

Tropical Oceanography

Revista on line

Recife	vol. 44	n. 1	1- 15	2016
C.D.U. 551.46:57(26) CDD. 551.4605 ISSN: 1679-3013 D.O.I: 10.5914/2016.0120				

INDICADORES DAS MUDANÇAS DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA ASSOCIADOS COM A DRAGAGEM NO ESTUÁRIO DO RIO BEBERIBE (BRASIL).

Gislayne Cristina Palmeira BORGES¹;
Maria da Glória Gonçalves da SILVA CUNHA²;
Enide ESKINAZI LEÇA³;
Leandro Cabanez FERREIRA⁴;
Eveline Pinheiro de AQUINO⁵;
Antonio de Castro SANTOS JÚNIOR⁶;
Marilene Felipe SANTIAGO⁷;
Marcella GUENNES⁸.

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate the phytoplankton as indicator of changes in water quality before (2011) during (2012) and after (2012) dredging, covering an interannual variation in the Beberibe River estuary (Brazil). The abiotic variables were examined (temperature, transparency, DO, salinity and BOD₅), chlorophyll *a* and phytoplankton composition. Most species was planktonic marine and despite the dredging, there was an increase in benthic species. Were

dominant the cyanobacteria *Planktothrix agardhii* (rainy season) and the diatom *Bellerochea malleus* (dry season). The richness and diversity of species were similar before and during the dredging period, showing that the dredging did not cause significant changes; however, there was a progressive increase in planktonic diatoms, especially after the dredging. The short period of dredging was not enough to cause changes in phytoplankton community in the Beberibe River estuary.

Keywords: *Planktothrix agardhii*, *Bellerochea malleus*, species richness, phytoplankton.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo investigar o fitoplâncton como indicador de alterações na qualidade da água antes (2011) e durante (2012) e depois (2012) de dragagem, abrangendo uma variação interanual no estuário do rio Beberibe (Brasil). Foram examinadas as variáveis abióticas (temperatura, transparência, OD, salinidade e DBO₅), clorofila *a* e composição do fitoplâncton. A maioria das espécies foi planctônica marinha e apesar da dragagem, não

ocorreu um aumento das espécies fitoplanctônicas. Foram dominantes a cianobactéria *Planktothrix agardhii* (período chuvoso) e a diatomácea *Bellerochea malleus* (período de estiagem). A riqueza e a diversidade das espécies foram semelhantes antes e durante o período de dragagem, evidenciando que o período de dragagem não causou modificações significativas, porém, ocorreu um aumento progressivo das diatomáceas planctônicas,

principalmente depois da dragagem. O curto período da dragagem não foi suficiente para causar modificações na

comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Beberibe.

Palavras chave: *Planktothrix agardhii*, *Bellerochea malleus*, riqueza de espécie, fitoplâncton.

INTRODUÇÃO.

Os estuários são conhecidos mundialmente como ambientes de transição entre dois ecossistemas, o marinho e o de água doce, com marcadas mudanças nos parâmetros biológicos e abióticos, além de serem reconhecidos como locais altamente produtivos (MUYLAERT et al., 2009).

Em áreas altamente urbanizadas, esses ecossistemas recebem influência de atividades causadas pela ação antrópica através do lançamento de esgotos domésticos e industriais, além do procedimento de dragagem que é realizada para aumentar a profundidade através da retirada de sedimentos e permitir a navegação em áreas portuárias (CABRITA, 2014).

O estuário do rio Beberibe é uma área de proteção ambiental estadual (lei nº9.931/86) e está incluído em dois projetos, o de *Renaturalização do rio Beberibe* no qual em abril de 2012 teve o início da dragagem da foz do rio com o objetivo de alargar a calha e retirar o lixo e sedimentos acumulados que impedem o fluxo fluvial, e o de *Navegabilidade dos rios Capibaribe e Beberibe* que tem como objetivo facilitar a navegação e o transporte público de passageiros através de embarcações (CPRH, 2012)

As atividades de dragagem ocasionam o aumento na turbidez, a ressuspensão de sedimento e a remobilização de poluentes (metais pesados) tornando-os biologicamente disponíveis para serem acumulados pela biota (NAYAR et al., 2004; CABRITA, 2014; OLIVEIRA et al., 2014), além de causar prejuízos na pesca de subsistência. Podem ocasionar também mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica, alterando a biomassa, favorecendo a ocorrência de florescimentos e conseqüentemente elevando a produtividade local (MOSER et al., 2012; GANG et al., 2014).

Estudos sobre os efeitos causados pela dragagem no fitoplâncton (NAYAR et al., 2004; FERREIRA et al., 2012; CABRITA, 2014), em diatomáceas bentônicas (LICURSI e GOMEZ, 2009) e na produção pelágica/bentônica (EWA-OBOHO et al., 2008) têm sido realizados em diversos estuários. Analisar a comunidade fitoplanctônica nesse ecossistema é de vital importância, pois respondem rapidamente às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, sendo necessário o desenvolvimento de indicadores confiáveis e sensíveis a essas modificações.

O presente trabalho tem como objetivo investigar a comunidade fitoplanctônica como indicadora da qualidade da água e foi testada a hipótese de que a riqueza de espécies será alterada decorrente do processo de dragagem no estuário do rio Beberibe (Brasil).

ÁREA ESTUDADA.

O rio Beberibe nasce no município de Camaragibe, possui uma área de drenagem de 150 km² e percorre 19 km de extensão até desaguar no Oceano Atlântico (CONDEPE, 1980; RIBEIRO e ARAÚJO, 2002; CPRH, 2012). Apresenta um clima do tipo As' (tropical quente e úmido), caracterizado por dois períodos pluviométricos distintos, um período chuvoso (março a agosto) e um período de estiagem (setembro a fevereiro) (ARAGÃO, 2004; MELO et al., 2014).

Considerado um dos ecossistemas mais poluídos de Pernambuco (CPRH, 2012), o estuário do rio Beberibe (P1; latitudes 7°59' e 8°02' S, longitudes 34°52' e 35°00' W), localizado na Região Metropolitana do Recife vem sofrendo nos últimos 50 anos com as consequências da ocupação desordenada de suas margens, resultando no assoreamento da sua calha, no estreitamento de sua largura e a contaminação da sua água através dos esgotos domésticos e industriais (GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, 2008; CPRH, 2012) (Fig.1).

