



UFC

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR**

MARIANA BATISTA TEOTÔNIO DE MELO

**ESTRUTURA DO MICROFITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO EM DUAS
CONDIÇÕES CONTRASTANTES:
REGIME HIPOSALINO x HIPERSALINO**

FORTALEZA

2019

MARIANA BATISTA TEOTÔNIO DE MELO

ESTRUTURA DO MICROFITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO EM DUAS
CONDIÇÕES CONTRASTANTES:
REGIME HIPOSALINO x HIPERSALINO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao curso de Graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares
Coorientadora: Dra. Hortência de Sousa Barroso

Fortaleza

2019

Dados Internacionais de Catalogação na
Publicação Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M486e Melo, Mariana Batista Teotônio de.
ESTRUTURA DO MICROFITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO EM DUAS
CONDIÇÕES
CONTRASTANTES: REGIME HIPOSALINO x HIPERSALINO / Mariana Batista Teotônio de
Melo. – 2019.
56 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de
Ciências do Mar, Curso de Oceanografia, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira
Soares. Coorientação: Profa. Dra. Hortência
de Sousa Barroso.

1. Ecologia. 2. Fitoplâncton. 3. Estuário Semiárido. 4. Hipersalinidade. I. Título.

CDD 551.46

MARIANA BATISTA TEOTÔNIO DE MELO

ESTRUTURA DO MICROFITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO EM DUAS
CONDIÇÕES CONTRASTANTES:
REGIME HIPOSALINO x HIPERSALINO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao curso de Graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Aprovada em: 13/12/2019

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcelo, de Oliveira Soares (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Tallita Cruz Lopes Tavares
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Tatiane Garcia Martins
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Msc. Ana Cecília Pinho Costa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Às mulheres da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Ciências do Mar (Labomar) e ao Laboratório de Plâncton (Labomar) pela infra-estrutura viabilizada à realização desta pesquisa e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por financiá-la.

Ao prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares por abrir as portas de seu laboratório à curiosidade dos alunos e introduzi-los de maneira tão gentil e encorajadora ao mundo da ciência.

À Ana Cecília Pinho Costa por ter aceitado a enorme responsabilidade de orientar as minhas primeiras vezes nessa jornada acadêmica, quando ainda estava no começo da sua própria. Devo a você meu primeiro estágio, minha primeira pesquisa, meu primeiro resumo científico e o inesquecível primeiro embarque (tonta só de lembrar). Obrigada!

À Tatiane Garcia Martins por sempre zelar pela equipe que lidera, agradeço pelas oportunidades valiosas que me permitiram continuar dedicada integralmente à pesquisa durante toda a graduação. Obrigada por cativar em mim a responsabilidade e a motivação com o trabalho através de sua generosidade e gentileza.

À Tallita Lopes Cruz por ser um exemplo de que há sempre uma maneira adequada de se passar qualquer mensagem e por demonstrar que a ciência pode andar de mãos dadas com a arte.

À Carolina Coelho Campos por todas as conversas iluminadoras, os esclarecimentos de dúvidas, as risadas e os cafés. Muito obrigada, pode contar comigo em qualquer embarque!

À Hortência de Sousa Barroso, sem quem eu jamais poderia ter concluído esta pesquisa. Obrigada pela didática brilhante, a empolgação contagiante, o pulso firme e todo o tempo dedicado.

Aos amigos: Valdemiro, Itamara, Lorena, Victor, Gomes, Gustavo, Camila, Letícia, Lucas, Lara, Artur, Anne, Derley, Tayanne, Nathan, Jonathan e Marina por dividirem comigo algumas das experiências mais importantes da minha vida. Obrigada pelas risadas, pelas conversas, pelas viagens, pelos congressos, pelos shows, pelas festas, pelo nosso finado voleizinho e por todas as cervejas. Vocês são incríveis!

Aos amigos de laboratório e de embarques Pedro, Livia, Carolzinha, Yasmin,

Diana e Júnior, pelos cafezinhos de fim de tarde onde partilhamos inseguranças, problemas, conquistas, histórias e muitas risadas.

Agradeço especialmente à Andrezza e ao Gabriel pelo suporte e pela amizade, eu não teria conseguido sem vocês. Obrigada por tudo. Amo vocês!

Às mulheres da minha vida: mamãe, vovó Ana e vovó Iraci, por demonstrarem a força de uma mãe solo e me proporcionarem a melhor configuração familiar que eu poderia ter tido.

Ao meu avô por financiar a melhor educação de base que pôde durante toda a minha vida. Também agradeço ao meu pai e à minha madrasta por apostarem na loucura de me deixar cursar uma graduação longe de casa ainda tão jovem e por terem realizado esse sonho.

Aos meus irmãos, Hugo e João, por serem o expoente máximo da minha capacidade de amar.

E a mim, por ter conseguido chegar ao fim ou ao começo dessa jornada.

RESUMO

O microfitoplâncton estuarino é relevante para a manutenção da diversidade, da riqueza e da composição de toda a biota residente e dos serviços ambientais estuarinos. É importante que as alterações na estrutura dessa comunidade - em resposta às variações ambientais - sejam bem compreendidas, uma vez que podem repercutir por toda a teia trófica, gerando riscos à saúde ambiental estuarina e às atividades humanas codependentes. Nesse sentido, este estudo se propõe a analisar as variações na estrutura da comunidade microfitoplanctônica do estuário do Rio Piranji em duas condições ambientais contrastes: regime hiposalino, onde o gradiente salino cresce no estuário em direção ao mar; e regime hipersalino, onde há um gradiente salino decrescente no estuário em direção ao mar. As coletadas foram realizadas em duas campanhas oceanográficas, a primeira em Maio (regime hiposalino) e a outra em Novembro (regime hipersalino) de 2015, em um ponto fixo próximo a foz do estuário. Em cada campanha, 8 amostragens de plâncton foram realizadas ao longo de 21 horas durante a maré de sizígia, com intervalos de 3 horas entre elas, a fim de abarcar a influência das marés sobre a composição microfitoplanctônica. As amostras foram coletadas por arrastos horizontais subsuperficiais com rede de plâncton de 65 μm , acoplada de um fluxômetro mecânico. Os dados abióticos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade) foram obtidos por sonda multiparamétrica, enquanto o microfitoplâncton foi quantificado em câmara Sedgewick-Rafter. A densidade média microfitoplanctônica foi maior no regime hipersalino (5319 ± 6287 org/L) do que no regime hiposalino (291 ± 187 org/L). Nos dois regimes do ano, as diatomáceas dominaram o ambiente estuarino com abundância relativa maior que 98% em todas as amostras. Quatro táxons de diatomáceas foram as mais abundantes: *Lithodesmium undulatum*, *Bellerochea* spp., *Asterionelopsis tropicalis* e cf. *Lithodesmiodes* sp. Enquanto *L. undulatum* domina a condição no regime hiposalino (>80%) (Figura 6a), cf. *Lithodesmioides* sp. domina no regime hipersalino (>95%). Ambas as espécies são marcadoras de águas com características mais estuarinas do que marinhas. As diatomáceas costeiras *Bellerochea* spp. apresentam um excelente potencial de osmorregulação, estando presentes no estuário em ambos os regimes de salinidade. Contudo, o gênero ocorre em maior densidade no regime hipersalino. A análise de RDA apontou que as principais variáveis ambientais que determinam as diferenças na estrutura do microfitoplâncton são a salinidade, os sólidos totais em suspensão (SST) e as concentrações de ortofosfato e fósforo total. Alerta-

se que o aumento excessivo da densidade do microfitoplâncton no estuário sob o regime hipersalino pode representar riscos à saúde ambiental do local, podendo desencadear consequências indesejáveis para o ambiente como a eutrofização. Ademais, o monitoramento das flutuações estruturais do microfitoplâncton em estuários semiáridos, como o do rio Piranji, frente a condições extremas, tal qual o regime hipersalino, podem contribuir para a projeção de cenários afetados pelas mudanças climáticas globais.

Palavras chave: diatomáceas, hipersalinidade, estuário de baixo fluxo, semiárido

ABSTRACT

Estuarine microphytoplankton is relevant for maintaining the diversity, richness and composition of all resident biota and estuarine environmental services. It is important that changes in the structure of this community - in response to environmental variations - are well understood, as they may have repercussions throughout the trophic web, creating risks to estuarine environmental health and codependent human activities. In this sense, this study aims to analyze the variations in the microphytoplankton community structure of the Piranji River estuary under two contrasting environmental conditions: hyposaline regime, where the saline gradient grows in the estuary towards the sea; and hypersaline regime, where there is a decreasing saline gradient in the estuary towards the sea. The data were collected in two oceanographic campaigns, the first in May (hyposaline regime) and the other in November (hypersaline regime) 2015, at a fixed point near the mouth of the estuary. In each campaign, eight plankton samplings were performed over 21 hours during the spring tide, with intervals of 3 hours between them, in order to encompass the influence of the tides on the microphytoplankton composition. Samples were collected by subsurface horizontal trawls with 65 μm plankton net, coupled with a mechanical flowmeter. The abiotic data (pH, dissolved oxygen, temperature and salinity) were obtained by multiparametric probe, while the microphytoplankton was quantified in a Sedgewick-Rafter chamber. The average microphytoplankton density was higher in the hypersaline regime (5319 ± 6287 org / L) than in the hyposaline regime (291 ± 187 org / L). In both regimes, diatoms dominated the estuarine environment with relative abundance greater than 98% in all samples. Four diatom taxa were the most abundant: *Lithodesmium undulatum*, *Bellerochea* spp., *Asterionelopsis tropicalis* and cf. *Lithodesmiodes* sp. While *L. undulatum* dominates the condition in the hyposaline regime (> 80%) (Figure 6a), cf. *Lithodesmioides* sp. dominates in the hypersaline regime (> 95%). Both species are markers of estuarine waters. Coastal diatoms *Bellerochea* spp. show excellent osmoregulation potential, being present in the estuary in both salinity regimes. However, the genus occurs in higher density in the hypersaline regime. The RDA analysis pointed out that the main environmental variables that determine the differences in the structure of the microphytoplankton are salinity, total suspended solids (TSS), and orthophosphate and total phosphorus concentrations. It is warned that the excessive increase in microphytoplankton density in the estuary under the hypersaline regime may pose risks to the environmental health of the site and may cause undesirable consequences for the environment such as eutrophication. In addition, monitoring the structural fluctuations of

microphytoplankton in semi-arid estuaries such as the Piranji River against extreme conditions such as the hypersaline regime may contribute to the projection of scenarios affected by global climate change.

Keywords: diatoms, hypersalinity, low flow estuary, semiarid

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa amostral do ponto de coleta fixado no Estuário do rio Piranji-CE, Costa Semiárida do Brasil, no ano de 2015. 26
- Figura 2. Precipitação pluviométrica média mensal no município de Beberibe-CE entre 2000-2009, 2010-2014 e em 2015. 27
- Figura 3. Altura da maré de acordo com a tábua do Porto do Mucuripe*, marcando as horas de baixa-mar e preamar nos dias 04/05/15 e 05/05/15 (A) e 25/11/15 e 26/11/15 (B) e valores de salinidade medidos in situ durante a amostragem. De acordo com os valores de salinidade registrados nos horários de coleta pôde-se classificar os horários de 11h, 14h, 23h e 02h como aqueles com maior influência de vazante; e 17h, 20h, 05h e 08h como aqueles com maior influência de enchente. Considerando o ponto fixo de coleta, durante os horários de maiores influências de vazante e enchente coletou-se parcelas de água predominantemente das porções superiores (ES) e inferiores (EI) do estuário, respectivamente. 29
- Figura 4- cf. *Lithodesmioides* sp. do estuário do rio Piranji-CE. Em A, B, C, D as células estão na visão pleural; (E), visão valvar. Setas: (1) células em divisão; (2) células quadrangulares. 38
- Figura 5. A- Densidade relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período chuvoso (regime hiposalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). B- Densidade relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período seco (regime hipersalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). 41
- Figura 6. A- Abundância relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período chuvoso (regime hiposalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). B- Abundância relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período seco (regime hipersalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). 42
- Figura 7- Análise de agrupamento baseada na matriz de similaridade Bray-Curtis para os dados de densidade total das espécies encontradas nos dois regimes amostrados (hiposalino e hipersalino). Grupo da condição de maré vazante do regime hiposalino (G1), grupo da condição de maré enchente do regime hiposalino (G2), grupo da condição de maré vazante do regime hipersalino (G3) e grupo da condição de maré enchente do regime hipersalino (G4).
43
- Figura 8. Análise de redundância. Apenas variáveis significativas ($p < 0.05$) para explicar a variação temporal na estrutura do microfitoplâncton foram retidas no modelo final de RDA significativo ($R^2 = 0,949$; R^2 ajustado = 0,931, $p < 0,05$). 45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Médias (M) e desvios padrão (D) dos valores observados para as variáveis físico-químicas: transparência (Secchi), temperatura (T), salinidade (Sal), pH, saturação de oxigênio (SO), oxigênio dissolvido (OD), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total, sílica, sólidos totais em suspensão (SST), clorofila a e feofitina a; durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI) do regime hiposalino e do regime hipersalino. * Variáveis que apresentaram variação significativa (Kruskall-Wallis < 0.05) entre as condições e regimes amostrados. 35

Tabela 2- Lista de organismos encontrados no estuário do rio Piranji-CE para os dois períodos de estudo (chuvoso e seco), classificados por Divisão. Estão apresentados, também, os organismos não identificados (ONI)..... 36

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1	Estuários.....	19
2.2	Costa Semiárida Brasileira (CSB).....	22
<i>2.2.1</i>	<i>Compartimento Costa das Dunas</i>	<i>23</i>
2.3	Fitoplâncton	23
3	OBJETIVOS	24
3.1	Objetivo geral	24
3.2	Objetivos específicos.....	24
4	MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1	Área de estudo.....	24
4.2	Amostragem em campo.....	26
<i>4.2.1</i>	<i>Condições de Maré</i>	<i>27</i>
<i>4.2.2</i>	<i>Variáveis ambientais</i>	<i>30</i>
<i>4.2.3</i>	<i>Fitoplâncton.....</i>	<i>30</i>
4.3	Análises laboratoriais.....	30
<i>4.3.1</i>	<i>Nutrientes</i>	<i>30</i>
<i>4.3.2</i>	<i>Clorofila a e feofitina a</i>	<i>31</i>
<i>4.3.3</i>	<i>Fitoplâncton.....</i>	<i>31</i>
4.4	Análise de dados	32
<i>4.4.1</i>	<i>Abundância relativa</i>	<i>32</i>
<i>4.4.2</i>	<i>Análises estatísticas</i>	<i>32</i>
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1	Variáveis ambientais.....	33
5.2	Estrutura da comunidade microfitoplanctônica.....	35
<i>5.2.1</i>	<i>Variação sazonal e nictemeral das espécies mais abundantes</i>	<i>38</i>
<i>5.2.3</i>	<i>Análise de similaridade e SIMPER</i>	<i>43</i>
<i>5.2.4</i>	<i>Análise de Redundância (RDA)</i>	<i>45</i>
6	CONCLUSÃO.....	46
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47

1 INTRODUÇÃO

As projeções climáticas para o final do século apontam para o aumento de 4,4 °C nas temperaturas e diminuição da taxa de precipitação pluviométrica para 0,3 mm/dia na região Nordeste até o final do século XXI, caso não haja redução drástica das emissões de carbono (MARENGO et al., 2016). Entre 1951 a 2010, cerca de 45.000 km² da região transicionou de sub úmida seca para semi-árida e árida, razão pela qual a região está classificada como uma área de alto risco de desertificação (SPINONI et al., 2015).

