,2	8,7	0,9	32,3	16,7	8,3
Pomacentridae	0,8	0	0	8,3	0	0
Labrisomidae	5,6	4,3	24,9	41,7	8,3	16,7
Blenniidae	14,4	17,4	41,6	66,6	25	75
Gobiidae	1,6	0	0	16,7	0	0
Microdesmidae	0	4,3	0	0	8,3	0
PLEURONECTIFORMES						
Achiriidae	3,2	4,3	0,9	25	8,3	8,3
TETRAODONTIFORMES						
Tetraodontidae	0	0	0,9	0	0	8,3

Na pré-dragagem, as famílias características Carangidae (30,4%), Engraulidae (16,8%), Blenniidae (14,4%), Gerreidae (12,8%) e Labrisomidae (5,6%) representaram juntas 80% da abundância, enquanto as demais famílias representaram 20%. Durante a dragagem Engraulidae (47,8%), Blenniidae (17,4%), Carangidae (8,7%) e Labrisomidae (4,3%), representaram 78,2% da abundância, enquanto as demais famílias

representaram 21,8%. Foi observada uma dominância da família Engraulidae nesta campanha e de modo geral, uma redução na abundância relativa das demais famílias, inclusive as características. Já na pós-dragagem Blennidae (41,6%), Labrisomidae (24,9%), Engraulidae (8,8%), Carangidae (8,8%) e Gerreidae (2,7%) totalizaram 86,8% da abundância, enquanto as demais famílias apenas 13,2% (Figura 15).

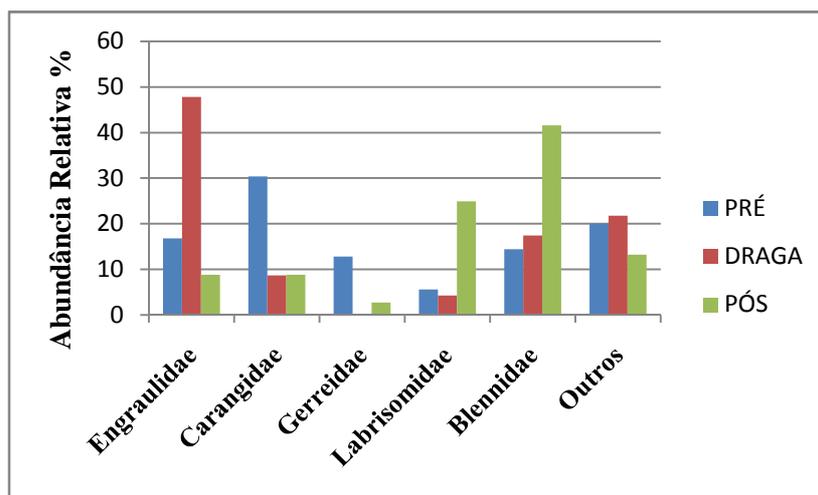


Figura 15. Abundância relativa percentual (AR%) das famílias de larvas de peixes características, durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Na pré-dragagem, Engraulidae (75%) e Carangidae (91,6%) foram consideradas muito freqüentes, enquanto Gerreidae (41,7%), Labrisomidae (41,7%) e Blennidae (66%) foram consideradas freqüentes. Larvas de outras famílias estiveram presentes em 66,6% das estações de amostragem. Durante a dragagem, Engraulidae (16,7%) e Blennidae (25%) foram pouco freqüentes, Carangidae (8,3%) e Labrisomidae (8,3%) foram esporádicas, Gerreidae esteve ausente e larvas de outras famílias estiveram presentes em apenas 16,7% das estações. Na pós-dragagem, apenas a família Blennidae (75%) foi considerada muito freqüente, Engraulidae (58,3%) e Carangidae (50%) foram consideradas freqüentes e Gerreidae (25%) e Labrisomidae (16,7%) foram pouco freqüentes. Outras famílias ocorreram em metade das estações (Figura 16). Sendo assim, o período da dragagem apresentou acentuado decréscimo na freqüência de ocorrência de todas as famílias, com a relação à pré-dragagem, enquanto na pós-dragagem os valores voltaram a ser mais elevados.

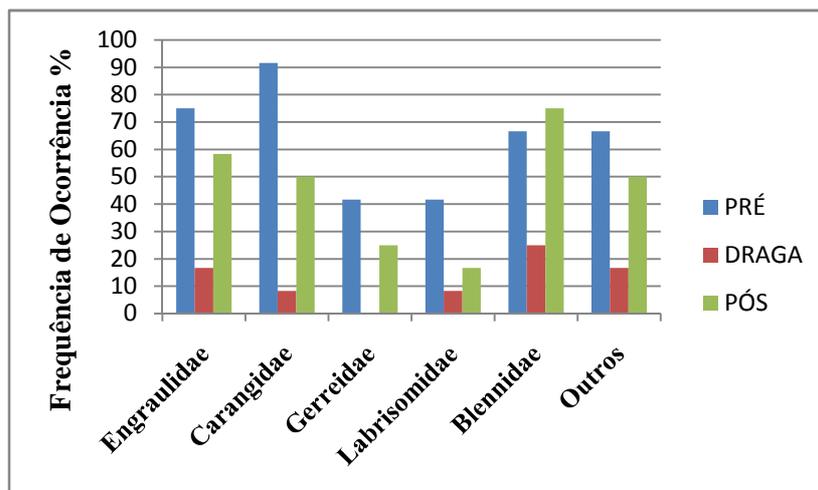


Figura 16. Frequência de ocorrência percentual (FO%), das famílias de larvas de peixes características durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

TABELA 7 – Índices estruturais da comunidade ictioplanctônica durante pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

	PRÉ	DRAGA	PÓS
Número total de larvas	125	23	113
Abundância total relativa (%)	48	9	43
Número total de famílias	13	8	13
Média do Número de famílias	4,9	0,9	3,1
Média da Riqueza de Margalef	3,9	0,7	2,1
Média I.D. de Shannon-Wiener	0,6	0,1	0,3
Média Equitatividade de Pielou	0,8	0,1	0,5
Famílias Demersais (%)	62	75	62
Famílias Pelágicas (%)	38	25	38
Densidade média de ovos	133,2	18,9	504,4
Densidade média de larvas	14,4	3,9	14,9
Densidade média de Blennidae	1,3	0,5	7,1
Densidade média de Carangidae	2,8	0,2	1,5
Densidade média de Engraulidae	1,3	2,2	1,3
Densidade média de Gerreidae	1	0	0,4
Densidade média de Labrisomidae	0,5	0,2	2,4

Na pré-dragagem foram capturadas 125 larvas, representando 48 % do total, enquanto na dragagem, ocorreu uma grande redução e apenas 23 larvas (9%) foram encontradas. Na campanha de pós-dragagem a abundância voltou a aumentar e 113 (43%) larvas foram capturadas (Tabela 7).

Em todas as campanhas de amostragem a maioria das famílias identificadas foram originárias de peixes adultos que possuem hábitos demersais, tais como: Syngnathidae (*Hippocampus* sp), Gerreidae, Haemulidae, Sparidae, Pomacentridae, Labrisomidae, Blenniidae, Gobiidae, Microdesmidae, Achiriidae e Tetraodontidae, enquanto as famílias pelágicas (Engraulidae, Syngnathidae (*Syngnathus* sp), Exocoetidae, Hemiramphidae, Atherinopsidae e Carangidae) estiveram presentes em menor número. Tanto na pré-dragagem, quanto na pós-dragagem, 62% das famílias presentes foram demersais e 38% pelágicas, enquanto na dragagem, as famílias demersais representaram 75% e as pelágicas 25%, demonstrando que durante a dragagem a proporção de famílias demersais em relação as pelágicas foi ainda maior (Figura 17). Dentre as famílias características também se observou uma dominância das demersais, que foram representadas por Gerreidae, Blenniidae e Labrisomidae, enquanto Engraulidae e Carangidae foram os representantes pelágicos.

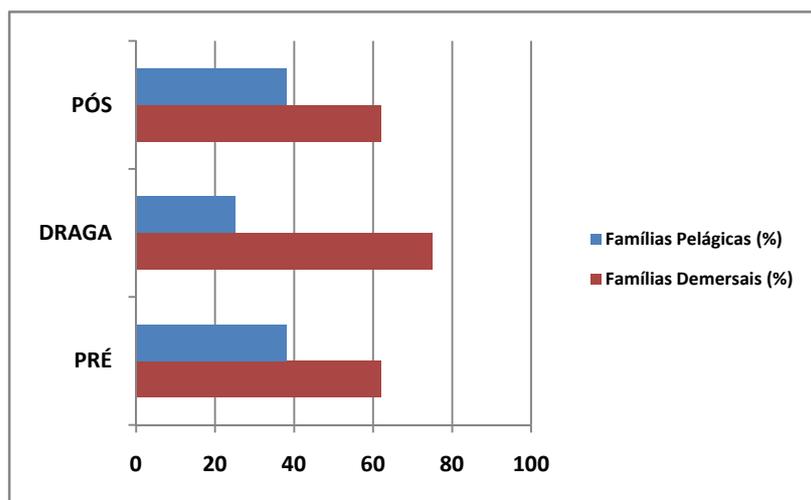


Figura 17. Abundância relativa percentual de famílias de origem demersal e de origem pelágica durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Dentre as 17 famílias identificadas, 13 estiveram presentes na Pré-dragagem, 8 na Dragagem e 13 na Pós-dragagem (Tabela 7). Ou seja, a Pré-dragagem e a Pós-dragagem apresentaram maior riqueza de larvas de peixe, ambas com 76,7 % das famílias identificadas presentes, enquanto que a Dragagem constitui o período de menor riqueza, com apenas 47,2 % dos táxons presentes. O número de famílias por estação de

amostragem variou entre 0 e 8 na Pré-Dragagem, entre 0 e 5 na Dragagem e entre 0 e 9 na Pós-Dragagem, com valores médios de 4,9, 0,9 e 3,1 respectivamente (Figura 18).

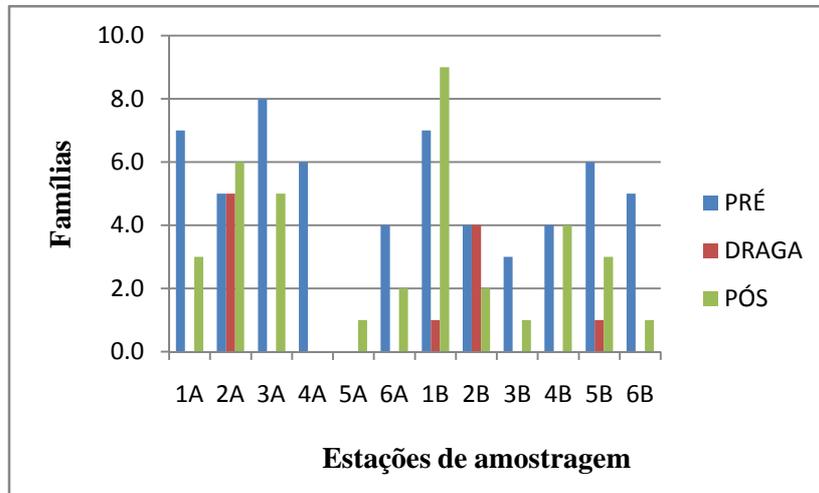


Figura 18. Número de famílias presentes em cada estação de amostragem durante pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

O índice de Riqueza de Margalef também apresentou valores mais elevados na Pré-dragagem, variando entre 0 e 7,1 com valor médio de 3,9, e valores mais baixos na Dragagem, entre 0 e 5 com média de 0,7, voltando a aumentar durante a Pós-dragagem, quando oscilou entre 0 e 4,8 com média de 2,1 (Figura 19), indicando uma redução na riqueza durante a atividade de dragagem e posterior recuperação.