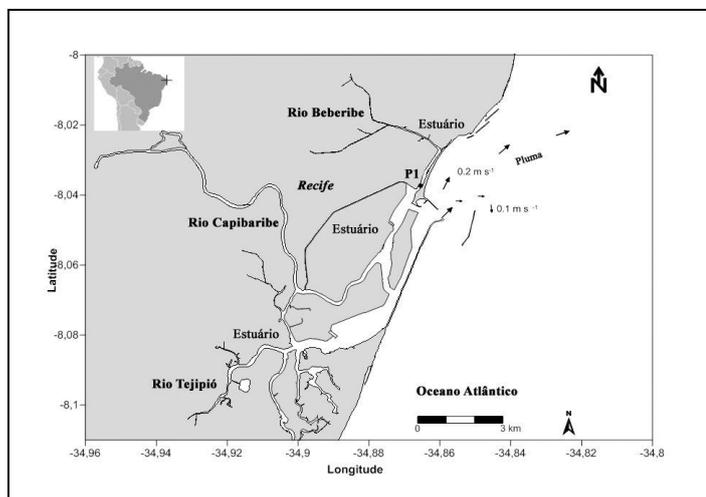


Figura 1 – Localização do ponto de coleta (P1) no estuário do rio Beberibe (Brasil).
Fonte: Carlos Delgado Noriega, 2015.

MATERIAL E MÉTODOS.

As coletas foram realizadas no período de dois anos, em 2011 (antes da dragagem) e 2012 (durante e depois da dragagem), no período chuvoso (junho, julho e agosto) e no período de estiagem (outubro, novembro e dezembro) na baixa-mar e preamar de maré de sizígia. Foi feito um desenho esquemático subdividindo os períodos sazonais e os anos em antes, durante e depois da dragagem (Fig. 2).

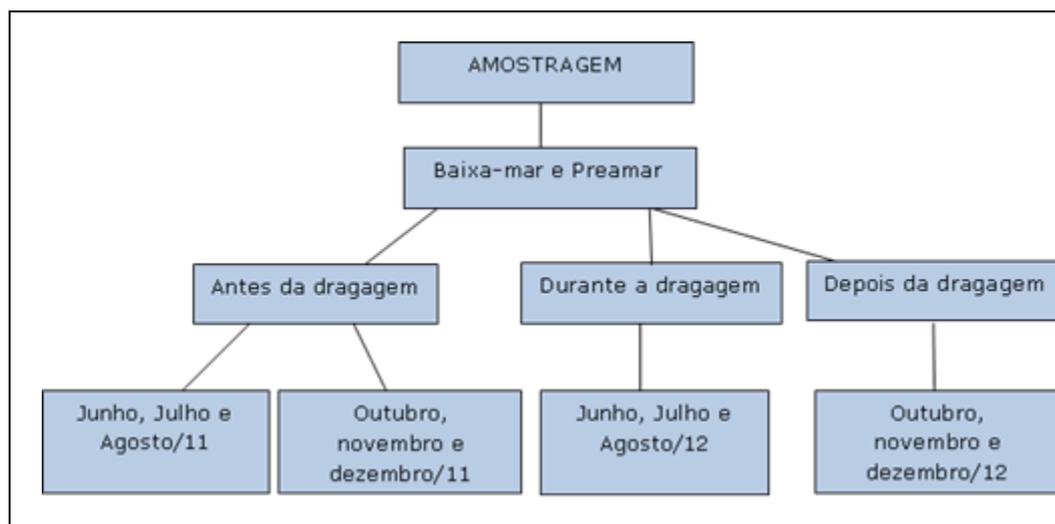


Figura 2 – Desenho esquemático dos períodos sazonais de amostragem do fitoplâncton e variáveis abióticas no estuário do rio Beberibe (Brasil).

Variáveis abióticas.

Foram medidos *in situ* a temperatura da água através de um termômetro com precisão de $\pm 0,02^{\circ}\text{C}$ e a transparência da água através do disco de Secchi de cor branca e com 30 cm de diâmetro preso a um cabo graduado em centímetros.

As amostras para os demais parâmetros abióticos foram coletadas com o auxílio de uma garrafa de Niskin e analisadas no Laboratório de Oceanografia Química da Universidade Federal de Pernambuco. A salinidade foi determinada através do método de Morh-Knudsen, descrito por Strickland e Parsons (1972). As amostras para o oxigênio dissolvido foram armazenadas em frascos tipo âmbar, fixadas em campo com soluções de sulfato de manganês e iodeto de potássio alcalino e posteriormente analisadas (após 24 horas). As concentrações determinadas pelo método de Winkler modificado, descrito por Strickland e Parsons (1972). Para a demanda bioquímica do oxigênio (DBO_5), as amostras foram acondicionadas em frascos tipo âmbar e armazenadas em uma incubadora a 20°C , durante cinco dias. A análise foi realizada de acordo com as determinações contidas no *Standard Methods for the Examination of Waste-Water* (APHA, 1985).

Para a análise quantitativa do fitoplâncton as amostras foram coletadas com garrafa de Niskin e armazenadas em recipientes plásticos de 1L de capacidade e congeladas para posterior análise. As amostras correspondentes à biomassa fitoplanctônica foram analisadas a partir do teor de clorofila *a*, com filtragem e extração dos pigmentos, no Laboratório de Produção Primária do Departamento de Oceanografia, na Universidade Federal de Pernambuco. Foram utilizados filtros Millipore ($0,47\ \mu\text{m}$ de diâmetro e $0,45\ \mu\text{m}$ de porosidade), bem como acetona a 90%, com posterior análise espectrofotométrica (UNESCO 1966; STRICKLAND e PARSONS 1972).

Fitoplâncton.

Para a análise qualitativa do fitoplâncton, as coletas foram realizadas através de arrastos horizontais superficiais durante 3 minutos, utilizando-se uma rede de plâncton com abertura de malha de $45\ \mu\text{m}$, com 1 m de comprimento e 30 cm de diâmetro de boca, com embarcação motorizada, com velocidade de aproximadamente 1 nó. Após cada coleta o material foi fixado com formol neutro a 4% e armazenado em potes plásticos de 250 ml, de acordo com as recomendações de Newell e Newell (1963). As amostras estão armazenadas (depositadas) no Museu de Oceanografia da UFPE

Na análise, as amostras foram homogeneizadas, sendo retirada uma alíquota de 1,0 mL em lâmina semi-permanente para contagem e identificação dos táxons, utilizando-se o microscópio óptico Zeiss, com aumento de 400x. A identificação taxonômica dos organismos foi baseada em bibliografias especializadas: Balech (1988), Bérard-Therriault et al. (1999), Chrétiennot-Dinet et al. (1990), Cupp (1943), Hoppenrath et al. (2009), Hustedt (1930, 1959, 1961-1966), Silva-Cunha e Eskinazi-Leça (1990) e Sournia (1967, 1986). Quando necessário, para evidenciar os cloroplastos, foi utilizado o sistema de contraste de fase, com registro fotográfico, bem como, para melhor observação da ornamentação de frústulas de algumas espécies de diatomáceas, foi aplicado o método proposto por Carr et al. (1986).

