



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA –
MESTRADO



**DETERMINAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E RESPOSTAS
DO FITOPLÂNCTON A UM EVENTO DE DRAGAGEM EM UM PORTO
DE MACROMARÉS NA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA**

Bethânia de Oliveira Araújo

São Luís – MA
2018

BETHÂNIA DE OLIVEIRA ARAÚJO

**DETERMINAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E RESPOSTAS DO
FITOPLÂNCTON A UM EVENTO DE DRAGAGEM EM UM PORTO DE
MACROMARÉS NA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Maranhão, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim
Linha de pesquisa: Oceanografia Biológica

Aprovada em _____ / _____ / _____

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim
Mestrado de Oceanografia PPGO - UFMA
Orientador

Prof^a. Dra. Andrea Christina Gomes de Azevedo Cutrim
Departamento de Química e Biologia (UEMA)
2º Examinador

Prof. Dr. Caio Brito Lourenço
(IFMA)
3º Examinador

BETHÂNIA DE OLIVEIRA ARAÚJO

**DETERMINAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E RESPOSTAS DO
FITOPLÂNCTON A UM EVENTO DE DRAGAGEM EM UM PORTO DE
MACROMARÉS NA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Maranhão, como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim
Agência financiadora: FAPEMA

São Luís - MA
2018

Dedico esse trabalho a Deus, a minha família, ao meu orientador e aos meus amigos, que sempre contribuíram para realização desde trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a primeiramente ao meu Deus pela sua presença na minha vida, por me conceder forças para continuar, pois só ele sabe o que passei para conseguir estar aqui conquistando esse título.

Aos meus familiares, minha mãe Francisca e ao meu pai Raimundo (*in memorian*), aos meus irmãos Simone, Josineide, Suely e Antônio, por todo o amor, paciência nessa trajetória.

Aos meus avós, minha avó Maria Almeida e ao meu avô Francisco (*in memorian*) que não teve a oportunidade de estar aqui comigo nesse momento, ele que tanto sonhou com isso.

As minhas amigas Lou, Josélia e Kássia, que estiveram sempre comigo em todos os momentos de tristeza e alegria. Agradeço as minhas amigas e amigos do laboratório, Karolzinha, Francis, Amandinha, Lis, Jojo, James, Sisi, Nages, Ronessa, Debi, Juju, Deni por todo apoio, conversas, momentos de descontração, aprendizados e aquele maravilhoso cafezinho de todas as horas.

Ao meu orientador Marco Valério por todo o apoio e ensinamentos, por estar sempre comigo para discutir os dados, rever a escrita, puxar a orelha quando necessário e ensinar a fazer o certo. Desta forma, agradeço a todos e a todas que de uma forma ou de outra me ajudaram e apoiaram sempre. Muito obrigada!

Por fim agradeço à FAPEMA pela concessão de bolsa de mestrado e ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Maranhão, especialmente ao Laboratório de Ficologia - LabFic.

“Pois o Senhor é quem dá sabedoria; de sua boca procedem o conhecimento e o discernimento”.

Provérbios 2:6

RESUMO

DETERMINAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E RESPOSTAS DO FITOPLÂNCTON A UM EVENTO DE DRAGAGEM EM UM PORTO DE MACROMARÉS NA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA

A dragagem é uma atividade portuária necessária para implantação e manutenção de canais de navegação. No entanto, é comum que essa atividade eleve a turbidez reduzindo assim, a luminosidade e conseqüentemente a produtividade fitoplanctônica. O Complexo Portuário da Baía de São Marcos constitui-se o segundo maior complexo portuário da América Latina, situado em uma área com regime de macromarés. Este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da dragagem, em quatro etapas (pré-dragagem, dragagem I, dragagem II e pós-dragagem), sobre a comunidade fitoplanctônica (biomassa e densidade do fitoplâncton) e variáveis ambientais, em sete pontos fixos. Posteriormente, foi aplicado as análises estatísticas Anova One Way, Correlação de Pearson, Análise de Componentes Principais e Análise de Correspondência Canônica. As concentrações de biomassa (clorofila *a*) apresentaram um perfil descendente da etapa pré a pós-dragagem (15,75 - 4,56 mg m⁻³). A densidade fitoplanctônica apresentou uma redução significativa na etapa dragagem I (22.003 cel L⁻¹) e dragagem II (36.443 cel L⁻¹), devido a menor disponibilidade dos compostos nitrogenados e fosfatados, dos metais ferro, manganês e menor disponibilidade de luz, causada pelo aumento do material particulado em suspensão. A etapa dragagem I apresentou os registros mais baixos de diversidade e riqueza. Os complexos *Coscinodiscus radiatus*, *Cyclotella* e *Nitzschia* apresentaram forte correlação com a densidade, sendo influenciado pela turbidez e concentrações de manganês total, silicato e íon amônio. Apesar da redução drástica nos valores de densidade durante as etapas dragagem I e II, a comunidade fitoplanctônica se restabelece na pós-dragagem.

Palavras-chave: Macromarés, estuários tropicais, densidade fitoplanctônica.

ABSTRACT

DETERMINING THE ALTERATION OF NUTRIENTS AND RESPONSE OF PHYTOPLANKTON TO DREDGING ACTIVITIES IN A MACROTIDAL PORT ALONG THE BRAZILIAN EQUATORIAL MARGIN

Dredging is a necessary port activity for the deployment and maintenance of navigation channels. However, it is common for this activity to increase the turbidity, thus reducing the luminosity and, consequently, the phytoplankton productivity. The port complex of São Marcos Bay is the second largest port complex in Latin America, located in an area with a macrotidal regime. The objective of this work was to evaluate the effects of dredging in four stages (pre-dredging, dredging I, dredging II, and post-dredging) on the phytoplankton community (biomass and abundance of phytoplankton) and environmental variables at seven fixed points. Subsequently, one-way ANOVA, the Pearson correlation, Principal Component Analysis and Canonical Correspondence Analysis were applied for statistical analysis. The biomass concentrations (chlorophyll *a*) declined from the pre- to post-dredging stage (15.75–4.56 mg m⁻³). The phytoplankton abundance was significantly lower in dredging stage I (22,003 cells L⁻¹) and dredging stage II (36,443 cells L⁻¹), due to the lower availability of nitrogen and phosphate compounds and iron and manganese metals caused by the increase of turbidity. Dredging stage I showed the lowest diversity and richness. The species *Coscinodiscus radiatus* and *Cyclotella* and *Nitzschia* complexes showed a strong correlation with abundance because they were influenced by turbidity and concentrations of total manganese, silicate and ammonium ion. Despite the drastic reduction in abundance values during dredging stages I and II, the phytoplankton community reestablishes itself in the post-dredging stage.

Keywords: High tides, tropical estuaries, phytoplankton abundance.

LISTAS DE FIGURA

Figura 1	Localização da área de estudo com pontos de amostragem na Baía de São Marcos, Maranhão-Brasil	19
Figura 2	Concentrações médias de biomassa (mg m^{-3}) nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem.....	26
Figura 3	Percentual de contribuição do nano/picofitoplâncton e microfitoplâncton nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem	26
Figura 4	Concentrações médias e desvio padrão da densidade cels L^{-1} e índices ecológicos nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem.....	27
Figura 5	O percentual de contribuição dos grupos e ecologia (habitat) do fitoplâncton no Porto do Itaqui, nas etapas, pré, dragagem I e II e pós-dragagem.....	28
Figura 6	Análise de Componentes Principais do Porto do Itaqui durante um evento de dragagem. 6A – Variação espacial (D1,D2,D3,D4,D5,D6,D7) e temporal (Pré: Pré-dragagem; D-I: Dragagem I; D-II: Dragagem II e Pós: Pós-dragagem). 6B - Variáveis ambientais e biológicas (NTU - Turbidez, OD - Oxigênio Dissolvido, SAL - Salinidade, T°C - Temperatura da Água, NH_4^+ - Íon amônio, SiO_2 - Silicato Inorgânico, Mn Total - Manganês Total, Fe Total - Ferro Total, MPS - Material Particulado em Suspensão, PID - Fósforo Inorgânico Dissolvido, NID - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, Al - Alumínio, pH - Potencial Hidrogeniônico, Transparência, STD - Sólidos Totais Dissolvidos.....	32
Figura 7	Análise de Correspondência Canônica do Porto do Itaqui durante um evento de dragagem. Variação temporal (Pré: Pré-dragagem; D-I: Dragagem I; D-II: Dragagem II e Pós: Pós-dragagem). Variáveis ambientais e biológicas (NTU – Turbidez, OD – Oxigênio Dissolvido, SAL - Salinidade, T °C – Temperatura da Água, NH_4^+ - Íon amônio, SiO_2 – Silicato Inorgânico, Mn Total – Manganês Total, Fe Total- Ferro Total, MPS - Material Particulado em Suspensão, PID – Fósforo	

Inorgânico Dissolvido, NID - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, Al - Alumínio, pH – Potencial Hidrogeniônico, Transparência, STD - Sólidos Totais Dissolvidos, COSC - *Coscinodiscus radiatus*, CYC - *Cyclotella* e NTZ - *Nitzschia*..... 33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Médias e desvios padrão dos parâmetros de qualidade da água mensurados nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem, no Porto do Itaqui. (pH = Potencial Hidrogeniônico, OD = Oxigênio Dissolvido, TDS = Sólidos Totais Dissolvidos, MPS = Material Particulado em Suspensão, NID = Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, PID = Fósforo Inorgânico Dissolvido) - (valores abaixo do limite de detecção), * com diferença significativa da etapa pré-dragagem 24
Tabela 2	Correlação de Pearson das variáveis biológicas e ambientais no Porto do Itaqui - MA 30
Tabela 3	Análise dos componentes principais (ACP) das variáveis ambientais no Porto do Itaqui - MA. 31

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP - Análise de Componentes Principais
Al - Alumínio
APHA - American Public Health Association
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
ACC – Análise de Correspondência Canônica
CPBSM - Complexo Portuário da Baía de São Marcos
BSM - Baía de São Marcos
EMAP - Empresa Maranhense de Administração Portuária
MEB - Margem Equatorial Brasileira
MPS - Material Particulado em Suspensão
Mn – Manganês
NH₄⁺ - Íon Amônio
NID - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido
NO₂⁻ - Nitrito
NO₃⁻ - Nitrato
OD - Oxigênio Dissolvido
OD (%) – Saturação de Oxigênio
pH - Potencial Hidrogeniônico
PID - Fósforo Inorgânico Dissolvido
PO₄⁻³ - Ortofosfato
SiO₂ - Silicato Inorgânico
TDS - Sólidos Totais Dissolvidos
UNT – Turbidez

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	DESCRIÇÃO DA ÁREA	15
3	OBJETIVOS	17
3.1	Geral	17
3.2	Específicos	17
4	MATERIAL E MÉTODOS	18
4.1	Desenho amostral	18
4.2	Análises Físico-Químicas	19
4.3	Biomassa fitoplanctônica	20
4.4	Densidade fitoplanctônica	21
4.5	Análises Estatísticas	23
5	RESULTADOS	24
5.1	Físico-químicos	24
5.2	Biomassa fitoplanctônica	25
5.3	Densidade fitoplanctônica	27
5.4	Análises Estatísticas	29
6	DISCUSSÃO	34
7	CONCLUSÃO	37
	REFERÊNCIAS	38
	APÊNDICE	46

1. INTRODUÇÃO

Dentre os ecossistemas mais produtivos das regiões costeiras destacam-se os estuários, responsáveis pela fertilização das águas costeiras e representam uma valiosa fonte de alimento para os consumidores de diversos níveis tróficos. Esses ambientes contêm uma alta biomassa de algas bênticas, de fanerógamas marinhas e de fitoplâncton, e suportam um grande número de espécies de aves, crustáceos, moluscos e peixes, muitas das quais de importância comercial (ANDRADE, 2013).

Os estuários são ecossistemas de transição entre os ambientes marinhos e limnéticos, são caracterizados por ser um ambiente altamente dinâmico e muitas vezes imprevisível (DAY, 1989; SEGURO et al., 2015), apresentando elevados gradientes de salinidade e nutrientes (LOHRENZ; DAGG; WHITLEDGE, 1990). Esses ambientes são de grande importância ecológica e econômica.