Os períodos de seca fazem parte da configuração climática da Costa Semiárida do Brasil (CSB) (DINIZ e OLIVEIRA, 2016), que está situada entre a porção mediana do estado do Maranhão e a costa setentrional do Rio Grande do Norte. As taxas de precipitação nesta região são determinadas pelo posicionamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), de modo que há um período no ano bem marcado por chuvas intensas e outro naturalmente caracterizado pela seca, com baixas taxas de precipitação registradas (NÍMER, 1977).

Durante o período chuvoso, o volume de precipitação e o aporte fluvial são suficientes para manter um gradiente salino crescente no percurso dos rios até a zona costeira adjacente (SCHETTINI et al., 2017). Dessa forma, as parcelas de água dos estuários - ecossistemas de transição entre os ambientes aquáticos continentais e o ambiente marinho - apresentam um regime de salinidade menor que a do mar: regime hiposalino, seguindo o modelo clássico de estuários definidos por Pritchard (1952). Antagonicamente, é comum que no período seco as taxas de evaporação superem as taxas de água doce que aportam nos estuários semiáridos tropicais, ocasionando um balanço hídrico negativo (NÍMER, 1977). Nestas condições, quando o estuário é raso e o fluxo dos rios é baixo, o gradiente salino tende a inverter-se, de forma que a salinidade decresce em direção ao mar, caracterizando um regime hipersalino. Estes são os estuários hipersalinos definidos por Potter et al. (2010).

Alguns fenômenos naturais também podem influenciar na intensidade das secas regionais e intensificar a ocorrência do regime hipersalino em estuários, como o El Niño e a fase positiva do Modo Meridional do Atlântico (MMA) (MARENGO et al., 2017). O MMA refere-se a um gradiente de temperatura anômalo do Oceano Pacífico Sul marcado pelo posicionamento atípico da ZCIT muito em direção ao norte, de forma que ventos alísios mais fracos passam a predominar no Hemisfério Norte, e a superfície do mar tende a acumular o

calor que perderia por evaporação e transferência de calor latente para a atmosfera (DOI et al., 2009). De acordo com Marengo et al. (2017), a seca severa que se estabeleceu na região semiárida do Brasil de 2010 a 2016 deveu-se à sobreposição das influências desses dois mecanismos climáticos.

Portanto, a tendência da CSB à aridez por efeito das mudanças climáticas globais, bem como a pressão antrópica direta exercida pela construção de barragens, açudes, desvios de rios e o estabelecimento de fazendas de cultivo no canal fluvial, alteram o fluxo da descarga da bacia continental e aumentam o tempo de residência da água dentro dos estuários, podendo acentuar os regimes de hipersalinidade decorrentes da estiagem (DE SOUZA, PINHEIRO e DE MORAIS, 2010). A duração e a intensidade da seca determinam as densidades, a composição e as taxas de sobrevivência das comunidades estuarinas (FERREIRA et al., 2005). À medida que a hipersalinidade é intensificada, registram-se altas taxas de mortalidade e redução da fauna e da flora aquática (TWEEDLEY et al., 2019).

As comunidades fitoplanctônicas, em especial, possuem um papel fundamental para a manutenção da vida dos estuários, contribuindo com mais de 50% da produção primária local e conseqüentemente constituem a base das redes tróficas estuarinas (MCLUSKY e ELLIOT, 2004). As principais florações de microalgas em função de alterações ambientais sazonais, como eventos de ressurgência, são de organismos microfitoplanctônicos (entre 20-200 μm) (MARANON, 2009). Por isso, a estrutura das comunidades de microfitoplâncton é comumente utilizada como bioindicadora de mudanças ambientais (ABBATE et al., 2015, AJANI et al., 2014).

As alterações na estrutura das comunidades microfitoplanctônicas em função das variações nas condições ambientais podem repercutir por toda a teia trófica estuarina, impactando na diversidade, riqueza e composição da biota residente (LADONI et al., 2014). Conseqüentemente, as atividades humanas dependentes da saúde ambiental estuarina, como a pesca, o cultivo, o turismo e o lazer, ficam comprometidas (MENDONÇA, 2019). Para elaborar previsões ecológicas que contribuam para evitar desastres socioambientais como esses é imperativo o conhecimento do comportamento da estrutura das comunidades microfitoplanctônicas dos estuários em resposta às mudanças ambientais.

Em estuários clássicos (regime hiposalino), as mudanças na composição das espécies estuarinas ocorrem, principalmente, em função do efeito das variações de fluxo das descargas dos rios e da turbulência (CLOERN, 2013, 2014; FERREIRA et al., 2005) controladas pela precipitação no período chuvoso (alto fluxo) e pelo efeito da estiagem no período seco (baixo fluxo). Independentemente do período do ano, alguns estuários possuem

maior influência fluvial sob as características de suas águas, enquanto que em outros a influência marinha é protagonista (AQUINO et al., 2015). Em estuários dominados pela descarga dos rios, a composição muda em relação aos períodos de baixo e de alto fluxo fluvial, podendo as espécies características de água doce apresentar maior biomassa sob condição de baixo fluxo, devido ao menor carreamento para a porção inferior do estuário mais salina (COSTA et al., 2009). Em estuários dominados por ondas e marés, as espécies de diatomáceas eurialinas e os dinoflagelados se alternam entre as estações no papel de grupos dominantes e ocorre intercâmbio de espécies costeiras e estuarinas de acordo com a maré (AQUINO et al., 2015).

Observa-se, ainda, mudanças gradativas na composição das espécies fitoplanctônicas determinadas pelo gradiente de salinidade (PAERL e JUSTIC et al., 1989). As espécies de água doce, carregadas pela descarga para porções mais salinas do estuário, sofrem lise celular, até antes de atingirem salinidades letais, morrendo por fotoinibição, uma vez que a demanda energética dos mecanismos de osmorregulação inibe as taxas de fotossíntese (FLAMING e KROMKAMP, 1994). Estas são, então, substituídas por espécies eurialinas, cuja capacidade de osmorregulação depende do quão abrupto é o gradiente salino (LANCELOT e MUYLAERT, 2001). No estuário inferior, há um intercâmbio entre espécies estuarinas eurialinas e espécies marinhas ocasionado pela influência das marés (MCLUSKY e ELLIOT, 2004).

Em estuários hipersalinos estudados ao redor do mundo (BARROSO et al., 2016; PHAM, 2017; NCHE-FAMBO et al., 2015), ocorre um decréscimo na riqueza taxonômica do fitoplâncton à medida que o gradiente salino aumenta e supera o do oceano vizinho. No entanto, algumas poucas espécies osmoticamente bem adaptadas às altas salinidades são beneficiadas pela condição (BARINOVA et al., 2011; BARROSO et al., 2016). As macrófitas marinhas, em geral, tendem a quase desaparecer durante a condição, de forma que a maior parte da produtividade primária local é mantida pelo fitoplâncton estuarino (TWEEDLEY et al., 2009).

Em ambos os regimes de salinidade, ao longo do dia a composição das espécies e a biomassa dos microprodutores estuarinos variam de acordo com a interação entre uma série de processos muito dinâmicos no tempo, tais quais: a hidrologia local, o aporte de nutrientes para a superfície, a variação da incidência de radiação solar, a taxa de oxigênio dissolvido na água, a estratificação térmica e as relações ecológicas locais (COSTA et al., 2009; CLOERN et al., 2014, SINISTRO, 2009). As fases da maré, em especial, são determinantes para a composição das espécies nos estuários ao longo do dia (ciclo

nictemeral). Durante a maré enchente, ocorre a importação de espécies marinhas para o estuário, e durante a maré vazante há a exportação de espécies estuarinas para a zona costeira (LANCELOT e MUYLEAERT, 2011). As coletas nictemerais permitem o entendimento mais específico do papel regulador dos processos ambientais de pequena escala sobre a dinâmica e estrutura dos microfitoplâncton estuarinos (LELES et al., 2014).

Dada a ecologia microfitoplanctônica apresentada acima, seria de se esperar que no estuário raso e semiárido do rio Piranji, litoral leste do estado do Ceará, para onde a atenção deste trabalho está dirigida, a descarga de água doce viesse a funcionar como um alívio ao estresse osmótico estabelecido pelo regime hipersalino do período seco do ano anterior. Além disso, seria razoável supor que as concentrações de nutrientes no estuário fossem maiores no período chuvoso (regime hiposalino), em função da influência da água continental enriquecida pela lixiviação do continente.

No entanto, Barroso et al. (2018), estudando a composição total da assembléia fitoplanctônica deste estuário, comprovaram que as chuvas representam uma perturbação que desfavorece a biomassa das microalgas no ambiente. Segundo os autores, há um pico na biomassa fitoplanctônica durante o regime hipersalino, atribuído provavelmente à dominância de espécies altamente tolerantes à salinidade e ao maior tempo de residência da água no estuário, que permite que os organismos possam crescer suficientemente antes de serem carregados para a zona costeira pelo fluxo da descarga fluvial. Além disso, aparentemente não há no estuário limitação nas concentrações de nutrientes durante o regime hipersalino, visto que as numerosas fazendas de camarão ali dispostas enriquecem as águas estuarinas e os ventos fortes do período seco promovem a ressuspensão de nutrientes adsorvidos ao sedimento durante o regime hiposalino anterior (BARROSO et al., 2018).

A comunidade microfitoplanctônica ainda não é conhecida para o estuário do rio Piranji. Sabe-se, todavia, que em ambientes marinhos com baixas concentrações de nutrientes o picoplâncton é a fração mais relevante para a produtividade primária local, mas que, à medida em que as águas se tornam mais enriquecidas, o microfitopâncton passa a ser a principal fração contribuinte para a produção primária aquática (MARANON, 2009). Dessa forma, a variação da composição da estrutura da comunidade microfitoplanctônica em função do aumento de salinidade e da concentração de nutrientes no estuário, pode fornecer informações relevantes a respeito da estrutura e espécies fundamentais para a manutenção da produtividade estuarina entre os regimes hiposalino e hipersalino.

Neste contexto, este trabalho se propôs a estudar os efeitos da salinidade em conjunto com a influência de outras variáveis físico químicas (nutrientes, temperatura, pH,

sólidos totais em suspensão, saturação de oxigênio dissolvido, clorofila *a* e feofitina *a*) sobre a estrutura da comunidade microfítotoplântônica do estuário semiárido tropical do rio Piranji-CE, Nordeste do Brasil, durante o regime hiposalino e o regime hipersalino de um ano de seca extrema.

As hipóteses que regem esta pesquisa são as de que **(1)** a estrutura da comunidade microfítotoplântônica apresenta maiores densidades no regime hipersalino (baixo fluxo), em função do maior tempo de residência da água e da adaptação de algumas espécies às altas salinidade; **(2)** a comunidade estuarina é composta por poucas espécies que marcam, respectivamente, as condições ambientais particulares do regime hipersalino e do regime hipersalino; **(3)** a composição das espécies ao longo do dia varia em função das fases de maré, com espécies estuarinas mais abundantes durante a maré vazante e espécies marinhas mais abundantes durante a maré enchente.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Estuários

Estuários são sistemas ecológicos muito complexos e diversos que compreendem a transição entre ambientes aquáticos terrestres e marinhos. Estão ligados, em algum momento, à bacia hidrográfica pelo aporte fluvial e ao oceano por uma ou mais conexões de diferentes tipos morfológicos (POTTER et al., 2010). Esses corpos costeiros possuem características físicas, químicas e biológicas gradualmente distintas para cada um de seus setores, descritos por Dionne (1963) como: estuário inferior, localizado próximo à desembocadura e sob efeito direto do padrão das águas marinhas adjacentes; estuário médio, marcado pela mistura da água doce da drenagem continental e da água salina advinda da intrusão marinha, e; estuário superior ou fluvial, que apresenta características semelhantes à da água doce, porém sujeito à ação diária da maré. As particularidades da biota residente estão de acordo com os gradientes ambientais, de forma que as espécies se sucedem ao longo do estuário de acordo com suas capacidades de suportar os estresses ambientais ou hábito de vida (VEALE et al., 2014).

Graças a fertilização das águas estuarinas por nutrientes e matéria orgânica oriundos da drenagem continental, da poluição antrópica e do aporte marinho, os estuários figuram como um dos ecossistemas mais produtivos do mundo (LANCELOT e MUYLAERT, 2011). Assim como acontece nos oceanos, a maior parte de sua produtividade primária é

desempenhada pelo fitoplâncton (CLOERN, 2013).

- **Classificação dos estuários:**

Genericamente, os estuários foram agrupados em dois por Pritchard (1952): estuários inversos ou negativos, onde as taxas de evaporação superam as de precipitação e as de descarga fluvial, ocasionando uma situação de hipersalinidade, e os estuários clássicos ou positivos, marcados pelo balanço hídrico oposto.

De acordo com Dyer (1997), as características de um estuário são determinadas pela confluência da ação de três conjuntos de fatores principais: (1) a morfologia e topografia do corpo; (2) a amplitude e intensidade das marés e ondas de maré nele atuantes; (3) e o volume aportado pela descarga dos rios. Portanto, outras classificações mais específicas foram propostas para melhor descrever os estuários, baseadas nas características do corpo que eram objeto de estudo específico de cada autor.

Para os fins dessa pesquisa, serão abordadas apenas as classificações referentes ao estuário estudado.

Classificação por topografia

A depender de sua formação geológica, os estuários foram classificados por Pritchard (1952) nos tipos: planície costeira, construído por barra e fiorde.

O estuário estudado neste trabalho é do tipo **construído por barra** (SCHETTINI et al., 2017). Estes foram formados da mesma maneira que aqueles de planície costeira, mas distinguem-se dos primeiros pela presença de barras arenosas paralelas à sua linha costa, cujo formato se molda à dinâmica sedimentar vigente, e são ambientes rasos (< 30m), cuja ação da maré é limitada e a mistura das águas se dá majoritariamente pela ação dos ventos (PRITCHARD, 1952)

Classificação por morfologia

Dalrymple et al. (1992), classificaram os estuários considerando a influência das ondas, maré e descarga fluvial sob a dinâmica sedimentar estuarina e, logo, sob sua morfologia. Os estuários foram classificados como dominados por ondas e dominados por maré. Essa classificação caracteriza os estuários de forma muito similar a Pritchard (1952), com a distinção de abordar a morfologia estuarina como um processo evolutivo dinâmico.

O estuário estudado neste trabalho é do tipo **dominado por ondas** (SCHETTINI et al., 2017). De acordo com Dalrymple et al. (1992), nesses estuários, ocorre a presença de uma barra arenosa próxima à desembocadura, isso acontece pela ação erosiva das ondas intensas em conjunto com o transporte da deriva litorânea que realoca o sedimento transversalmente à costa. Como esperado, a barra tende a restringir as ondas de maré que adentram o estuário. Os autores afirmam que a condição de hiper sincronicidade, geralmente, não é atingida, dado que as marés são caracteristicamente de micro e meso escala e a ação erosiva das ondas sobre a ponta da barra atinge um balanço sedimentar com a deriva litorânea, levando à uma condição hipo síncrona comum. Além disso, a energia das correntes diminui em direção ao estuário fluvial, alcançando um mínimo no estuário médio, marcado por depósitos de lama.

Classificação por estratificação vertical

Pritchard (1955) assim como Cameron e Pritchard (1963), classificaram os estuários em termos de seu padrão de circulação, estratificação de densidade e processos de mistura, como: de cunha salina, parcialmente misturados e verticalmente homogêneos.