Para o enquadramento dos táxons foi utilizado o sistema de classificação do banco de dados internacional ALGAEBASE (GUIRY e GUIRY, 2015).

A abundância relativa de cada táxon foi calculada de acordo com Lobo e Leighton (1986) utilizando a seguinte classificação: dominante (espécie cuja ocorrência numérica é maior que 50% do número total de indivíduos da amostra), abundante (espécie cuja ocorrência supera o valor médio de indivíduos da amostra) e raro (espécies cuja ocorrência é inferior ao valor médio de indivíduos da amostra). Foi utilizada a seguinte classificação para a frequência de ocorrência dos táxons, considerando-se número de amostras nas quais cada um ocorreu, em relação ao número total de amostras analisadas: muito frequente ($\geq 70\%$), frequente, ($40\% \geq F \leq 70\%$), pouco frequente ($10\% \geq F \leq 40\%$) e esporádica ($< 10\%$).

Foi calculada também a riqueza, que é correspondente ao número de táxons encontrados em cada amostra, o índice de diversidade específica de acordo com Shannon (1948) e a equitabilidade de acordo com Pielou (1967).

Análise estatística.

Diferenças entre as variáveis abióticas, clorofila *a* e riqueza de espécies do fitoplâncton, foram comparadas através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, baseado nos valores medianos realizado com o programa Bioestat 5.0; o nível de significância para o teste foi $p < 0,05$.

Foi realizada a Análise dos Componentes Principais (ACP) para determinar o agrupamento das espécies mais significativas relacionadas às variáveis abióticas comparando os períodos antes, durante e depois da dragagem, utilizando o programa NTSYS.

RESULTADOS.

Mudanças induzidas nas condições ambientais .

A tabela 1 mostra as médias e o intervalo de valores das variáveis abióticas antes (período chuvoso e de estiagem de 2011), durante (período chuvoso de 2012) e depois (período de estiagem de 2012) da dragagem. Foram mais elevados antes da dragagem (período de estiagem), a temperatura da água, o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica do oxigênio (antes da dragagem), enquanto depois da dragagem foram a transparência da água e a salinidade (depois da dragagem). As variáveis abióticas não apresentaram diferença significativa (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) durante todo o período estudado.

Comparando o período chuvoso observou-se que todas as variáveis abióticas apresentaram valores médios mais elevados durante a dragagem (2012). A temperatura da água variou de 22 a 26°C (antes da dragagem) e de 23 a 28°C (durante a dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,51$). A transparência da água de 0,05 a 0,75 m (antes da dragagem) e de 0,25 a 0,75 m (durante a dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,46$). O oxigênio dissolvido de 0,00 a 4,04 ml.L^{-1} (antes da dragagem) e de 0,00 a 3,24 ml.L^{-1} (durante a dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,57$). A salinidade de 0,07 a 29,27 (antes da dragagem) e de 0,88 a 32,40 (durante a dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,42$). A DBO_5 de 0,47 a 2,98 mg.mL^{-1} (antes da dragagem) e de 0,93 a 4,18 mg.mL^{-1} (durante a dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,10$) (Tab. 1).

Comparando o período de estiagem, observou-se que a temperatura da água, o oxigênio dissolvido e a DBO_5 apresentaram valores médios mais elevados na preamar antes da dragagem (2011), enquanto a transparência da água e a salinidade foram mais elevadas também na preamar depois da dragagem (2012). A temperatura da água variou de 26 a 28°C (antes da dragagem) e de 25,5 a 27°C (depois da dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,29$). A transparência da água de 0,30 a 1,00 m (antes da dragagem) e de 0,25 a 1,10 m (depois da dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,51$). O oxigênio dissolvido de 0,00 a 6,89 ml.L^{-1} (antes da dragagem) e de 0,00 a 4,03 ml.L^{-1} (depois da dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,63$). A salinidade de 3,21 a 29,41 (antes da dragagem) e de 9,29 a 33,73 (depois da dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,63$). A DBO de 1,16 a 7,23 mg.mL^{-1} (antes da dragagem) e de 1,23 a 4,56 mg.mL^{-1} (depois da dragagem) (Kruskal-Wallis, $p = 0,42$) (Tab. 1).

Variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*).

A figura 3 mostra a variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*), antes, durante e depois da dragagem. A clorofila *a* apresentou um valor médio mais elevado no período chuvoso (durante a dragagem). A clorofila *a* variou de 5,92 a 60,77 mg.m⁻³ no período chuvoso (antes da dragagem), de 3,93 a 28,33 mg.m⁻³ no período de estiagem (antes da dragagem), de 0,65 a 115,87 mg.m⁻³ no período chuvoso (durante a dragagem) e de 2,56 a 16,36 mg.m⁻³ no período de estiagem (depois da dragagem). Não foi observada diferença significativa para as concentrações de clorofila *a* (Kruskal-Wallis, p=0,90).

Tabela 1 – Valores de temperatura da água (Temp.;°C), transparência da água (Transp.;m), salinidade, oxigênio dissolvido (OD;mg.L⁻¹) e demanda bioquímica do oxigênio (DBO;mg.mL⁻¹) em 2011 (antes da dragagem) e 2012 (durante e depois da dragagem) no estuário do Beberibe (Brasil). Legenda: PC=período chuvoso; PE=período de estiagem.