Diante da importância desses ecossistemas, cerca de 40% da população mundial habita regiões costeiras e estuarinas (MEA, 2005). Desta forma, concentrando grande número de atividades nessas áreas nesses ambientes. Essas atividades causam grandes problemas para os ecossistemas estuarinos, incluindo contaminação química (urbanização, agricultura, indústria) e distúrbios causados pela exploração de recursos marinhos (pesca, aquicultura, extração de agregados, etc.) (NOGALES et al., 2011) e construções de portos e marinas.

A expansão das atividades portuárias é um ótimo exemplo de exploração desses ecossistemas. Desta forma, requerendo significativas alterações no meio ambiente seja através de dragagens e disposição de materiais que têm o potencial de impactar a qualidade do ar, solo e recursos hídricos (GRANATO, 2005).

O processo de dragagem consiste na retirada de um terreno natural sob a lâmina d'água, para dar lugar, ou não, a outro solo importado, objetivando implantar canais de acesso aos portos, bacias de evolução e zonas de atracação (GRANATO, 2005) ou ainda para retirar material decorrente de assoreamento (PORTO; TEIXEIRA, 2002). Essas atividades são comumente necessárias para manter a navegação de portos e vias navegáveis em estuários (BEMVENUTI; ANGONESI; GANDRA, 2005, MANAPA; VOULVOULIS, 2016), bem como para a remediação, que tem como propósito limpar e recuperar áreas com sedimentos contaminados (GOES FILHO, 2004). No entanto, apesar de sua importância econômica, a dragagem introduz o potencial impactos no meio ambiente e atualmente é um dos principais problemas no manejo costeiro (BORJA et al., 2010).

Tais atividades antropogênicas podem trazer sérios problemas para o meio ambiente, tanto na escavação e transporte, como no despejo do material dragado (NAIRN et al., 2004). O descarte de material de dragagem libera sedimentos na coluna de água, criando plumas turvas que podem ser levadas para habitats marinhos próximos (BRAY, 2008), desta forma, elevando a turbidez na coluna d'água.

Esse aumento da turbidez pode causar efeitos marcantes sobre os produtores primários (FISHER et al., 2015), diminuindo assim a produção primária significativamente da superfície da água (SUEDEL et al., 2008).

A dragagem quando feita em áreas estuarinas poluídas, pode acarretar impactos adicionais como a liberação de sedimentos anóxicos dragados em águas oxigenadas que desencadeiam as reações superficiais das partículas, em particular a oxidação de sulfetos metálicos (CAETANO; MADUREIRA; VALE, 2003). A elevação desses elementos para coluna d'água, pode torna-los biodisponíveis (MONTEIRO; OLIVEIRA; VALE, 1995). O impacto remobilização dos sedimentos em estuários é particularmente preocupante devido à persistente toxicidade de vários oligoelementos (PAN; WANG, 2012).

Todas as intervenções no meio ambiente geram impactos, positivos ou negativos, ocasionando alterações quali-quantitativas nos componentes florísticos e faunísticos, nas características geomorfológicas, sedimentológicas e hidrológicas (KOENING, 2002).

No Brasil, grande parte das instalações portuárias estão localizadas na Zona Costeira, em áreas abrigadas e em meio a mangues, estuários e grandes rios. Estas áreas por um lado são consideradas preciosos ecossistemas, e recebem numerosos assentamentos humanos que dependem para sua sobrevivência dos recursos naturais existentes, por outro, são as mais apropriadas para o desenvolvimento portuário (CUNHA; VIEIRA; REGO, 2007).

Atualmente, poucos trabalhos realizados no Brasil avaliam os impactos da atividade da dragagem nos organismos planctônicos. O desenvolvimento de indicadores confiáveis para a detecção de mudanças induzidas pela dragagem na qualidade da água e condições ecológicas nos sistemas estuarinos é essencial devido ao aumento das pressões antropogênicas e a necessidade de uma regulação mais efetiva (ROGERS; GREENAWAY, 2005). O fitoplâncton tem sido proposto como um indicador eficiente e facilmente detectável da qualidade da água e das mudanças ecológicas, pois é sensível a vários estressores ambientais (PAERL et al., 2007) e responde rapidamente às mudanças na coluna de água (RAINBOW, 2006). A estrutura da comunidade fitoplanctônica tem sido utilizada como indicador de condição ecológica para a avaliação de uma série de impactos. Desta forma, alguns estudos já realizados nas regiões tropicais e equatoriais (LEWIS et al., 2001; CAO et

al., 2007; CABRITA, 2014; BORGES et al., 2016) avaliam o efeito da atividade de dragagem sobre a comunidade fitoplanctônica.

O monitoramento desses organismos é de fundamental importância para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Em todos esses ambientes, a comunidade planctônica representa a base principal da teia alimentar, composta por uma gama de espécies de pequenos organismos animais e vegetais, representantes de diversos grupos taxonômicos, contribuindo com mais de 90% da produção orgânica anual dos oceanos (SANTOS, 2009). A variação na composição e abundância do fitoplâncton determinam, portanto, alterações na produção primária e conseqüentemente na transferência de energia para os demais níveis tróficos, inclusive de organismos de relevância econômica (LOURENÇO, 2017). Qualquer mudança em sua estrutura comunitária e metabolismo pode, portanto, desencadear uma cascata de efeitos indiretos em todo o ecossistema do plâncton (De HOOP et al., 2013).

Desta forma, visando à consolidação da gestão portuária na Margem Equatorial Brasileira é que propomos a realização deste trabalho para as águas costeiras da ilha de São Luís objetivando avaliar os efeitos da atividade de dragagem sobre a comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais.

2. DESCRIÇÃO DA ÁREA

A região costeira maranhense possui aproximadamente 640 km de extensão, desde a foz do Rio Gurupi no estado do Pará, até a foz do Rio Parnaíba localizado no estado do Pará, possuindo características fisiográficas e geológicas bem definidas que justificam a divisão em Litoral Ocidental, Golfão Maranhense e Litoral Oriental (FEITOSA; TROVÃO, 2006).

Na porção oeste, próximo ao estado paraense, a região costeira é dominada pelas reentrâncias maranhenses, possuindo litoral recortado e extensa faixa de manguezais que formam estuários e baixos interligados por canais de maré (CHAGAS, 2013) que corresponde ao Litoral Ocidental. A costa leste, é caracterizada pelo predomínio de praias e ausência de reentrâncias, destacando-se pela presença de baías circundadas por ilhas de extensão e formas variadas, resultantes da dinâmica sedimentar (FEITOSA; TROVÃO, 2006), correspondendo ao Litoral Oriental.

Entre essas duas macrorregiões localiza-se o Golfão Maranhense, formado por duas baías, a de São Marcos e São José, as quais são divididas pela ilha de São Luís (CHAGAS, 2013).

A Baía de São Marcos tem uma área aproximada de 23.600 km² (LABOHIDRO/UFMA, 1983), formada pela desembocadura dos rios Mearim e Pindaré e se comunica amplamente com as águas do Oceano Atlântico Sul (RIOS, 2001).

O Complexo Portuário da Baía de São Marcos (CPBSM) está situado na Margem Equatorial Brasileira (MEB), no norte do Brasil, costa ocidental da Ilha de São Luís, constituindo-se no segundo maior complexo portuário da América Latina e um dos maiores do mundo em termos de movimentação de carga (AMARAL; ALFREDINI, 2010).

A Margem Equatorial Brasileira (MEB) é um exemplo de margem passiva de movimentos transformantes (MATOS, 2000), formada por cinco bacias profundas (Foz do Amazonas, Pará-Maranhão, Barreirinhas, Ceará e Potiguar) e o CPBSM está inserido mais precisamente na bacia de Barreirinhas (PEROVANO et al., 2009).

O padrão de regime de maré na área portuária de São Luís é semi-diurna e de macromarés (< 7m) (DINIZ et al., 2014), com velocidades de correntes médias que vão de 0.6 a 6.3 nós durante os períodos de maré vazante e enchente, respectivamente (GARCIA; ALFREDINI, 2005).

O Complexo Portuário da Baía de São Marcos abrange o porto da Ponta da Madeira, sob a responsabilidade da Vale, o Porto do Itaquí, gerenciado pela EMAP —

Empresa Maranhense de Administração Portuária e o Porto da ALUMAR, mantido pela empresa do mesmo nome. As principais cargas movimentadas são os minérios de ferro e manganês, provenientes da Província Mineral de Carajás (PA), ferro gusa, concentrado de cobre, alumina e alumínio, grãos e granéis líquidos (AMARAL; ALFREDINI, 2010).

O Canal de Acesso ao Complexo Portuário da Baía de São Marcos é via de acesso para o Complexo Portuário de Ponta da Madeira (CVRD), Porto de Itaqui e o Porto da ALUMAR, constituindo-se no mais longo, largo e profundo Canal de Acesso balizado, das áreas portuárias brasileiras. Desenvolve-se em sua maior extensão na sub-área oceânica da Plataforma Continental do Maranhão (Golfão Maranhense), sendo o restante situado na própria Baía de São Marcos (AMARAL; ALFREDINI, 2010).

O Porto do Itaqui trabalha prioritariamente com movimentação de graneis sólidos e líquidos. Historicamente, as duas cadeias que concentram grande parte do volume são a produção de grãos (exportação de soja e milho) e a movimentação de produtos petrolíferos (importação de diesel e gasolina). Nos últimos cinco anos, o ano de 2015 apresentou maior volume de exportação (21.824.776 t), seguidos dos anos de 2014 (18.029.144 t) e 2017 (17.762.088 t) não incluindo o mês de dezembro (EMAP, 2018).

Esse grande fluxo de navios de carga acaba sendo bastante importante economicamente para a região, porém, para o bom funcionamento desse complexo portuário, faz-se necessário a realização de dragagens de manutenção ou ainda de aprofundamento dos canais de navegação, tornando-se possível receber navios de grande calado.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar os efeitos da atividade de dragagem sobre a comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais no Porto do Itaqui, durante as quatro etapas de dragagem.

3.2 Específicos

- a) Quantificar os principais parâmetros físico-químico da água no Complexo Portuário da Baía de São Marcos nas quatro etapas de dragagem;
- b) Identificar a comunidade fitoplanctônica a nível específico e infra-específico;
- c) Verificar a porção mais representativa do fitoplâncton (microfitoplâncton ou nano/picofitoplâncton), por meio das concentrações de biomassa;
- d) Determinar as flutuações da densidade fitoplanctônica (número de células por litro);
- e) Correlacionar os parâmetros biológicos com os abióticos mensurados.

4. MATERIAL E MÉTODOS

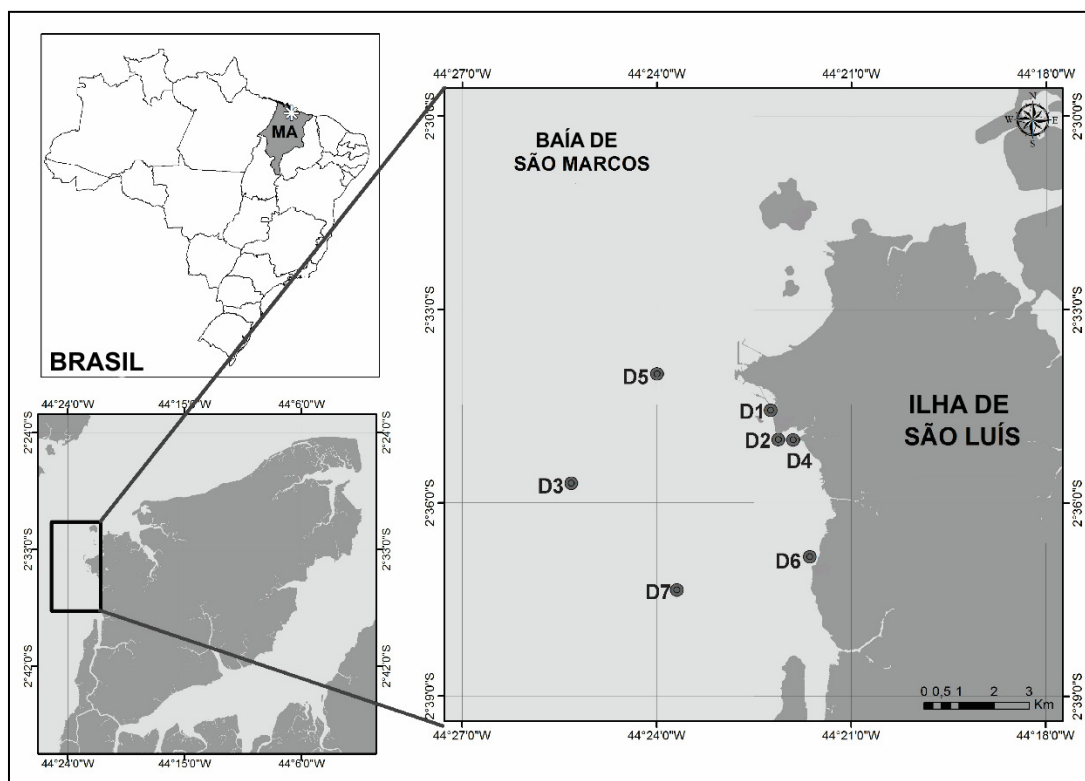
4.1 Desenho amostral

As amostragens foram feitas em quatro etapas, durante 177 dias: etapa pré-dragagem, dragagem I (correspondeu a 25% do material dragado), dragagem II (75% do material dragado) e pós-dragagem, nos meses Dez/2014, Jan/2015, Fev/2015 e Jun/2015, respectivamente.