O estuário estudado neste trabalho é do tipo **verticalmente homogêneo** (SCHETTINI et al., 2017). Esses são estuários dominados pela maré e a profundidade da coluna d'água é suficientemente pequena para que a turbulência interna provocada pela maré seja capaz de homogeneizar longitudinalmente a água doce com a salgada (Pritchard, 1955). Há duas subclassificações descritas para esse tipo de estuário: lateralmente estratificados e bem misturados.

O estuário do rio Piranji é bem misturado (SCHETTINI et al., 2017). Ocorre que em estuários estreitos, a força de Coriolis continua atuando sobre o fluxo das águas, mas o cisalhamento lateral pode ser suficiente alto para misturá-las, homogeneizando verticalmente a salinidade do estuário (CAMERON e PRITCHARD, 1963).

- ***Estuários hipersalinos***

Potter et al. (2010) denominaram de estuários hipersalinos aqueles rasos e de regiões quentes que durante o período de seca possuem salinidades maiores que a do mar adjacente (regime hipersalino). Esse cenário ocorre em função das altas taxas de evaporação, das baixas taxas de precipitação e dos desprezíveis volumes de descarga fluvial comuns ao período, que resultam em um balanço hídrico negativo no estuário. A condição também pode ser ocasionada pela formação de barras arenosas que, periodicamente, enclausuram a água

continental (POTTER et al., 2010).

Assim, estuários hipersalinos podem não apresentar conexão com o oceano em algum momento e nem sempre apresentarão um gradiente de salinidade crescente em direção ao mar (regime hiposalino), portanto, não são contemplados pelas definições clássicas majoritariamente voltadas a estuários temperados. Para suprir esta deficiência, os autores (POTTER et al. 2010) propuseram a seguinte definição para estuários:

“Um estuário é um corpo hídrico costeiro parcialmente fechado que é permanentemente ou periodicamente aberto ao mar, e que recebe descargas do rio ao menos periodicamente, e que apesar de a salinidade ser tipicamente menor que aquela para águas naturais do mar e variar temporalmente e espacialmente, pode se tornar hipersalino em regiões onde a perda de água por evaporação é alta e os aportes de água doce são negligenciáveis.”

2.2 Costa Semiárida Brasileira (CSB)

A Costa Semiárida Brasileira (CSB) é uma região da costa setentrional do litoral nordeste brasileiro que compreende os 1065 km de extensão entre a Ponta dos Mangues Secos- MA (2°15'5"S, 43°36'46"W) e o Cabo Calcanhar- RN (5°9'24"S, 35°30'6"W), dentro da proposta de compartimentação em mesoescala do litoral nordeste brasileiro formulada por Diniz e Oliveira (2016). Possui clima Tropical de Zona Equatorial (NIMER, 1977), com o período de estiagem variando de 6 a 8 meses e marcado pelo posicionamento da Zona de Convergência Intertropical no Hemisfério Norte (BRANCO et al., 2005).

Há um imenso aporte sedimentar na fração de areia ao litoral semiárido, devido a ampla extensão de sua plataforma continental muito antiga (formada durante a abertura do Atlântico Sul) e ao aporte de sedimento terrígeno carreado pelos rios sazonalmente intermitentes e extensos da região. Ventos alísios intensos, altas temperaturas (>25°) e o regime de meso maré também são elementos característicos.

De acordo com Diniz e Oliveira (2016), as porções da CSB onde a linha de costa é côncava sofrem uma intensificação das condições de semiaridez, gerando condições específicas. De uma maneira geral, à medida em que se chega mais próximo à Amazônia, o clima costuma ser mais úmido e brando. Considerando essas distinções entre as porções da região, os autores a dividiram em três compartimentos: Costa dos Deltas, Costa das Dunas e

Costa Branca. A porção do litoral do Ceará que interessa a este estudo encontra-se no compartimento Costa das Dunas.

2.2.1 *Compartimento Costa das Dunas*

É o único trecho convexo da CSB, compreendendo os 370 km de litoral entre o delta do rio Acaraú (CE) até Ponta Grossa, em Icapuí (CE) (4°37'41"S, 37°30'40"). Sua principal característica é o cinturão contínuo de campos de dunas predominantemente móveis, interrompido apenas na desembocadura dos estuários e pelas falésias ativas (DINIZ e OLIVEIRA, 2016).

2.3 Fitoplâncton

Fitoplâncton é um termo utilizado para classificar biologicamente as cianobactérias e a parcela protista do conjunto multi-taxonômico de microorganismos aquáticos sem grande poder de natação, o plâncton (PAL e CHOUDHURY, 2014). Esses organismos são, geralmente, autotróficos, mas há também organismos mixotróficos (NASELI-FLORES e BARONE, 2019) no agrupamento. Existem indivíduos de vida livre (ex.: *Coscinodiscus lineatus*), enquanto outros formam cadeias (ex.: *Chaetoceros atlanticus*), filamentos (ex.: *Trichodesmium erythraeum*) e colônias (ex.: *Eudorina elegans*) (BRANDINI, 2018).

Em termos de tamanho, há cinco categorias definidas por Schütt (1892): picoplâncton para organismos menores que 2 µm, nanoplâncton para aqueles que medem entre 2 e 20 µm, micropoplâncton para os de 20 a 200 µm e megaplâncton compreendendo os maiores que 2000 µm. Maranon (2009), observou que em águas oligotróficas, como as oceânicas, as frações que mais contribuem para a biomassa fioplanctônica são o pico e o nanoplâncton. À medida que o gradiente de nutrientes aumenta, como em águas costeiras enriquecidas e bem misturadas, o microfitoplâncton tende a ter uma maior contribuição sobre a biomassa total (MARANON, 2009).

Os grupos principais que compõem o microfitoplâncton, fração foco deste estudo, em estuários tropicais são as cianobactérias (Cyanophyta), as diatomáceas (Bacillariophyta), os dinoflagelados (Dinophyta), os euglenóides (Euglenophyta) e as clorófitas (Chlorophyta) (FERNANDES et al., 2017; CAVALCANTI et al., 2018, SEGURO et al., 2015; AFFE et al., 2018).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Compreender as variações nictemeral e sazonal na estrutura da comunidade microfitoplanctônica ($> 65 \mu\text{m}$) em um estuário tropical raso de baixo fluxo, principalmente, em função da salinidade, da concentração e dos tipos de nutrientes no estuário do rio Piranji-CE, entre o regime hiposalino e o regime hipersalino.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar e analisar a composição e a densidade das espécies do microfitoplâncton sob as diferentes marés e ao longo do dia, para cada regime estudado;
- Analisar as variações na estrutura e na densidade das espécies do microfitoplâncton entre os dois regimes estudados;
- Testar a significância e a importância entre as variáveis físico químicas (nutrientes, clorofila *a*, feofitina *a*, salinidade, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio e pH) para a composição estrutural da comunidade microfitoplanctônica em todas as condições de maré e regimes de salinidade amostrados.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estuário do rio Piranji (Figura 1) está localizado no compartimento Costa das Dunas da CSB (DINIZ e OLIVEIRA, 2016), litoral leste do estado do Ceará, distando 110 km da capital. O rio, que nasce no distrito de Daniel de Queiróz, Quixadá/CE, tem um baixo fluxo com uma descarga de aproximadamente $15\text{m}^3/\text{s}$ durante a estação chuvosa e menos do que $1\text{m}^3/\text{s}$ durante a estiagem (MOLISANI et al., 2006).

Dado o clima semiárido úmido, há duas estações bem definidas ao longo do ano:

uma chuvosa de janeiro a junho (média de precipitação maior que 150 mm/mês) e outra seca de julho a dezembro (média de precipitação abaixo de 25mm/mês) (SCHETTINI et al., 2017). Sob condições normais, o posicionamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) no Hemisfério Norte determina o início das chuvas orográficas, cujo fim é marcado pelo seu posicionamento no Hemisfério Sul (BRANCO et al., 2005).

Entre 2012 e 2016 ocorreu no estado do Ceará uma seca severa, considerada a pior das últimas décadas (MARENGO et al., 2016), com ápice entre 2012-2013. Em 2015, os gradientes começaram a amenizar, contudo, o ano apresentou uma taxa de precipitação de apenas 25% do encontrado para a série histórica entre 1982 e 2014 (CEARÁ, 2016).

Para representar o regime hiposalino (período chuvoso) no estuário, foi escolhido o mês de maio, cuja precipitação foi de apenas 50 mm; o regime hipersalino (período seco) foi representado pelo mês de novembro, onde não choveu (Figura 2).

Este é um estuário formado por barra, o que Diniz e Oliveira (2016) afirmam ser uma morfologia incomum para o compartimento cuja maior parte da linha de costa é posicionada de SE-NW, obliquamente ao sentido da deriva litorânea com ondas de E e E-SE que erodem a costa e evitam depósitos sedimentares no litoral. A formação do pontal arenoso que restringe a desembocadura do Rio Piranji se deve ao posicionamento do estuário no sentido E-W, possibilitando o depósito de sedimentos. Ademais, este é um estuário bem misturado, dominado por maré semidiurna com amplitude de 1.0 a 2.5m (micro e mesoescala) (SCHETTINI et al., 2017).

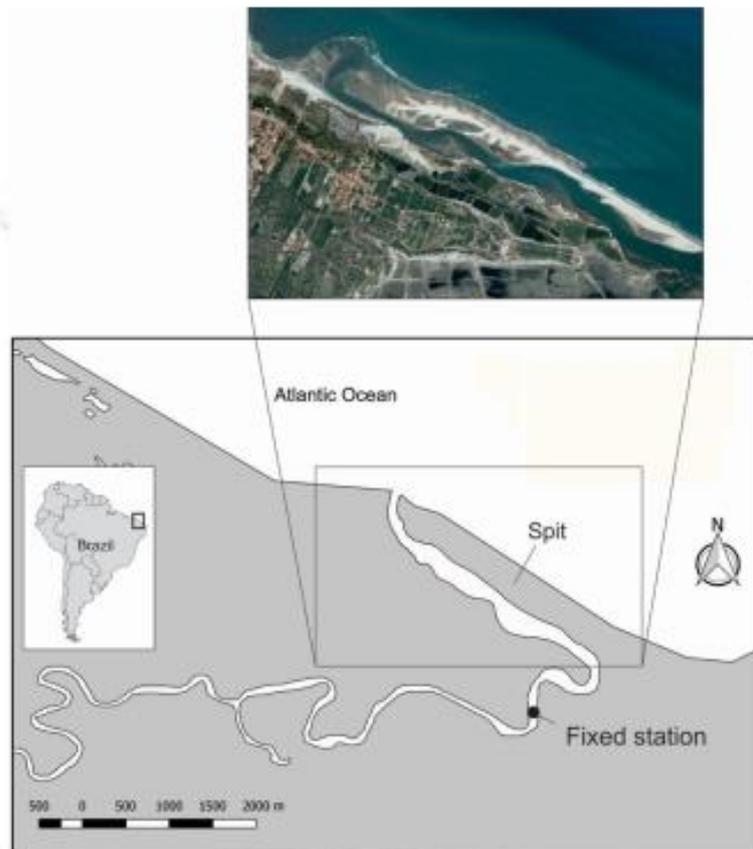
A vegetação característica, composta pelo mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), mangue branco (*Laguncularia racemosa*), mangue preto (*Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*), mangue botão (*Conocarpus erectus*) e mata ciliar (JOVENTINO et al., 2005), foi desmatada ao longo da ocupação humana na área. A pressão antrópica teve seu início com o desmatamento para lenha, seguiu com a pesca predatória, se intensificou com o estabelecimento de salinas e atingiu seu ápice a partir de 1980 com a instalação das primeiras fazendas de camarão (MESQUITA et al., 2012).

Atualmente, a carcinicultura comunitária (principal, 91,86%) é a principal fonte de impacto ambiental no estuário (MARINHO, 2019). De acordo com Neves (2018), 516 pessoas de 113 famílias desenvolvem a atividade, ocupando uma área total de 680 ha. Cerca de 60% desses carcinicultores não possuem ensino fundamental completo, indicando uma baixa capacidade de gestão, o que pode ser comprovado através das altas taxas de desperdício de ração na alimentação dos camarões, ofertada em bandejas (NEVES, 2018). Esse tipo de empreendimento, pode fornecer grandes riscos de eutrofização ambiental.

4.2 Amostragem em campo

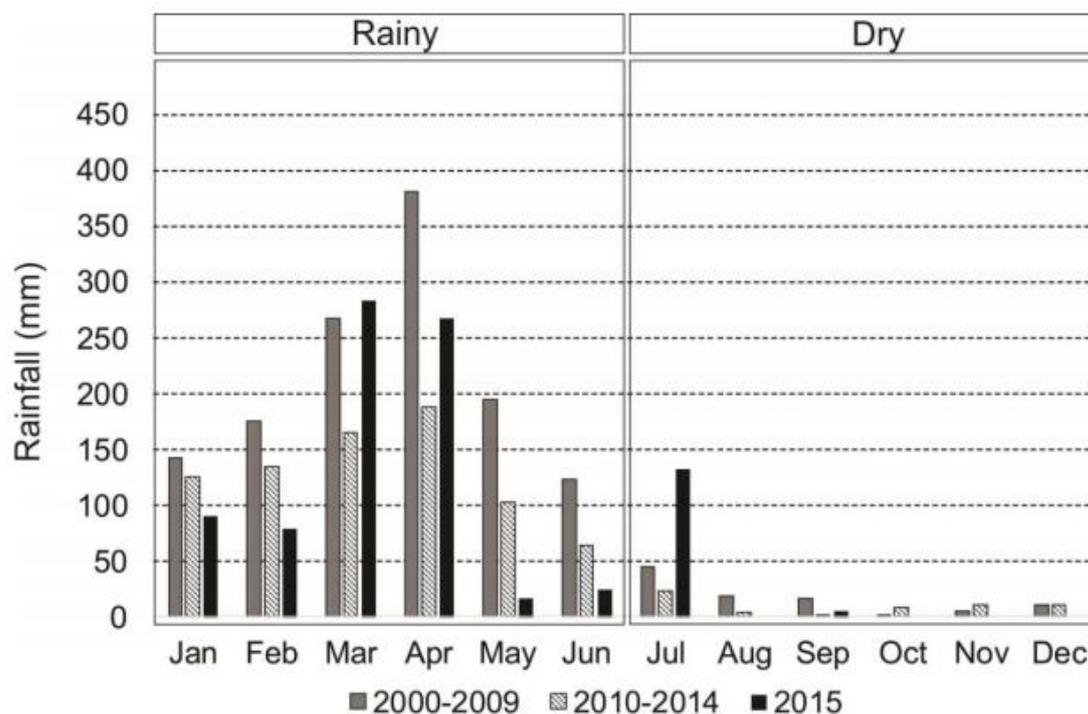
As amostras de água analisadas neste trabalho foram coletadas em duas campanhas oceanográficas num ponto fixo próximo à foz do rio Piranji ($02^{\circ}53'37.4''$ S; $40^{\circ}50'24.3''$ W) (Figura 1). Em cada uma das campanhas, oito amostragens de plâncton foram realizadas ao longo de 21 horas durante a maré sizígia, com intervalos de 3 horas.

Figura 1. Mapa amostral do ponto de coleta fixado no Estuário do rio Piranji-CE, Costa Semiárida do Brasil, no ano de 2015.



Fonte: Campos, 2018.

Figura 2. Precipitação pluviométrica média mensal no município de Beberibe-CE entre 2000-2009, 2010-2014 e em 2015.



Fonte: Campos, 2018.

4.2.1 Condições de Maré

A tábua de maré utilizada como referência foi a Porto de Mucuripe (Fortaleza/CE). A altura da maré (pontos de preamar e baixa-mar) e os oito horários de coleta, assim como os valores de salinidade em cada amostra, para os regimes hiposalino e hipersalino são apresentadas na Figura 3.