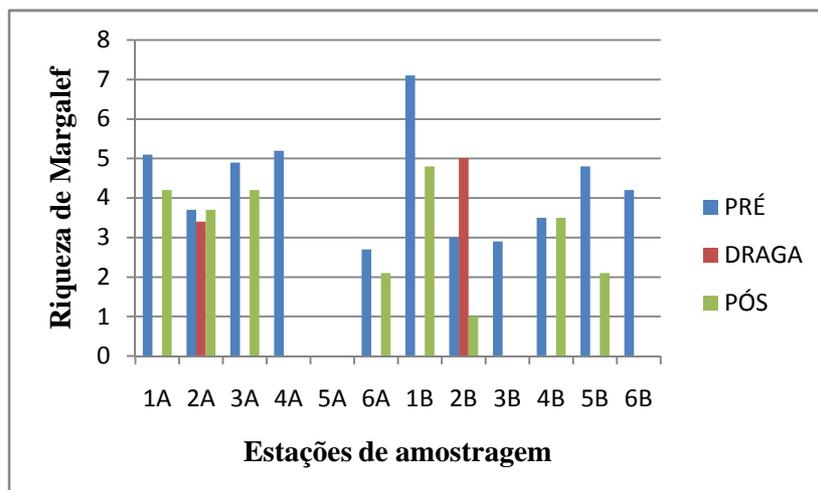


Figura 19. Índice de Riqueza de Margalef para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

O maior valor médio do índice de diversidade específica de Shannon-Wiener (H') foi registrado durante a Pré-dragagem (0,6 bits/org), com o índice variando entre 0 e 0,8 bits/org nas estações de amostragem, enquanto que o menor valor médio foi obtido na Dragagem (0,1 bits/org), e os valores estiveram entre 0 e 0,6 bits/org. Na pós-dragagem, valores entre 0 e 0,7 bits/org foram encontrados e a média foi de 0,3 bits/org (Figura 20). Contudo, segundo a escala de Shannon (1948), durante todo o estudo a diversidade foi considerada muito baixa (<1 bits/org).

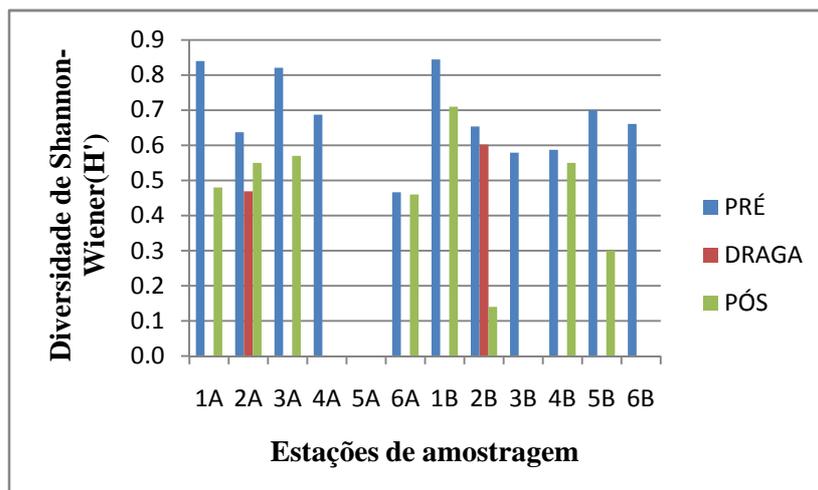


Figura 20. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

A equitabilidade se apresentou elevada apenas na Pré-dragagem, quando o valor médio foi de 0,8. Menor médio ocorreu na Dragagem (0,1), em função da elevada dominância da família Engraulidae, que representou 47,8% das larvas presentes. A Pós-dragagem (0,5) apresentou valor intermediário, porém, mais elevado que durante a dragagem (Figura 22). Em todas as três campanhas valores entre 0 e 1 foram obtidos nas estações de amostragem (Figura 21).

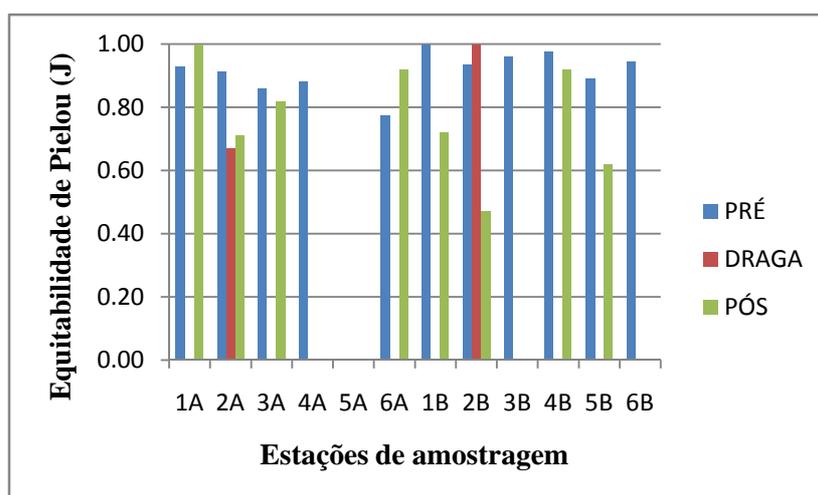


Figura 21. Índice de Equitabilidade de Pielou para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

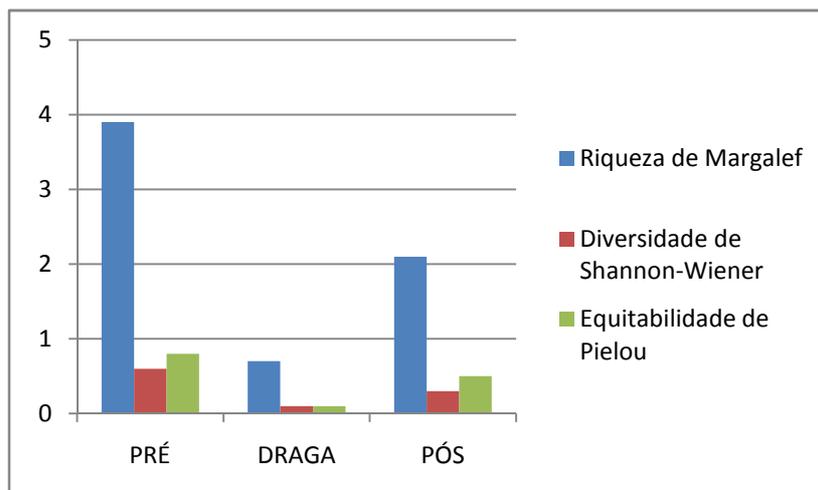


Figura 22. Valores médios dos Índices de Equitabilidade de Pielou, Diversidade de Shannon-Wiener e Riqueza de Margalef, obtidos durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

A densidade de ovos por estação de amostragem variou entre 18 e 602 ovos.100m⁻³ na Pré-Dragagem, entre 0 e 123 ovos.100m⁻³ na Dragagem e entre 10 e 2245 ovos.100m⁻³ na Pós-Dragagem (Figura 23), com valores médios de 133,2, 18,9 e 504,4 ovos.100m⁻³ (Figura 25), respectivamente, indicando que no período da dragagem a densidade de ovos foi a mais baixa.

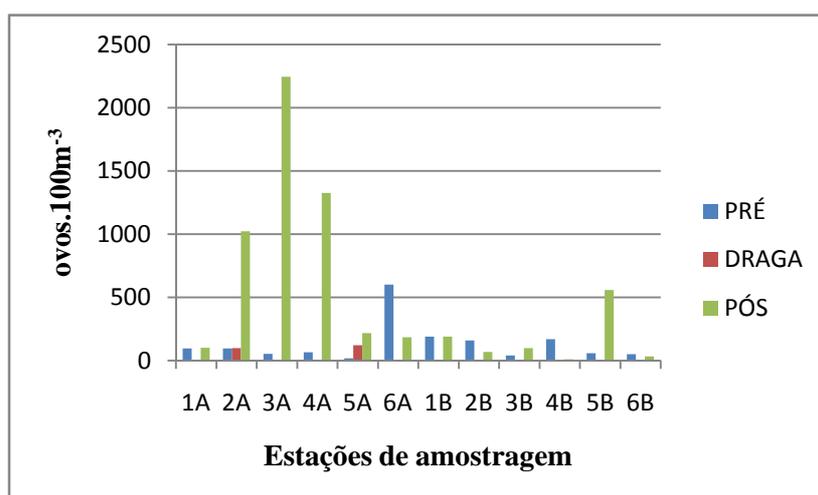


Figura 23. Densidade de ovos para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Já a densidade de larvas variou entre 0 e 59 larvas.100m⁻³ na Pré-Dragagem, entre 0 e 37 larvas.100m⁻³ na Dragagem e entre 0 e 65 larvas.100m⁻³ na Pós-Dragagem (Figura 24), com valores médios de 14,4, 3,9 e 14,9 larvas.100m⁻³ (Figura 25), respectivamente, também apresentando a menor densidade média durante a dragagem, e com valores semelhantes na pré e pós-dragagens.