O sedimento do interior do canal de navegação foi retirado com auxílio de uma draga tipo Sucção e Recalque e, correspondeu a 580.343 m³. Os dados de precipitação média local dos meses de coletas foram obtidos da estação meteorológica, localizada na área do Complexo Portuário (na etapa pré-dragagem, o índice pluviométrico foi de 3,2 mm/mensal; dragagem I – 27,6 mm/mensal; dragagem II – 111,6 mm/mensal e pós-dragagem – 203,7 mm/mensal).

As amostragens foram realizadas sempre em marés de sizígia, em sete pontos, sendo os pontos D1(-2.576088°S/-44.370827°O), D2 (-2.583641°S/-44.368836°O) e D7 (-2.622544°S/-44.394886°O) localizados no interior do canal de navegação, os pontos D4 (-2.583706°S/-44.364988°O) e D6 (-2.613916°S/-44.360752°O) próximos a áreas de manguezal e os pontos D3 (-2.594983°S/-44.422036°O) e D5 (-2.566666°S/-44.400000°O) considerados como pontos de descarte do material dragado (figura 1).

Figura 1. Localização da área de estudo com pontos de amostragem na Baía de São Marcos, São Luís, Maranhão-Brasil.



4.2 Análises Físico-Químicas

Para obtenção e análise da água, as amostras foram obtidas na camada sub-superficial (0,50 m) com auxílio de uma garrafa de van Dorn. A temperatura da água, salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e turbidez das águas superficiais (0,5 m de profundidade) foram obtidos utilizando a sonda multiparamétrica marca HANNA, Modelo HI-9828, transparência da água com o disco de Secchi e material particulado em suspensão (MPS) de acordo com a metodologia descrita por Strickland e Parsons (1972).

O oxigênio dissolvido foi determinado pelo método químico de Winkler, modificado por Golterman, Clymo e Ohnstad (1978), enquanto que a taxa de saturação de oxigênio (%) foi calculada relacionando-se os dados de oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade por meio das tabelas *International Oceanographic Tables* (UNESCO, 1973).

Para a determinação das concentrações dos nutrientes empregou-se as seguintes metodologias: o íon amônio (NH_4^+) foi determinado utilizando a metodologia descrita por Koroleff (1983). As determinações de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) foram baseadas no

método de Strickland e Parsons (1972) e ortofosfato (PO_4^{-3}) e silicato inorgânico (SiO_2) por Grasshoff, Ehrhardt e Kremling, (1983). Quantificação de NID ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) e PID (PO_4^{-3}), seguiram a metodologia descrita em APHA (2012).

Os metais, alumínio dissolvido, ferro dissolvido, ferro total, manganês, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel e cobre dissolvido foram determinados de acordo com a metodologia descrita em APHA (2012), levando em consideração os limites da Resolução CONAMA 357/05 para águas salinas Classe1.

4.3 Biomassa fitoplanctônica

A biomassa (mg.m^{-3}) foi estimada por meio da concentração de clorofila *a* e para a sua determinação as amostras foram coletadas diretamente na camada sub-superficial (0,50 m) com auxílio da garrafa van Dorn, sendo acondicionadas em garrafas vedadas e foscas mantidas em caixas de isopor, protegidos da luz. Posteriormente as amostras foram filtradas com auxílio da bomba de sucção a vácuo, através de filtros de fibra de vidro Whatman GF/F (0,48 μm de porosidade e 47 mm de diâmetro).

Para cada amostra foram feitas réplicas totais e fracionadas. As amostras seguiram dois procedimentos, onde no primeiro houve filtração da clorofila *a* total e no segundo a amostra foi passada por um copo com tela de 20 μm com objetivo de separar as frações da comunidade fitoplanctônica ($> 20 \mu\text{m}$ microfítoplâncton e $< 20 \mu\text{m}$ nano/picofítoplâncton), desta forma, retendo os organismos $> 20 \mu\text{m}$. Após a secagem sobre papel absorvente, os filtros foram envolvidos em papel alumínio, acondicionados em envelopes de papel pardo e mantidos em freezer à temperatura de $-18 \text{ }^\circ\text{C}$ até a sua análise.

Para extração da clorofila *a* foram utilizados tubos de ensaio com capacidade de 12 mL, cobertos com papel alumínio, nos quais foram inseridos os filtros de fibra de vidro contendo a amostra filtrada. Adicionou-se 10 mL de acetona a 90%, mantendo os tubos em um freezer, por 24 horas, para extração do pigmento. Após esse período o material retornou à temperatura ambiente, foi centrifugado em centrífuga Excelsa modelo 206 MP (FANEM), durante dez minutos, a 3.000 rpm, e o sobrenadante colocado em cubetas ópticas de 1cm, sendo feitas às respectivas leituras de absorbâncias em um espectrofotômetro (Spectronic 200 – Thermo/Scientific) nos comprimentos de ondas 630, 645, 665 e 750 nm. Para o cálculo da concentração de biomassa (clorofila *a*) foi seguida metodologia conforme as recomendações descritas em Parsons e Strickland (1963):

$$\text{Biomassa (mg. m}^{-3}\text{)} = \frac{[11,6. \Delta 665 - (1,31. \Delta 645 + 0,14. \Delta 630 + \Delta 750)]}{V1. L} \times V2$$

Onde:

Δ = Leitura das absorvâncias nos diferentes comprimentos de onda (630, 645, 665 e 750 nm);

$V1$ = Volume de acetona a 90% (10 mL);

$V2$ = Volume da amostra filtrada (L);

L = Caminho óptico da cubeta (cm).

4.4 Densidade fitoplanctônica

As amostras destinadas à análise de densidade foram coletadas na sub-superfície d'água e transferidas para recipientes de polietileno de 250 mL, preservadas com solução de lugol, devidamente etiquetadas e posteriormente analisadas em laboratório.

Para a determinação da densidade fitoplanctônica as amostras foram homogeneizadas, postas em câmaras de sedimentação de 5 e 10 mL, adicionando-se corante Rosa de Bengala para distinguir as células vivas dos detritos e partículas do sedimento. Cada amostra foi colocada para sedimentar por um período de 24h (THRONDSEN, 1978). As contagens foram feitas, a partir das amostras coletadas, com o auxílio do microscópio invertido (ZEISS Axiovert 100), segundo o método de Utermöhl (FERRARIO; SARS; SALA, 1995), em aumento de 400X, empregando-se a contagem mínima de 100 campos sistematizados em cruz, referentes a dois transectos, e ao final calculou-se o total de células existentes em toda a câmara de sedimentação, utilizando-se a fórmula de Villafañe e Reid (1995):

$$D = V/N$$

onde:

D = densidade celular (cel L⁻¹);

N = número de células contadas nos campos (2 transectos);

V volume contado no transecto.

$$V = \frac{At. Vc}{Ac}$$

onde:

At = área de transecção da cubeta (mm²);

Vc = volume da câmara (ml);

Ac = área da câmara (mm²).

Com base na contagem de células por litro, realizou-se o cálculo dos índices ecológicos. Para o cálculo da diversidade específica (H') utilizou-se o índice de Shannon (1948):

$$H' = - \sum p_i \times \log_2 p_i \quad \therefore p_i = \frac{N_i}{N}$$

onde:

p_i = Probabilidade de coleta da espécie “i” na população;

N_i = nº de células de cada espécie;

N = nº total de células, sendo os resultados expressos em bits.cel⁻¹.

Os resultados foram apresentados em bits cel⁻¹, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação e que a diversidade específica váia de 1,0 a 3,0 bits cel⁻¹. De acordo com Valentin et al. (2000) esses valores podem ser enquadrados na seguinte classificação:

$\geq 3,0$ bits cel⁻¹ → alta diversidade;

$< 3,0 \geq 2,0$ bits cel⁻¹ → média diversidade;

$< 2,0 \geq 1,0$ bits cel⁻¹ → baixa diversidade;

$< 1,0$ bit cel⁻¹ → diversidade muito baixa.

A equitabilidade (J) também denominada de índice de uniformidade foi calculada a partir do H' de Shannon, expressa pela seguinte fórmula:

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

onde:

J = Equitabilidade;

H' = Índice de Shannon;

S = Número total de espécies em cada amostra.

Os resultados da equitabilidade variam de 0 a 1. Quanto mais próximo de 0 (zero),

mais baixa será a equitabilidade. Acima de 0,5 é considerada significativa e equitativa, o que representa uma distribuição relativamente uniforme de todas as espécies na amostra e ao se aproximar de 1, mais bem distribuídos estarão seus espécimes dentro das espécies pertencentes à comunidade, indicando elevada equitabilidade. Para o cálculo da riqueza de espécies utilizou-se o proposto por Margalef (1958), baseado nas amostras de garrafa, expresso por:

$$S = \frac{(s - 1)}{\ln(N)}$$

onde:

S = Índice de riqueza;

s = Número total de espécies;

N = Número total de indivíduos.

Valores de riqueza maiores que 5,0 significam grande riqueza de espécies (VALENTIN et al., 1991).

Para classificação do fitoplâncton em termos ecológicos: planctônica, bênticas/perifíticas e outras (para as espécies identificadas a nível de gênero) utilizou-se Moro e Fürstenberger, (1997).

4.5 Análises Estatísticas

Para o tratamento estatístico dos dados foi utilizada a análise de variância (PERMANOVA) para determinar as diferenças significativas ($p < 0,05$) dos fatores físico-químicos entre as quatro etapas amostrais.

A correlação de Pearson foi aplicada para verificar a existência das correlações entre as variáveis ambientais e biológicas, levando em consideração $r > 0,6$ e $p < 0,01$. A Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizada objetivando destacar os padrões de associações das variáveis ambientais. Para essa análise antes foi feito a normalização dos dados através do processo de standardização. A Análise de Correspondência Canônica (ACC) para verificar as associações das espécies que mais contribuíram para a densidade total (os complexos *Nitzschia*, *Cyclotella* e *Coscinodiscus radiatus*) e variáveis ambientais das etapas de dragagem. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio dos programas STATISTIC 10.0 e Past 2.16.

5. RESULTADOS

5.1 Físico-químicos

Os parâmetros ambientais mensurados nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem, estão descritos na tabela 1 e apresentaram diferenças significativas na aplicação da permanova one-way ($F = 8,58$ $p = 0,0004$).

Tabela 1. Médias e desvios padrão dos parâmetros de qualidade da água mensurados nas etapas pré-dragagem, dragagem I e II e pós-dragagem, no Porto do Itaqui. (pH = potencial hidrogeniônico, OD = Oxigênio Dissolvido, STD = Sólidos Totais Dissolvidos, MPS = Material Particulado em Suspensão, NID = Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, PID = Fósforo Inorgânico Dissolvido) - (valores abaixo do limite de detecção), * com diferença significativa da etapa pré-dragagem.