Por definição, estabelece-se nos estuários um gradiente salinidade positivo (com salinidade crescendo em direção ao mar) ou negativo (com salinidade diminuindo em direção ao mar) (LARGIER, 2010; VALLE-LEVISON, 2010), razão pela qual a salinidade é uma indicadora da origem da água. No regime hiposalino (salinidade crescente em direção ao mar), o registro de águas mais salinas no estuário está relacionado à intrusão de parcelas de água do estuário inferior (EI), enquanto que no regime hipersalino (salinidade decrescente em direção ao mar), a intrusão de EI é marcada pelo registro de águas menos no estuário.

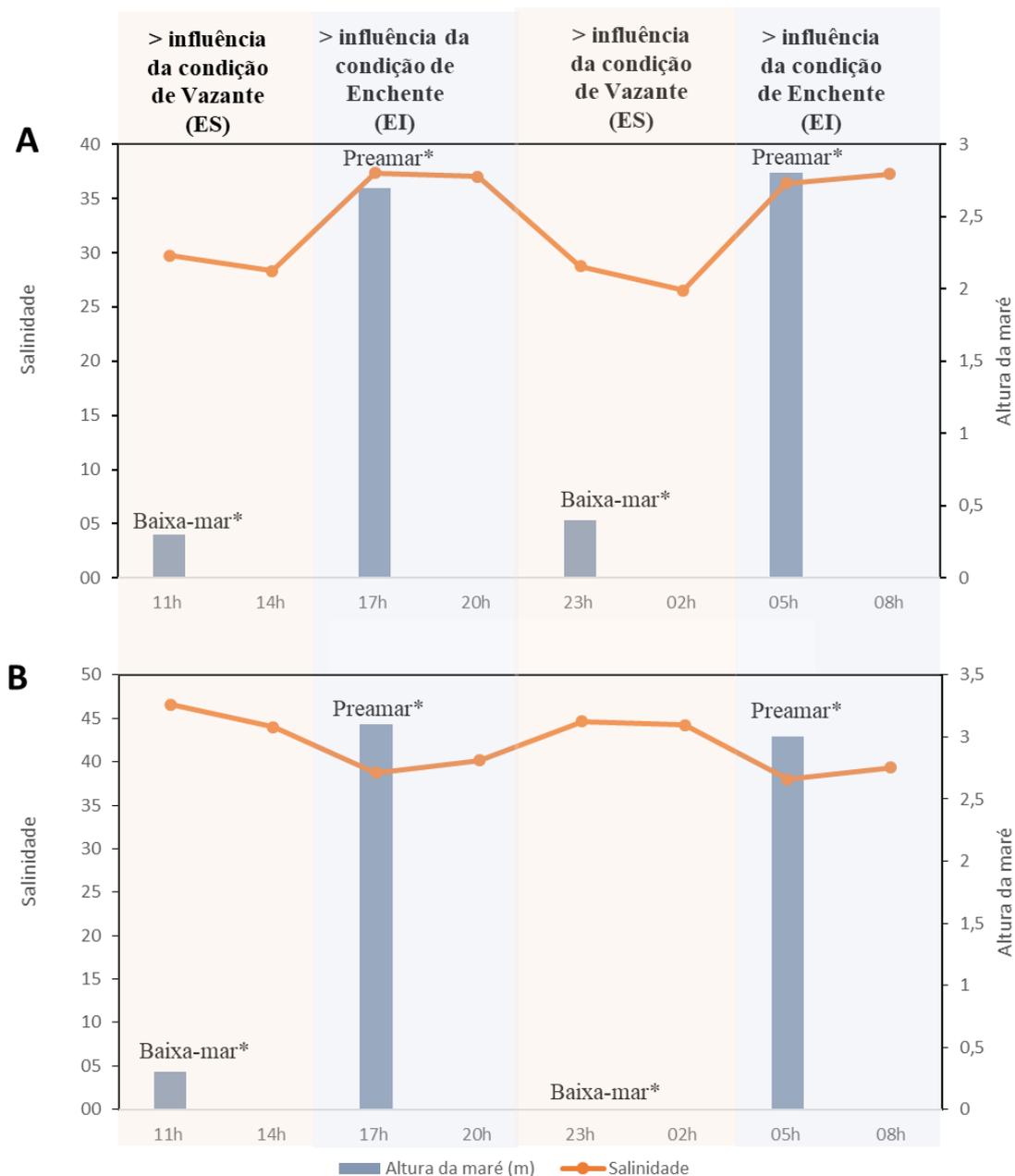
No regime hiposalino, observou-se que os horários indicados pela tábua de maré

do porto do Mucuripe para a maré baixa não coincidem completamente com a condição de fato observada na estação de coleta. Isto porque, enquanto na tábua, as menores alturas de maré ocorreriam as 11 e 23 hs (baixa-mar), na estação de coleta observou-se que os valores de salinidade continuaram a decrescer até aproximadamente 14 hs e 02hs, respectivamente, indicando uma extensão da condição de vazante até estes horários (Figura 3A). Baseando-se, portanto, nos valores de salinidade medidos na estação de coleta ao longo do dia/noite, optou-se por classificar os horários de amostragem do regime hiposalino da seguinte forma: maior influência da condição de vazante (11 hs e 14 hs; 23 hs e 02hs) e maior influência da condição de enchente (17 e 20hs; 05 e 08hs) (Figura 3).

No período seco, observou-se uma maior similaridade entre a condição real observada na porção amostrada do estuário e a tábua de maré (Figura 3B). Levando em consideração a condição hipersalina do estuário neste período (salinidade crescendo em direção a montante), destaca-se que as fases de baixa-mar (11 hs e 23hs) foram caracterizadas pelos maiores valores de salinidade durante o ciclo de amostragem. Por sua vez, para 14 hs e 02 hs, às quais corresponderam a fase enchente de acordo com a tábua de maré e como também corroborado por um leve decréscimo nos valores de salinidade em relação ao horário de baixa-mar anterior (11 e 23hs, respectivamente), salienta-se ainda uma forte influência da parcela de água do estuário superior, haja vista os altos valores de hipersalinidade (Figura 3B). Desta forma, assim como no regime hiposalino também se optou por classificar os horários de coleta do período seco da seguinte forma: maior influência da condição de vazante (11 hs e 14 hs; 23 hs e 02hs) e maior influência da condição de enchente (17 e 20hs; 05 e 08hs).

Sabendo que todas as amostragens ocorreram em um ponto fixo do estuário, ao longo deste trabalho nos referiremos às coletas feitas em horários sob maior influência da condição de vazante e enchente, como correspondentes as amostragens de parcelas água advindas das porções superiores (ES) e inferiores (EI) do estuário, respectivamente (Tabela 1, Figura 3). Salienta-se que a não correspondência entre os valores das tábuas de maré e a condição real encontrada no estuário, assim como alta salinidade no seco, mesmo na água de enchente, é provocada pela retenção e o atraso da água provocados pela barra arenosa (PAULA et al., 2006).

Figura 3. Altura da maré de acordo com a tábua do Porto do Mucuripe*, marcando as horas de baixa-mar e preamar nos dias 04/05/15 e 05/05/15 (A) e 25/11/15 e 26/11/15 (B) e valores de salinidade medidos in situ durante a amostragem. De acordo com os valores de salinidade registrados nos horários de coleta pôde-se classificar os horários de 11h, 14h, 23h e 02h como aqueles com maior influência de vazante; e 17h, 20h, 05h e 08h como aqueles com maior influência de enchente. Considerando o ponto fixo de coleta, durante os horários de maiores influências de vazante e enchente coletou-se parcelas de água predominantemente das porções superiores (ES) e inferiores (EI) do estuário, respectivamente.



4.2.2 *Variáveis ambientais*

As amostras de água para análise de nutrientes dissolvidos (N-amoniaco, nitrato, ortofosfato e sílica) foram coletadas por garrafa de van Dorn horizontal de 5 litros. As amostras foram armazenadas em garrafas de plástico de 5 L e preservadas em isopores com gelo para evitar a exposição à luz. As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro de 0,7 µm em menos de 8 horas após a coleta.

Os parâmetros ambientais (pH, profundidade total, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade) foram obtidos por uma sonda multiparamétrica YSI 6660 afundada por toda a coluna d'água. Para a medição da transparência, utilizou-se um disco de Secchi e a zona eufótica foi estimada, considerada 2,7 vezes a profundidade do disco (COLE, 1983).

4.2.3 *Fitoplâncton*

As coletas se deram por arrastos horizontais subsuperficiais com rede cilindro cônica de 0,30 m de abertura e malha 65µm. O volume de água filtrado foi medido por um fluxômetro mecânico general oceanic, acoplado à boca da rede. O material coletado foi imediatamente fixado com solução formalina 4% e colocado em potes de 500 ml para posterior análise laboratorial.

4.3 **Análises laboratoriais**

4.3.1 *Nutrientes*

As análises de nitrato (NO_3^- -N), nitrato (NO_2^- -N) e sílica seguiram o método descrito por Aminot e Chaussepied (1983), contido em Baumgarten et al. (1996). O N-amoniaco foi determinado pelo método proposto por Strickland and Parsons (1972) também contido em Baumgarten et al. (1996). O Nitrogênio Inorgânico Total foi calculado pela soma das concentrações de nitrato, nitrato e N-amoniaco. As análises de nitrogênio total (NT) e de fósforo total (PT) seguiram a metodologia de Valderrama (1981), difundido pela UNESCO (1993). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Tratamento de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL/ LABOMAR-UFC). Mais detalhes destas análises são descritos em Melo (2017) e Barroso et al. (2018).

4.3.2 *Clorofila a e feofitina a*

As determinações de clorofila a e feofitina a foram realizadas pelo método descrito por Rice et al. (2012) (método 10200H; APHA, 1999). Mais detalhes destas análises são descritos em Vieira (2017) e em Barroso et al. (2018).

4.3.3 *Fitoplâncton*

Em laboratório, as amostras arrastadas do estuário foram dispostas em peneiras de 64 μm para serem lavadas com água filtrada (malha < 20 μm) e para a retirada de fragmentos de talos de algas e resíduos sólidos aderidos (fios de rede de pesca, plástico particulado, etc). Em seguida, as amostras do regime hiposalino foram colocadas em potes de 150 ml e as do regime hipersalino em potes de 200 ml, cujos volumes foram completados com solução formalina (4%). As amostras foram colocadas em potes de volumes diferentes, exclusivamente, por não terem sido encontrados potes iguais à venda no mercado para as duas campanhas oceanográficas. O volume dos potes é utilizado no cálculo de densidade microfitoplanctônica. A identificação e quantificação dos organismos foi realizada utilizando-se uma câmara Sedgwick-Rafter de 1000 μL graduada em 1000 quadrados de 1 μL , com o auxílio de um microscópio invertido binocular Olympus CK2.

Para a quantificação dos organismos menos abundantes, diluiu-se 1 ml da amostra bruta em 4 ml de água destilada (1:5). Em sequência, alíquotas de 1 ml das diluições foram postas na câmara para serem analisadas ao microscópio. Os organismos mais abundantes foram quantificados a partir de diluições que permitissem a quantificação de, no mínimo, 100 indivíduos por amostra. Essas diluições foram de 1: 20 (1 parte de amostra a 19 partes de água) ou 1:40 (1 parte de amostra a 39 partes de água). Os organismos menos abundantes foram contabilizados ao longo de 50 quadrados da câmara, enquanto para os mais abundantes contou-se 20 quadrados. Os organismos observados foram fotografados por uma câmera digital Sony Cyber Shot W830 20.1MP Zoom Óptico 8x e medidos no programa Axion Vision. A seguinte bibliografia foi utilizada para a identificação: von Stosch (1987), Cupp (1938), Silva et al (2008), Hasle et al. (1996), Hamadou et al. (2001), Yahia-Kéfi et al. (2005) e Silva- Cunha et al. (2019).

4.4 Análise de dados

4.4.1 Abundância relativa

Para o cálculo da abundância relativa (AR) da densidade (D) de cada táxon quantificado por amostra, em relação à densidade total (DT) dos táxons por amostra, o seguinte cálculo foi realizado:

$$AR (\%) = D \times 100 / DT$$

A partir dos valores de AR, os organismos foram classificados como:

Táxon dominante – $AR > 70\%$

Táxon abundante – $40\% < AR < 70\%$

Táxon pouco abundante - $10\% < AR < 40\%$

Táxon raro – $AR < 10\%$

4.4.2 Análises estatísticas

Para observar a similaridade entre as amostras quanto à densidade e composição da assembleia de fitoplâncton foi utilizada a análise de agrupamento a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis (McCUNE, 2002) dos dados de densidade das espécies descritoras transformadas por raiz quadrada. A transformação por raiz quadrada é comumente utilizada para dados de contagem porque reduz o peso (influência) das espécies altamente abundantes na amostra (CLARKE, 2001). O método de agrupamento foi o das médias não ponderadas de grupos pareados (UPGMA). Para verificar se a formação dos grupos observados na análise de agrupamento foi significativa utilizou-se a análise de PERMANOVA com 999 permutações e nível de significância de $p < 0,05$. Diferenças significativas ($p < 0,05$) para variáveis ambientais entre esses mesmos grupos foram testadas por Kruskal-Wallis.

A análise de redundância (RDA) foi usada para examinar as relações entre as variáveis ambientais e a comunidade fitoplanctônica e para selecionar as variáveis que melhor descreviam a variabilidade temporal da estrutura do fitoplâncton. O comprimento do primeiro eixo ($<3,0$) da Análise de Correspondência Distendida (DCA) dos dados bióticos (matriz resposta) (densidade de táxons transformados por raiz quadrada) indicou o uso de RDA.

Primeiramente, foi realizada uma RDA preliminar com todas as variáveis ambientais disponíveis (profundidade de Secchi (Secchi), sólidos totais em suspensão (SST), turbidez, pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, saturação do oxigênio, fósforo total (FT), nitrogênio total (NT), sílica, ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$), nitrato ($N-NO_3^-$), nitrito ($N-NO_2^-$) e N-amoniacoal ($N-NH_{3,4}$) e concentrações de clorofila a e feofitina a. Todas as variáveis foram previamente transformadas por $\log(x+1)$. Apenas as variáveis significativas ($p < 0,05$) foram retidas na segunda RDA, as quais foram o FT, salinidade, ortofosfato e SST. Para conhecer a colinearidade entre as variáveis explicativas, calculou-se o fator de inflação da variação (VIF) de cada uma. O $VIF > 10$ indica que uma variável é fortemente dependente de outras e, portanto, não possui informações independentes (Oksanen et al., 2015). Somente variáveis com $VIF < 10$ foram usadas no segundo modelo de RDA. Testou-se a significância marginal das demais variáveis em 999 permutações, e apenas aquelas com significância foram usadas na RDA final. A significância dos dois primeiros eixos e dos modelos finais de RDA foram testados por 999 permutações. Os valores de R^2 ajustados foram calculados para obter o poder explicativo da RDA final.

O programa PRIMER 6.0 (CLARKE; GORLEY, 2006) foi utilizado para as análises de agrupamento e o teste de PERMANOVA e a RDA foram feitas no programa R usando o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2015). Os testes de Kruskal-Wallis foram feitos no programa Statistica® 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis ambientais

Ressalta-se que as dinâmicas das variáveis ambientais apresentadas nesta seção são relativas aos valores registrados para o ponto fixo no estuário do Rio Piranji ($02^\circ 53' 37.4''$ S; $40^\circ 50' 24.3''$ W, figura 1), onde as parcelas de água do EI foram amostradas durante a condição de maré enchente e as parcelas de água do ES foram amostradas durante a condição de maré vazante.