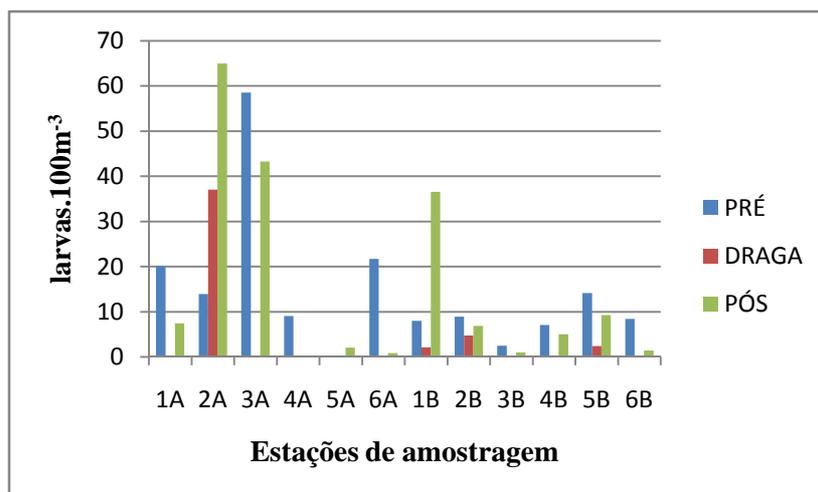


Figura 24. Densidade de larvas de peixes para cada estação de amostragem durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

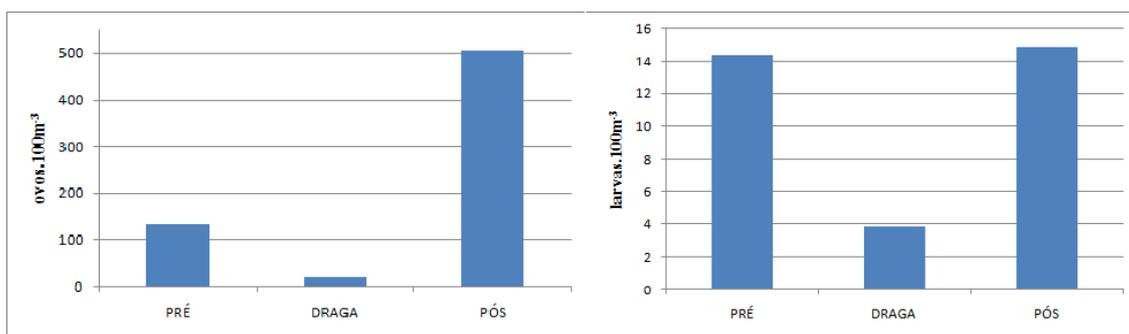


Figura 25. Densidade média total de ovos e larvas de peixes durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

Assim como para a densidade média de larvas total, a densidade média das famílias características também foi mais baixa durante a dragagem, com exceção da família Engraulidae, que apresentou a sua maior densidade média durante a dragagem (2,2 larvas.100m⁻³) e valor mais baixo na pré-dragagem e pós-dragagem, de 1,3 larvas.100m⁻³ em ambas. Carangidae, Blennidae e Labrisomidae apresentaram densidades de 0,2, 0,5 e 0,2 larvas.100m⁻³ durante a dragagem, enquanto Gerreidae esteve ausente (Figura 26).

Carangidae e Gerreidae apresentaram maiores densidade na pré-dragagem, de 2,8 e 1 larvas.100m⁻³, respectivamente, enquanto na pós-dragagem as densidades foram de 0,4 larvas.100m⁻³ para Gerreidae e 1,5 larvas.100m⁻³ para Carangidae. Já as famílias Blennidae (7,1 larvas.100m⁻³) e Labrisomidae (2,4 larvas.100m⁻³) apresentaram maior densidade na pós-dragagem (Figura 26).

A densidade média de larvas das demais famílias (que não foram consideradas características) somadas, também foi mais baixa durante a dragagem (0,8 larvas.100m⁻³). A pré-dragagem apresentou o valor mais elevado, de 7,5 larvas.100m⁻³, enquanto na pós-dragagem foi de 2,2 larvas.100m⁻³. A pré-dragagem foi a única campanha na qual a densidade das demais famílias (7,5 larvas.100m⁻³) superou a das famílias características (6,9 larvas.100m⁻³) (Figura 26).

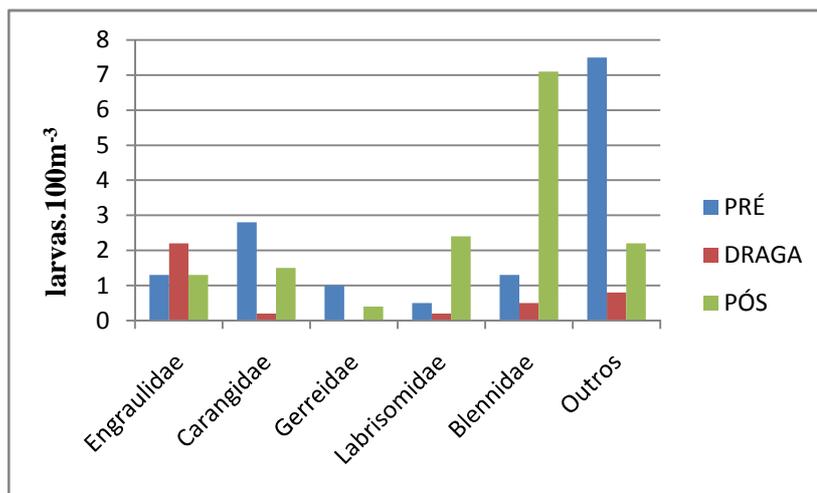


Figura 26. Densidade média de larvas de peixes das famílias características durante a pré-dragagem (PRÉ), dragagem (DRAGA) e pós-dragagem (PÓS) do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

5.3.2. Variabilidade espacial do ictioplâncton

Não foi encontrada diferença estatística significativa entre as seis estações de amostragem (ANOVA, $p > 0,05$), entre a maré alta e baixa (ANOVA, $p > 0,05$), nem para a interação entre estações e maré (ANOVA, $p > 0,05$), para nenhuma dos parâmetros estruturais da comunidade ictioplanctônica investigados (Tabela 8).

Tabela 8. Resultados da ANOVA Fatorial a x b (p), para o estudo da variabilidade espacial da estrutura da comunidade de larvas de peixes durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

	Tratamentos (Estações)	Blocos (Maré)	Interação (E x M)
Número de Famílias	0,4051	0,7315	0,7776
Índice Riqueza de Margalef	0,4027	0,7500	0,9072
Equitatividade de Pielou	0,5234	0,7781	0,8995
I.D. de Shannon-Wiener	0,5270	0,6235	0,9134
Densidade de Ovos	0,8913	0,1593	0,5796
Densidade de Larvas	0,2502	0,9242	0,3275
Densidade de Carangidae	0,7270	0,9727	0,9070
Densidade de Engraulidae	0,2657	0,2972	0,3462
Densidade de Blenniidae	0,3372	0,6222	0,5076
Densidade de Labrisomidae	0,3434	0,8493	0,1820
Densidade de Gerreidae	0,2352	0,0558	0,3505

5.3.3. Variabilidade temporal do ictioplâncton

A análise inferencial da variabilidade temporal do ictioplâncton 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 2), envolvendo 36 elementos amostrais obtidos nas marés enchente e vazante, que foram analisados conjuntamente uma vez que não foi verificada diferença significativa entre as marés. Como foram realizados 6 testes de Friedmann para a mesma amostra, um novo valor de nível de significância foi calculado através da Correção de Bonferroni ($0,05/6$), resultado em um $\alpha < 0,008$ (Tabela 9).

Foi encontrada diferença estatística significativa ($p < 0,008$), entre os três momentos da dragagem, para todas as variáveis estruturais da comunidade

ictioplanctônica investigada (Tabela 9), com exceção do Índice de Riqueza de Margalef ($p > 0,008$). Verificou-se que esta diferença ocorreu principalmente em função dos valores mais elevados encontrados na Pré-dragagem em relação à Dragagem (Teste de Dunn, $p < 0,05$). Também foi encontrada diferença estatística significativa (Teste de Dunn, $p < 0,05$), entre a Pré-dragagem e a Pós-dragagem para a equitabilidade e a diversidade, e entre a Dragagem e a Pós-dragagem para a densidade média de ovos (Tabela 9).

Estes resultados indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre a variabilidade temporal da riqueza, equitatividade, diversidade e densidade, em função do empobrecimento da comunidade ictioplanctônica durante a dragagem. Também se pode observar que na Pós-dragagem o ictioplâncton se recuperou em termos de riqueza e densidade de ovos e larvas, mas não em relação à repartição de abundância (equitabilidade) e a diversidade de larvas de peixes (Tabela 9).

Tabela 9. 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 de larvas de peixes, durante o estudo na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. (1, Pré-dragagem; 2, Dragagem; 3, Pós-dragagem).

	ANOVA	1x2	1x3	2x3
Número de Famílias	0,0085	<0,05	-	-
Riqueza de Margalef	0,0296	<0,05	-	-
Equitabilidade de Pielou	0,0066	<0,05	-	-
Diversidade de Shannon-Wiener	0,0002	<0,05	<0,05	-
Densidade de ovos	0,0003	<0,05	-	<0,05
Densidade de larvas	0,0031	<0,05	-	<0,05
Densidade de Blennidae	0,0109	-	-	<0,05
Densidade de Carangidae	0,0221	<0,05	-	-
Densidade de Engraulidae	0,1929	-	-	-
Densidade de Gerreidae	0,2185	-	-	-
Densidade de Labrisomidae	0,5940	-	-	-

5.4. Análise Multivariada

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 (1,750) optou-se pela Análise de Redundância (RDA) para verificar através do diagrama de ordenação o principal padrão de variação na composição da comunidade de larvas de peixes, em função das variáveis oceanográficas (Ter Braak, 1986). Esta análise DCC foi considerada estatisticamente significativa, uma vez que o teste de Monte-Carlo apresentou $p=0,03$ para o primeiro eixo e $p=0,04$ para a soma de todos os eixos canônicos.

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 27) foi elaborado com os dois primeiros eixos canônicos da Análise de Redundância (AR) porque eles explicaram 82,6% da variação percentual acumulada da relação entre o ictioplâncton e a qualidade da água (Tabela 10). A soma dos autovalores canônicos representou 20,3% da inércia total, quando o ideal é maior que 20% (Tabela 10). Ou seja, nesta AR, cerca de 20,3 % da variabilidade na composição do ictioplâncton foi explicado pelo gradiente ambiental oceanográfico.

Tabela 10. Resumo da estatística da Análise de Redundância realizada para a região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia.

	Eixos			
	1	2	3	4
Autovalores	0.124	0.043	0.025	0.009
Correlações espécie-ambiente	0.577	0.505	0.377	0.231
Variância Percentual Acumulada				
nos dados de espécies	12.4	16.7	19.3	20.2
na relação espécie-ambiente	61.4	82.6	95.1	99.8
Soma de todos os Autovalores	1			
Soma dos autovalores Canônicos	0.203			

Neste diagrama de ordenação (Figura 27), 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 comunidade ictioplanctônica. As estações de amostragem da pré-dragagem apresentaram maiores valores de temperatura, salinidade, oxigênio e pH e estiveram associadas as maiores densidades de Carangidae, Gerreidae e Engraulidae. As estações de amostragem da dragagem estiveram relacionadas às maiores turbidez e concentrações de amônia e fósforo total e baixas densidade e riqueza de larvas. Por fim, as estações de amostragem da pós-dragagem estiveram associadas a elevadas densidades de larvas das famílias Blennidae e Labrisomidae. As variáveis hidrológicas que mais influenciaram na compreensão da variabilidade temporal verificada na composição da comunidade ictioplanctônica foram: temperatura, salinidade, oxigênio e fósforo total.