Parâmetros/ano	Período de amostragem			
	2011		2012	
	Antes da dragagem		Durante a dragagem	Depois da dragagem
	PC	PE	PC	PE
Temp. (°C)	24,42 (22-26)	27,17 (26-28)	25,17 (23-28)	26,75 (25,5-27)
Transp. (m)	0,37 (0,05-0,75)	0,61 (0,3-1,00)	0,48 (0,25-0,75)	0,72 (0,25-1,10)
Salinidade	1,36 (0,00-4,04)	2,71 (0,00-6,89)	1,47 (0,00-3,24)	1,82 (0,00-4,03)
OD (mg.L ⁻¹)	12,88 (0,07-29,27)	20,23 (3,21-29,41)	14,29 (0,88-32,40)	23,38 (9,29-33,73)
DBO ₅ (mg.mL ⁻¹)	1,28 (0,47-2,98)	3,68 (1,16-7,23)	2,88 (0,93-4,18)	2,74 (1,23-4,56)

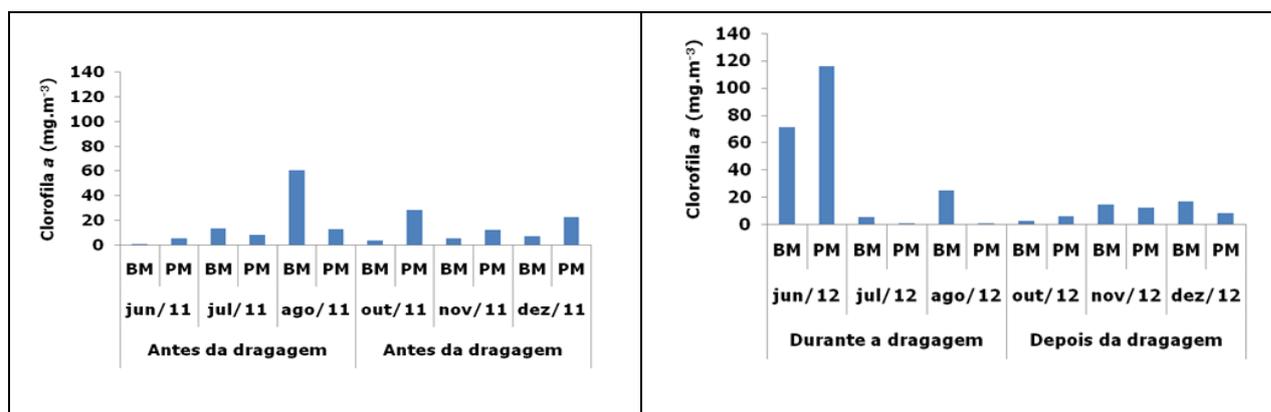


Figura 3 – Variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) (A) antes da dragagem (2011), (B) durante e depois da dragagem (2012) no estuário do rio Beberibe (Brasil). Legenda: BM=baixa-mar; PM=preamar. B

Alterações na abundância e composição do fitoplâncton.

Foram identificadas 104 espécies, distribuídas nos filos Ochrophyta (59,62%), Dinophyta (12,50%), Cyanobacteria (11,54%), Chlorophyta (10,58%), Euglenophyta (3,85%) e Charophyta (1,92%).

A riqueza média de espécies foi mais elevada no período chuvoso (20 spp.) e de estiagem (21 spp.) antes da dragagem e no período de estiagem (22 spp.) depois da dragagem, sendo observada uma diminuição durante o período de dragagem (13 spp.).

A figura 4 mostra a contribuição dos filos do fitoplâncton (Ochrophyta, Dinophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta e Charophyta) para a riqueza de espécies, antes (período chuvoso e de estiagem/2011), durante (período chuvoso/2012) e depois da dragagem (período de estiagem/2012).

As contribuições dos filos durante os períodos estudados apresentaram modificações antes, durante e depois da dragagem. As diatomáceas constituíram o principal grupo apresentando uma crescente contribuição durante o período estudado, atingindo o máximo depois da dragagem (69,44%), enquanto as cianobactérias apresentaram uma diminuição na abundância durante o período de estiagem (antes e depois da dragagem). Os dinoflagelados foram mais significativos durante o período de estiagem (antes e depois da dragagem), as euglenofíceas apresentaram uma baixa abundância durante o período de estudo, enquanto as carófitas ficaram restritas ao período antes da dragagem (Fig. 4).

De acordo com os dados ecológicos, as espécies planctônicas (73,26%) foram mais expressivas distribuídas em marinhas oceânicas (24,42%) e neríticas (22,09%), seguidas das dulciaquícolas (26,74%). Dentre as espécies ticoplanctônicas (26,74%) maior representação foi das marinhas neríticas (20,93%), seguidas das estuarinas (4,65%) e dulciaquícolas (1,16%).

As espécies muito frequentes na área de estudo foram: antes da dragagem/período chuvoso (a cianobactéria *Oscillatoria* sp.); antes da dragagem/período de estiagem (as cianobactérias *Oscillatoria* sp. e *Planktothrix agardhii*, os dinoflagelados *Protoperdinium cassum* e *Protoperdinium* sp., as diatomáceas *Bellerochea malleus*, *Coscinodiscus* sp., *Helicotheca tamesis*, *Nitzschia longissima*, *Thalassiosira* sp., e as clorofíceas *Pediastrum duplex* e *Scenedesmus quadricauda*); durante a dragagem/período chuvoso (as cianobactérias *Oscillatoria princeps*, *Oscillatoria* sp. e as diatomáceas *Helicotheca tamesis* e *Navicula* sp.); e depois da dragagem/período de estiagem (a cianobactéria *Oscillatoria* sp., o dinoflagelado *Protoperdinium* sp. e as diatomáceas *Bellerochea malleus* e *Helicotheca tamesis*).