No período chuvoso, foi observado no estuário um regime hiposalino (salinidade crescendo em direção ao mar), onde a água da porção superior do estuário (coletada durante os horários de maior influência da condição de vazante) foi menos salina ($sal. 28,3 \pm 1,3$) do

que a água da porção inferior (coletada durante os horários de maior influência da condição de enchente) (sal. $37,0 \pm 0,4$). (Figura 3A, Tabela 1).

De maneira inversa, no período seco, observou-se no estuário o regime de hipersalinidade (salinidade decrescendo em direção ao mar), marcado pela água da porção superior do estuário (coletada durante os horários de maior influência da condição de vazante) mais salina (sal. $44,9 \pm 1,2$) do que a água da porção inferior (coletada durante os horários de maior influência da condição de enchente) (sal. $39,1 \pm 0,9$) (Figura 3B, Tabela 1).

A temperatura da água não apresentou grandes oscilações entre os períodos, com valores médios maiores que $28,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tabela 1). Os valores estão de acordo com os aqueles encontrados para outros estuários tropicais (SANTIAGO et al., 2016; SILVA et al., 2009). O pH foi sempre levemente alcalino (min. $7,8 \pm 0,4$; máx. $8,1 \pm 0,2$), como observado para águas estuarinas sob influência da maré (BARROSO et al., 2016). As concentrações de oxigênio dissolvido (DO) foram geralmente saudáveis para a biota com valores superiores a $4,0\text{ mg L}^{-1}$ em todas as amostra e saturação (SO) superior a 70%, estando em acordo com os parâmetros de qualidade de água estabelecidos pela resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Quanto aos sólidos totais em suspensão (SST), levando em consideração que geralmente associa-se maiores valores de sólidos e nutrientes (incluindo o fósforo) com a maior aporte fluvial (CLOERN et al., 2014), sugere-se que os maiores valores desta variável no regime hipersalino sejam justificados pela maior densidade fitoplanctônica na estação (STATHAM, 2012).

Em suma, enfatiza-se que as parcelas de água correspondentes a porção superior do estuário durante o regime hiposalino foram caracterizadas pelas maiores concentrações de nutrientes (exceto pelo FT, que foi maior no regime hipersalino) e pelos menores níveis de salinidade (Kruskall-Wallis, $p < 0,05$), provavelmente devido à maior influência da descarga fluvial no regime hiposalino (Tabela 1).

As parcelas de água do estuário superior sob o regime hipersalino destacaram-se pelas maiores concentrações de clorofila *a*, feofitina *a*, salinidade, sólidos totais e FT (Kruskall-Wallis, $p < 0,05$) (Tabela 1).

Por outro lado, as parcelas de água correspondentes a porção inferior do estuário, com maior influência costeira, foram caracterizadas por concentrações de nutrientes mais baixas do que as encontradas nas porções superiores sob ambos os regimes (Kruskall-Wallis, $p < 0,05$). Isso indicou condições mais estáveis na área costeira adjacente ao longo do ano, independentemente da mudança de regime hidrológico no estuário.

Tabela 1. Médias (M) e desvios padrão (D) dos valores observados para as variáveis físico-químicas: transparência (Secchi), temperatura (T), salinidade (Sal), pH, saturação de oxigênio (SO), oxigênio dissolvido (OD), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total, sílica, sólidos totais em suspensão (SST), clorofila a e feofitina a; durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI) do regime hiposalino e do regime hipersalino. * Variáveis que apresentaram variação significativa (Kruskall-Wallis < 0.05) entre as condições e regimes amostrados.

	> influência > influência da condição de Vazante (ES)		> influência da condição de Enchente (EI)		> influência da condição de Vazante (ES)		> influência da condição de Enchente (EI)	
	Regime Hiposalino				Regime Hipersalino			
	M	D	M	D	M	D	M	D
Secchi (m)	1,1	± 0,4	0,7	± 0,0	0,6	± 0,2	0,8	± 0,4
T (°C)	29,2	± 0,3	28,6	± 0,7	28,4	± 0,3	28,2	± 0,9
*Sal	28,3	± 1,3	37,0	± 0,4	44,9	± 1,2	39,1	± 0,9
pH	8,1	± 0,2	8,0	± 0,3	7,8	± 0,4	8,0	± 0,4
SO (%)	74,1	± 11,9	77,0	± 13,9	82,6	± 15,0	94,0	± 5,1
OD (mg/L)	4,7	± 0,6	5,1	± 0,9	5,0	± 0,8	5,9	± 0,4
*N-NO ₂ ⁻ (µM)	1,8	± 0,6	0,2	± 0,1	0,3	± 0,3	0,0	± 0,0
*N- NO ₃ ⁻ (µM)	1,9	± 0,4	0,3	± 0,0	0,2	± 0,2	0,3	± 0,1
*N-amoniacal (N-NH _{3,4}) (µM)	23,8	± 7,7	1,8	± 0,5	6,0	± 1,9	0,8	± 1,2
*NitrogênioTotal (NT) (µM)	54,4	± 12,8	15,7	± 0,4	36,6	± 3,8	12,4	± 3,6
*Ortofosfato (P- PO ₄ ³⁻) (µM)	1,4	± 0,5	0,1	± 0,0	0,6	± 0,2	0,2	± 0,1
*Fósforo Total (FT) (µM)	2,7	± 0,6	1,1	± 0,1	3,0	± 0,4	1,3	± 0,3
*Sílica (µM)	44,4	± 19,3	7,7	± 1,7	20,6	± 2,6	5,2	± 2,4
*SST (mg/L)	21,6	± 6,0	29,5	± 2,9	48,2	± 22,8	26,6	± 1,8
*Clorofila a (µg/L)	1,4	± 0,7	1,3	± 0,3	5,2	± 1,4	1,0	± 0,5
*Feofitina a (µg/L)	1,2	± 0,1	1,0	± 0,3	3,7	± 1,1	1,0	± 0,5

5.2 Estrutura da comunidade microfitoplanctônica

A comunidade microfitoplanctônica do estuário do rio Piranji foi representada pelas Divisões Cyanophyta (cianobactérias), Bacillariophyta (diatomáceas) e Dinophyta (dinoflagelados) (Tabela 2).

Tabela 2- Lista de organismos encontrados no estuário do rio Piranji-CE para os dois períodos de estudo (chuvoso e seco), classificados por Divisão. Estão apresentados, também, os organismos não identificados (ONI).

Táxons	Regime hiposalino	Regime hipersalino
Bacillariophyta		
<i>Actinoptychus</i> spp.	X	X
<i>Asterionellopsis tropicalis</i>	X	
<i>Bellerochea</i> spp.	X	X
<i>Cerataulus turgidus</i>	X	X
<i>Climacosphenia moniligera</i>		X
<i>Cocconeis</i> spp.	X	X
<i>Coscinodiscus</i> spp.	X	X
<i>Cylindrotheca closterium</i>		X
Diatomáceas penadas (20 - 40 µm)	X	X
Diatomáceas penadas (40 - 60 µm)		X
Diatomáceas penadas (60 - 80 µm)		X
Diatomáceas penadas (80 - 100 µm)	X	
Diatomáceas penadas (100-200 µm)	X	X
Diatomáceas penadas (> 200 µm)	X	
<i>Entomoneis</i> spp.		X
<i>Isthmia enervis</i>		X
<i>Licmophora</i> spp.		X
cf. <i>Lithodesmioides</i> sp.		X
<i>Lithodesmium undulatum</i>	X	
<i>Navicula</i> sp.		X
<i>Nitzschia</i> sp.1	X	
<i>Nitzschia</i> sp.2		X
<i>Nitzschia</i> sp.3		X
<i>Paralia</i> sp.		X
<i>Pleurosigma/Gyrossigma</i> spp.	X	X
<i>Podocystis adriatica</i>		X
<i>Raphoneis</i> sp.		X
<i>Rhabdonema adriaticum</i>		X
<i>Rhabdonema</i> sp.		X
<i>Surirella</i> spp.	X	X
<i>Triceratium</i> spp.	X	X
<i>Trieres mobiliensis</i>	X	
<i>Zygoceros</i> sp.	X	X
Cyanophyta		
<i>Anabaena sensu lato</i>	X	X
<i>Coleofasciculus</i> sp.	X	X
Oscillatoriaceae 1		X
Oscillatoriaceae 2	X	X
Pseudanabaenaceae 1		X

Pseudanabaenaceae 2		X
Oscillarioriales 1		X
Oscillarioriales 2		X
Oscillarioriales 3	X	X
Oscillarioriales 4		X
<i>Phormidium sensu lato</i>	X	X
<i>Spirulina</i> sp.	X	
<i>Trichodesmium erythraeum</i>	X	X
Dinophyta		
Dinoflagelado tecido 1 (21 x 18 µm)	X	
<i>Prorocentrum micans</i>	X	
<i>Tripos furca</i>	X	
<i>Tripos trichoceros</i>		X
<i>Tripos muelleri</i>	X	
ONI		
Não identificado 1	X	
Não identificado 2	X	
Não identificado 3	X	

Nos dois períodos do ano, as diatomáceas dominaram o ambiente estuarino com abundância relativa maior que 98%, em todas as amostras. Isto se deve ao seu alto potencial de osmorregulação, que confere ao grupo a capacidade de sobreviver ao longo de extensos e intensos gradientes salinos típicos de estuários (FUJITA e ODEBRECHT, 2007).

Ao longo do período de estudo, quatro táxons de diatomáceas foram as mais abundantes: *Lithodesmium undulatum*, *Bellerochea* spp., *Asterionellopsis tropicalis* e cf. *Lithodesmiodes* sp (Figura 4).

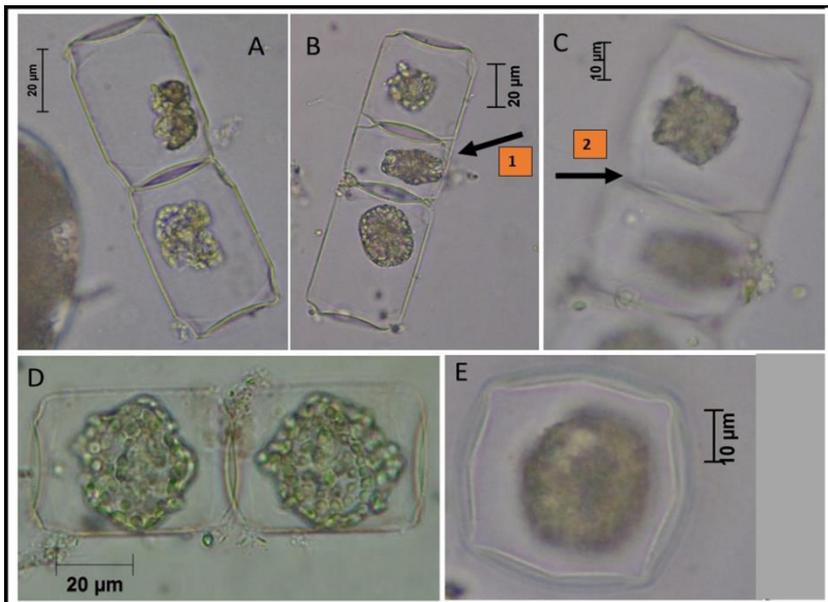
A diatomácea cêntrica apresentada na Figura 4 foi identificada até o momento, como provavelmente pertencente ao gênero *Lithodesmioides* de acordo com chaves fornecidas por Hasle e Syvertsen (1996) e pelas descrições de von Stosch (1987), Hamadou et al. (2001) e Yahia-Kéfi et al. (2005). Ultraestruturas visíveis apenas ao microscópio eletrônico precisam ser observadas para confirmação da identificação desta diatomácea cêntrica.

Há duas espécies descritas para o gênero: *Lithodesmioides polymorpha* e *Lithodesmioides minuta*. O gênero *Lithodesmioides* foi primeiramente descrito por von Stosch (1987) em amostras da desembocadura do rio Norman na Austrália. Atualmente, *Lithodesmioides polymorpha* está descrita para o Mar Vermelho nas águas costeiras do Iêmen (Alkawri et al., 2016), para a margem costeira da Baía de Tunes na Tunísia (SOUISSI et al., 2000; HAMADOU et al., 2001; YAHIA-KÉFI et al., 2005) e para as Ilhas de Guame

ao sul das Ilhas Marianas (LOBBAN e SCHEFTER, 2012). Todas essas localidades, compartilham entre si o padrão de águas quentes, rasas, bem misturadas e com amplos gradientes de salinidade e de turbidez correlato ao estuário do rio Piranji. Apesar de, em geral, as águas destes locais não serem notavelmente ricas em nutrientes, a espécie sempre foi encontrada nas porções amostradas mais eutrofizadas. Ainda não há registros oficiais da ocorrência do gênero na costa brasileira (FLORA DO BRASIL, 2019).

Na margem costeira da Baía de Tunes, *L. polymorpha* foi identificada na mesma comunidade em que *B. horologicalis* (YAHIA-KEFI et al., 2005; SOUISSI et al., 2000) e *B. malleus* (HAMADOU et al., 2001), de forma similar ao encontrado neste estudo, em que cf. *Lithodesmioides* sp. co-ocorreu com *Bellerochea* spp.

Figura 4- cf. *Lithodesmioides* sp. do estuário do rio Piranji-CE. Em A, B, C, D as células estão na visão pleural; (E), visão valvar. Setas: (1) células em divisão; (2) células quadrangulares.



5.2.1 Variação sazonal e nictemeral das espécies mais abundantes

No geral, a densidade média microfitoplanctônica foi maior no regime hipersalino (5319 ± 6287 org/L) do que no regime hiposalino (291 ± 187 org/L). A maior biomassa fitoplanctônica neste período pode estar associada ao maior tempo de residência da água no estuário (BARROSO et al., 2018). É comum que em situações de baixo fluxo, as espécies estuarinas possuam mais tempo para utilizar os nutrientes em seus processos

bioquímicos (maior taxa de crescimento e reprodução) antes de serem transportadas para a região costeira pela maré (FERREIRA et al., 2005).

As diatomáceas *Lithodesmium undulatum* e cf. *Lithodesmioides* sp. revezaram-se sazonalmente em dominância sob a condição de vazante. Enquanto *L. undulatum* dominou a condição no regime hiposalino (>80%) (Figura 6a), cf. *Lithodesmioides* sp. dominou no regime hipersalino (>95%) (Figura 6B). Ambas as espécies foram marcadoras de águas com características mais estuarinas do que marinhas.

Lithodesmium undulatum

Lithodesmium undulatum é uma espécie costeira, foi encontrada em maior densidade durante a condição de maré vazante (135 ± 33 org/L) do que na enchente (96 ± 75 org/L) do regime hiposalino, onde as concentrações de nutrientes eram maiores (Figura 5A). A diatomácea foi dominante em todos os horários sob a condição maré vazante, quando as abundâncias foram sempre maiores que 80% (Figura 6A), indicando ser esta mais adaptada às condições estuarinas durante o regime hiposalino, sendo ausente no regime hipersalino.