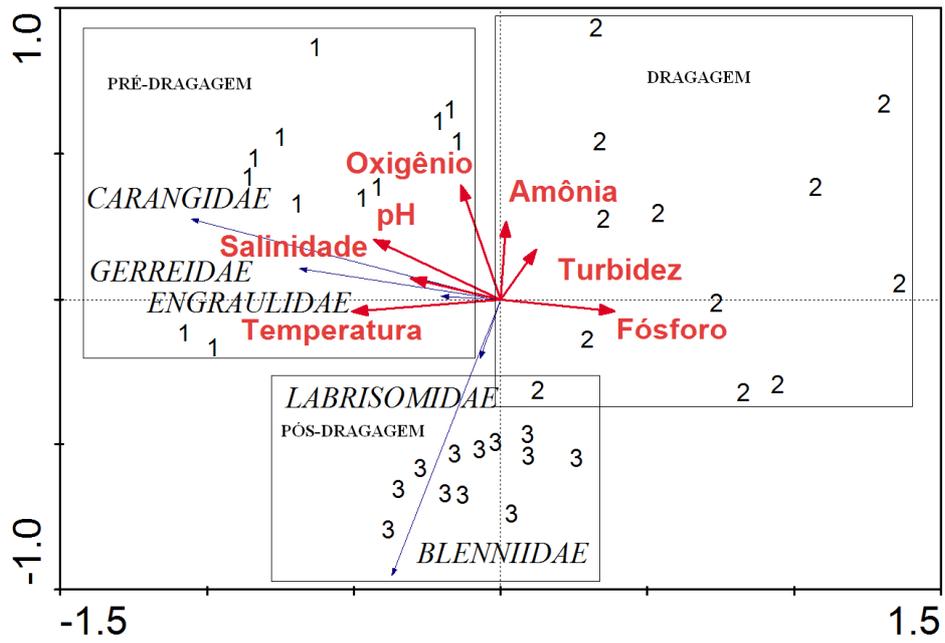


Figura 27. Diagrama de Ordenação para a Análise de Redundância relacionando a associação ictioplanctônica, com a estrutura da massa de água, na região adjacente ao Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. (1, Estações da pré-dragagem; 2, estações da dragagem; 3, estações da pós-dragagem)

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, analisado ao longo de 40 anos, apresentou dois períodos distintos: um período seco, entre setembro e fevereiro, e um período chuvoso, entre março e agosto (SEI, 1999). Este é o mesmo padrão verificado no norte da Baía de Todos os Santos (Mafalda Jr. *et al.*, 2003) e no litoral norte da Bahia (Mafalda Jr. *et al.*, 2004a), que se apresenta como um padrão geral das chuvas da região nordeste, onde a época de maior pluviometria envolve o inverno e o outono e a época de menor pluviometria situa-se entre a primavera e o verão (Tubelis, 1984). Todas as campanhas de amostragem foram portanto, realizadas no período considerado 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 comunidade ictioplancônica. 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, é formada em função da elevada pluviosidade e consequente aumento da vazão estuarina (Mafalda *et al.* 2004a), esteve presente na dragagem e na pós-dragagem, quando os índices de precipitação pluviométrica foram elevados.

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.*, 2004a). Os

valores mais altos de temperatura na BTS são nos meses de janeiro, fevereiro e março, em torno de 30°C (Cirano & Lessa, 2007, Lessa *et al.*, 2009).

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), como verificado no litoral norte da Bahia (Mafalda Jr. *et al.*, 2004a). 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) (CRA, 2004). 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. Os efeitos tóxicos crônicos de elevadas concentrações de amônia em organismos aquáticos como peixes, pode acarretar em redução da capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência larval), alterações no desenvolvimento e crescimento, dentre outros (Environmental Canada, 2000).

A turbidez apresentou valores baixos durante todo o estudo (Hecht & Van der Lingen, 1992) e foi o único parâmetro que não variou significativamente entre as amostragens. Apesar de um aumento ser esperado durante a dragagem, este não foi verificado, possivelmente, em função de este parâmetro ter sido medido na superfície, a certa distância da draga e possivelmente em momentos onde não havia overflow.

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 (Hayes 1986, Herbich & Brahme 1991, Collins 1995), principalmente em ambientes como baías, com circulação limitada. Além disso, na maioria dos casos os sedimentos redepositam rapidamente no fundo (Hitchcock *et al.*, 1999).

As dragas hidráulicas ao aspirarem o sedimento, trazem junto uma grande quantidade de água. Conforme os tanques das barcaças e de dragas auto-transportadoras vão se enchendo, é necessário eliminar esta água excedente fazendo-a transbordar para fora da embarcação, Este processo chama-se “overflow”. Nestes casos, o aumento da concentração de sedimento em suspensão e da turbidez pode ocorrer na superfície na região próxima ao overflow (Collins 1995, Johnson & Parchure, 2000).

Com o crescimento urbano e industrial no seu entorno nas últimas décadas, a Baía de Todos os Santos tem sido altamente impactada, sendo a contaminação dos seus ecossistemas costeiros com substâncias tóxicas, tais como metais e hidrocarbonetos, uma das principais consequências. Estes contaminantes ao serem lançados na coluna d'água, rapidamente aderem ao material particulado em suspensão (McLusky *et al.*, 1986) e eventualmente depositam no sedimento (Birch & Taylor 1999; Cundy *et al.* 2003). Existe na literatura uma vasta quantidade de estudos (CRA, 2004; Celino & Queiroz, 2006; Gonçalves, 2006; Hatje *et al.*, 2006; Silva, 2007; Queiroz & Celino, 2008; Pletsch *et al.*, 2010) que indicam a ocorrência de contaminação por hidrocarbonetos e metais nos sedimentos da Baía de Todos os Santos.

Atividades como a dragagem ao ressuspender sedimentos, disponibilizam estes contaminantes na coluna d'água podendo causar efeitos adversos nos organismos aquáticos (Caplat *et al.*, 2005; Spencer *et al.*, 2006; Bocchetti *et al.*, 2008). 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 Ictioplâncton

Foram identificadas 17 famílias na região adjacente ao Porto de Aratu, uma riqueza taxômica relativamente baixa, porém compatível com o esperado para baías costeiras tropicais. Castro *et al.* (2005) também identificaram 17 famílias na Baía de Guanarabara, que assim como a Baía de Todos os Santos, trata-se de uma baía que sofre com fortes pressões das atividades antrópicas que se desenvolvem em seu entorno. Bonecker *et al.* (2007) identificaram 16 famílias na região portuária da baía de São Marcos no Maranhão, o mesmo número de famílias identificadas por Mafalda Jr. (1995) na baía de Todos os Santos. Em outro estudo também realizado no norte da Baía de Todos os Santos, em área com influência de atividade petroquímica (Mafalda Jr *et al.*, 2008), o ictioplâncton foi constituído por 12 famílias de larvas de peixes. Recentemente, Katsuragawa *et al.* (2011) realizou um estudo sobre a distribuição e abundância do ictioplâncton no norte da Baía de Todos Santos e Camamu, identificando um total de 11 famílias.

A composição do ictioplâncton foi sempre característica de ambientes costeiros tropicais, com certa influência límnic-estuarina, indicada pela presença da família Aherinopsidae. O ictioplâncton da Baía de Todos os Santos (Mafalda Jr., 1995), onde predomina a massa de água Costeira (Mafalda Jr. *et al.*, 2002), caracteriza-se pela ausência de mesopelágicos.

Durante todo o estudo as famílias demersais estiveram presentes em maior número, demonstrando uma composição taxonômica semelhante entre as amostragens. Mafalda Jr *et al.* (2008) também observaram este padrão para a Baía de Todos os Santos, com 58% das famílias identificadas no estudo sendo demersais e 42% pelágicas. Mafalda Jr. *et al.* (2004b) e Maltez (2010) também registraram a dominância de demersais no litoral norte da Bahia. Em outras regiões costeiras do nordeste Brasileiro (Ekau & Westhaus-Ekau, 1996; Ekau & Matsuura, 1996; Nonaka, 2000, Bonecker, 2007), também vem sendo registrado uma maior riqueza de famílias demersais, em relação à riqueza de famílias pelágicas, indicando a importância que as espécies demersais desempenham nesta área.

As famílias Blenniidae, Carangidae, Engraulidae, Gerreidae e Labrisomidae foram consideradas características da área por terem sido as mais abundantes, juntas representando 81,7% do total de larvas capturadas. Vásquez-Yeomans & Schmitter-Soto (1999) também encontraram estas cinco famílias entre as dominantes na baía de Ascensión, no México. Castro *et al.* (2005) registraram elevadas abundâncias de Engraulidae e Blenniidae na baía de Guanabara, assim como Katsuragawa *et al.* (2011), nas baías de Todos os Santos e Camamu, onde estas famílias foram menos abundantes apenas que a família Gobiidae. As famílias Engraulidae, Blenniidae e Carangidae foram as mais abundantes na baía de Babitonga, em Santa Catarina (Costa & Souza-Conceição, 2009). Gerreidae, Carangidae e Engraulidae também foram consideradas famílias características do litoral norte da Bahia por Mafalda *et al.* (2006) e Maltez (2010).

A densidade de ovos apresentou elevada amplitude, com valores entre 0 e 2245 ovos.100m⁻³. A densidade de ovos de peixes foi compatível com as encontradas em outros estudos realizados no litoral norte da Bahia (Mafalda *et al.*, 2004b; Maltez, 2010) e na baía de Todos os Santos (Mafalda, 1995; Katsuragawa *et al.*, 2011; Mafalda *et al.*,

2008). Estas abundâncias foram bastante superiores aquelas verificadas na zona oceânica entre Salvador e Aracaju por Silva (1997) que registrou valores muito baixos de densidade, oscilando entre 0 e 36 ovos. 100m^{-3} . Valores ainda menores de densidade foram apontados para outras áreas da ZEE Nordeste Brasileira por Mafalda Jr. & Lins (1998), como o Atol das Rocas e Fernando de Noronha (0 a 4,7 ovos. 100m^{-3}).

A densidade larvas durante o estudo variou entre 0 e 65 larvas. 100m^{-3} , valores semelhantes a outras áreas da ZEE do Nordeste do Brasil (Silva, 1997; Mafalda Jr & Lins, 1998). Na baía de Todos os Santos, Mafalda Jr.(1995) e Mafalda Jr. *et al.* (2008) encontraram densidades também semelhantes a atual, entre 0 a 40 larvas. 100m^{-3} e 0 e 57 larvas. 100m^{-3} , respectivamente. No litoral da norte da Bahia densidades mais elevadas foram encontradas, sendo registrados valores máximos de 400 larvas. 100m^{-3} por Maltez (2010) e 300 larvas. 100m^{-3} por Mafalda *et al.* (2004b).

A densidade de ovos e larvas observadas foi compatível com o verificado em outras zonas costeiras tropicais do nordeste do Brasil, indicando o uso desta área da baía de Todos os Santos como sítio de desova e crescimento (Mafalda *et al.*, 2008) para muitas espécies de peixes com importância comercial e ecológica. Dentre as famílias com importância econômica presentes no atual estudo, podemos citar: Engraulidae (pititinga), Hemiramphidae (agulinha), Atherinopsidae (peixe-rei), Serranidae (garopua), Carangidae (xaréu), Gerreidae (carapeba), Haemulidae (Coatinga) e Sparidae (Dourada).

Devido à importância, tanto ecológica, quanto sócio-econômica, estes ambientes aquáticos despertam grande interesse na sua proteção, conservação e monitoramento (Jordan & Smith, 2005), uma vez que frequentemente estão sujeitos a perturbações antrópicas, tais como as atividades de dragagem. O conhecimento da estrutura e variabilidade da comunidade ictioplanctônica como resposta as variações ambientais são de grande relevância, pois pode ser utilizado como ferramenta para análise dos efeitos que estas atividades podem ocasionar no ambiente, gerando subsídios que auxiliam no desenvolvimento de políticas de conservação e uso sustentável dos ecossistemas (Gomes, 2004; Pichler, 2005).