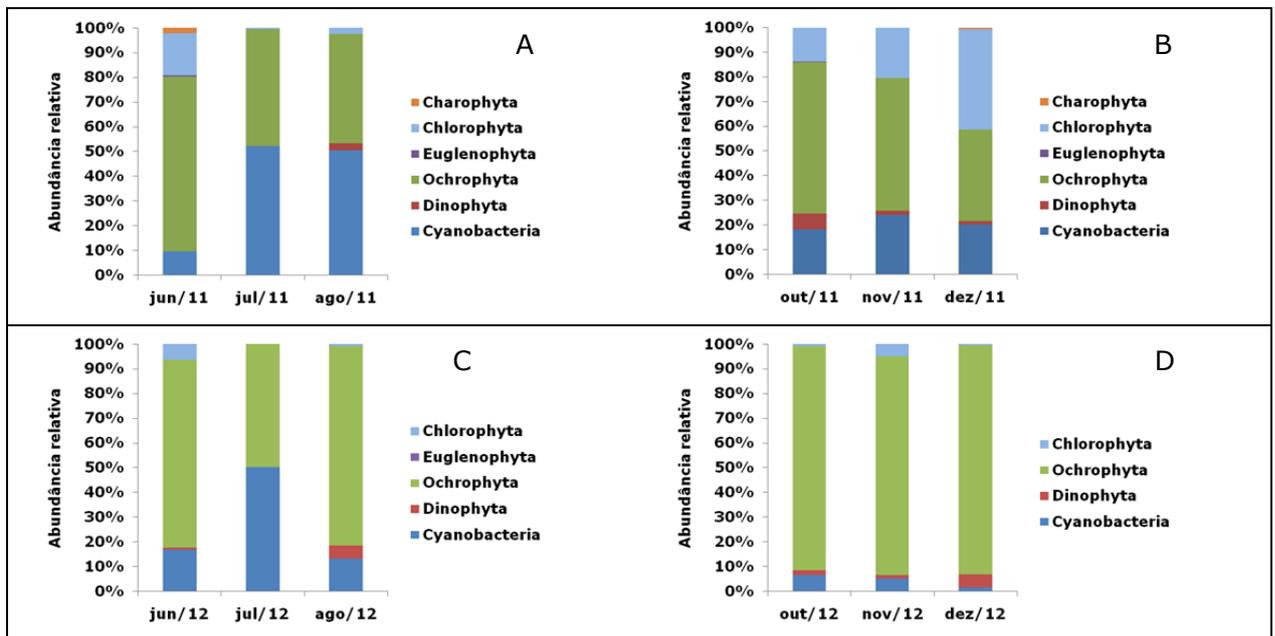


Figura 4 – Contribuição dos filos do fitoplâncton (A e B) antes da dragagem (2011), (C) durante a dragagem (2012) e (D) depois da dragagem (2012) no estuário do rio Beberibe (Brasil).

A comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Beberibe apresentou uma diversidade específica elevada ($>2,5$ bits.cél⁻¹) em mais de 75% das amostras durante o período estudado. Os menores valores de diversidade específica coincidiram com a dominância de *Planktothrix agardhii* antes da dragagem (período chuvoso) com 84,62% de abundância relativa nas preamares de julho/11 e agosto/11 com 55,16%, e de *Bellerochea*

malleus depois da dragagem (período de estiagem) com 63,21% na baixa-mar e 57,14% na preamar de dezembro/12 (Fig. 5).

De maneira geral, os valores de equitabilidade foram maiores do que 0,5, evidenciando a distribuição equitativa das espécies no estuário do rio Beberibe (Fig. 5).

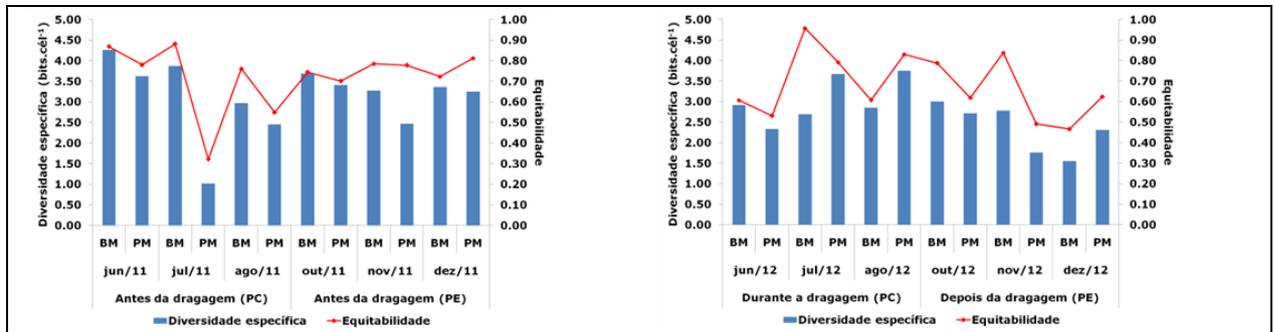


Figura 5 – Variação da diversidade específica (bits.cél⁻¹) e equitabilidade (A) ^B antes (2011), (B) durante (2012) e depois (2012) da dragagem no estuário do rio Beberibe (Brasil).

Para o primeiro ano de estudo (antes da dragagem), o plano fatorial 1-2 da análise dos componentes principais explicou 59,9% da variância dos dados (Fig. 6 e Tab. 2). No eixo 1 (32,0%) projetaram-se positivamente a cianobactéria *Planktothrix agardhii*. Em oposição, destacaram-se a temperatura, transparência, oxigênio dissolvido e a diatomácea *Asterionellopsis glacialis*, no lado negativo. No eixo 2 (27,9%) posicionaram-se positivamente a riqueza, a diversidade específica e a clorofícea *Pediastrum duplex*, enquanto a salinidade e a diatomácea *Bellerochea malleus*, no lado negativo.

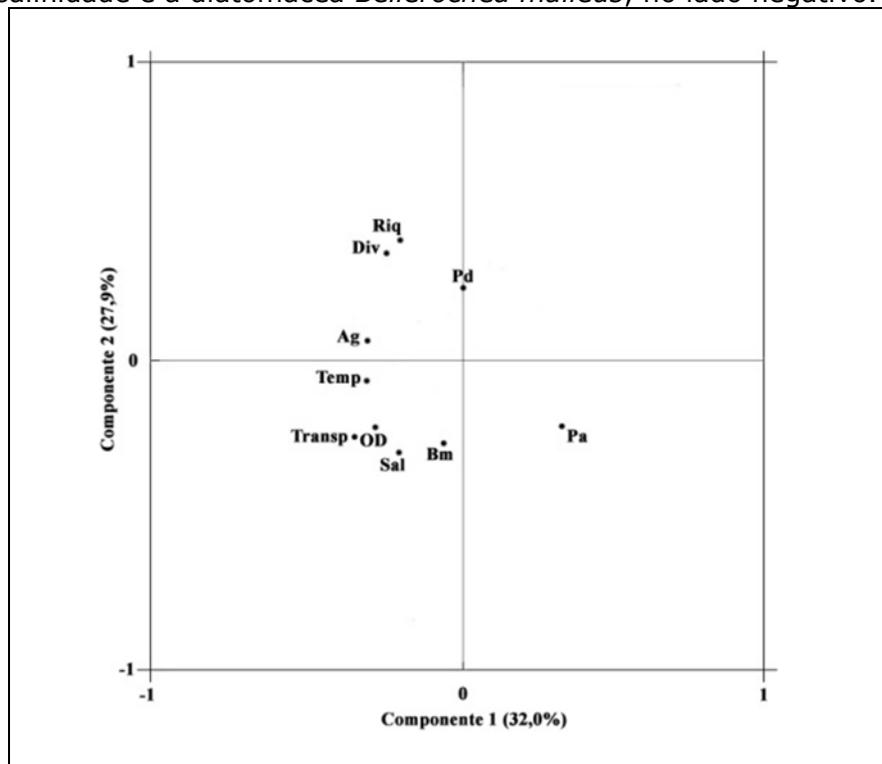


Figura 6 - Análise dos Componentes Principais das variáveis abióticas e espécies de maior contribuição para comunidade do estuário do rio Beberibe (Brasil) no ano de 2011 (antes da dragagem). Siglas: Riq (riqueza de espécies), Div (diversidade específica), Temp (temperatura da água), Transp (transparência da água), Sal

(salinidade), OD (oxigênio dissolvido), Ag (*Asterionellopsis glacialis*), Bm (*Bellerochea malleus*), Pa (*Planktothrix agardhii*) e Pd (*Pediastrum duplex*).