Asterionellopsis tropicalis

A. tropicalis, que é uma espécie marinha, foi encontrada exclusivamente no regime hiposalino (período chuvoso) sob a condição de maré enchente (influência de água costeira sob o estuário), em pouca abundância às 17h e em raridade às 05h (Figuras 5A e 6A). Franco et al. (2018) também observaram maiores frequências de ocorrência da espécie para o mesmo período na Praia do Futuro, litoral leste do estado do Ceará. Segundo os autores, as maiores frequências de ocorrência da diatomácea estão associadas às menores velocidades de vento e de altura de onda registradas para o período chuvoso no estado. Sua ausência nas coletas do regime hipersalino se dá, provavelmente, em função do momento em que foram amostradas. Ocorre que as salinidades nas condições de maré enchente deste período variaram de 38-40 (Figura 6b, Tabela 1), demonstrando uma menor influência das águas costeiras dentro do estuário no momento do arrasto, onde provavelmente residia água da região da barra. *

***Bellerochea* spp.**

A diatomácea costeira *Bellerochea* spp. apresenta um excelente potencial de osmorregulação, estando presente no estuário em ambos os regimes de salinidade. O gênero

ocorre em maior densidade no regime hipersalino (353 ± 301 org/L) em relação ao período hiposalino (157 ± 192 org/L) (Figura 5A e 6A).

Os resultados qualitativos encontrados por Madhavi et al. (2014) corroboram para a compreensão da capacidade eurialina do gênero. Os autores estudaram a distribuição de diatomáceas ao longo do continuum do rio Nathravi em direção ao mar (porções fluvial, estuarina e costeira), localizado em Manglore na Índia. Nele, *Bellerochea* spp. está descrita ocorrendo em um gradiente de salinidade que varia de 4.87 - 34.59. Neste estudo, *Bellerochea* spp. foi encontrada em um gradiente de salinidade variando de 26,5- 46,6. Ademais, os autores apontam que *Bellerochea* spp. só ocorre nas estações fixadas próximo à desembocadura do rio e nas águas costeiras adjacentes, em conformidade com sua preferência por águas mais turbidas.

cf. *Lithodesmioides* sp.

A densidade de cf. *Lithodesmioides* sp. diminuiu durante a condição de maré enchente (Figura 5B), quando as parcelas de água mais empobrecidas e menos salinas das regiões inferiores do estuário estiveram presentes no ponto de amostragem durante o regime hipersalino.

Essa diatomácea foi encontrada em maior densidade (10.431 org/L) sob a condição de maré vazante das 14h à salinidade de 44 no regime hipersalino (Tabela 1). Quando a salinidade diminuiu para 38,8 na condição de maré enchente das 17h, deste mesmo regime, a espécie foi reduzida à 327 organismos/L. Posteriormente, quando as condições de salinidade aumentaram para 44,7 ppt na condição de maré vazante das 23h, a espécie se restabeleceu em densidade (11.974 org/L). Reduções drásticas na densidade de cf. *Lithodesmioides* frente a intrusão de águas menos salinas sugerem que esta diatomácea parece não possuir um potencial de regulação osmótica tão amplo, uma vez que: (1) esteve em menores densidades em águas oriundas da porção inferior do estuário quando comparadas com as densidades registradas em águas hipersalinas oriundas da parte superior (Figura 5B); e (2) esteve ausente no regime hiposalino (Figura 5A). Além dos menores níveis de salinidade (< 37), outras variáveis como a competição com outras espécies poderiam estar relacionadas com a ausência de cf. *Lithodesmioides* no regime hiposalino.

Figura 5. A- Densidade relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período chuvoso (regime hiposalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). B- Densidade relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período seco (regime hipersalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI).

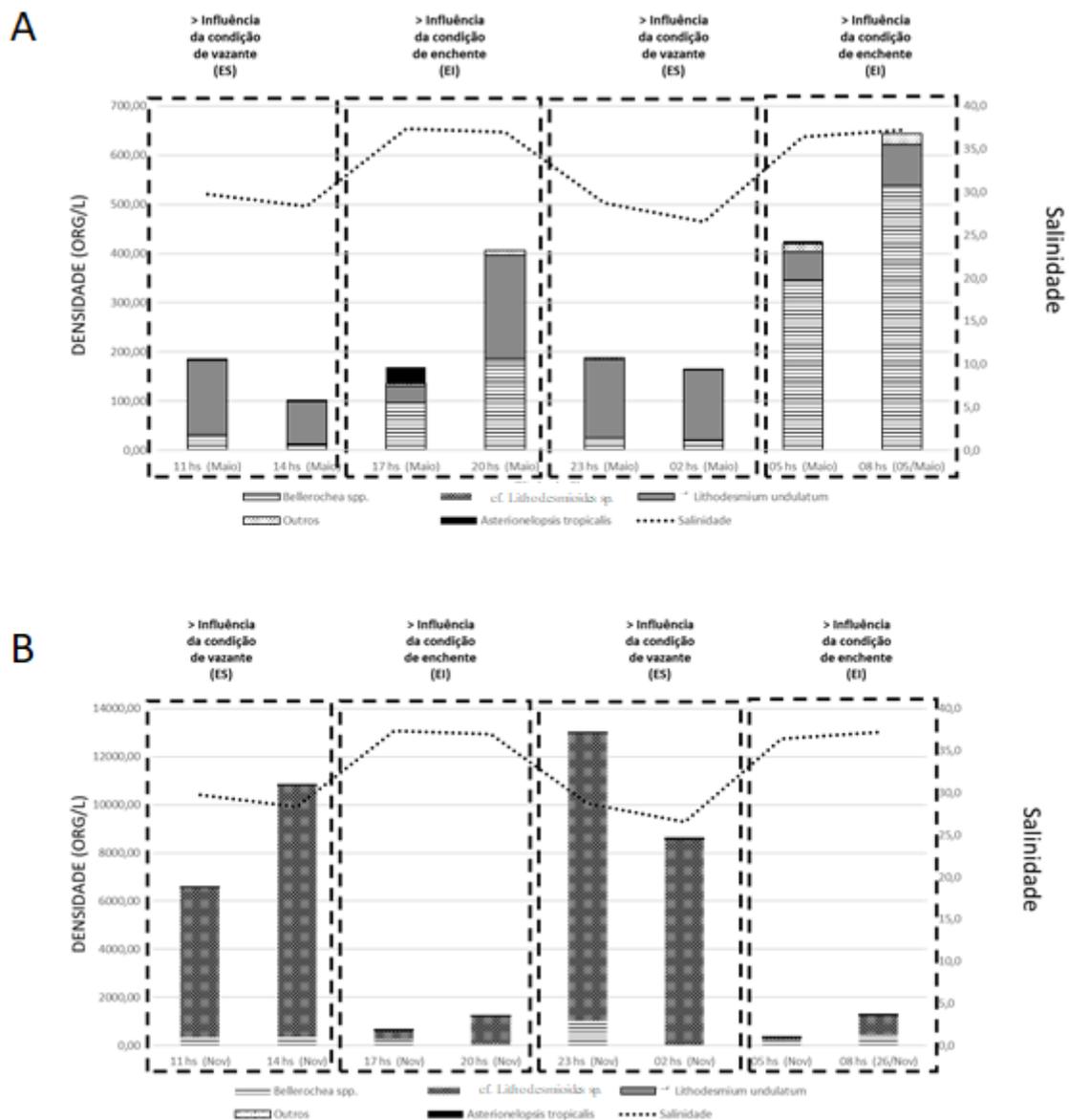
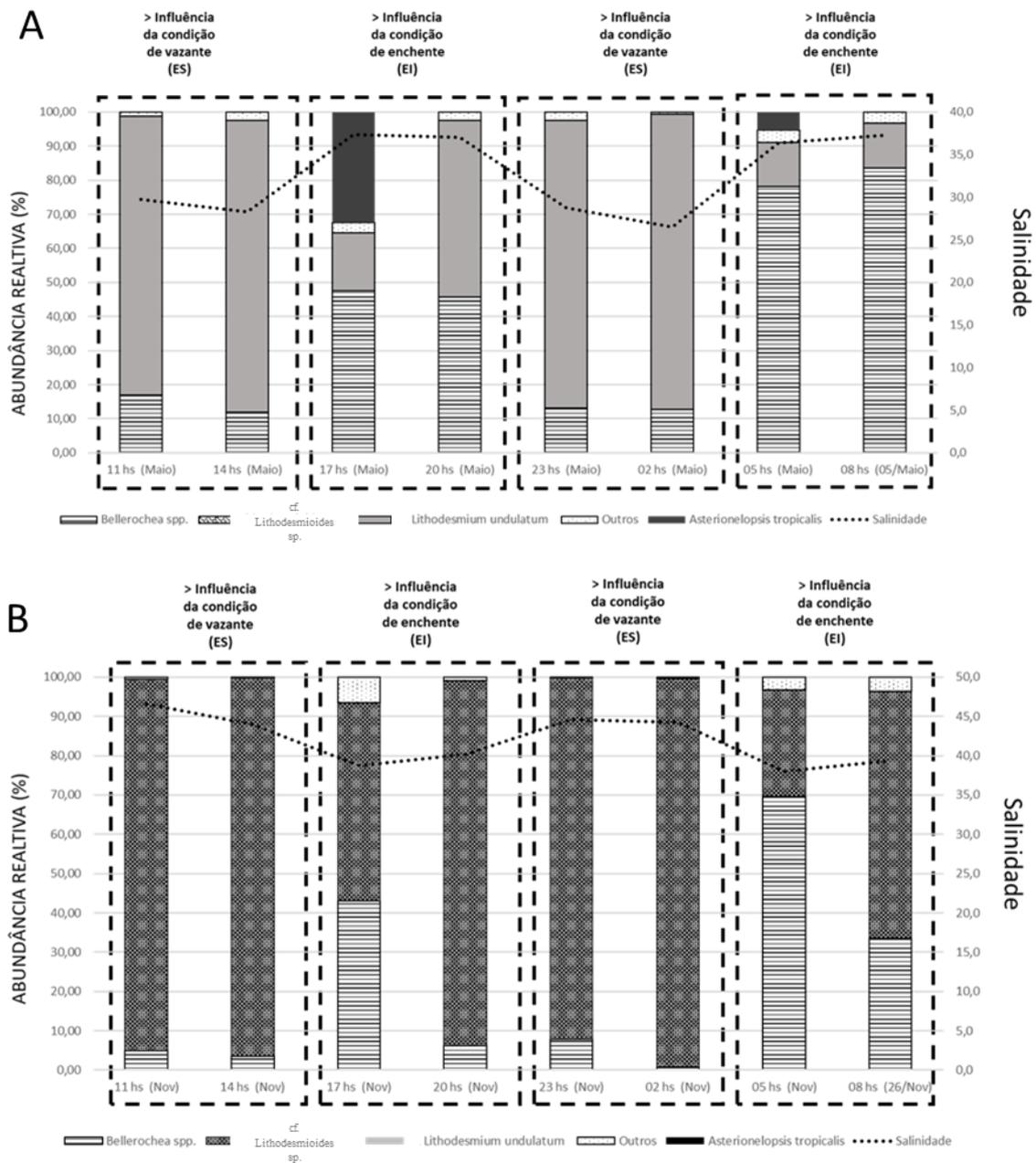


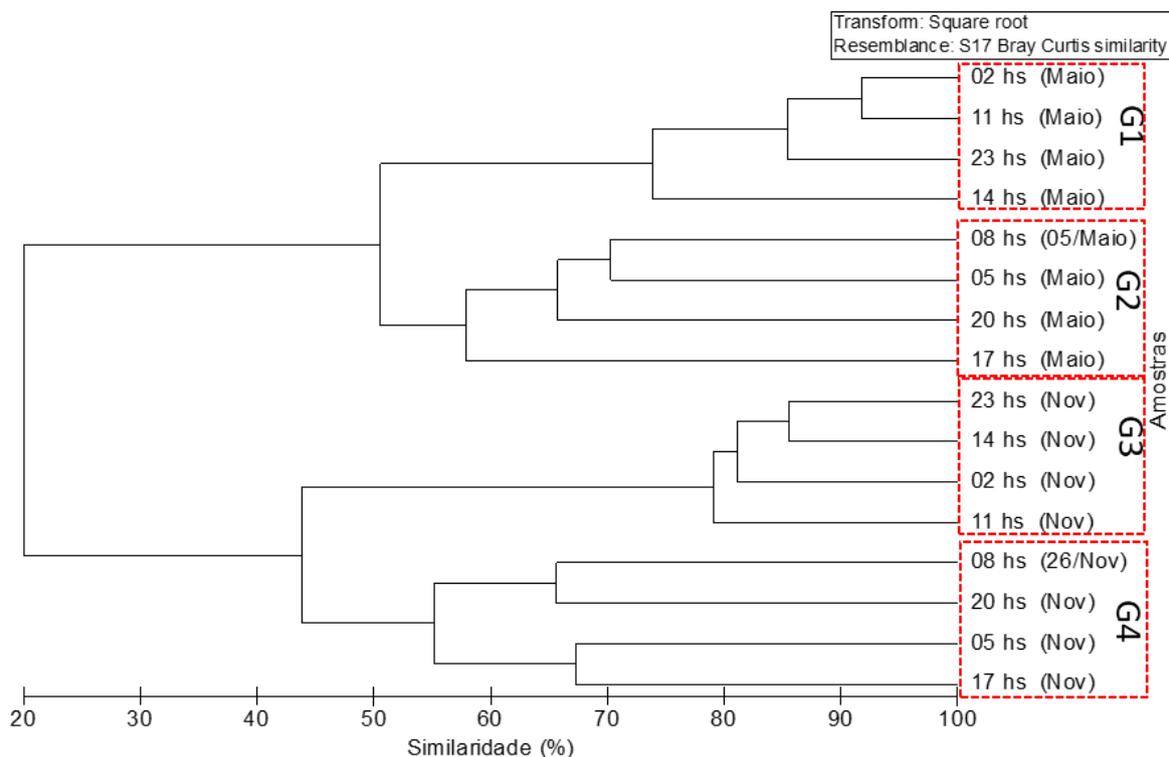
Figura 6. A- Abundância relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período chuvoso (regime hiposalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI). B- Abundância relativa do microfitoplâncton e salinidade do estuário do rio Piranji para o período seco (regime hipersalino) observados durante as condições de vazante (ES) e de enchente (EI).



5.2.3 Análise de similaridade e SIMPER

A análise de agrupamento baseada na matriz de similaridade de Bray Curtis para os dados de densidade total (transformação raiz quadrada) das espécies de microfitoplâncton é apresentada na Figura 7. Considerando um nível de similaridade de aproximadamente 50% pôde-se observar a formação de quatro grupos significativamente diferentes entre si (PERMANOVA, $p < 0,05$). O primeiro (G1) e o terceiro (G3) grupos são formados pelas amostras sob maior influência da condição de maré vazante do regime hiposalino (G1) e hipersalino (G3), respectivamente. Ou seja, as amostras integrantes dos G1 e G3 corresponderam a horários de coleta em que na estação de amostragem predominou águas advindas da porção superior do estuário. Por sua vez, os grupos G2 e G4 foram formados pelas amostras sob influência da condição de maré enchente do regime hiposalino (G2) e hipersalino (G4), respectivamente. Em G2 e G4 as amostras corresponderam a horários de coleta em que na estação de amostragem predominou águas advindas da porção inferior do estuário (área costeira propriamente dita ou da barra arenosa).

Figura 7- Análise de agrupamento baseada na matriz de similaridade Bray-Curtis para os dados de densidade total das espécies encontradas nos dois regimes amostrados (hiposalino e hipersalino). Grupo da condição de maré vazante do regime hiposalino (G1), grupo da condição de maré enchente do regime hiposalino (G2), grupo da condição de maré vazante do regime hipersalino (G3) e grupo da condição de maré enchente do regime hipersalino (G4).



Através do procedimento SIMPER, obteve-se que as espécies que contribuíram em mais de 90% para o valor de similaridade de 80% encontrado para G1, foram as diatomáceas marinhas *Lithodesmium undulatum* (69%) e *Bellerochea* spp. (26%). É possível observar o carácter estuarino de *L. undulatum*, a diatomácea em maior abundância quando a água coletada possuía carácter das porções mais superiores do estuário, corroborando com a ecologia descrita anteriormente para a espécie.