6.4. Variabilidade da estrutura da comunidade

Apesar da ausência de diferença estatística significativa entre as estações de amostragem, na estação 4, localizada na região diretamente afetada pela dragagem, não foram capturadas nem larvas, nem ovos durante o período da dragagem, sugerindo a possível influência negativa da atividade na distribuição espacial de ovos e larvas.

Já para a variabilidade temporal, foram observadas diferenças estatísticas significativas para os índices estruturais da comunidade, sendo observada durante a dragagem 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, com aumento em todos estes índices estruturais na pós-dragagem. Bezerra Jr. *et al.* (2011) em estudo na região portuária de Suape, em Pernambuco, observaram baixas densidades de larvas na área sujeita a constantes atividades de dragagem. Silva *et al.* (2004) também observaram baixa abundância de zooplâncton nesta mesma área, atribuindo o fato a ressuspensão de sedimento por contínuas atividades de dragagem (Jonge, 1983; Neumann *et al.*, 1998), que afetam a produtividade primária ao reduzir a penetração da luz pelo aumento da turbidez (Koenig *et al.*, 2002).

Durante a dragagem, a família Engraulidae foi considerada dominante, representando quase 50% das larvas, além disso, foi a única família característica que apresentou aumento na densidade neste período, sugerindo uma maior resistência desta família aos impactos da dragagem. Bezerra Jr. *et al.* (2011) compararam cinco áreas distintas da baía de Suape onde esta família foi a mais abundante apenas na área com influência de atividade de dragagem, o que sustenta esta hipótese. Este fato pode ser explicado pela existência de espécies de engraulídeos r-estrategistas, com possibilidade de explorar ao máximo um ambiente favorável, ciclo de vida curto e alta capacidade reprodutiva (Katsuragawa *et al.*, 1993), além de ser uma família pelágica, menos afetada pela dragagem, do que as demersais. Entretanto, a dominância observada pode ser também relacionada ao hábito de formar cardumes dos engraulídeos, o que pode provocar alguns picos de elevadas densidades. Em contrapartida, a família Gerreidae, sequer esteve presente durante a dragagem, indicando possivelmente uma maior sensibilidade desta família aos impactos da dragagem. Otero *et al.* (2006) e Queiroz *et*

al. (2007) estudando comunidades de peixes também associaram uma diminuição da riqueza e aumento da dominância de poucas espécies à perturbação ambiental provocada pelo processo de dragagem na área.

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 icteoplâncton. 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 comunidade icteoplanctônica.

A comunidade icteoplanctônica 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; Mafalda *et al.*, 2006). Além disso, salinidade e temperatura tem sido demonstrada como importantes variáveis que controlam a distribuição e abundância de organismos planctônicos, incluindo as larvas e ovos de peixes (Mouny & Dauvin, 2002; Tackx *et al.*, 2004; Rakocinski *et al.*, 1996; Strydom *et al.*, 2003). A influência da temperatura no aumento da abundância de larvas de peixes, foi observado na Baía da Guanabara (Castro *et al.*, 2005), onde ocorreu a associação com os meses mais quentes, assim como no presente estudo.

Alterações ambientais e na qualidade da água em decorrência de distúrbios antrópicos, tal como a dragagem, podem resultar em efeitos negativos para as populações (Kingsford & Gray, 1996; Katsuragawa *et al.*, 2011), afetando a distribuição, abundância e composição do icteoplâncton, levando a mudanças na estrutura da comunidade (Whitfield & Paterson, 2003).

A diminuição da riqueza e da densidade de ovos e larvas de peixes observados durante a fase de dragagem ocorreu simultânea ao aumento de densidade de fitoplâncton

e microzooplâncton que foram estimulados pelo aumento da concentração de fósforo e amônia, como observado por Ferreira *et al.* (2012) e Rocha (2010), em estudos simultâneos a este. Estes resultados indicam a influência negativa da atividade de dragagem sobre a variabilidade temporal da riqueza e densidade de ictioplâncton, 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 comunidade zooplanctônica.

As comunidades ictioplanctônicas são espacialmente e temporalmente variáveis (Leis, 1991), sendo estruturada por uma combinação de diversos fatores, tanto físicos, quanto biológicos (Heath, 1992), que são responsáveis por controlar essa variabilidade. Logo, além das condições oceanográficas e da qualidade da água (Cowen, 2002), outros fatores, como os padrões de reprodução e desova dos peixes adultos (Nonaka *et al.*, 2000) também podem ter sido responsáveis pela variabilidade observada.

A estrutura e composição da comunidade ictioplanctônica é afetada diretamente pelo padrão de distribuição e de desova dos peixes adultos, que também pode ser alterado durante a dragagem. Redução na densidade e abundância de indivíduos e alterações na estrutura da comunidade de peixes está entre as consequências relacionadas às atividades de dragagem (Brooker, 1985). Devido aos diversos distúrbios causados ao ambiente durante esta atividade, muitas espécies de peixes tendem a se afastar da área impactada, permanecendo apenas as espécies mais tolerantes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006; Cook & Burton, 2010). Além disso, muitas espécies dependem diretamente do substrato, onde vivem, alimentam-se e reproduzem (Westerberg *et al.*, 1996) e a remoção do sedimento durante a dragagem causa sérios distúrbios ao habitat bentônico, em muitos casos afetando a sua utilização por estas espécies (Daan *et al.*, 1990).

Pode-se incluir ainda entre os possíveis impactos da dragagem, a mortalidade tanto de peixes adultos, quanto de ovos e larvas devido à captura dos indivíduos pelo campo de sucção da draga ou devido aos danos causados às brânquias pela exposição a concentrações elevadas de sedimentos em suspensão (Nightingale & Simenstad 2001).

Durante o estudo foi reportado por inúmeros pescadores locais, a mortalidade de peixes em grande quantidade, possivelmente devido à ação mecânica da draga.

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 comunidade ictioplânctônica não podem ser mensurados, já que não fazem parte do escopo deste trabalho. Já efeitos crônicos, como deformidades nas larvas (Kingsford & Gray, 1996) não foram detectados nos indivíduos coletados. No intuito de avaliar efeitos ecotoxicológicos de contaminantes ressuspensos como resultados de dragagem, Urban *et al.* (2010) realizaram um estudo no estuário do rio Itajaí-Açu, onde foi demonstrado que a resolubilidade de contaminantes causada pela atividade deteriorou a qualidade da água no estuário, porém, não foi suficiente para causar impactos toxicológicos nas diferentes espécies de organismos aquáticos testados (i.e. bactéria, alga e Cladocera).

As diferenças observadas na qualidade da água ocorreram, sobretudo, entre a pré-dragagem e as demais campanhas, como foi demonstrada na ANOVA, sugerindo que esta diferença seja devido às diferentes características da massa de água Tropical dominante no período da pré-dragagem e da massa de água Costeira dominante na dragagem e pós-dragagem, justificando a variabilidade do ictioplâncton entre a pré-dragagem e a dragagem em função dos parâmetros oceanográficos e da qualidade da água. Entretanto, a dragagem e pré-dragagem apresentaram condições oceanográficas e de qualidade da água semelhantes, além de terem sido realizadas na mesma estação do ano, minimizando o efeito da variabilidade temporal natural dos padrões de desova dos peixes adultos. Sendo assim, sugere-se que as diferenças observadas na estrutura da comunidade, possa ser resultado, não só da variabilidade da qualidade da água e condições oceanográficas, mas também dos demais impactos relativos à dragagem.

De acordo com Margalef (1983), os organismos planctônicos respondem rapidamente às mudanças do ambiente, refletindo na composição e estrutura destas comunidades (Nogueira & Matsumura-Tundisi, 1996). Sendo assim, da mesma forma que estas comunidades 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). Já o habitat bentônico requer mais tempo para se recuperar, porém essa recuperação pode ocorrer em períodos relativamente curtos, de cerca de 6 a 8 meses (Newell *et al.*, 1998), permitindo novamente a sua utilização pelas espécies que o utilizam para alimentação e reprodução, dentre elas os peixes demersais, que representam a maioria das famílias na área de estudo. 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 comunidade. Bilkovic (2011) reporta em seu estudo a rápida recuperação de uma comunidade de peixes estuarinos de uma área dragada, em um intervalo de tempo de seis meses, após o fim da atividade.

Os resultados deste estudo demonstram haver uma variabilidade temporal na distribuição e abundância do ictioplâncton na área portuária de Aratu, em resposta as características oceanográficas da massa de água e aos possíveis impactos associados à atividade de dragagem. Contudo, as variações espaço-temporais das comunidades em função de processos biológicos (e.g. mortalidade, recrutamento e predação) e condições oceanográficas, podem dificultar a distinção dos efeitos das perturbações provocadas pelas dragagens (Sandrini Neto *et al.*, 2008). Logo, novos estudos são necessários para avaliar a variabilidade natural da estrutura da comunidade ictioplanctônica e assim tentar distinguir de maneira mais clara, os efeitos da dragagem das variações naturais, que ainda são pouco conhecidas na baía de Todos os Santos.

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 elevada nestes períodos.

A qualidade de água não variou espacialmente dentro da área de estudo, embora tenha apresentado variabilidade temporal, para todas as variáveis analisadas, exceto para a turbidez.

A comunidade ictioplanctônica na região adjacente ao Porto de Aratu apresentou baixa riqueza taxonômica, onde foram identificadas 17 famílias, com maior riqueza de famílias demersais em relação às pelágicas.

As densidades de ovos e larvas indicam a utilização da região adjacente ao Porto de Aratu, como área de desova e crescimento para larvas de espécies com importância comercial e ecológica.

As famílias dominantes, por ordem de abundância relativa, foram: Blennidae, Carangidae, Engraulidae, Labrisomidae e Gerreidae.

A estrutura da comunidade ictioplanctônica não variou espacialmente de maneira significativa, entretanto a ausência de ovos e larvas na estação 4 durante a dragagem, sugere a influência negativa da atividade na distribuição espacial do ictioplâncton.

A estrutura da comunidade ictioplanctônica variou temporalmente de maneira significativa, apresentando redução na densidade de ovos e larvas, e na riqueza, diversidade e equitabilidade de táxons, durante a atividade de dragagem

A variabilidade na estrutura da comunidade em resposta às características oceanográficas da massa de água e das alterações na qualidade da água, provavelmente em função da atividade de dragagem, foi demonstrada pela análise de ordenação, 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 FILHO, 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.
- ALMEIDA, V.G. 1997. Capítulo 5: Aspectos da fauna. Parte II: A Baía de Todos os Santos hoje – Cenário natural. In: UFBA-NIMA. Baía de Todos os Santos: diagnóstico socioambiental e subsídio para a gestão. Bahia: Germen, p.137- 146.
- AMADO FILHO, G.M., SALGADO, L.T, REBELO, M. F., REZENDE, C. E., KAREZ, C. S. & PFEIFFER, W. C. 2008. Heavy metals in benthic organisms from Todos os Santos Bay, Brazil. BRAZ. J. BIOL., 68(1): 95- 100.
- APPLEBY, J.P., SCARRATT, D.J. 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping: A literature review. Canadian Fisheries and Aquatic Sciences, Nova Scotia, pp. 33.
- ARMENGOL, J. 1998. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. Limnetica 14, 17–33.
- AULD, A. H. & SCHUBEL J. H. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. Estuar. Coast. mar. Sci. 6: 153-164.
- 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.
- BALDISSEROTTO, B. 2002 Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura. Santa Maria: UFSM. 212p.