Esse arranjo demonstra a correlação das espécies *Asterionellopsis glacialis* e *Bellerochea malleus* (espécies marinhas neríticas) com a salinidade, o oxigênio dissolvido, a transparência e a temperatura, indicando sua relação com a chegada de água marinha na preamar, mostrando a ciclagem/renovação que contribuiu para uma melhor qualidade da água. A espécie *Planktothrix agardhii* demonstrou uma relação inversamente proporcional com a riqueza e a diversidade, fato corroborado pela sua característica de resiliência e de elevado número de células e dominância na área de estudo, fato que contribuiu para uma diminuição da diversidade e riqueza de espécies da área analisada. A espécie *Pediastrum duplex* esteve inversamente relacionada à variável salinidade, demonstrando a chegada e contribuição de espécies de água doce.

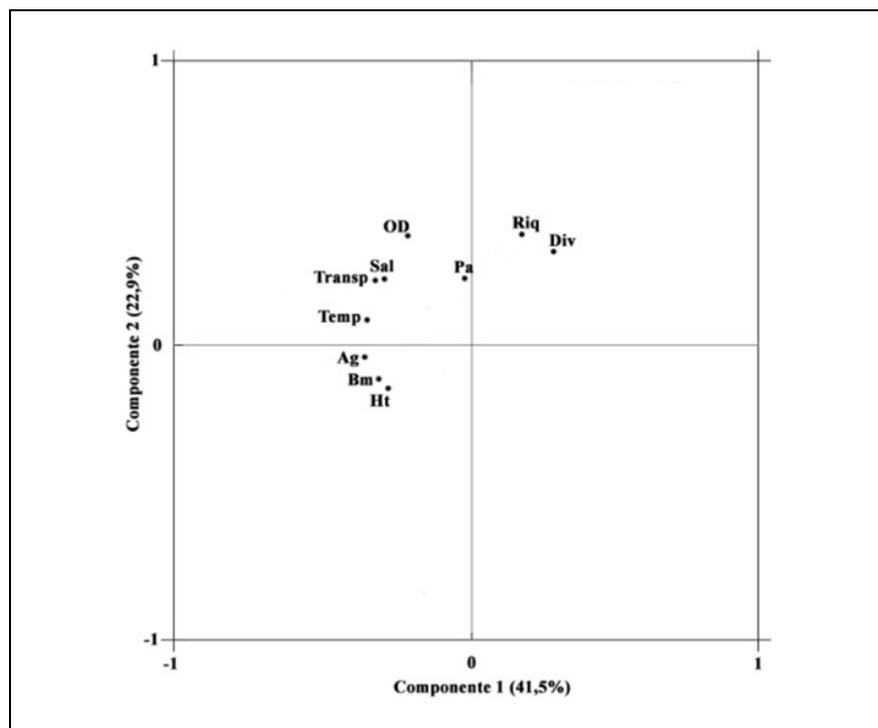


Figura 7 - Análise dos Componentes Principais das variáveis abióticas e espécies de maior contribuição para comunidade do estuário do rio Beberibe em 2012 (depois da dragagem). Siglas: Riq (riqueza de espécies), Div (diversidade específica), Temp (temperatura da água), Transp (transparência da água), Sal (salinidade), OD (oxigênio dissolvido), Ag (*Asterionellopsis glacialis*), Bm (*Bellerochea malleus*), Pa (*Planktothrix agardhii*) e Ht (*Helicotheca tamesis*).

Para o segundo ano de estudo (durante e depois da dragagem), o plano fatorial 1-2 da análise dos componentes principais explicou 64,4% da variância dos dados (Fig. 7 e Tab. 3). No eixo 1 (41,5%) projetaram-se negativamente as diatomáceas *Asterionellopsis glacialis*, *Bellerochea malleus* e *Helicotheca tamesis*, a temperatura e a salinidade. No eixo 2 (22,9%) posicionaram-se positivamente a riqueza, a diversidade, oxigênio e a cianobactéria *Planktothrix agardhii*.

Tabela 2 – Contribuição das variáveis abióticas e bióticas aos dois primeiros componentes principais (com seus percentuais de explicabilidade) obtidas no estuário do rio Beberibe (Brasil), antes da dragagem (2011).

Táxons e parâmetros	Táxons e parâmetros abreviados na ACP	Componente 1 (32,00%)	Componente 2 (27,90%)
Riqueza de espécies	Riq	-0,255	0,480
Diversidade específica	Div	-0,307	0,426
Temperatura da água	Temp	-0,388	-0,085
Transparência da água	Transp	-0,436	-0,310
Oxigênio dissolvido	OD	-0,355	-0,271
Salinidade	Sal	-0,260	-0,371
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Ag	-0,384	0,078
<i>Bellerochea malleus</i>	Bm	-0,084	-0,338
<i>Planktothrix agardhii</i>	Pa	0,389	-0,269
<i>Pediastrum duplex</i>	Pd	-0,005	0,285

Durante o período abordado, as diatomáceas (*Asterionellopsis glacialis*, *Bellerochea malleus* e *Helicotheca tamesis*) estiveram inversamente relacionadas a riqueza e diversidade. Esse fato ocorreu devido aos eventos de dominância dessas espécies, onde foi possível observar as espécies *Asterionellopsis glacialis* e *Bellerochea malleus* durante a dragagem (período chuvoso) e as espécies *Bellerochea malleus* e *Helicotheca tamesis* depois da dragagem (período de estiagem). Esses eventos de elevada abundância relativa diminuíram a riqueza e diversidade específica local. A falta de correlação de *Planktothrix agardhii* durante este período foi por causa da baixa frequência dessa cianobactéria e sua ausência depois da dragagem.

Tabela 3 – Contribuição das variáveis abióticas e bióticas aos dois primeiros componentes principais (com seus percentuais de explicabilidade) obtidas no estuário do rio Beberibe (Brasil), depois da dragagem (2012).