O segundo grupo (G2), com similaridade em torno de 60%, foi principalmente caracterizado pelas diatomáceas *Bellerochea* spp. (51%) e *Lithodesmium undulatum* (29%), mas também pelas diatomáceas *Coscinodiscus* spp. (4,8%) e *Triceratium* spp. (3,6%); e pela cianobactéria filamentosa *Trichodesmium erythraeum* (5,0%). Todos os táxons menos abundantes que caracterizaram este grupo são tipicamente marinhos (CUPP et al., 1938), logo, são mais abundantes no ponto de amostragem sob a condição de maré enchente (presença de água do estuário inferior).

As espécies que contribuíram para o valor de similaridade de 81% encontrado para G3, foram as diatomáceas cf. *Lithodesmioides* sp. (82,4%) e *Bellerochea* spp. (12,4%). Como cf. *Lithodesmioides* sp. é uma diatomácea mais estuarina, sua elevada densidade durante a condição de maré vazante é a que mais contribui para a similaridade do grupo.

As espécies que contribuíram para o valor de similaridade de 59% encontrado para G4, foram as diatomáceas cf. *Lithodesmioides* sp. (47,02%), *Bellerochea* spp. (38,29%),

Coscinodiscus spp. (2,72%), *Entomoneis* spp. (1,76%) e *Podocystis adriatica* (1,56%). A tirar pelo carácter estuarino de cf. *Lithodesmioides* sp., todas as outras diatomáceas que caracterizam o grupo são tipicamente marinhas (CUPP et al., 1938), ou seja, estão em elevada abundância sob a condição de maré enchente do regime hipersalino, contribuindo para a heterogeneização de G4.

5.2.4 Análise de Redundância (RDA)

Na análise de RDA, observou-se que as variáveis com efeito significativo ($p < 0.05$) na variação temporal do microfitoplâncton no estuário foram os sólidos, a salinidade, o ortofosfato e o fósforo total. O modelo de RDA com estas quatro variáveis foi significativo ($p < 0.05$), com poder explicativo de 94,9% ($R^2 = 0,949$; R^2 ajustado = 0,931). Os dois primeiros eixos da RDA também foram significativos ($p < 0.05$).

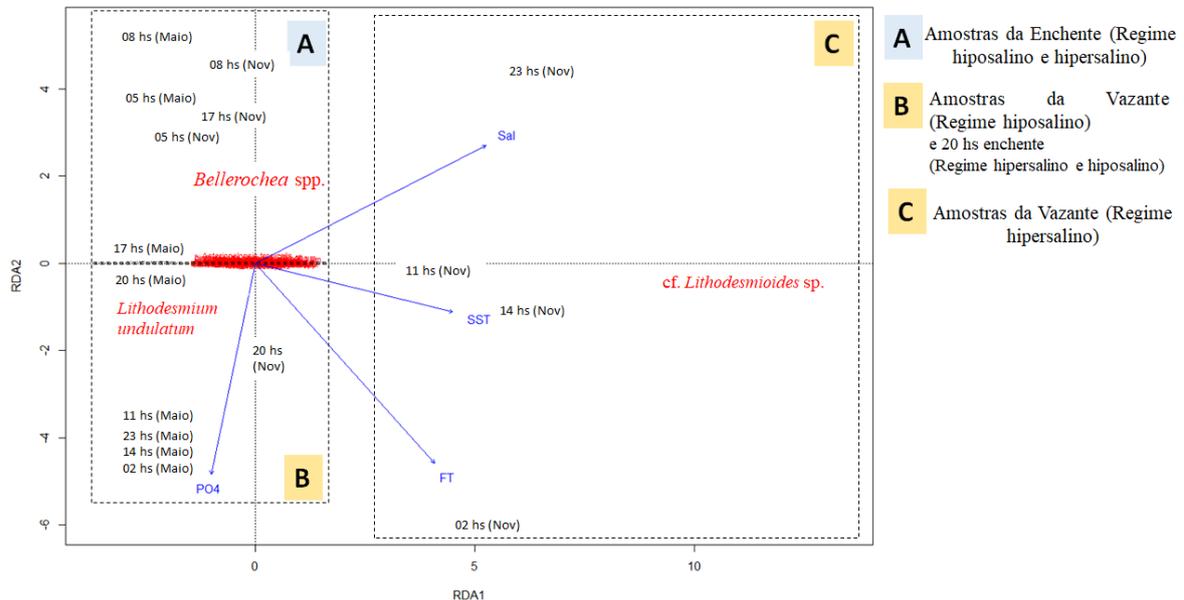
O primeiro eixo (RDA1) separou no lado positivo amostras sob maior influência da condição de vazante (11 hs e 14 hs; 23 hs e 02hs) do mês de novembro (regime hipersalino), sendo estas caracterizadas pela dominância da diatomácea cf. *Lithodesmioides* sp., a qual foi correlacionada com maiores valores de sólidos totais, salinidade e fósforo total. O dado corrobora para a ecologia desta diatomácea discutida anteriormente, indicando que a espécie possui preferência por ambientes salinos, túrbidos e eutrofizados.

No lado negativo do eixo 1 estiveram posicionadas as demais amostras sob condição de vazante dos dois regimes. Estas amostras foram principalmente caracterizadas pelas diatomáceas *Lithodesmium undulatum* e *Bellerochea* spp. Em contraste com a cf. *Lithodesmioides* sp., pode-se observar que *L. undulatum* foi negativamente correlacionada com os valores de salinidade, fósforo total e sólidos em suspensão, corroborando com os dados de densidade na observação de que esta é uma espécie mais adaptada às condições ambientais do estuário.

Bellerochea spp. esteve posicionada no lado positivo do eixo 2, sendo correlacionadas as amostras mais influenciadas pela condição de enchente em ambos os períodos. A correlação inversa desta diatomácea com as concentrações de nutrientes (ortofosfato e FT) e sólidos totais, juntamente com suas maiores densidade durante a condição de enchente, corroboram para a observação de que esta é uma espécie mais adaptada às condições ambientais costeiras.

Figura 8. Análise de redundância. Apenas variáveis significativas ($p < 0.05$) para explicar a

variação temporal na estrutura do microfítoplâncton foram retidas no modelo final de RDA significativo ($R^2 = 0,949$; R^2 ajustado = $0,931$, $p < 0,05$).



6 CONCLUSÃO

Há variação significativa entre a estrutura da comunidade microfítoplânctônica no estuário do rio Piranji-CE tanto entre os regimes hipo e hipersalino, como entre as marés - as quais indicaram a predominância de águas da porção superior (vazante) e inferior (enchente) na estação de coleta (ponto fixo dentro do estuário). As principais variáveis ambientais que determinam as diferenças na estrutura do microfítoplâncton são a salinidade, os sólidos totais em suspensão (SST) e as concentrações de ortofosfato e fósforo total.

As diatomáceas são o grupo mais relevante para a densidade microfítoplânctônica, sendo menos abundantes no regime hiposalino do que no hipersalino.

Quatro táxons descrevem o estuário, de acordo com as variações nictemerais, nos regimes hiposalino (maio) e hipersalino (novembro) de 2015. A espécie *Lithodesmium undulatum* é marcadora do regime de hiposalinidade, enquanto *cf. Lithodesmiodes sp.* marca o regime hipersalino. *Asterionellopsis tropicalis* marca a condição de maré enchente do regime hiposalino. A ausência de *A. tropicalis* na enchente do regime hipersalino, juntamente com valores de salinidade acima de 38 nesta maré, indicam que neste período não se coletou água costeira propriamente dita em nenhum dos horários amostrados. *Bellerochea spp.* apresenta um excelente potencial eurialino, conseguindo sobreviver às altas salinidades do regime hipersalino, embora seja mais abundante em condições ambientais mais similares as do oceano, ou seja, durante a enchente do regime hipersalino. Esses quatro táxons são os mais importantes para a densidade microfítoplânctônica no estuário.

Tendo em vista a tendência da região semiárida estudada à aridez nas próximas décadas, o aumento da densidade do microfitoplâncton em acordo com o aumento de salinidade pode representar riscos à saúde ambiental do local. Por tanto, é necessário que os parâmetros ambientais que regulam o microfitoplâncton em estuários semiáridos sejam monitorados, na intenção de contribuir para a projeção de cenários afetados pelas mudanças climáticas globais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBATE, M. C. L., MOLINERO, J. C., GUINDER, V. A., DUTTO, M. S., DE CAO, M. S. B., ETCHEYERRY, L. A. R., ... e HOFFMEYER, M. S. Microplankton dynamics under heavy anthropogenic pressure. The case of the Bahía Blanca Estuary, southwestern Atlantic Ocean. **Marine pollution bulletin**, 95(1), 305-314, 2015.

AFFE, H. M. de J.; MENEZES, M.; NUNES, J. M. de C. Microphytoplankton in a tropical oligotrophic estuarine system: spatial variations and tidal cycles. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 41, n. 2, p. 337–349, 2018.

AJANI, P. A.; ALLEN, A. P.; INGLETON, INGLETON, T.; ARMAND, L. A decadal decline in relative abundance and a shift in microphytoplankton composition at a long-term coastal station off southeast Australia. **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 2, p. 519–531, 2014.

ANDERSON, S. R.; MENDEN-DEUER, S. Growth, Grazing, and Starvation Survival in Three Heterotrophic Dinoflagellate Species. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 64, n. 2, p. 213–225, 2017.

APHA, American Public Health Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association, AWWA, 1999.

AQUINO, E. P.; BORGES, G. C. P.; HONORATO-DA-SILVA, M.; PASSAVANTE, J. Z. O.; CUNHA, M. G. S. Phytoplankton in a tropical estuary, Northeast Brazil: Composition and life forms. **Check List**, v. 11, n. 3, 2015.

AQUINO, E. P.; FIGUEIRÊDO, L. G. P.; ANJOS, D. L. dos.; PASSAVANTE, J. Z. O.; CUNHA, M. G. S. Biomassa fitoplanctônica e fatores ambientais em um estuário tropical do Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 40, n. 1, 2012.

AZEVEDO, I. C.; BORDALO, A. A.; DUARTE, P. Influence of freshwater inflow variability on the Douro estuary primary productivity: A modelling study. **Ecological Modelling**, v. 272, p. 1–15, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.010>>.

BARINOVA, S. S.; NEVO, E.; BRAGINA, T. M. Ecological assessment of wetland ecosystems of northern Kazakhstan on the basis of hydrochemistry and algal biodiversity. **Acta Botanica Croatica**, v. 70, n. 2, p. 215–244, 2011.

BARROSO, H. de S.; BECKER, H.; MELO, V. M. M. Influence of river discharge on phytoplankton structure and nutrient concentrations in four tropical semiarid estuaries. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 1, p. 37–48, 2016.

BARROSO, H. de S.; TAVARES, T. C. L.; SOARES, M. de O. GARCIA, T. M.; ROZENDO, B.; VIEIRA, A. S. C.; VIANA, P. B.; PONTES, T. M.; FERREIRA, T. J. T.; PEREIRA-FILHO, J.; SCHETTINI, C. A. F.; SANTAELLA, S. T. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 213, n. August, p. 283–293, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.023>>.

BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; ROCHA, Jusseli Maria de Barros; NIENCHESKI, Luís Felipe Hax. Manual de Análises em Oceanografia Química. Rio Grande: **Ed. Furg**, 132 p, 1996.

BRANCO, M. P. N. C. et al. Morfodinâmica das Praias Arenosas à Barlamar e à Sotamar do Promontório Ponta do Iguape – Estado do Ceará - Brasil. **Revista de Geologia**, v. 18, n. 2, 2005.

BRANDINI, F. P.; Phytoplankton Assemblages of the Subtropical South West Atlantic: Composition and Dynamics in Relation to Physical and Chemical Processes. In: HOFFMEYER, M.S.; SABATINI, M. E.; BRANDINI, F. P. CALLIARI, D. L.; SANTINELLI, N. H. Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic. **Spring International Publishing AG**, 2018

CAVALCANTI, L. F.; AZEVEDO-CUTRIM, A. C. G.; OLIVEIRA, A. L. L.; FURTADO, J. A.; ARAÚJO, B. de O.; SÁ, A. K. D. S.; FERREIRA, F. S.; SANTOS, N. G. R.; DIAS, F. J. S.; CUTRIM, M. V. J. Structure of microphytoplankton community and environmental variables in a macrotidal estuarine complex, São Marcos bay, Maranhão-Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 283–300, 2018.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Secretaria dos Recursos Hídricos. Chuvas Diárias: Calendário das Chuvas no Estado do Ceará. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/23-monitoramento/meteorológico/406-chuvasdiárias>>. Acesso em: 17 ago. 2016.

CEARÁ. Estimativa Da Descarga Fluvial Para Os Estuários Do Estado Do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, p. 53–60, 2017.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2.ed. **Plymouth**, UK: PRIMER-E, 2001.

CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. **Biogeosciences**, v. 11, n. 9, p. 2477–2501, 2014.

CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. **Biogeosciences**, v. 11, n. 9, p. 2477–2501, 2014.

COLE, Gerald A. Textbook of limnology. Illinois, USA: **Waveland Press**, 1983.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Conama N° 357, De 17 De Março De 2005* (Retificada). n. 204, 2005.

COSTA, L. S.; HUSZAR, V. L.M.; OVALLE, A. R. Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: Hydrological control and nutrient limitation. **Estuaries and Coasts**, v. 32, n. 3, p. 508–521, 2009.

COTIYANE, P.; ADAMS, J. B.; RAJKARAN, A. Relating microalgal response to nutrient status in a mangrove-dominated estuary. **Hydrobiologia**, v. 843, n. 1, p. 183–199, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-019-04047-6>>.

CUPP, E. E.; ALLEN, W. E. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America, Obtained by the Allan Hancock Pacific expedition of 1937. **Allan Hancock Pacific Expeditions**, v. 3, n. 5, p. 61–98, 1938.

DAY, J. W.; HALL, C. A.S.; KEMP, W. M.; et al. Estuarine ecology. [s.l.: s.n.], 1988.

DE SOUZA PINHEIRO, L.; DE MORAIS, J. O. Interferências de barramentos no regime hidrológico do Estuário do Rio Catú–Ceará–Nordeste do Brasil. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 2, 2010.

DINIZ, M. T. M.; OLIVEIRA, G. P. de. Proposta De Compartimentação Em Mesoescala Para O Litoral Do Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, n. 3, 2016.

DOI, T.; TOZUKA, T.; YAMAGATA, T. The Atlantic meridional mode and its coupled variability with the Guinea Dome. **Journal of Climate**, v. 23, n. 2, p. 455-475, 2010.

EL-KASSAS, H. Y.; NASSAR, M. Z. A.; GHARIB, S. M. Study of phytoplankton in a natural hypersaline lagoon in a desert area (Bardawil Lagoon in Northern Sinai, Egypt). **Rendiconti Lincei**, v. 27, n. 3, p. 483–493, 2016.

FALLIS, A.G, **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

FLAMELING, I. A.; KROMKAMP, J. Responses of respiration and photosynthesis of *Scenedesmus protuberans* Fritsch to gradual and steep salinity increases. **Journal of Plankton Research**, v. 16, n. 12, p. 1781-1791, 1994.

FEITOSA, F. A. N.; SILVA, M. G. G.; BRANCO, E. S. Composição do microfitoplâncton no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes–Pernambuco–Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 37, n. 1-2, p. 63-76, 2004.

FERNANDES, R. T. V.; de OLIVEIRA, J. F., NOVAES, J. L. C., FERNANDES, R.; da COSTA, R. S. Composição da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Apodi-Mossoró, Semiárido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 2, p. 325-337, 2017.