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.

BILKOVIC, D. M. 2011. Response of tidal creek fish communities to dredging and coastal development pressures in a shallow-water estuary. *Estuaries and Coasts*. 34(1): 129-147.

BIRCH, G. & TAYLOR, S. 1999. Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia. *Science of the Total Environment* 227, 123-138.

BIRCH, G. F. 2000. Marine pollution in Australia, with special emphasis on central New South Wales estuaries and adjacent continental margin. *International Journal of Environment and Pollution*, 13, 573–607.

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

BLAXTER, J. H. S. 1968. Visual thresholds and spectral sensitivity of herring larvae. *J. exp. Biol.* 48: 39-53.

BLAXTER, J.H.S. 1969. Visual Thresholds and Spectral Sensitivity of Flatfish Larvae. *Journal of Experimental Biology* 51, 221-230.

BLAXTER, J. H. S. 1977. The effect of copper on the eggs and larvae of plaice and herring. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 57, pp 849-858.

BOCCHETTI R., FATTORINI D., PISANELLI B., MACCHIA S., OLIVIERO L., PILATO F., PELLEGRINI D., REGOLI F. 2008. Contaminant accumulation and biomarker responses in caged mussels *Mytilus galloprovincialis* to evaluate bioavailability and toxicological effects of remobilized chemicals during dredging and disposal operations in harbour areas. *Aquatic Toxicology* 89: 257–266.

BOEHLERT, G. W., & J. B. MORGAN. 1985. Turbidity enhances feeding abilities of larval Pacific herring *Clupea harengus pallasii*. *Hydrobiologia* 123:161–170.

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

BONECKER, A. C. T., M. S. CASTRO, C. A. P. NAMIKI, F. T. BONECKER & F. B. A. G. BARROS. 2007. Larval fish composition of a tropical estuary in northern Brazil (2°18' - 653 2°47'S/044°20'-044°25'W) during the dry season. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(3): 235-241.

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.

BOYD, F.C. 1975. Fraser River Dredging Guide. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Southern Operations Branch, Pacific Region. Technical Report No. PAC/T-75-2. 20p.

BOYD, S.E., LIMPENNY, D.S., REES, H.L., COOPER, K.M. 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science* 62, 145–162.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. 2006. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, p. 145- 160.

BRANCO, J.O., 2009. Uma década de monitoramento da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí - SC. In: BRANCO, J.O.; LUNARDON-BRANCO, M.J. & BELLOTTO, V.R. (org.) Estuário do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí. 249-262pp.

BRANCO, J.O., FREITAS JR., F.; VERANI, J.R. & HOSTIM-SILVA, M., 2009. Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: Branco, J.O.; Lunardon-Branco, M.J. & Bellotto, V.R. (org.) Estuário do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí. 207-226pp.

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.
- BREITBURG, D. L. 1992. Episodic hypoxia in Chesapeake Bay: Interacting effects of recruitment, behavior, and physical disturbance. *Ecological Monographs* 62:525–546.
- BREITBURG, D. L., N. STEINBERG, S. DUBEAU, C. COOKSEY, & E. D. HOUDE. 1994. Effects of low oxygen on predation on estuarine fish larvae. *Marine Ecology Progress Series* 104:235–246.
- BRISTOW, B.T., SUMMERFELT, R.C., CLAYTON, R.D. 1996. Comparative performance of intensively cultured larval walleye in clear, turbid and coloured water. *The Progressive Fish Culturist* 58, 1-10.
- BROOKER, M.P. 1985. The impact of river channelization. IV. The ecological effects of channelization. *The Geographical Journal* 151 (1), 63–69.
- BROWDER, J. A., D. B. MCCLELLAN, D. E. HARPER, M. G. KANDRASHOFF, & W. KANDRASHOFF., 1993. A major developmental defect observed in several Biscayne Bay, Florida, fish species. *Environmental Biology of Fishes* 37: 181–188.
- 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.
- BURTON, D. T., L. B. RICHARDSON & C. J. MOORE. 1980. Effect of oxygen reduction rate and constant low oxygen concentrations on two estuarine fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 109:552–557.
- BURTON, W., WEISBERG, S., & JACOBSON, P. 1992. “Entrainment effects of maintenance hydraulic dredging in the Delaware River Estuary on Striped Bass Ichthyoplankton,” report submitted to the Delaware Basin Fish and Wildlife Management Cooperative, Trenton, NJ, by Versar, Inc.
- CAIRNS, J., JR. 1968. Suspended Solids Standards for the Protection of Aquatic Organisms *Perdue University Eng. Bull.* n. 129, Part 1. 16-27 pp.

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.

CAPLAT C., TEXIER H., BARILLIER D., LELIEVRE C. 2005. Heavy metals mobility in harbor contaminated sediments: the case of Port-en-Bessin. *Marine Pollution Bulletin* 50: 504–511.

CARLS, M. G., RICE, S. D., HOSE, J. E. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18, n. 3, p. 481-493.

CASTILLO, G., MUNOZ, H., GONZALEZ, H. & BERNAL, P. 1991. Daily analysis of abundance and size variability of fish larvae in relation to oceanic water intrusions in coastal areas. *Biologia Pesquera*, 20:21-35.

CASTRO, M. S. 2005. Seasonal Variation in Fish Larval at Entrance of Guanabara Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 1: 121-128 pp.

CELINO, J. J.; QUEIROZ, A. F. S. 2006. Fonte e grau da contaminação por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) de baixa massa molecular em sedimentos da Baía de Todos os Santos, Bahia. *Revista da Escola de Minas*, v. 59, p. 265-270.

CENTER FOR COASTAL RESOURCES MANAGEMENT, 2010. Shallow Water Dredging. Newsletter of the Center for Coastal Resources Management -Rivers & Coast, winter 2010, vol 5, no. 1. Disponível em: <http://www.ccrm.vims.edu/publications/pubs/rivers&coast/Winter2010.pdf>

CHYTALO, K. 1996. Summary of Long Island Sound dredging windows strategy workshop. In Management of Atlantic Coastal Marine Fish Habitat: Proceedings of a Workshop for Habitat Managers. ASMFC Habitat Management Series #2.

CIRANO, M. & LESSA, G. C. 2007. Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. *Brazilian Journal of Geophysics*, 25(4): 363-387.

CNT. 2006 - Pesquisa Aquaviária – Portos Marítimos: Longo Curso e Cabotagem. Brasília: Confederação Nacional do Transporte. Disponível em: <http://www.cnt.org.br>

COLBY, D., AND D. HOSS. 2004. Larval fish feeding responses to variable suspended sediment and prey concentrations. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E16 U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

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 Presidência da República.

COOK, A.S.C.P. & BURTON, N.H.K. 2010. A review of the potential impacts of marine aggregate extraction on seabirds. Marine Environment Protection Fund (MEPF) 09/P130.

COUTANT, C.C. 1985. Striped bass, temperature, and dissolved oxygen: A speculative hypothesis for environmental risk. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 114: 31–61.

COWEN R. K., 2002. Larval dispersal and retention and consequences for population connectivity. In: Sale PF (ed) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic, San Diego, pp 149–170.

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.

CTSA - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2000. Derrames de Óleo e os Ecossistemas Costeiros. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil. 123pp.

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.

D.H.N. 1984. Carta Náutica 1110. 2a edição, Diretoria de Hidrografia e Navegação, Marinha, Brasil.

DA SILVA JR., D. R., SANTOS, S., R., Travassos, M. & VIANNA, M. 2012. Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem Brazilian. *Journal of Oceanography*, 60(1):25-32.

DAAN, N.; BROMLEY, P. J.; HISLOP, J. R. G.; NIELSEN, N. A. 1990. Ecology of North Sea fish. *Neth. J. Sea Res.*, v. 26, p. 343-386.

DAVIES-COLLEY, R.J., QUINN, J.M., HICKEY, C.W., RYAN, P.A. 1992. Effects of clay discharges on streams. 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 248: 215–234.

DECOURSEY, P.J. & W.B. VERNBERG. 1975. The effect of dredging in a polluted estuary on the physiology of larval zooplankton. *Water Research* 9:149-154.

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.

DOYLE, M. J.; MORSE, W. W.; KENDALL, JR., A. W. 1993. A comparison of larval fish assemblages in the temperate zone of northeast Pacific and the northwest Atlantic ocean. *Bulletin of Marine Science*, 53, 588-644.

EKAU, W. & MATSUURA, Y. 1996. Diversity and distribution of ichthyoplankton in the continental shelf waters of East Brazil. In: EKAU, W & KNOPPERS, B Joint

Oceanographic Projects, Cruise Report and First Results. Center of Tropical Marine Ecology, Bremen, p.135-147.

EKAU, W. & WESTHAUS-EKAU, P. 1996. Ichthyoplankton distribution and Community structure. Influence of mangroves on diversity and production of the costal waters off Northeast Brazil. In: EKAU, W & KNOPPERS, B Joint Oceanographic Projects, Cruise Report and First Results. Center of Tropical Marine Ecology, Bremen, p.91-95.

EKAU, W., WESTHAUS-EKAU, P., MEDEIROS, C. 1999. Large scale distribution of fish larvae in the continental shelf waters off North-East Brazil. Archive of Fishery and Marine Research. V. 47, n. 2-3, p. 183-200.

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

ENVIRONMENTAL CANADA; Priority Substances List – Assessment Report – Ammonia in The Aquatic Environment – May 2000, Canadá, 2000.

ERFTEMEIJER, P.L.A., LEWIS III, R.R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. Marine Pollution Bulletin 52, 1553–1572.

FAHAY, M. P. 1983. Guide to the early stages of marine fishes occurring in the western North Atlantic Ocean, Cape Hattaras to the southern Scotian Shelf. Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science, 4, 1-423.

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.

FOWLER, S.W. 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. Marine Environmental Research 35, 209–222.

FRANCO-GORDO, C., GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, E. & SUÁREZ-MORALES, E. 2002. Larval fish assemblages in waters off the central Pacific coast of Mexico. J. Plankton Res., 24, 775–784.