	Pré-Dragagem	Dragagem I	Dragagem II	Pós-Dragagem
Temperatura (°C)	29,30 ± 0,23	27,61 ± 0,30*	28,87 ± 0,38*	29,42 ± 0,21
Salinidade	28,64 ± 0,35	32,94 ± 1,70*	34,70 ± 1,36*	26,03 ± 1,00*
pH	7,99 ± 0,06	8,44 ± 0,04*	8,02 ± 0,03	7,98 ± 0,03
STD (g Kg ⁻¹)	20,66 ± 0,72	22,27 ± 0,25	24,99 ± 10,06*	24,79 ± 0,64*
MPS (g kg ⁻¹)	178 ± 77,17	340,7 ± 137,45*	401,79 ± 81,56*	340,7 ± 137,45*
Turbidez (NTU)	38,71 ± 23,22	56,43 ± 20,45	203,42 ± 122,78	195,57 ± 66,48
Transparência (cm)	24,57 ± 6,99	23,78 ± 6,54	12,29 ± 4,79	13,57 ± 4,64
OD (mgL ⁻¹)	4,11 ± 1,58	4,53 ± 0,15	2,96 ± 0,91	5,84 ± 0,51*
OD (%)	63,73 ± 24,57	70,07 ± 2,36	45,75 ± 14,13	90,37 ± 7,92*
Nitrato (µMol L ⁻¹)	1,036 ± 0,059	1,223 ± 0,049*	1,150 ± 0,112*	1,433 ± 0,047*
Nitrito (µMol L ⁻¹)	0,022 ± 0,015	0,036 ± 0,017	0,089 ± 0,030*	0,089 ± 0,030*
Íon amônio (µMol.L ⁻¹)	0,541 ± 0,218	0,185 ± 0,051	0,226 ± 0,077	1,160 ± 0,881*
Ortofosfato (µMol L ⁻¹)	0,513 ± 0,066	0,307 ± 0,038*	0,301 ± 0,040*	1,210 ± 0,305*
Silicato inorgânico (µMol.L ⁻¹)	1,667 ± 0,404	0,927 ± 0,132	0,820 ± 0,184	1,201 ± 0,305
Alumínio dissolvido (mg L ⁻¹)	-	0,082 ± 0,043*	0,016 ± 0,008	-
Ferro total (mg L ⁻¹)	5,407 ± 2,731	2,562 ± 1,263*	1,447 ± 0,737*	3,347 ± 1,241
Manganês (mg L ⁻¹)	0,131 ± 0,077	0,047 ± 0,020*	0,072 ± 0,021	0,147 ± 0,048
NID	1,601 ± 0,253	1,445 ± 0,072	1,465 ± 0,173	2,681 ± 0,911*
PID	0,51 ± 0,067	0,31 ± 0,038*	0,30 ± 0,040*	1,27 ± 0,034*

A temperatura da água variou de 27,47 - 29,67 ° C ($F = 45,38$ $p < 0,05$) com valor médio maior durante a etapa pós dragagem. A salinidade de 25 - 36,68 g Kg⁻¹ ($F = 74,66$ $p < 0,05$) e STD de 20,02 - 29,43 g Kg⁻¹ ($F = 1,19$ $p < 0,05$), com maiores valores médios registrados durante a etapa dragagem II. O pH foi alcalino com variações entre 7,86 - 8,48 ($F = 192,5$ $p < 0,05$) com maior valor médio registrado durante a dragagem I. Os valores de MPS variaram de 44,5 - 616,5 g kg⁻¹ ($F = 8,9$ $p < 0,05$) com valor médio maior na etapa dragagem

II. A turbidez variou de 12 - 404 NTU ($F = 10,57$ $p < 0,05$), com maior valor médio durante a etapa dragagem II. A transparência da água 7 - 39 cm ($F = 8,74$ $p < 0,05$) com maiores valores na etapa pré-dragagem. Os níveis de oxigênio dissolvido estiveram entre 2,01 - 6,86 mg L⁻¹ ($F = 10,9$ $p < 0,05$) produzindo uma saturação de oxigênio entre 31,01 - 106,2 % ($F = 10,88$ $p < 0,05$), com maiores valores médios durante a pós-dragagem. (Tabela 1).

A concentração de nitrito ($F = 14,23$ $p < 0,05$) esteve entre 0,01 - 0,13 µmol, apresentando uma média crescente até a dragagem II, estabilizando os valores na pós-dragagem. O nitrato variou de 0,98 - 1,53 µmol ($F = 37,55$ $p < 0,05$) com valor médio menor na pré-dragagem e maior durante a pós-dragagem. O íon amônio ($F = 6,80$ $p < 0,05$) variou entre 0,1 - 2,6 µmol, obtendo menores taxas durante dragagem I e maior na pós-dragagem (Tabela 1). Os teores de ortofosfato foram de 0,22 - 0,61 µmol ($F = 41,3$ $p < 0,05$), silicato registrou valores entre 0,58 - 2,44 mg L⁻¹ ($F = 13,01$ $p < 0,05$), ocorrendo uma redução desses elementos durante a dragagem II. Os valores de NID variaram de 1,16 - 4,13 ($F = 10,6$ $p < 0,05$), com valores médios maiores na etapa pós-dragagem (Tabela 1).

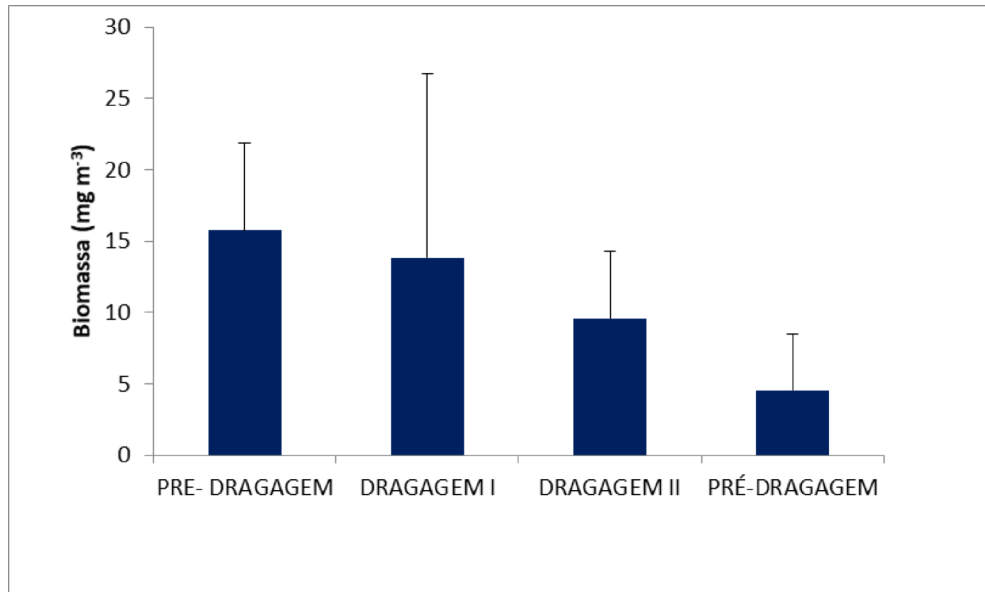
O ferro total registrou valores entre 0,509 - 10 mg L⁻¹ ($F = 7,00$ $p < 0,05$), manganês total de 0,011 - 0,256 mg L⁻¹ ($F = 6,86$ $p < 0,05$) e alumínio de 0,01 - 0,04 mg L⁻¹ ($F = 18,02$ $p < 0,05$) apresentaram diferenças significativas durante o processo de dragagem, exceto ferro dissolvido com variação de 0,01 - 0,22 mg L⁻¹ ($F = 2,36$ $p > 0,05$) (Tabela 1).

Os metais cádmio ($< 0,005$), chumbo ($< 0,01$), cromo ($< 0,01$), mercúrio ($< 0,00008$), níquel ($< 0,01$) e cobre dissolvido ($< 0,005$) estiveram abaixo do limite de quantificação do método.

5.2 Biomassa fitoplanctônica

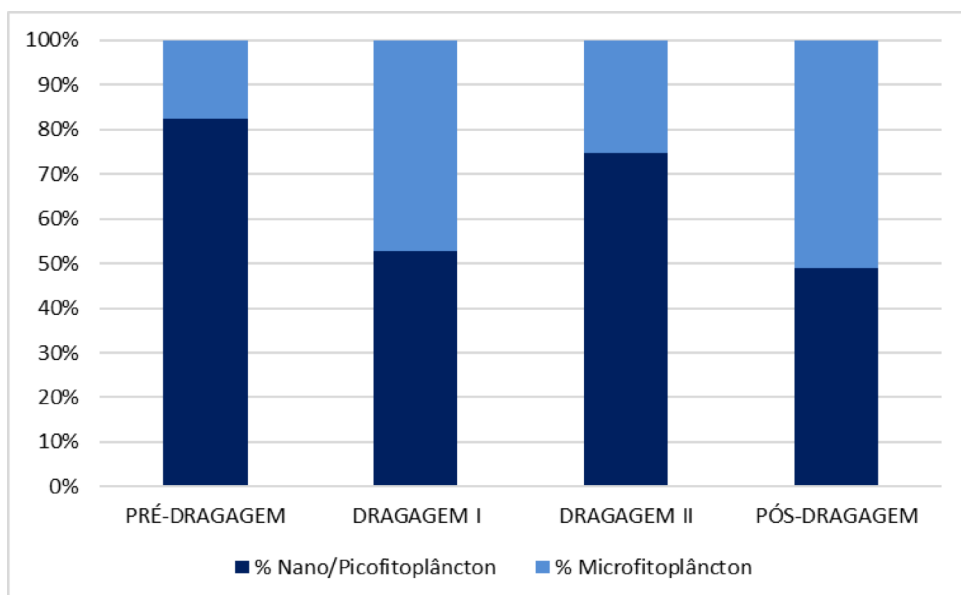
As concentrações da biomassa apresentaram diferenças significativas ($F = 2,88$ $p < 0,05$) ao longo de todo o processo de dragagem, com maiores registros na etapa pré-dragagem ($15,75 \pm 6,14$ mg m⁻³) e o menor na pós-dragagem ($4,56 \pm 3,93$ mg m⁻³). O que mostra um perfil decrescente da etapa inicial (pré-dragagem) a final (pós-dragagem) (Figura 2).

Figura 2. Concentrações médias de biomassa (mg m^{-3}) nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem.



A fração do nano/picofitoplâncton foi a que mais contribuiu para a concentração de biomassa durante as etapas pré-dragagem (82,27 %), dragagem I (52,89 %), dragagem II (74,63 %), já na etapa pós-dragagem, a fração que mais contribuiu foi a do microfitoplâncton com 51,04 % de representatividade (Figura 3).

Figura 3. Percentual de contribuição do nano/picofitoplâncton e microfitoplâncton nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem.

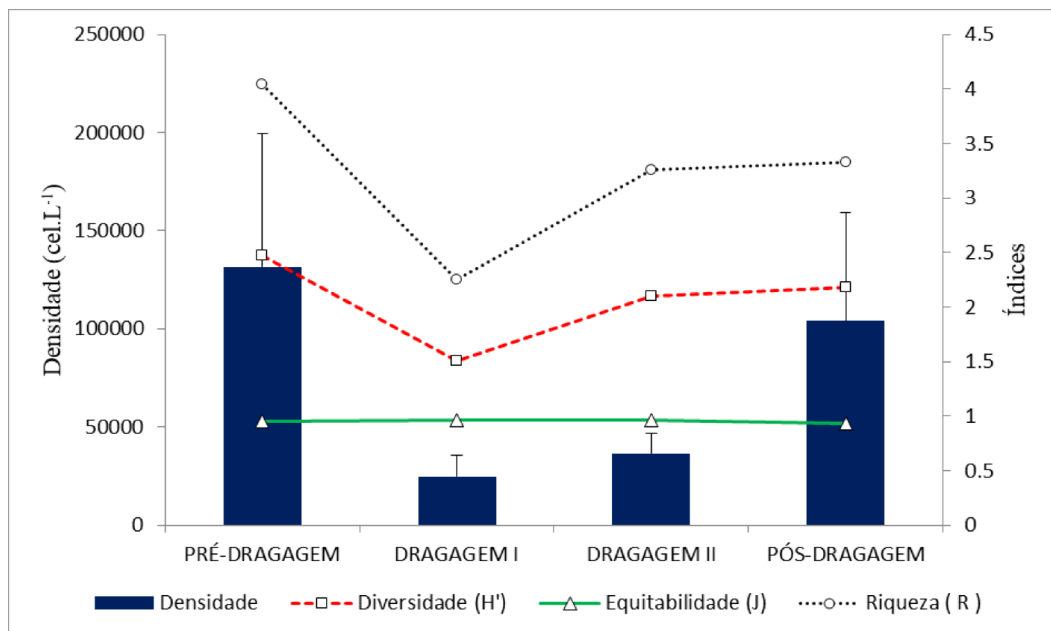


5.3 Densidade fitoplanctônica

Os valores de densidade durante o estudo mostraram-se significativamente diferentes ($F = 13,13$ $p < 0,05$) em relação às etapas de dragagem. Na etapa inicial, a densidade média do fitoplâncton foi de $131.676 \text{ cel L}^{-1}$, nas intermediárias, I e II, ocorreu uma drástica redução para $22.003 \text{ cel L}^{-1}$ e $36.443 \text{ cel L}^{-1}$, respectivamente. Enquanto que na pós-dragagem houve um considerável aumento, $103.828 \text{ cel L}^{-1}$ (Figura 4).