Táxons e parâmetros	Táxons e parâmetros abreviados na ACP	Componente 1 (32,00%)	Componente 2 (27,90%)
Riqueza de espécies	Riq	0,203	0,466
Diversidade específica	Div	0,327	0,394
Temperatura da água	Temp	-0,414	0,099
Transparência da água	Transp	-0,413	0,273
Oxigênio dissolvido	OD	-0,269	0,461
Salinidade	Sal	-0,373	0,275
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Ag	-0,415	-0,059
<i>Bellerochea malleus</i>	Bm	-0,394	-0,145
<i>Planktothrix agardhii</i>	Pa	-0,034	0,275
<i>Helicotheca tamesis</i>	Ht	-0,354	-0,181

DISCUSSÃO.

O processo de dragagem envolve diversos tipos de perturbações físicas, químicas e biológicas, como o aumento da turbidez, do material particulado em suspensão e dos nutrientes, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, destruição de habitats e aumento na ocorrência de espécies tolerantes (CABRITA, 2014).

Depois da dragagem, o aumento da transparência da água e da salinidade evidencia o maior aporte da preamar na área estudada. Essas mudanças foram visíveis também na composição do fitoplâncton com a dominância da diatomácea *Bellerochea malleus*. Em um estudo realizado no estuário do rio Beberibe, Ribeiro e Araújo (2002) verificaram que a maior parte do volume de água que entra através da preamar é desviada para o estuário do rio Capibaribe, que é mais profundo que o rio Beberibe. No nosso estudo a ação da dragagem pode ter afetado ou alterado a direção da água, através do alargamento e do

aprofundamento do estuário do rio Beberibe, fazendo com que a entrada da preamar fosse mais expressiva na área.

As variações nas concentrações de clorofila *a* foram maiores durante o período chuvoso nos dois anos estudados, demonstrando um padrão sazonal característico e não diretamente relacionado à ação da dragagem. Esse padrão também foi relatado para o estuário do rio Timbó (GREGO et al., 2004) e o estuário do rio Sirinhaém (HONORATO DA SILVA et al., 2009). A correlação entre a clorofila *a* antes, durante e depois da dragagem não apresentou diferença significativa, evidenciando que a dragagem não influenciou a variabilidade da biomassa do fitoplâncton. Fato semelhante foi registrado por Forte Neto et al. (2014) no Porto de Aratu, onde também não foram registradas diferenças na distribuição da biomassa durante o período de dragagem.

As relações do ambiente aquático com as modificações na composição do fitoplâncton e a ação da dragagem têm sido relatadas em diversas pesquisas (NAYAR et al., 2004; CABRITA, 2014; OLIVEIRA et al., 2014), além das mudanças nos parâmetros estruturais e alterações na tolerância das espécies para a poluição orgânica e eutrofização (LICURSI E GÓMEZ, 2009).

No estuário do rio Beberibe, a contribuição das diatomáceas para a riqueza de espécies foi aumentando progressivamente, com maiores valores no período depois da dragagem. Isto pode estar relacionado ao aumento na concentração de silicato em decorrência do revolvimento do sedimento. Outro fator que pode estar relacionado a essa contribuição das diatomáceas, é que são organismos mais tolerantes a modificações físicas, como o processo de dragagem como foi relatado por Licursi e Gómez (2009).

As alterações causadas pela dragagem não aumentaram a contribuição das espécies ticoplanctônicas, pois são espécies que têm a capacidade de viver aderida ao substrato, habitam áreas rasas costeiras, bem iluminadas e aumentam suas densidades quando ressuspensas do sedimento em função das correntes, marés e turbulência (SILVA-CUNHA, 2001).

A permanência de espécies planctônicas em maior número do que as espécies ticoplanctônicas pode indicar uma estabilidade ambiental no estuário do rio Beberibe, com a ocorrência de espécies bem adaptadas a ambientes poluídos, não ocorrendo modificações estruturais significantes. Diferente do observado por Cabrita (2014) onde ocorreu um aumento das espécies bentônicas relacionado ao aumento nas concentrações de material particulado em suspensão.

As espécies planctônicas contribuíram para uma diversidade específica elevada e em algumas situações apresentaram valores elevados de abundância relativa no estuário estudado, destacando-se a contribuição da cianobactéria *Planktothrix agardhii* no período chuvoso e da diatomácea *Bellerochea malleus* no período de estiagem.

A análise dos componentes principais demonstrou que não houve separação entre os períodos antes e depois da dragagem em relação aos parâmetros abióticos e as espécies do fitoplâncton. Essa ausência de relação entre os períodos antes e depois da dragagem evidencia que as espécies estão adaptadas com as condições de eutrofização que apresenta o estuário do rio Beberibe.

A diversidade específica foi elevada antes e depois da dragagem, evidenciando que a comunidade fitoplanctônica não foi modificada pelos efeitos da dragagem. Isso pode ser consequência do curto período de dragagem, que não foi suficiente para ocasionar mudanças significativas na qualidade da água, bem como na composição da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Beberibe quando comparado com outros ambientes estuarinos que foram dragados.

A ausência de diferenças significativas antes, durante e depois da dragagem, evidenciam que as mudanças que ocorreram na comunidade fitoplanctônica não foram relacionadas ao período de dragagem e sim, às características sazonais da região.

CONCLUSÃO.

O presente trabalho mostrou que a ressuspensão do sedimento não influenciou a biomassa e a estrutura da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Beberibe. A riqueza e a diversidade das espécies planctônicas foram semelhantes antes e durante o período de dragagem, evidenciando que o período de dragagem não causou modificações significativas.

AGRADECIMENTOS.

A primeira autora agradece à CAPES pela concessão da bolsa de doutorado, as instalações do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco principalmente aos laboratórios de Fitoplâncton, Produtividade Primária e Oceanografia Química da UFPE pela ajuda nas coletas e análises das amostras e ao Dr. Carlos Delgado Noriega pela disponibilidade do mapa da área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 16th edition. American Public Health Association, Washington DC, 1985.

ARAGÃO, J. O. R. **A influência dos oceanos Pacífico e Atlântico na dinâmica do tempo e do clima do Nordeste do Brasil**, In: Oceanografia: um cenário tropical. Eds. Eskinazi-Leça et al., p. 145-160, 2004.

BALECH, E. **Los dinoflagelados del Atlantic Sudoccidental**. Madrid: Ministério de Agricultura Pesca y Alimentacion. (Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografia, n. 1), 1988.

BÉRARD-TERRIAULT, L.; POULIN, M.; BOSSÉ, L. **Guide d'identification du phytoplankton marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent incluant également certains protozoaires**. Publication special canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, 1999. 128p.