- FRANK, K.T. & LEGGETT, W.C. 1983. Multispecies larval fish associations: accident or adaptation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40:754-762.
- FRIEDRICH, H. 1969. *Marine Biology*. Sidgwick & Jackson, London. 472 p.
- GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). 1990. The State of the Marine Environment. UNEP Regional Seas. Rep. Stud. GESAMP 39, 1–111.
- GOMES, I. D. 2004. A estrutura da ictiofauna demersal do Paraná, entre os sistemas de Baía de Guaratuba e a foz do Rio Saí-Guaçu. Curitiba, 127p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- GONCALVES, R. S. L. 2006. Avaliação biogeoquímica de metais pesados em moluscos bivalves de áreas da Baía de Todos os Santos - BA e rios Cocó e Ceará - CE. Dissertação de mestrado, Pós- Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Brasil. 194 p.
- GÖRGÉNYI, M., DEWULF, J., LANGENHOVE, H.V., KIRÁLY, Z. 2005. Solubility of volatile organic compounds in aqueous ammonia solution. *Chemosphere*, v. 59, n. 8, p.1083-1090.
- GRAY, C. A. 1993. Horizontal and vertical trends in the distribution of larval fishes in coastal waters off central New South Wales Australia. *Mar. Biol.*, 116, 649–666.
- GRAY, C. A. 1997. Field assessment of numerical impacts of coastal sewage disposal on fish larvae relative to natural variability. *Environmental Biology*, 50: 415-434.
- GRAY, C. A., OTWAY, N. M., LAURENSEN, F. A., MISKIEWICZ, A. G. & PETHEBRIDGE, R. L. 1992. Distribution and abundance of marine fish larvae in relation to effluent plumes from sewage outfalls and depth of water. *Marine Biology*, 113:549-559.
- 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.

- HAMOR T. & GARSIDE E. T. 1975. Regulation of Oxygen Consumption by Incident Illumination in Embryonated Ova of Atlantic Salmon *Salmo salar*,” *Comp. Biochem. and Physiol, A* 52 (2), 277–280 .
- HATJE, V., BARROS, F. C. R., DE FIGUEIREDO, D. G.; SANTOS, V. L. C. S. 2006. Trace metal contamination and benthic assemblages in Subae estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 969-977.
- HATJE, V.; ANDRADE, J. B. DE. 2009. Baía de Todos os Santos: Aspectos Oceanográficos. 304p.
- HATJE, V.; BÍCEGO, M. C.; ANDRADE, J. B. DE. 2009. Contaminação química. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. Baía de Todos os Santos: Aspectos Oceanográficos. p.247-297.
- HAYES, D. F. 1986. “Guide to Selecting a Dredge for Minimizing Resuspension of Sediment”, *Effects of Dredging Technical Notes EEDP-09-01*, Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- HEATH, A. G. 1987. *Water pollution and fish physiology*. Boca Raton: CRC Press.
- HEATH, M.R. 1992. Field investigations of the early life stages of marine fish. *Adv Mar Biol* 28:1-174.
- HECHT, T. & VAN DER LINGEN, C. D. 1992. Turbidity -induced changes in feeding strategies of fish in estuaries. *South African Journal of Zoology* 27: 95-107.
- HERBICH, J. B., BRAHME, S.B. 1991. “Literature Review and Technical Evaluation of Sediment Resuspension During Dredging”, Contract Report HL-91-1, Prepared for the Department of the Army, Washington, D.C: U.S. Army Corps of Engineers.
- HITCHCOCK, D. R., NEWELL, R. C. & SEIDERER, L. J. 1999. Investigation of Benthic and Surface Plumes associated with Marine Aggregate Mining in the United Kingdom – Final Report”.
- HOWELL, P. & SIMPSON, D.1994. Abundance of marine resources in relation to dissolved oxygen in Long Island Sound. *Estuaries*. Volume 17, Issue 2, pp 394-402.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 1992. Normais Climatológicas – 1961 a 1990. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 155 p.

ISONO, R.S., KITA, J., SETOGUMA, T. 1998. Acute effects of Kaolinite suspension on eggs and larvae of some marine teleosts. *Comparative Biochemistry and Physiology* 120, 449-455.

JIANG M., WANG Y., LIN Q. X., SHEN, Z. & YUAN, Q. X., 2008. Distribution characteristics of fish eggs and larvae around Yangshan Port in Hangzhou Bay [J]; *Marine Environmental Science*.

JOHNSON, B.H., PARCHURE, T.M. 2000. “Estimating Dredging Sediment Resuspension Sources”, DOER Technical Notes Collection, TN DOER-E6, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

JONGE, V. N. 1983. Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations and the development of the tidal regime in the Sem estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40 : (Suppl. 1), 289-300.

JORDAN, S.J. & SMITH, L.M. 2005. Indicators of ecosystem integrity for estuaries. In: Bortone, S.A. (ed.) *Estuarine indicators*. CRC Press. 467-480pp.

KATSURAGAWA, M., MATSUURA, Y., SUZUKI, K., DIAS, J. F. & SPACH, H. L. 1993, The Ichthyoplankton of the Ubatuba Region (São Paulo State, Brazil): Composition, Distribution and Seasonal Occurrence (1985-1988). *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 1 : (10), 85-121.

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.

KECKEIS, H., BAUER-NEMESCHKAL, E., KAMLER E. 1996. Effects of reduce oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *J. Fish. Biol.* 49:430-440.

- KENNISH, M. J. 1986. Ecology of estuaries: biological aspects. Boca Raton, CRC Press. 390p.
- KENNY, A.J., REES, H.L., 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonization. *Marine Pollution Bulletin* 28 (7), 442–447.
- KENNY, A.J., REES, H.L. 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin* 32 (8/9), 615–622.
- KIORBOE, T., FRANTSEN, E., JENSEN, C., SORENSEN, G. 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of Herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 13, 107-111.
- KOENING, M.L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S & MACÊDO, S.J. 2002. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade 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.
- KRAMER, D. L. 1987. Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes* 18:81–92.
- KUBITZA, F. 1999 *Qualidade da água na produção de peixes*. 3. ed. Jundiaí: Degaspari. 97p.
- KWAIN W. & MACCRIMMON, H.R. 1969. Age and vision as factors in bottom colour selection by rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Res. Board Can.*, 26: 687-693.
- LAPOTA, D. & WORD, J. Q. 2000. *Confounding Factors in Sediment Toxicology*. Issue Papers. San Diego.

- LARSON, K.W. & MOEHL, C.E. 1990. Entrainment of anadromous fish by hopper dredge at the mouth of the Columbia River. p. 102-112. In C.A. Simenstad (ed.) Effects of dredging on anadromous Pacific coast fishes. Workshop Proceedings, Seattle, 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, 7^a, São Diego, New York, American Society of Civil Engineers. v.7, p.3234-3245.*
- LEIS, J. M. 1993. Larval fish assemblages near Indo-Pacific coral reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 53(2): 362-392.
- LEIS, J.M. & REMMIS, D.S. 1983. *The Larvae of Indo-Pacific Coral Reef Fishes*. New South, Sydney, Wales University Press, 269p.
- LEIS, J.M. 1991. The pelagic phase of coral reef fishes: larval biology of coral reef fishes. *In: Sale PF (ed) The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, CA, p 183–230.
- 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. Effects of drawing water and dredging on Rotifera community in the West Lake, Hangzhou. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 31(3): 386–392.
- LUTZ, H. C., CLARKE, D. G. & SUEDEL, B. C. 2012. A Fish Larvae and Egg Exposure System (FLEES) for Evaluating the Effects of Suspended Sediments on

Aquatic Life. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E16 U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

MACEDO, M. H. F. 1977. Estudo sedimentológico da Baía de Todos os Santos. Dissertação de mestrado em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Brasil, 75p.

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. & LINS, N. M. 1998. Oceanografia Biológica. Relatório do SCORE NORDESTE REVIZEE.

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. & MUELBERT, H. 2006. Associações de Larvas de Peixes na Costa Norte da Bahia. *Atlântica*, Rio Grande, 28(19): 5-11.

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

MAFALDA JR. P., SOUZA, P. M. M., SILVA, E. M. 2002. Estrutura hidroquímica e biomassa planctônica no norte da baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Tropical Oceanography*, Recife, v. 30, n. 2, p. 117-137.

MAFALDA JR., P. 1995. Pesquisa de Índices Ecotoxicológicos nas Associações Planctônicas. Programa de Monitoramento dos Ecossistemas ao norte da Baía de Todos os Santos, Relatório Técnico Final. Salvador, Universidade Federal da Bahia.

- MAFALDA JR., P., SINQUE, C., MUELBERT, J. H., SOUZA, C. S. 2004a. Distribuição e abundância do ictioplâncton na costa norte da Bahia, Brasil. *Tropical Oceanography*, Recife, 32(1):69-88.
- MAFALDA JUNIOR, P.O.; SOUZA, C.S.; VELAME, M.P.B. 2008. Fish larvae assemblage of a coastal area under influence of petrochemical activities, in Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 11(4): 457-464.
- MALTEZ, L. C. 2010. Estrutura da associação de larvas de peixes na avaliação da influência de plumas de efluentes industriais na costa norte da Bahia, Brasil. Monografia de Graduação (Oceanografia) - Universidade Federal da Bahia.
- MARANHO, L.A., DAVANSO, M.B., ABESSA, D. M. S. 2008. Avaliação da qualidade de sedimentos do porto de Santos: determinação da toxicidade crônica e aguda. *Holos Environment*, Vol. 8, No. 2 - Suplemento 1 - III Workshop de Ecotoxicologia.
- MARGALEF, R. 1978. *Perspectivas de la teoria ecológica*. Barcelona: Editorial Blume, 110 p.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. 1009p. Barcelona: OMEGA.
- MARGALEF, R. 1989. *Ecologia*. Barcelona: Omega, 951p.
- MCLEAVY, D. J., I. K. BIRTWELL, G. E HARTMAN, & G. L. ENNIS. 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*44:658-673.
- MCLUSKY, D., BRYANT, V. & CAMPBELL, R. 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 24, 481-520.
- MCLUSKY, D.S. 1989. *The estuarine ecosystem*. Blackie Academic and Professional, 2nd edition, 215p.

- MERZ, J. E., G. B. PASTERNAK, & J. M. WHEATON. 2006. Sediment budget for salmonid spawning habitat rehabilitation in a regulated river, *Geomorphology* 76(1-2), 207 -228.
- MESSIEH, S. N., WILDISH, D. J. & PETERSON, R. H. 1981. Possible impact from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery, Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Science No.1008.
- MORGAN, R. P. II, V. J. RASIN, JR., & L. A. NOE. 1983. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. *Transactions of the American Fisheries Society* 112:220–224.
- MOSER, H.G., RICHARDS, W.J., COHEN, D.M., FAHAY, M.P., KENDALL Jr., A.W. & RICHARDSON, S.L.. 1984. Ontogeny and systematics of fishes. *Am. Soc. Ichthy. Herpet.Sp.Pub.* 1:1-760.
- MOUNY, P. & DAUVIN, J.C. 2002. Environmental control of mesozooplankton community structure in Seine estuary (English Channel). *Oceanol. Acta* 25, 13–22.
- 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 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 comunidade zooplanctônica estuarina. Porto de Suape – PE – Brasil. São Carlos , 273p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- NEWCOMBE, C.B., J.O. JENSEN. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*. 16: 693-727.