Quanto aos índices ecológicos, a diversidade específica apresentou diferença significativa durante as etapas ($F=14,29$ $p < 0,05$), a etapa pré-dragagem apresentou média geral de $2,5 \pm 0,2 \text{ bits cel}^{-1}$, dragagem I ($1,5 \pm 0,5 \text{ bits cel}^{-1}$), dragagem II ($2,1 \pm 0,1 \text{ bits cel}^{-1}$) e a pós-dragagem ($2,2 \pm 0,2 \text{ bits cel}^{-1}$). Caracterizando-se por uma área de média diversidade em todas as etapas, exceto, na dragagem I, onde o ambiente apresentou uma baixa diversidade (Figura 4).

Figura 4. Concentrações médias e desvio padrão da densidade cel L^{-1} e índices ecológicos nas águas superficiais da área de amostragem no Porto do Itaqui, nas etapas pré, dragagem I e II e pós-dragagem.



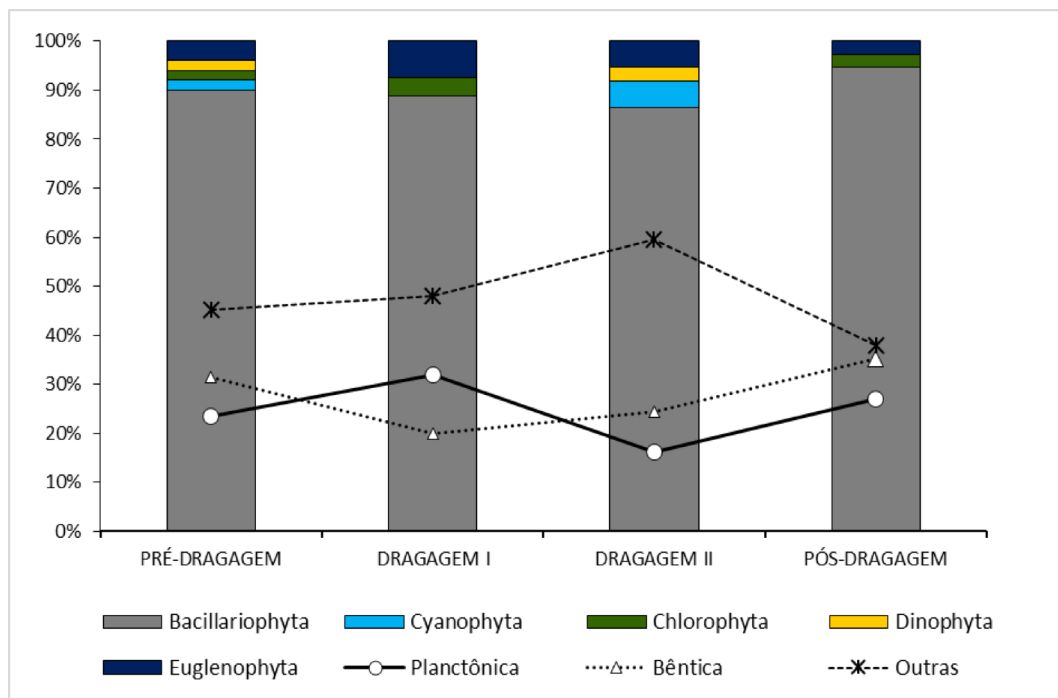
A equitabilidade não apresentou diferença significativa na distribuição das espécies ($F = 0,30$ $p > 0,05$), no entanto, caracterizou o ambiente como bastante homogêneo, apontando para cada uma das campanhas as seguintes médias: $0,95 \pm 0,01$ (pré-dragagem),

$0,96 \pm 0,04$ (dragagem I), $0,96 \pm 0,02$ (dragagem II) e $0,94 \pm 0,02$ (pós-dragagem) (Figura 4).

Em relação ao índice de Margalef (1958), este apresentou variação significativa ($F= 10,24$ $p < 0,05$), onde o ambiente mostrou como de média riqueza de espécies com base nos valores apresentados durante as etapas: $4,04 \pm 0,5$ (pré-dragagem), $2,3 \pm 0,7$ (dragagem I), $3,26 \pm 0,3$ (dragagem II) e $3,33 \pm 0,7$ (pós-dragagem), com uma redução desse índice nas etapas dragagem I (Figura 4).

A comunidade fitoplanctônica foi composta pelos grupos Bacillariophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Chlorophyta e Cyanophyta. Na pré-dragagem com 50 táxons identificados, observou-se o predomínio das Bacillariophyta (90%), seguido das Euglenophyta (4%), Cyanophyta (2%), Chlorophyta (2%) e Dinophyta (2%). A dragagem I apresentou 27 táxons, onde a Bacillariophyta continuou predominando com 89% de contribuição, seguidos de Euglenophyta (7%) e Chlorophyta (4%). A etapa dragagem II apresentou 36 táxons, com o grupo das Bacillariophyta contribuindo com 87% dos táxons, Cyanophyta e Euglenophyta (5%, cada) e Dinophyta (3%). Na pós-dragagem, Bacillariophyta manteve o predomínio com 94% de contribuição, seguido de Chlorophyta (3%) e Euglenophyta (3%), com um total de 37 táxons identificados nessa etapa (Figura 5).

Figura 5. O percentual de contribuição dos grupos e ecologia (habitat) do fitoplâncton no Porto do Itaqui, nas etapas, pré, dragagem I e II e pós-dragagem.



De acordo com a ecologia das microalgas, as espécies foram classificadas como planctônicas, bênticas e outras. A pré-dragagem esteve representada por 24% de espécies planctônicas, 31% bênticas e 45% outras. Na dragagem I, por 32% planctônicas 20% bênticas e 48% outras. Na dragagem II, 16% planctônica, 24% bêntica e 60% outras e na pós-dragagem, 27% planctônica, 35% bêntica e 38% outros (Figura 5).

5.4 Análises Estatísticas

De acordo com a correlação linear de Pearson, a densidade fitoplanctônica foi determinada pelos complexos *Cyclotella* ($r = 0,78$; $p < 0,01$), *Nitzschia* ($r = 0,71$; $p < 0,01$) e o *Coscinodiscus radiatus* ($r = 0,669$; $p < 0,01$) apresentando forte correlação positiva. Enquanto que, a turbidez da água se correlacionou positivamente com as concentrações de MPS ($r = 0,75$; $p < 0,01$) e nitrito ($r = 0,72$; $p < 0,01$) e negativamente com a transparência do disco de Secchi ($r = -0,699$; $p < 0,01$) (Tabela 2).

A salinidade obteve correlação negativa com os complexos *Cyclotella* ($r = -0,63$; $p < 0,01$) e *Nitzschia* ($r = -0,60$; $p < 0,01$), estar por sua vez, esteve correlacionada com as concentrações de NID ($r = 0,63$; $p < 0,01$). O NID revelou forte correlação positiva com o íon amônio ($r = 0,97$; $p < 0,01$) e nitrato ($r = 0,673$; $p < 0,01$). Além disso, o silicato correlacionou-se fortemente com PID ($r = 0,72$; $p < 0,01$) e os metais Fe total ($r = 0,71$; $p < 0,01$) e manganês total ($r = 0,63$; $p < 0,01$) (Tabela 2).

Tabela 2. Correlação de Pearson das variáveis biológicas e ambientais no Porto do Itaqui – MA.

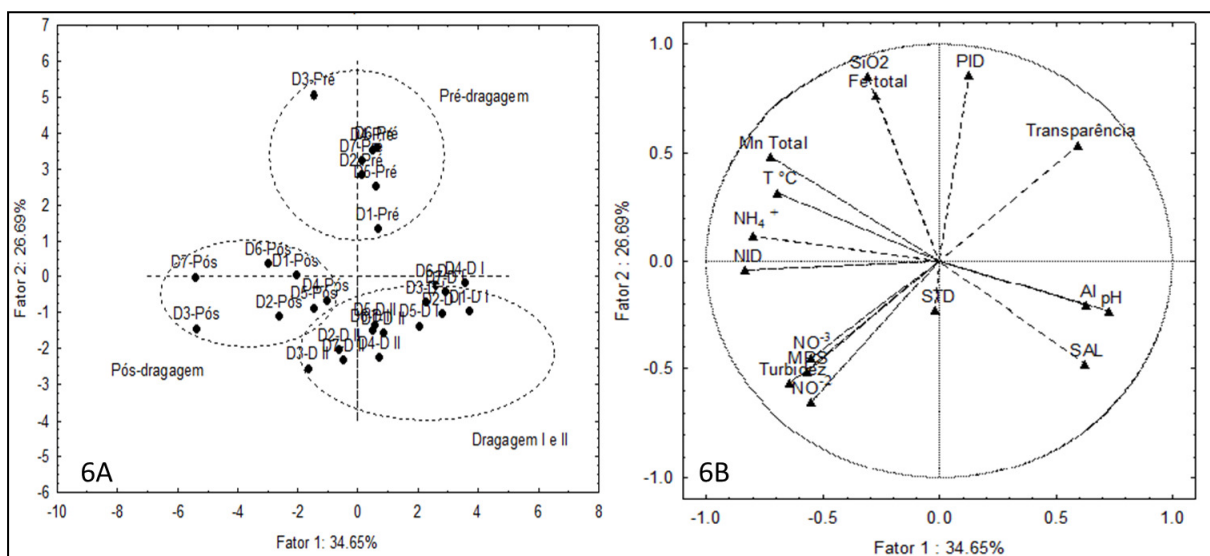
	T °C	Sal	Turb	STD	Ph	MPS	Transp	NO ₃	NO ₂	NH ₄ ⁺	SiO ₂	OD	Al	Fe Total	Mn Total	Chl- <i>a</i>	Den	NID	PID	COSC.	CYC.	NTZ.
T °C	0,001	0,416	0,653	1,02E-05	0,366	0,247	0,832	0,330	0,016	0,076	0,216	3,67E-01	0,226	0,004	0,124	0,001	0,035	0,490	0,162	0,010	0,006	0,006
SAL	-0,586	0,902	0,733	0,020	0,740	0,730	0,043	0,828	0,001	0,003	0,001	0,111	0,004	0,000	0,170	0,000	0,001	0,406	0,189	0,000	0,000	0,001
Turbidez	0,160	-0,024	0,513	0,051	4,09E-02	3,50E-01	0,002	1,50E-01	0,044	0,337	0,778	0,150	0,236	0,354	0,037	0,724	0,008	0,015	0,224	0,824	0,824	0,428
STD	0,089	0,067	-0,129	0,790	0,452	0,569	0,999	0,828	0,902	0,258	0,612	0,628	0,117	0,725	0,618	0,608	0,898	0,140	0,237	0,826	0,826	0,918
pH	-0,876	0,437	-0,373	-0,053	0,080	0,096	0,975	0,075	0,047	0,055	0,875	6,73E-04	0,368	0,004	0,241	0,003	0,077	0,263	0,255	0,020	0,020	0,006
MPS	0,178	0,066	0,751	0,148	-0,337	0,000	0,034	0,001	0,110	0,300	0,583	0,307	0,538	0,193	0,152	0,928	0,041	0,051	0,121	0,568	0,333	0,333
Transp	-0,226	-0,068	-0,699	-0,112	0,321	-0,666	0,011	0,000	0,140	0,183	0,199	0,031	0,592	0,278	0,110	0,547	0,040	0,022	0,155	0,282	0,282	0,882
NO ₃	0,042	-0,385	0,540	0,000	-0,006	0,401	-0,472	0,006	0,009	0,519	0,012	0,911	0,631	0,195	0,094	0,707	8,75E-01	0,001	0,052	0,386	0,386	0,224
NO ₂	0,191	-0,043	0,721	0,043	-0,342	0,588	-0,647	0,510	0,190	0,020	0,836	0,134	0,076	0,699	0,013	0,519	0,040	0,005	0,259	0,987	0,987	0,847
NH ₄ ⁺	0,451	-0,612	0,383	0,024	-0,379	0,309	-0,286	0,483	0,255	0,052	0,011	0,097	0,149	0,001	0,186	0,006	8,70E-14	0,799	0,964	0,007	0,007	5,97E-01
SiO ₂	0,341	-0,543	-0,189	-0,221	-0,367	-0,203	0,259	-0,127	-0,436	0,371	0,591	0,071	1,75E-01	0,000	0,300	0,002	0,18742	1,54E-01	0,206	0,022	0,022	0,005
OD	0,242	-0,594	-0,056	0,100	-0,031	-0,109	0,250	0,469	0,041	0,471	0,106	0,994	0,712	0,596	0,071	0,067	0,005	0,228	0,912	0,004	0,004	0,016
Al	-0,698	0,308	-0,279	-0,096	0,825	-0,200	0,408	0,022	-0,290	-0,320	-0,346	0,001	0,527	0,030	0,282	0,019	0,149	0,247	0,331	0,094	0,094	0,052
Fe total	0,236	-0,523	-0,232	-0,303	-0,177	-0,121	0,106	-0,095	-0,341	0,280	0,717	-0,073	-0,125	4,19E-02	0,275	0,001	0,325	0,001	0,015	0,024	0,024	0,056
Mn Total	0,522	-0,642	0,182	-0,070	-0,528	0,254	-0,212	0,252	0,076	0,589	0,628	0,105	-0,409	0,751	0,755	0,001	0,002	0,167	0,170	0,004	0,004	0,002
Chl- <i>a</i>	-0,298	0,267	-0,396	-0,099	0,229	-0,278	0,309	-0,323	-0,465	-0,258	-0,347	0,211	0,214	-0,062	-0,062	0,495	0,097	0,028	0,980	0,611	0,611	0,542
Den	0,577	-0,635	-0,070	-0,101	-0,536	-0,018	0,119	-0,074	-0,127	0,508	0,557	0,350	-0,439	0,576	0,603	-0,135	0,033	0,012	9,91E-01	1,28E-02	1,28E-02	1,94E-01
NID	0,401	-0,608	0,491	0,025	-0,340	0,389	-0,390	0,673	0,391	0,972	0,257	0,511	-0,280	0,193	0,560	-0,320	0,403	0,267	0,584	0,014	0,014	0,000
PID	0,136	-0,163	-0,456	-0,286	-0,219	-0,373	0,432	-0,608	-0,518	-0,050	0,720	-0,235	-0,226	0,600	0,269	0,415	0,467	-0,217	0,026	0,230	0,230	0,371
COSC.	0,272	-0,256	-0,237	-0,231	-0,223	-0,300	0,276	-0,371	-0,221	-0,009	0,247	-0,022	-0,191	0,453	0,267	0,005	0,669	-0,108	0,061	0,061	0,061	0,367
CYC.	0,478	-0,631	-0,044	-0,044	-0,438	0,113	0,211	0,170	-0,003	0,498	0,432	0,533	-0,323	0,424	0,527	-0,101	0,775	0,459	0,234	0,358	0,358	1,18E-02
NTZ.	0,504	-0,603	0,156	0,020	-0,508	0,190	0,029	0,237	-0,038	0,684	0,511	0,451	-0,370	0,366	0,553	-0,120	0,715	0,631	0,176	0,177	0,177	0,777