CABRITA, M. T. Phytoplankton community indicators of changes associated with dredging in the Tagus estuary (Portugal). **Environmental Pollution**, v. 191, p. 17-24, 2014.

CARR, J. M.; HERGENRADER, G. L.; TROELSTRUP, N. H. A simple inexpensive method for cleaning diatoms. **Transactions of American Microscopical Society**, v. 105, p. 152-157, 1986.

CHRETIÉNNOT-DINNET, M. J.; BILARD, C.; SOURNIA, A. **Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglénophycées, Eustigmatophycées, Prasinophycées, Prymnesiophycées, Rhodophycées et Tribophycées**. Paris, Editions du Centre National Recherche Scientifique. (Atlas du phytoplankton marin 3), 1990.

CONDEPE. **Perfil fisiográfico das bacias hidrográficas de Pernambuco**. Recife: CONDEPE, 1980. 275 p.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente (PE). Relatório de Impacto Ambiental – Projeto de Navegabilidade dos rios Capibaribe e Beberibe. 2012. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/RIMA-Navegabilidade-Capibaribe_Beberibe.pdf>

Acesso em 17 de agosto de 2015.

CUPP, E. D. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. **Bulletin of the Institution of Oceanography**, v. 6, p. 1-237, 1943.

EWA-OBOHO, I.; OLADIMEJI, O.; ASUQUO, F. E. Effect of dredging on benthic-pelagic production in the mouth of Cross River Estuary (off the Gulf of Guinea), S. E. Nigeria. **Indian Journal of Marine Sciences**, v. 37, n. 3, p. 291-297, 2008.

FERREIRA, A. N.; BERETTA, M.; MAFALDA JÚNIOR, P. O. Avaliação do impacto da dragagem sobre associação fitoplanctônica do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Bahia. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 45, n. 1, p. 30-46, 2012.

FORTE NETO, J. B.; BERETTA, M.; FERREIRA, A. N.; SOUZA, C. S.; MAFALDA JÚNIOR, P. O. A variabilidade da biomassa planctônica sob influência da sazonalidade e da dragagem do Porto de Aratu, Baía de Todos os Santos, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 2, p. 230-242, 2014.

GANG, L.; QIANG, L.; JUNDA, L.; XINGYU, S.; YEHUI, T.; LIANGMIN, H. Environmental gradients regulate the spatial variations of phytoplankton biomass and community structure in surface water of the Pearl River estuary. **Acta Ecologica Sinica**, v. 34, p. 129-133, 2014.

GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. Secretaria das cidades. Gestão integrada da bacia hidrográfica do rio Beberibe/Pernambuco. Recife: Governo do Estado, 2008. 8 p. Disponível em:

<http://www.portais.pe.gov.br/c/portal/layout?p_l_id=PUB.1381.44>. Acesso em 15 de outubro de 2010.

GREGO, C. K. S.; FEITOSA, F. A. N.; HONORATO DA SILVA, M.; FLORES MONTES, M. J. Distribuição espacial e sazonal da clorofila a fitoplanctônica e hidrologia do estuário do rio Timbó (Paulista – PE). **Tropical Oceanography**, v. 32, n. 2, p. 181-199, 2004.

GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org> Acesso em 17 de agosto de 2015.

HONORATO DA SILVA, M.; SILVA CUNHA, M. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. O.; GREGO, C. K. S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, n. 2, p. 355-368, 2009.

HOPPENRATH, M.; ELBRÄCHTER, M.; DREBES, G. **Marine phytoplankton – Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt**. Kleine Senckeberg-Reihe, 2009. 49p.

HUSTEDT, F. **Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete**. Leipzig: Akademische verlagsgesellschaft (Kryptogamen-Flora von Deutschlands, Österreichs und der Schweiz, v. 7, pt. 1), 1930.

HUSTEDT, F. **Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete**. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft Geesr & Portig K-G. (L. Rabenhorst, Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, v. 7, pt. 2, n. 1-6), 1959.

HUSTEDT, F. **Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter**

Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft Geesr & Portig K-G. (L. Rabenhorst, Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, v. 7, pt. 3, n. 1-4), 1961-1966.

LICURSI, M.; GÓMEZ, N. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 973-982, 2009.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina**, v. 22, p. 1-29, 1986.

MELO, M. A. F., KOENING, M. L., SOUTO, J., TRAVASSOS, R. K., SILVA, A. C. Microfitoplâncton de águas costeiras adjacentes ao Porto do Recife (PE-Brasil). **Tropical Oceanography**, v.42, p. 80-94, 2014.

MOSER, G. A. O.; CIOTTI, A. M.; GIANNINI, M. F. C.; TONINI, R. T.; HARARI, J. Changes in phytoplankton composition in response to tides, wind-induced mixing conditions, and freshwater outflows in an urbanized estuarine complex. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 97-111, 2012.

MUYLAERT, K.; SABBE, K.; VYVERMAN, W. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 335-340, 2009.

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

NEWELL, G. H.; NEWELL, R. **Marine Plankton: a practical guide.** London, Hutchinson Educat. 1963.

OLIVEIRA, T. S.; BARCELLOS, R. L.; SCHETTINI, C. A. F.; CAMARGO, P. B. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 399-411, 2014.

PIELOU, E. C. **Mathematical ecology.** New York: Wiley, 1967.

RIBEIRO, C. H. A., ARAÚJO, M. Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. **Hydrobiologia**, v. 475/476, p. 229-237, 2002.

SHANNON, L. E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379-423, 1948.

SILVA CUNHA, M. G. G.; ESKINAZI-LEÇA, E. **Catálogo das diatomáceas (Bacillariophyceae) da plataforma continental de Pernambuco.** Recife, SUDENE-DPG/PRN/RPE, UFPE- Departamento de Oceanografia, 1990.

SOURNIA, A. **Atlas du phytoplancton marine: introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées.** Paris: Centre National de la Recherche Scientifique, 1986. 220 p.

SOURNIA, A. Le genre *Ceratium* (Peridinien Planctonique) dans le canal Mozambique: contribution a une révision mondiale. **Biologie Marine**, n. 2/3, p. 375-499, 1967.

STRICKLAND, J. D. H., PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis.

Bulletin Fisheries Research Board of Canada, v. 167, p.1 – 205, 1972.

UNESCO. Determination of photosynthetic pigments in sea waters. Report of SCOR/UNESCO working group 17 with meet from 4 to 6 June 1964, Paris: s.n., (**Monographys on Oceanology Methodology**). 1966. 69 p.