- NEWCOMBE, C.P. & D.D. MACDONALD. 1991. Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*. 11: 72-82.
- 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.
- NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J., SIMPSON, N.M., ROBINSON, J.E., 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna of the South Coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 20, 115–125.
- NIGHTINGALE, B. & C. SIMENSTAD. 2001. Overwater structures: Marine issues. *Aquatic Habitat Guidelines: An integrated approach to marine, freshwater, and riparian habitat protection and restoration*. Prepared for Washington Department of Fish and Wildlife, Washington Department of Ecology and Washington State Department of Transportation by University of Washington, Seattle, Washington.
- 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.
- NONAKA, R. H., MATSUURA, Y., SUSUKI, K. 2000. Seasonal variation in larval fish assemblages in relation to oceanographic conditions in the Abrolhos Bank region off eastern Brazil. *Fishery Bulletin*, 98: p. 767-784.
- O'CONNOR, J.M., D.A. NEUMANN & J.A. SHERK, JR. 1977. Sublethal Effects of Suspended Sediments on Estuarine Fish. U.S. Army Corps of Engineers. Technical Paper #77-3.
- O'CONNOR, J.M., NEUMANN, D.A., SHARK, J.A.J., 1976. Lethal effects of suspended sediments on estuarine fish. US Coastal Engineering Research Technical Paper.
- OLIVAR, M.P. & FORTUÑO, J.M., 1991. Guide to ichthyoplankton of the Southeast Atlantic (Benguela Current Region). *Sci.Mar.*, 55(1):1-383.

OTERO, M.E.B., SPACH, H.L., PICHLER, H.A., QUEIROZ, G.M.L.N., SANTOS, C. & SILVA, A.L.C. 2006. O uso de atributos das assembleias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biol. Par.*, Curitiba. 35(1-2):69-82.

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.

PARTRIDGE, G.J., MICHAEL, R.J. 2009. Direct and indirect effects of simulated calcareous dredge material on eggs and larvae of pink snapper *Pagrus auratus* (Bloch and Schneider). *Journal of Fish Biology* 75, 1518-1523.

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.

PÉREZ-RUZAFÁ, A., GARCÍA-CHARTON, J. A., BARCALA, E., MARCOS, C. 2006. Changes in benthic assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.*, v. 53, p. 107-120.

PICHLER, H. A. 2005. A ictiofauna em planícies de maré da Baía dos Pinheiros, Paraná. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Paraná.

PLETSCH, A.L.; BERETTA, M., TAVARES, T. M. 2010. Distribuição espacial de compostos orgânicos de estanho em sedimentos costeiros e em *phallusia nigra* da Baía de Todos os Santos e Litoral Norte da Bahia – Brasil. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 2, 451-457.

QUEIROZ, A.F.S., CELINO, J. J. 2008. Impacto ambiental da industria petrolifera em manguezais da regioao norte da Baia de Todos os Santos (Bahia, Brasil). Boletim Paranaense de Geociências, v. 62.

QUEIROZ, G.M.L.N., SPACH, H.L., SOBOLEWSKI-MORELOS, M. & SCHWARZ JR., R., 2007. A ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranaguá. Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza. 40(2):80-91.

RAHEL, F. J. & NUTZMAN J. W. 1994. Foraging in a lethal environment: Fish predation in hypoxic waters of a stratified lake. *Ecology* 75:1246–1253.

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. Ictioplâncton 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.

RICHARDS, W. J. 2006. Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the western central North Atlantic. CRC Press, 1824 p.

ROBINSON, J.E., NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J., SIMPSON, N.M. 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research* 60, 51–68.

ROCHA, A. A. S. 2010. Efeito de Dragagem na comunidade zooplanctônica da Baía de Aratu. Monografia de Graduação (Biologia) - Universidade Federal da Bahia.

SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., ESTACIO, F.J., GARCÍA-ADIEGO, E.M., GARCÁ-GÓMEZ, J.C. 2004. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgoland Marine Research* 58, 32–39.

SANDRINI NETO, L.; HOSTIN, L. M. & LANA, P. C. 2008. Detecção e avaliação dos impactos das atividades de dragagem nas associações macrofaunais: a importância do delineamento amostral. 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. 94-103pp.

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.

SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Can. J. Fish. and Aquatic Sci.* 44:6–25.

SEI, Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. 1999. *Balço Hídrico do Estado da Bahia*. SEI, Salvador. 249p.

SERVIZI, J. A. & D. W. MARTENS. 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Pages 254-264 in H. D. SMITH, L. MARGOLIS AND C. C. WOOD, eds. *Sockeye salmon population biology and future management*.

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.

SHANNON, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bulletin of System Technology Journal*, 27: 379-423.

SHAW, E.A. & RICHARDSON, J.S. 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:2213-2221.

SHERK, J.A., JR. 1972. Current Status of the Knowledge of the Biological Effects of Suspended and Deposited Sediments in Chesapeake Bay. *Ches. Science, Suppl.* 13: S137-S144.

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.

SILVA, C. R. S. 2007. Estudo e avaliação do teor de carbono e metais biodisponíveis em sedimentos da Baía de Todos os Santos e de Abrolhos. Tese de doutorado, Universidade Federal da Bahia, Brasil. 159p.

SILVA, E.M., ACCIOLY, M., NAVARRO, M. F. F. & CHASTINET, C. B. A. 1996. Baía de Todos os Santos: situação atual e perspectivas futuras. *Rev. Econ. Nord.* 27(2):207-232.

SILVA, V. R. F. 1997. Estudo sobre a comunidade ictioplanctônica da corrente do Brasil, entre Salvador, Ba e Aracaju, Se. Salvador, 60p. Monografia (Bacharelado) – Instituto de Biologia Universidade Federal da Bahia.

SIMPSON S. L., APTE, S. C. & BATLEY, G. E. 1998. Sample Storage Artifacts Affecting the Measurement of Dissolved Copper in Sulfidic Waters *Anal. Chem.*, 1998, 70 (19), pp 4202–4205.

SINQUE, C., MUELBERT, J. H. 1997. Ichthyoplankton. In: SEELIGER, U., ODEBRECHT, C., CASTELLO, J. P. *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in Southwestern Atlantic*. Hamburg: Springer- Verlag, p. 51-54.

SMITH, R., BOYD, S. E., REES, H. L., DEARNALEY, M. P., STEVENSON, J. R. 2006. Effects of dredging activity on epifaunal communities – surveys following cessation of dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 207–223.

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.

SPENCE, B. C, G. A. LOMNICKY, R. M. HUGHES & R. P. NOVITSKI. 1996. An Ecosystem Approach to Salmonid Conservation.

SPENCER K. L., DEWHURST R. E., PENNA P. 2006. Potential impacts of water injection dredging on water quality and ecotoxicity in Limehouse Basin, River Thames, SE England, UK. *Chemosphere* 63: 509–521.

SPERLING, M. V. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: SEGRAC, 243 p.

STERN, E. M., & W.B. STICKLE. 1978. Effects of Turbidity and Suspended Material in Aquatic Environments. Literature Review. Technical Report 0-78-21. Department of the Army Waterways Experimental Station, Corps of Engineers Vicksburg, Mississippi. 76-84 p.

STRYDOM, N. A., WHITFIELD, A.K. & WOOLDRIDGE, T.H. 2003. The role of estuarine type in characterising early stage fish assemblages in warm temperate estuaries, South Africa. *African Zool* 38:29–43.

SWEDMARK, M. & GRANMO, A. 1981. Effects of mixtures of heavy metals and a surfactant on the development of cod (*Gadus morhua* L.). *Rapp.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 178, 95-104.

SZYMELFENIG, M., KOTWICKI, L., GRACA, B. 2006. Benthic re-colonization in postdredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68, 489–498.

- TACKX, M. L. M., NATHALIE, D. P. & RIET, V. M. 2004. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal pattern. *J. Plankton Res.* 26, 133–141.
- TALLQVIST, M. SANDBERG-KILPI, E. & BONSDORFF, E. 1999. Juvenile flounder, *Platichthys flesus* (L.), under hypoxia: effects on tolerance, ventilation rate and predation efficiency. *J Exp Mar Biol Ecol* 242:75–93.
- 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. & SMILAUER, P. 1998. CANOCO Reference Manual User's Guide to Canoco for Windows. Microcomputer Power, Ithaca, USA. 352 pp.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate gradient analysis. *Ecology*, 67 (5):1167-1179.
- TER BRAAK, C.J.F. 1988. CANOCO – A fortran program for canonical community ordination by (partial) ((detrende) (canonical analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1). ITI-TNO, Wageningen, 95p.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper Internacional Edition, 644 p.
- TOMASIK L., WAWRZYNIAK W., WNNICKI A. 1982. Oxygen deficiency and negative temperature as teratogenic factors in rainbow trout *Salmo gairdneri*. *Acta Ichth. Piscat.* 12:93-99.
- TUBELIS, A. 1984. Meteorologia Descritiva. Fundamentos e Aplicações Brasileiras. Nobel, Rio de Janeiro, 374p.
- UFBA-NIMA. 1997. Baía de Todos os Santos: diagnóstico sócio-ambiental e subsídio para a gestão. Bahia: Germen. 244p.
- URBAN, S.R., CORRÊA. A.X.R., SCHETTINI, C.A.F., SCHWINGEL, P.R., SPERB, R.M. & RADETSKI, C.M. 2010. Physicochemical and ecotoxicological evaluation of estuarine water quality during a dredging operation. *J. Soils Sediments.* 10:65-76.

URBINATI, E.C., & P.C.F. CARNEIRO. 2004. Práticas de manejo e estresse dos peixes em piscicultura. Páginas 171-193 in J.E.P. Cyrino, E.C. Urbinati, D.M. Fracalossi, and N. Castagnolli, editores. Tópicos Especiais em Piscicultura de Água Doce Tropical Intensiva. Sociedade Brasileira de Aqüicultura e Biologia Aquática (Aquabio). Jaboticabal, SP.

UTNE-PALM, A.C. 2004. Effects of larvae ontogeny, turbidity, and turbulence on prey attack rate and swimming activity of Atlantic herring larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 310, 147-161.

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

VÁSQUEZ-YEOMANS, L. Y J. J. SCHMITTER-SOTO. 1999. Ictioplancton de La Bahía de la Ascensión, Q. Roo, Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an: Listado Taxonómico y Colección. El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Chetumal. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. H013. México, D.F.

VEADO, L.D.V. & C. RESGALLA JR. 2005. Alteração da comunidade zooplancônica 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.

VON SPERLING, M. 2005. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3 ed. v.1 Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 452 p

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.

WEIS, J. S. & WEIS, P. 1989. Effects of environmental pollutants on early fish development. *Review of Aquatic Science*, 1, 45-73.

- WEIS, P. & WEIS, J. S. 1982. Toxicity of the PCBs Aroclor 1254 and 1242 to embryos and larvae of the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 28:298-304.
- WESTERBERG, H., RONNBACK, P. & FRIMANSSON, H. 1996. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES Council Meeting Papers, E:26.
- 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.
- WITT, J., SCHROEDER, A., KNUST, R. & ARNTZ, W.E. 2004. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research* 58, 117–128.
- WOOD, P. J., & ARMITAGE, P. D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, 203-217.
- WU Z. Y., YU Z. M., SHENG H. Y., XU J., HAN Y. C. & XU Y. T. 2008. Ecological effects 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.; SANTOSCHI, 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.