A ACP explicou 61,34 % da variância total dos dados (Fator 1= 34,65 %, Fator 2 =26,69 %) (Tabela 3), separando nitidamente as etapas de pré e pós – dragagem das etapas de dragagem I e II (Figura 6A). No fator 1, a concentração de NID apresentou correlação negativa e direta com as concentrações de íon amônio, manganês total, turbidez, material particulado em suspensão, nitrato e temperatura da água e inversamente a transparência, salinidade, pH e alumínio. No fator 2, a concentração de silicato obteve correlação positiva e direta com as concentrações de PID e ferro total e inversamente as concentrações de STD e nitrito (Figura 6B).

Tabela 3. Análise dos componentes principais (ACP) das variáveis ambientais no Porto do Itaqui – MA.

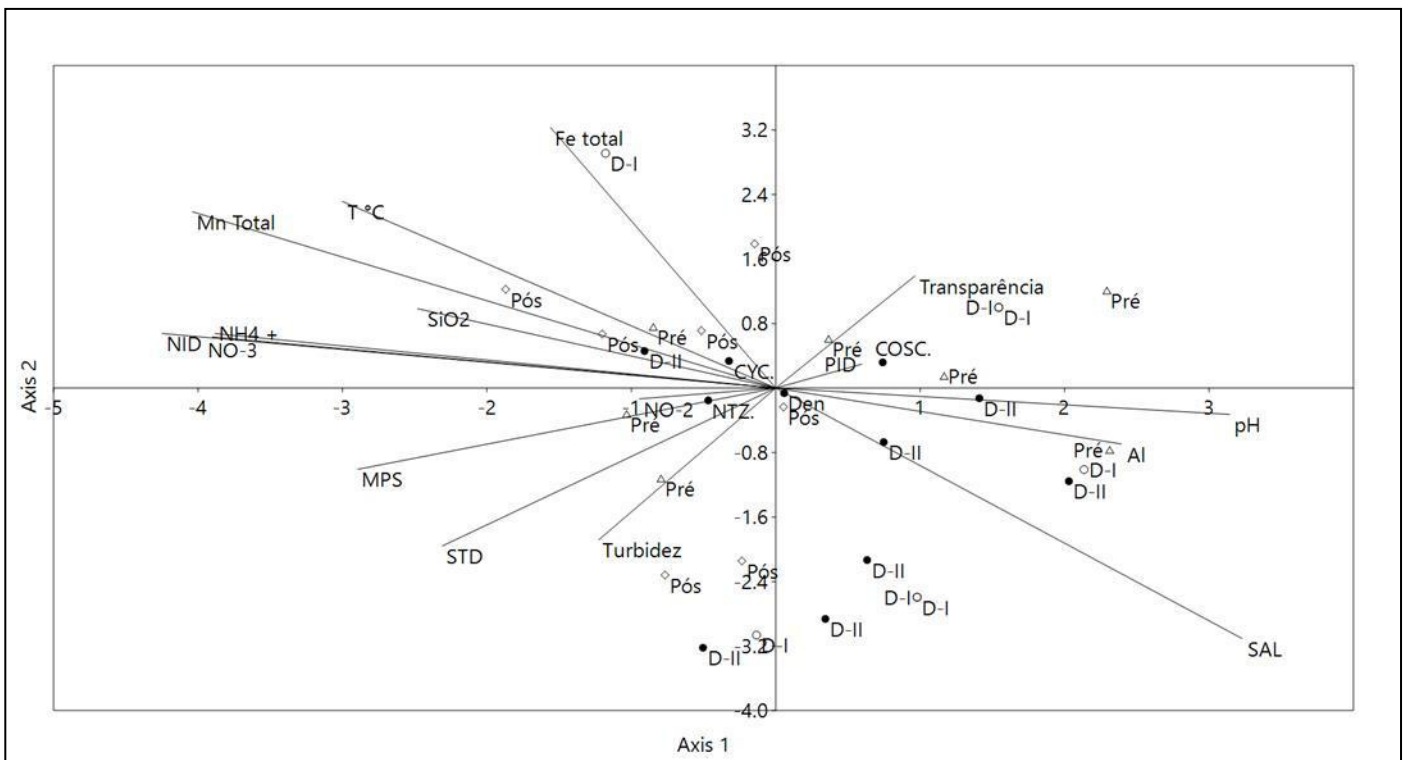
	Fator 1	Fator 2
Auto-valores	5,54	4,27
Variância Total%	34,65%	26,69%
T °C	-0,691343	0.315684
SAL	0,624076	-0.481037
Turbidez	-0,640126	-0.568417
STD	-0,019997	-0.231721
pH	0,730311	-0.238017
MPS	-0,571923	-0.515212
Transparência	0,596867	0.535387
NO ₃ ⁻	-0,555534	-0.450652
NO ₂ ⁻	-0.556621	-0,656072
NH ₄ ⁺	-0,795286	0.117488
SiO ₂	-0.311718	0,849085
Al	0,630281	-0.210366
Fe Total	-0.274862	0,760297
Mn Total	-0,721833	0.479844
NID	-0,832525	-0.042524
PID	0.122385	0,855297

Figura 6. Análise de Componentes Principais do Porto do Itaqui durante um evento de dragagem. 6A – Variação espacial (D1,D2,D3,D4,D5,D6,D7) e temporal (Pré: Pré-dragagem; D-I: Dragagem I; D-II: Dragagem II e Pós: Pós-dragagem). 6B - Variáveis ambientais e biológicas (NTU - Turbidez, OD - Oxigênio Dissolvido, SAL - Salinidade, T°C - Temperatura da Água, NH_4^+ - Íon amônio, SiO_2 – Silicato Inorgânico, Mn Total – Manganês Total, Fe Total - Ferro Total, MPS - Material Particulado em Suspensão, PID - Fósforo Inorgânico Dissolvido, NID - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, Al - Alumínio, pH - Potencial Hidrogeniônico, Transparência, STD- Sólidos Totais Dissolvidos, Transparência.



A Análise de Correspondência Canônica (ACC), explicou 89,44% das relações entre os complexos de espécies e variáveis ambientais. O primeiro eixo (63,53%) mostrou que os valores elevados da densidade do *Coscinodiscus radiatus* estiveram diretamente influenciados pela concentração de PID, nitrito, alumínio, salinidade e pH. Já o complexo *Nitzschia* esteve influenciado pelas concentrações de nitrato, nitrito, silicato, NID, íon amônio, manganês total, MPS, STD e temperatura da água. O segundo eixo (25,91%) mostrou que a densidade do complexo *Cyclotella* esteve influenciada pela temperatura da água e concentração de ferro total.

Figura 7. Análise de Correspondência Canônica do Porto do Itaqui durante um evento de dragagem. Variação temporal (Pré: Pré-dragagem; D-I: Dragagem I; D-II: Dragagem II e Pós: Pós-dragagem). Variáveis ambientais e biológicas (NTU - Turbidez, OD - Oxigênio Dissolvido, SAL - Salinidade, T °C - Temperatura da Água, NH_4^+ - Íon amônio, SiO_2 - Silicato Inorgânico, Mn Total – Manganês Total, Fe Total- Ferro Total, MPS - Material Particulado em Suspensão, PID – Fósforo Inorgânico Dissolvido, NID - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, Al - Alumínio, pH – Potencial Hidrogeniônico, Transparência, STD- Sólidos Totais Dissolvidos, COSC. - *Coscinodiscus radiatus*, CYC. - *Cyclotella* e NTZ. - *Nitzschia* (Anexo 1).



6. DISCUSSÃO

Os processos de dragagem causam diversos tipos de perturbações físicas, químicas e biológicas (CABRITA, 2014), que dependem da duração e intensidade do impacto, relacionando-se com o tipo de draga, profundidades locais, hidrodinâmica e propriedades dos sedimentos (EPA, 2011). As flutuações dos parâmetros abióticos do Porto do Itaqui estiveram correlacionadas com as etapas de dragagem promoveram mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica.

A temperatura da água entre as etapas de dragagem registrou uma diferença significativa. Essa variação é comum em estuários tropicais da região (RODRIGUES; CUTRIM, 2010; AZEVEDO; FEITOSA; KOENING, 2008).

O aumento gradativo do STD nas etapas I e II da dragagem contribuiu diretamente na elevação da salinidade e conseqüentemente, no aumento do pH e diminuição na concentração do OD, fato similar aos resultados observados no estuário do Tejo em Portugal por Cabrita (2014). Os valores de turbidez e MPS também foram elevados durante todas as etapas analisadas, registrando valores máximos de 404 NTU e 616,5 mg L⁻¹, respectivamente. De acordo com Azevedo et al. (2008), o CPBSM é caracterizado como um ambiente turvo devido ao seu forte hidrodinâmismo, com correntes registradas de 0,6 a 6 nós na área por Garcia e Alfredini (2005). Vale ressaltar, que apesar dos elevados valores dos parâmetros acima, as maiores concentrações médias de MPS e turbidez e uma menor transparência da água estiveram associadas as etapas de dragagem I e II.

A não quantificação de metais pesados (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg e Pb) nas águas do Porto do Itaqui caracterizam a região como não contaminada para esses metais, condição essa não verificada em outras áreas portuárias (NEWELL; SEIDERER; HITCHCOCK, 1998; NAYAR; GOH; CHOUA, 2004; CABRITA ET AL. 2014).

Em relação ao manganês total, este foi quantificado em todas as etapas de dragagem e correlacionou-se positivamente com o MPS, apesar de apresentar valores abaixo dos limites determinados pela Resolução CONAMA 357/2005. Segundo Hatje e Andrade (2009), o Mn apresenta valores mais elevados nos sedimentos, devido a presença de maior quantidade de partículas de argila sedimentares. Desta forma, a remobilização do sedimento provocada pela atividade de dragagem disponibilizou esse metal para a superfície da água.

As concentrações de ferro total e manganês estiveram positivamente correlacionadas com a densidade fitoplanctônica, indicando que estes metais podem influenciar diretamente a estrutura da comunidade fitoplanctônica local. Ressalta-se que o

manganês é importante para o crescimento do fitoplâncton marinho pois auxilia na atividade enzimática desses organismos (MOREL; HUDSON; PRICE, 1991) e o ferro (Fe) exerce um papel-chave em processos como a fotossíntese e a assimilação de nitratos e nitritos Raven et al. (1999). Porém, concentrações elevadas de manganês e ferro dissolvido na coluna da água podem causar efeitos tóxicos a esses organismos (BRULAND; DONUT; HUTCHINS, 1991).

Com relação aos nutrientes nitrato, nitrito e íon amônio, as concentrações foram baixas quando comparadas com os valores encontrados por Azevedo, Feitosa e Koenig, 2008 na região. Segundo Gang et al., (2014), tais resultados são comuns em ambientes com elevadas salinidade, não estabelecendo estados de eutrofização. Na etapa pós-dragagem as espécies fitoplanctônicas estiveram relacionadas com o íon amônio, podendo utilizá-lo como fonte nitrogenada. Isto se deve provavelmente ao fato desse composto ser a forma nitrogenada mais oxidada, favorecendo a assimilação e conseqüentemente diminuindo o gasto energético dessa comunidade (TWOMEY; PIEHLER; PAERL, 2005).

As concentrações de PID foi diretamente proporcional às de biomassa fitoplanctônica, permitindo inferir que este composto influenciou diretamente na produção fitoplanctônica, pois ambos mostraram um perfil decrescente da etapa inicial a final. Apesar da grande concentração de nutrientes carreados pelo rio, a produtividade primária é limitada pela elevada concentração de material particulado em suspensão que restringe a quantidade de luz disponível para a fotossíntese (LOURENÇO, 2017). Como consequência, as maiores concentrações de biomassa clorofiliana ocorrem quando há a redução do MPS e a atenuação da luz é maior para a fotossíntese (SMITH; RUSSELL, 1995; TEIXEIRA; TUNDISI, 1967), situação verificada durante a etapa pré-dragagem no Porto do Itaqui. Desta forma, a disponibilidade de luz na água é fortemente determinada pela intensidade e distribuição espacial das partículas em suspensão (MPS) (SOETAERT; HERMAN; KROMKAMP, 1994; COLIJN, 1982; DOMINGUES et al., 2011).

Na razão NID:PID, o NID foi o elemento limitante em todas as etapas analisadas, sendo determinado pelas concentrações de íon amônio, corroborando com os dados de Moser et al. (2005) obtidos em sistemas estuarino tropical de Santos-SP. Essa limitação é bastante normal nesses ambientes, pois de acordo com Sin et al. (2015) e Seguro et al. (2015) é comum que o nitrogênio seja o principal fator limitante para o fitoplâncton marinho e o fósforo para o fitoplâncton continental.

A densidade fitoplanctônica das águas superficiais do Porto do Itaqui foi menor durante as etapas de dragagem I e II. Tal situação é esperada, tendo em vista que, os eventos de dragagem provocam redução na densidade fitoplanctônica (NAYAR; GOH; CHOUA,

2004) e alteram o percentual de contribuição dos grupos (CABRITA, 2014; BORGES et al., 2016). Este padrão pode ser explicado pela baixa disponibilidade de luz, causada pelos elevados valores de MPS e turbidez. Durante a etapa pós-dragagem (126 dias) a comunidade foi capaz de se restabelecer. Esse restabelecimento se deve possivelmente pelo forte hidrodinamismo da Baía de São Marcos (GARCIA; ALFREDINI, 2005) que contribuiu para a manutenção do equilíbrio ecológico com retorno às condições iniciais.

No Porto do Itaquí, o aumento do grupo das diatomáceas nas etapas pré e pós-dragagem, está associado a maior disponibilidade de silicato registrados nessas duas etapas. Sabe-se que o silicato, nitrogênio e fósforo são considerados como macronutrientes, isto é, necessários em maior concentração para funções metabólicas do fitoplâncton (AIDAR et al., 1993), assim como, a disponibilização do silicato é condicionante para a divisão celular e construção de frústulas (BORGES et al., 2016, WU; CHOU, 2003).

Esse predomínio é esperado e está em consonância com os estudos realizados na área por Azevedo et al, (2008) e Azevedo e Cutrim, (2007). As diatomáceas apresentam uma elevada diversidade e abundância em uma ampla variedade de ambientes costeiros, como estuários tropicais e subtropicais (SARTHOU et al., 2005; CARSTENSEN; HENRIKSEN; HEISKANEN, 2007; CARSTENSEN; KLAIS; CLOERN, 2015), assim como, em ambientes dragados (CABRITA, et al., 2014; BORGES et al., 2016; FERREIRA et al., 2012). A adaptação a esses ecossistemas deve-se ao rápido crescimento em ambientes turbulentos, com diferentes níveis de luz, estresse físico e com elevada disponibilidade de nutrientes (MARANON et al., 2012; LOMAS; GLIBERT, 2000).

Embora a contribuição de espécies bêmicas na coluna d'água tenha sido relativamente maior durante as etapas pré e pós-dragagem, a disponibilidade dessas espécies pode ter sido favorecida pelos processos físicos de dragagem e naturais (correntes de marés), os quais promovem a ressuspensão dos sedimentos, causando assim, a homogeneização na coluna d'água e a mistura entre populações planctônicas e bentônicas, conseqüentemente, modificando a estrutura da comunidade.

7. CONCLUSÃO

- As águas do Complexo Portuário da Baía de São Marcos estão dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05.
- A remobilização de sedimento causada pela atividade de dragagem nas águas estuarinas do complexo Portuário da Baía de São Marcos influenciou a comunidade fitoplanctônica em termos de densidade e ecologia.
- O nano/picofitoplâncton é a porção mais representativa do fitoplâncton no Complexo Portuário da Baía de São Marcos
- As etapas de dragagem I e II foram as que mais afetaram o ambiente com o aumento nos valores de MPS e turbidez e redução das concentrações de oxigênio dissolvido, silicato, ferro total e na densidade total do fitoplâncton.
- Apesar da redução drástica nos valores de densidade fitoplanctônica durante as etapas de dragagem I e II, a comunidade fitoplanctônica foi capaz de se restabelecer após o processo de dragagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDAR, E.; GAETA, S. A.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F.; KUTNER, M. B. B.; TEIXEIRA, C. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila a e suas relações com as condições oceanográficas na região d Ubatuba, SP. **Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo**, v. 10, P. 9-43, 1993.
- AMARAL, R. F.; ALFREDINI, P. Modelação hidrossedimento no canal de acesso do complexo portuário do Maranhão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, p 4-14, 2010.
- ANDRADE, M. M. **Variabilidade temporal e espacial da clorofila a no Estuário da Lagoa dos Patos**. 68f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica, UFRG., 2013.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. 2012.
- AZEVEDO, A. C. G.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M.L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 22, p 870-877, 2008.
- AZEVEDO, A. C. G.; CUTRIM, M. V. J. Fitoplâncton costeiro das porções norte-nordeste da ilha de São Luís, MA, Brasil. In: SILVA, A. C.; FORTES, J. L. O. (Orgs). **Diversidade biológica: uso e conservação de recursos naturais do Maranhão**. v. 2. São Luís: UEMA, 2007.
- BEMVENUTI, C. E.; ANGONESI, L. G.; GANDRA, M. S. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of southern. Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 573-581, 2005.
- BORJA, A.; DAUER, D. M.; ELLIOTT, M.; SIMENSTAD, C. A. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness. **Estuarine Coastal**. v. 33, p. 1249-1260, 2010.
- BORGES, G. C. P.; CUNHA SILVA, M. G. G.; ESKINAZI LEÇA, E.; FERREIRA, L. C.; QUINO, E. P.; SANTOS JUNIOR, A. C.; SANTIAGO, M. F.; GUENNES, M. Indicadores das mudanças da comunidade fitoplanctônica associados com a dragagem no estuário do Rio Berebire (Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 44, p. 1-15, 2016.
- BRULAND, K. W.; DONUT, J. R.; HUTCHINS, D. A. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 8, p. 1555-1577, 1991.
- BRAY, R. N. Environmental aspects of dredging. CRC Press. 2008.

CAETANO, M.; MADUREIRA, M. J.; VALE, C. Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. **Water Air Soil Pollution**, v. 143, p. 23–40, 2003.

CAO, X.; SONG, C.; LI, Q.; ZHOU, Y. Dredging effects on P status and phytoplankton density and composition during winter and spring in Lake Taihu. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 287-295, 2007.

CARSTENSEN, J.; HENRIKSEN, P.; HEISKANEN, A.S. Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. **Limnology and Oceanography**, New York, v. 52, n. 1, p. 370-384, 2007.

CABRITA, M.T.; RAIMUNDO, J.; PEREIRA, P.; VALE, C. Immobilised phaeodactylum tricornutum as biomonitor of trace element availability in the water column during dredging. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 3572-3581, 2014.

CARSTENSEN, J.; KLAIS, R.; CLOERN, J.E. Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Washington, v. 162, n. 5, p. 98-109, 2015.

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

CHAGAS, F. M. **Dinâmica de ondas de área na Baía de São Marcos (Ponta da Madeira/MA): observações e modelagem numérica**. 93f. Dissertação: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 2013.

CLOERN, J. E. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. **Continental Shelf Research**, v. 7, p. 1367-1381, 1987.

COLIJN, F. Light absorption in the waters of the Ems-Dollard estuary and its consequences for the growth of phytoplankton and microphytobenthos. **Netherlands Journal of Sea Research**, v. 15, p.196-216, 1982.

CONAMA. 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº357 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e das outras providências. Diário oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 mar. Seção 1, p. 58-63, 2005.

CUNHA, I. A.; VIEIRA, J. P.; REGO, E. H. Sustentabilidade da Atividade Portuária Rumo à Agenda Ambiental para o Porto do Canal de São Sebastião. **EGesta**. v. 3, p. 7-32, 2007.

DAY, J. W. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, p. 5-7, 1989.

DE HOOP, L.; TROCH, M. DE; HENDRICKS, A.J.; LAENDER, F. DE. Modelando o estresse tóxico pela atrazina em um sistema de recurso consumidor marinho. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, p. 1088 - 1095, 2013.

DINIZ, L. G. R.; JESUS, M. S. J.; M.S.; DOMINGUEZ, L. A. E.; FILLMANN, G.; ENY M.; VIEIRA, E.M; FRANCO, T. C. R. First Appraisal of Water Contamination by Antifouling Booster Biocide of 3rd Generation at Itaquí Harbor (São Luiz - Maranhão – Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 25, p. 380-388, 2014.

DOMINGUES, R.B.; ANSELMO, T.P.; BARBOSA, A.B. SOMMER, U.; GALVÃO, H.M. Light as a driver of phytoplankton growth and production in the freshwater tidal zone of a turbid estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 91, n. 4, p. 526-535, 2011.

EMAP. Empresa Maranhense de Administração Portuária. Disponível em: <http://www.emap.ma.gov.br/emap>. Acesso em 9 de janeiro de 2018.

EPA. Environmental assessment guideline for marine dredging proposals. In: Environmental Protection Authority, Environmental Assessment Guidelines 7, Western Australia, 2011.

FERRARIO, M.; SARS, E; SALA, S. **Metodologia básica para el estudio de fitoplancton com especial referencia a las diatomáceas**. In: ALVEAR, K.; FERRARIO, M. E.; OLIVEIRA FILHO, E. C.; SARS, E. (Eds.). Manual de métodos ficológicos. Chile: Universidad de Concepción, p. 1-24, 1995.

FEITOSA, F. A. N; TROVÃO, J. R. **Atlas escolar do maranhão: espaço geo-histórico e cultural**. Ed. Grafset, João Pessoa, p. 207, 2006.

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.

FISHER R.; STARK C.; RIDD P.; JONES R. Spatial Patterns in Water Quality Changes during Dredging in Tropical Environments. **PLoS ONE** v. 10 n. 12 e 0143309. 2015.

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.

GARCIA, P.D.; ALFREDINI, P. Caracterização hidrodinâmica das correntes de mare na área portuária do Maranhão. **Revista Pesquisa Naval**, v. 18, p. 39-44, 2005.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 213p. 1978.

GOES FILHO, H. de A. **Dragagem e Gestão de Sedimentos. Rio de Janeiro**. Tese (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - COPPE/UFRJ, 2004.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of seawater analysis**. 2nd ed. Verlag Chemie, New York, 419p, 1983.

GRANATO, F.C. **Subsídios Técnicos para o Estabelecimento de um Plano de Gerenciamento Ambiental Integrado do Processo de Dragagem do Porto de Rio Grande** – RS. 139f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica) - Universidade Federal do Rio Grande, 2005.

HATJE, V.; ANDRADE, J.B. **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos**. EDUFBA, Salvador, 304 p. 2009.

KOENING, M.L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S.J. de. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do Rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). **Acta Botanica Brasilica**. v. 16, p. 407-420, 2002.

KOROLEFF, K. **Determination of phosphorus**. In Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., (Eds). 1983. *Methods of sea water analysis*. 2nd ed. Weinheim: Verlag Chemie, p. 125-139.

LABOHIDRO/UFMA. 1983, **Levantamento bioecológico na área de influência de alumínio do consórcio ALUMAR, na ilha de São Luís – MA**. Sub-projeto plâncton. (Relatório Técnico).

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

LOMAS, M.W.; GLIBERT, P.M. Comparison of nitrate uptake, storage, and reduction in marine diatoms and flagellates. **Journal of Phycology**, New Jersey, v. 36, n. 5, p. 903-913, 2000.

LOHRENZ, S.E.; DAGG, M.J.; WHITLEDGE, T.E. Enhanced primary production at the plume/oceanic interface of the Mississippi River. **Continental Shelf Research**, v. 10, p. 639-664, 1990.

LOURENÇO, C. B. **O fitoplâncton na Zona Costeira Amazônica Brasileira: Biodiversidade, distribuição e estrutura no *continuum* estuário-oceano**. 144p. Tese- Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba. 2017.

MARGALEF, R. **Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton**. In: Buzzati-Traverso, A. A. (Ed.). *Perspectives in Marine Biology*. Berkeley: University California Press, p. 323-349, 1958.

MATOS, R.M.D. Tectonic evolution of the Equatorial South Atlantic. In: MOHRIAK W & TALWANI M (Eds.). *Atlantic Rifts and Continental Margins*. American Geophysical Union, **Geophysical Monograph Series**. v.115, p. 331–354, 2000.

MAY C.L.; KOSEFF, J.R.; LUCAS, L.V.; CLOERN, J.E.; SCHOELLHAMER, D.H. Effects of spatial and temporal variability of turbidity on phytoplankton blooms. **Marine Ecology Progress Series**. v. 254, p. 111-128, 2003.

- MARAÑÓN, E.; CERMEÑO, P.; LATASA, M.; TADONLÉKÉ, R.D. Temperature, resources, and phytoplankton size structure in the ocean. **Limnology and Oceanography**, New York, v. 57, n. 5, p. 1266-1278, 2012.
- MANAP, N.; VOULVOULIS, N., 2016. Data analysis for environmental impact of dredging. **Journal of cleaner production**, v. 137, p. 394-404, 2016.
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, n.d Island Press, Washington, DC (2005) (Accessed online at [www. Millennium Assessment. Org](http://www.MillenniumAssessment.Org)).
- MOREL, F.M.M.; HUDSON, R. J. M.; PRICE, N. M. Limitation of productivity by metals in the sea. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 8, p. 1742- 1755, 1991.
- MONTEIRO, M.T.; OLIVEIRA, R.; VALE, C. Metal stress on the plankton communities of Sado River (Portugal). **Water Research**. v. 29, p. 695-701, 1995.
- MORO, R.S.; FÜRSTENBERGER, C.B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ponta Grossa, Editora UEPG, 282p, 1997.
- MOSER, G. A. O.; GIANESELLA, S. M. F.; ALBA, J. J. B.; BÉRGAMO, A. L.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; MIRANDA, L. B.; HARARI, J. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-*a* in the tropical estuarine system of Santos. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 53, p. 115-127, 2005.
- NAYAR. S.; GOH; CHOUA. Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, p. 349–369, 2004.
- NAIRN, R.; JOHNSON J.A.; HARDIN, D.; MICHEL, J. A biological and physical monitoring program to evaluate long-term impacts from sand dredging operations in the United States outer continental shelf. **Journal of Coastal Research**, v. 20, p. 126–137, 2004.
- NEWELL, R.C.; SEIDERER, L.J.; HITCHCOCK, D.R. 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**, v. 36, p. 127-178, 1998.
- NOGALES, B.; LANFRANCONI, M.P.; PIÑA-VILLALONGA, J.M.; BOSCH, R. Anthropogenic perturbations in marine microbial communities. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 35, p. 275-298, 2011.
- PAN K; WANG W. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. **Science of the Total Environmen**. v. 422, p. 3–16, 2012.
- PAERL, H.W., VALDES, L. M.; A. R. JOYNER, A. R.; WINKELMANN, V. Phytoplankton indicators of ecological change in the eutrophying Pamlico Sound system, North Carolina. **Ecological Applications**, v. 17, p. S88-S101, 2007.

PARSONS, T.R.; STRICKLAND, J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments, with revised equations of ascertaining chlorophyll *a* and carotenoids. **Journal of Marine Research**, New Haven, v. 21, n. 3, p. 155-163, 1963.

PEROVANO, R.; DOS REIS, A. T.; SILVA, C. G.; BRUNO C.; VENDEVILLE, B. C.; GORINI, C.; OLIVEIRA, V.; ARAUJO, E. F. S. O processo de colapso gravitacional da seção marinha da Bacia da Foz do Amazonas – Margem Equatorial Brasileira. **Revista Brasileira de Geofísica** v. 27, p. 459-484, 2009.

PORTO, M.; TEIXEIRA, S.G. **Portos e meio ambiente**. São Paulo: Aduaneiras, 2002.

RAVEN, J.A.; EVANS, M.C.W.; KORB, R.E. The role of trace metals in photosynthetic electron transport in O₂-evolving organisms. **Photosynth. Res.** v. 60, p. 111-149, 1999.

RAINBOW, P.S. Biomonitoring of trace metals in estuarine and marine environments. **Australasian Journal of Ecotoxicology**. v. 12, p. 107-122, 2006.

RAMÍREZ, A; CORZO, A. Seasonal changes of the microplankton community along a tropical estuary. **Regional Studies in Marine Science**, v. 2, p. 189-202, 2015.

RIOS, L. **Estudos de geografia Maranhão**. 3. Ed. São Luís: Graphis. 223p, 2001.

RODRIGUES, E. I.; CUTRIM, M. V. J. Relações entre as variáveis físicas, químicas e fitoplanctônicas de três áreas estuarinas da costa Norte do Brasil - São José de Ribamar, Cedral e Cajapió, Estado do Maranhão. **Arquivos Ciências do Mar**, v. 43, p. 45-54, 2010.

ROGERS, S.I.; GREENAWAY, B.A., UK. Perspective on the development of marine ecosystem indicators. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 9-19, 2005.

SANTOS, T.G.; BEZERRA-JUNIOR, J.L.; COSTA, K.M.P.; FEITOSA, F.A.N. Dinâmica da Biomassa Fitoplanctônica e Variáveis Ambientais em um Estuário Tropical (Bacia Do Pina, Recife, Pe). **Revista Brasileira Engenharia de Pesca**, v. 4 n. 1, p. 95- 109, 2009.

SARTHOU, G.; TIMMERMANN, K.R.; BLAIN, S.; TRÉGUER, P. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: a review. **Journal of Sea Research, Den Burg**, v. 53, n. 1/2, p. 25-42, 2005.

SEGURO, I.; GARCÍA, C.M.; PAPASPYROU, S.; GÁLVEZ, J.A.; GARCÍA-ROBLEDO, E.; NAVARROG.; SORIA-PÍRIZ, S.; AGUILAR, V.; LIZANO, O.G.; MORALES-RAMÍREZ, A; CORZO, A. Seasonal changes of the microplankton community along a tropical estuary. **Regional Studies in Marine Science**, v. 2, p. 189-202, 2015.

SHANNON, C.E. Mathematical theory of communication. **Bulletin of System Tecnology Journal**, v. 27, p. 379-423, 1948.

SIN, Y.; LEE, E.; LEE, Y.; SHIN, K. H. The river-estuarine continuum of nutrients and phytoplankton communities in an estuary physically divided by a sea dike. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 163, p. 279-289, 2015.

SMITH, W.O.; RUSSELL, G.J. Phytoplankton biomass and nutrient distributions in the Amazon River plume: environmental correlates. **Geo-Marine Letters, Berlin**, v. 15, n. 3, p.195–198, 1995.

SOETAERT, K.; HERMAN, P.M.J.; KROMKAMP, J. Living in the twilight: estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde estuary (The Netherlands) by means of an ecosystem model (MOSES). **Journal of Plankton Research**, v. 16, p. 1277-1301, 1994.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.S. A practical handbook of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Board Can.**, v. 167, p. 1-205, 1972.

SUEDEL, B. C.; KIM, J.; D. G. CLARKE, D. G.; LINKOV, I. A risk-informed decision framework for setting environmental windows for dredging projects. **Science of the Total Environment**. v. 403, p. 1-11, 2008.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. Primary Production and Phytoplankton in Equatorial Waters. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 17, n. 4, p. 884-891, 1967.

THRONDSSEN, J. Preservation and storage: monographs on oceanographic methodology. In: SOURNIA, A. (Ed.). 6. **Phytoplankton Manual**. Norwich: UNESCO, p. 69-74, 1978.

TWOMEY, L.J.; PIEHLER, M.F.; PAERL, H.W. Phytoplankton uptake of ammonium, nitrate and urea in the Neuse River Estuary, NC, USA. **Hydrobiologia**, v. 533, p. 123-134, 2005.

UNESCO, **International Oceanographic Tables**. Great Britain Wormly: v. 2, 1973, 141p.

VALENTIN, J.L.; MACEDO-SAIDAH, F.E.; TENENBAUM, D.R.; SILVA, N. M. L. A diversidade específica para análise das sucessões fitoplanctônicas. Aplicações ao ecossistema da ressurgência de Cabo Frio (RJ). **Nerítica**, v. 6, p. 7-26, 1991.

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

VILLAFANE, V. E.; REID, F. M. H. **Métodos de microscopia para la cuantificación del fitoplancton**. In: ALVEAR, K.; FERRARIO, M. E.; OLIVEIRA FILHO, E. C.; SARS, E. (Eds.). **Manual de métodos ficológicos**. Chile: Universidad de Concepción, p. 169-185, 1995.

WU, J. T.; CHOU, T.L. Silicate as the limiting nutrient for phytoplankton in a subtropical eutrophic estuary of Taiwan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 155-162, 2003.

APÊNDICE

APÊNDICE 1



Prancha 1 - Complexo *Cyclotella* (A - *Cyclotella stylorum*, B - *Cyclotella* sp₁, C - *Cyclotella* sp₂); **Complexo *Nitzschia*** (D - *Nitzschia palea*, E - *Nitzschia* sp₁,) e (F - *Coscinodiscus radiatus*).