FERREIRA, J. G.; WOLFF, W. J.; SIMAS, T. C. BRICKER, S. B. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? **Ecological Modelling**, v. 187, n. 4, p. 513–523, 2005.

FLORA DO BRASIL < acesso em 17 dez 2019 : [FRANCO, A. R. O.; DE OLIVEIRA SOARES, M.; MOREIRA, M. O. P. Diatom accumulations on a tropical meso-tidal beach: Environmental drivers on phytoplankton biomass. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 207, p. 414-421, 2018.](http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/BemVindoConsultaPublicaConsultar.do?invalidatePageControlCounter=1&idsFilhosAlgas=%5B2%5D&idsFilhosFungos=%5B1%2C10%2C11%5D&lingua=&grupo=5&familia=null&genero=&especie=&autor=&nomeVernaculo=&nomeCompleto=lithodesmioides&formaVida=null&substrato=null&ocorreBrasil=QUALQUER&ocorrencia=OCORRE&endemismo=TODO&origem=TODO®iao=QUALQUER&estado=QUALQUER&ilhaOceanica=32767&domFitogeograficos=QUALQUER&bacia=QUALQUER&vegetacao=TODO&mostrarAte=SUBES P VAR&opcoesBusca=TODO OS NOMES&loginUsuario=Visitante&senhaUsuario=&ontexto=consulta-publica ></p>
</div>
<div data-bbox=)

FUJITA, C. C.; ODEBRECHT, C. Short term variability of chlorophyll a and phytoplankton composition in a shallow area of the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). **Atlântica (Rio Grande)**, v. 29, n. 2, p. 93-106, 2007.

HAMADOU, R. B.; IBANEZ, F., SOUISSI, S., e CATHELINÉAU, A. C. Spatial analysis of hydrological and phytoplanktonic data of the Bay of Tunis. **Multivariate cartography. Mediterranean Marine Science**, v. 2, n. 2, p. 67-86, 2001.

HASLE, G. R.; SYLVERSTEN, E. E.; STEIDINGER, K. A.; TANGEN, K.; TOMAS, C. R. Identifying Marine Diatoms And Dinoflagellates. **San Diego: Academic Press**, 1996.

HOFFMEYER, M.; SABATINI, M.; BRANDINI, F.; CALLIARI, D.; SANTINELLI, N. Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic: From the Subtropical to the Subantarctic Realm. 10.1007/978-3-319-77869-3. 2018.

IRLES, M.; MAYORGA, De O. Diagnóstico Socioambiental E Tecnológico Da Carcinicultura No Município De Fortim, Ceará. 2005.

JIANG, Z.; LIAO, Y.; LIU, J; SHOU, L.; CHEN, Q.; YAN, X.; ZHU, G.; ZENG, J. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (*Prorocentrum minimum*) blooms in cold seasons. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1–2, p. 315–324, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.006>>.

JONES, W. E.; MCLUSKY, D. The Estuarine Ecosystem. **The Journal of Applied Ecology**, v. 20, n. 1, p. 342, 1983.

JOVENTINO, F. K. P.; MAYORGA, M. I.O. Diagnóstico socioambiental e tecnológico da carcinicultura no município de Fortim, Ceará, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 2, n. 2, 2009.

KEVREKIDIS, K.; GALIL, B. S. **Mediterranean Marine Science**, v. 4, p. 57–66, 2003.

Krull, E., Haynes, D., Lamontagne, S., Gell, P., McKirdy, D., Hancock, G., McGowan, J., Smernik, R. Changes in the chemistry of sedimentary organic matter within the Coorong over space and time. **Biogeochemistry** 92, 9-25, 2009.

LADONI, A. M.; ANTHONY, D.; SALEH, E. Occurrence And Potential Risk Of Harmful Algal To The Coastal Communities In The Coastal Area Of Kota Kinabalu: A Preliminary Study, 2014.

LANCELOT, C.; MUYLAERT, K. 7.02 Trends in estuarine phytoplankton ecology. In: Treatise on estuarine and coastal science. **Academic Press Waltham**, p. 5-15, 2011.

LARGIER, J. Low-inflow estuaries: hypersaline, inverse, and thermal scenarios. In: ValleLevinson, A. (ed). **Contemporary Issues in Estuarine Physics**, New York: Cambridge University Press, 2010. cap. 09, p. 247-272.

LELES, S. G.; DE SOUZA, C. A.; FARIA, C. de Oliveira.; RAMOS, A. B.; FERNANDES, A. M.; MOSER, G. A. de Oliveira. Short-term phytoplankton dynamics in response to tidal stirring in a tropical estuary (Southeastern Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 4, p. 341–349, 2014.

LOBBAN, C. S.; SCHEFTER, M.; JORDAN, R. W.; ARAI, Y. U. M. I.; SASAKI, A. S. A. M. I.; THERIOT, E. C.; ... e PENNESI, C. H. I. A. R. A. Coral-reef diatoms (Bacillariophyta) from Guam: new records and preliminary checklist, with emphasis on epiphytic species from farmer-fish territories. **Micronesica**, 43(2), 237-479, 2012.

LÓPEZ-ABATE, M. C.; MOLINERO, J. C.; GUINDER, V. A.; DUTTO, M. S.; BARRÍA, de Cao, M. S.; ETCHEVERRY, L. A. R.; PETTIGROSSO, R. E.; CARCEDO, M. C.; HOFFMEYER, M. S. Microplankton dynamics under heavy anthropogenic pressure. The case of the Bahía Blanca Estuary, southwestern Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 95, n. 1, p. 305–314, 2015.

MADHAVI, K.; GOWDA, G.; JAYARAJ, E. G.; LAKSHNIPATHI, M. T.; SREE, C. S. Distribution of diatoms in riverine, estuarine and coastal waters off Mangalore, Karnataka. **Journal of Academia and Industrial Research (JAIR)**, v. 3, n. 3, p. 142, 2014.

MARAÑÓN, E. Phytoplankton Size Structure. **Encyclopedia of Ocean Sciences**, n. December, p. 445–452, 2009.

MARENGO, J. A. et al. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, p. 0-0, 2017. ISSN 0001-3765. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652017005019115&nrm=iso>.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, Lincoln Muniz. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3–4, p. 1189–1200, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>>.

MARINHO, L. M. Mudanças climáticas e impactos locais em costas semiáridas: percepção socioambiental sobre um estuário com manguezais. 2019. 53 f. Dissertação (Mestrado em

Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

McCUNE, B.; GRACE, J. B.; URBAN, D. L. Analysis of ecological communities. Glenden Beach, Oregon: **MjM software design**, 2002, 300 p.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. The estuarine ecosystem: ecology, threats and management. **OUP Oxford**, 2004.

MELO, B. R. Como nutrientes e sólidos suspensos variam em um estuário hipersalino? TCC (Graduação em Ciências Ambientais) - Curso de Ciências Ambientais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

MENDONÇA, Sarah de Souza Cruz. Efeito do enriquecimento de nutrientes na biomassa fitoplanctônica no reservatório Boqueirão de Parelhas/RN. 2019. 22f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

MESQUITA, E. A.; FROTA, P. V.; SOARES, V. L. Carcinicultura no litoral do ceará: análise das modificações impressas no estuário do rio Pirangi - CE. **Revista Geonorte**, [S.l.], v. 3, n. 4, p. 540 - 551, dez. 2012. ISSN 2237-1419. Disponível em: <<http://www.periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/1854>>.

MITRA, A.; ZAMAN, S. Basics of marine and estuarine ecology. [s.l.: s.n.], 2016.
MOMPER, L. M.; REESE, B. K.; CARVALHO, G.; LEE, P.; WEBB, E. A. A novel cohabitation between two diazotrophic cyanobacteria in the oligotrophic ocean. **ISME Journal**, v. 9, p. 882–893, 2015.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimation of the freshwater river discharge to estuaries in Ceará State, Brazil. **Arq. Ciênc. Mar**, v. 39, p. 53-60, 2006.

NASCIMENTO-JUNIOR, D. R.; TOSSI, N. C. L.; OLIVEIRA, V. F.; LUCENA, B. B. Morfodinâmica, transporte e proveniência do sistema praia-duna frontal recente entre Itarema e Camocim, litoral oeste do Ceará Morphodynamics, transport and provenance of the recent beach-foredune system between Itarema and Camocim, **West Coast of Ceará St.** v. 08, n. 1, p. 24–45, 2017.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Mixotrophic phytoplankton dynamics in a shallow Mediterranean water body: how to make a virtue out of necessity. **Hydrobiologia**, v. 831, n. 1, p. 33–41, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-018-3507-1>>.

NCHE-FAMBO, F. A.; SCHARLER, U. M.; TIROK, K. Resilience of estuarine phytoplankton and their temporal variability along salinity gradients during drought and hypersalinity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 158, p. 40–52, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.011>>.

NELSON, J. A.; DEEGAN, L.; GARRITT, R. Drivers of spatial and temporal variability in estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 533, n. August, p. 67–77, 2015.

NEVES, S. R. de A. O PROGRAMA DE SAÚDE NAS FAZENDAS DE CAMARÃO

(PSF_CAMARÃO) E OS SEUS IMPACTOS SOBRE OS DESEMPENHOS PRODUTIVOS E ECONÔMICOS NA CARCINICULTURA FAMILIAR DO BAIXO RIO PIRANGI, CEARÁ, BRASIL. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

NÍMER, E. Clima. In: IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geografia do Brasil: Região Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. p. 47-84
North-Eastern Australia. II. Survey of the Genus *Palmeria* and
Oksanen J, 2015. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial.

PAL, R.; CHOUDHURY, A. K. An introduction to phytoplanktons: **Diversity and ecology**. [s.l.: s.n.], 2014.

PAERL, W. H; JUSTIC, D. Estuarine Phytoplankton. In: DAY JR, J. W. et al. Estuarine ecology. **John Wiley & Sons**, 1989.

PHAM, T. L. Environmental gradients regulate the spatio-temporal variability of phytoplankton assemblages in the Can Gio Mangrove Biosphere Reserve, Vietnam. **Ocean Science Journal**, v. 52, n. 4, p. 537–547, 2017.

PINTO, T. da Silva; BECKER, V. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply, Extremoz Lake, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 356–366, 2014.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 3, p. 497–500, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.021>>.

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. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2015.10.006>>.

REEVES, J.M., HAYNES, D., GARCIA, A., GELL, P.A. Hydrological change in the Coorong Estuary, Australia, past and present: Evidence from fossil invertebrate and algal assemblages. **Estuaries and Coasts** 38, 2101-2116, 2015.
region, especially from Port Phillip Bay and tropical

REKIK, A.; DENIS, M.; MAALEJ, S.; MAALEJ, S.; AYADI, H. Spatial and seasonal variability of pico-, nano- and microphytoplankton at the bottom seawater in the north coast of Sfax, Eastern Mediterranean Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 20, p. 15961–15975, 2015.

SANTIAGO, M. F.; PASSAVANTE, J. Z. De Oliveira; CUNHA, M. D. G S. Caracterização de parâmetros físicos, químicos e biológico em ambiente hipersalino, estuário do rio Pisa Sal (Galinhas, Rio Grande do Norte, Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 33, n. 1, 2005.

SCHETTINI, C. A.F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in**

Marine Science, v. 10, p. 52–64, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2017.01.004>>.

SCHUTT, F. Das Pfl anzenleben der Hochsee. Ergebnisse der Plankton-Expedition der Humboldt-Stiftung, 1A , 243–324, 1892

SEGURO, I.; GARCÍA, C. M.; PAPASPYROU, S.; GÁLVEZ, J. A.; GARCÍA-ROBLEDO, E.; NAVARRO, G.; SORIA-PÍRIZ, S.; AGUILAR, V.; LIZANO, O. G.; MORALES SILVA, M. H. D.; SILVA-CUNHA, M. D. G. G; PASSAVANTE, J. Z. O; GREGO, C. K. S. MUNIZ, Kátia. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 355–368, 2009.

Silva, M. H. D., SILVA-CUNHA, M. D. G. G., PASSAVANTE, J. Z. D. O., GREGO, C. K. D. S., e MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta botanica brasilica**, v. 23, n. 2, p. 355-368, 2009.

SINISTRO, R. Top-down and bottom-up regulation of planktonic communities in a warm temperate wetland. **Journal of Plankton Research**, v. 32, n. 2, p. 209–220, 2010.

SOUISSI, S.; IBANZ, F., HAMADOU, R. B., BOUCHER, J., CATHELINEAU, A. C., BLANCHARD, F., e POULARD, J. C. A new multivariate mapping method for studying species assemblages and their habitats: example using bottom trawl surveys in the Bay of Biscay (France). **Sarsia**, 86(6), 527-542, 2001.

SPINONI, J.; VOGT, J.; NAUMANN, G.; CARRAO, H.; BARBOSA, P. Towards identifying areas at climatological risk of desertification using the Köppen-Geiger classification and FAO aridity index. **International Journal of Climatology**, v. 35, n. 9, p. 2210–2222, 2015.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries—an overview and the potential impacts of climate change. **Science of the total environment**, v. 434, p. 213-227, 2012.

STEARNS, D. Copepod grazing behavior in simulated natural light and its relation to nocturnal feeding. **Marine Ecology Progress Series**, v. 30, n. 1953, p. 65–76, 1986.

TAYGRA, R.; FERNANDES, V.; OLIVEIRA, J. F. De; NOVAES, J. L. C.; FERNANDES, R. SILVA, R. Composição da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Apodi-Mossoró , Semiárido brasileiro Composition of the phytoplankton community in the Apodi-Mossoró River estuary , Brazilian semi-arid. p. 325–337, 2017.

THOMPSON, P. A. Plankton. A Guide to Their Ecology and Monitoring for Water Quality. [s.l.: s.n.], 2012.

TWEEDLEY, J. R.; DITTMANN, S. R.; WHITFIELD, A. K. WITHERS, K.; HOEKSEMA, S.D.; POTTER, I. C. Hypersalinity: Global Distribution, Causes, and Present and Future Effects on the Biota of Estuaries and Lagoons. [s.l.]: **Elsevier Inc.**, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00030-7>>.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. Intergovernmental Oceanographic Commission (Ed.). Chemical methods for use in marine environmental monitoring. UNESCO, 1983. 56 p. (Manuals and guides).

Disponível em: <http://www.jodc.go.jp/jodcweb/info/ioc_doc/Manual/055950eo.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2019.

VALLE-LEVINSON, A. Definition and classification of estuaries. In: Valle- Levinson, A. (Ed.), **Contemporary Issues in Estuarine Physics**, first ed. New York: Cambridge University Press, 2010, cap. 1, p. 1-11.

VEALE, L.; TWEEDLEY, J. R.; CLARKE, K. R.; HALLETT, C. S.; POTTER, I. C. Characteristics of the ichthyofauna of a temperate microtidal estuary with a reverse salinity gradient, including inter-decadal comparisons. **Journal of Fish Biology**, v. 85, n. 5, p. 1320–1354, 2014.

VECOLI, M.; LEHNERT, O.; SERVAIS, T. The role of marine microphytoplankton in the Ordovician Biodiversification Event. *Carnets de géologie (Notebooks on geology)*, n. **Lettres**, p. 27–29, 2005.

VIEIRA, Alanne Simone Cavalcante. Distribuição espacial e temporal da clorofila e variáveis ambientais em um estuário hipersalino tropical (Ceará, Brasil): 2017. 58 f. TCC (Graduação em Ciências Ambientais) - Curso de Ciências Ambientais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

von STOSCH, H.A. Some marine diatoms from the Australian region, especially from Port Phillip Bay and tropical North-eastern Australia. II Survey of the genus *Palmeria* and of the family *Lithodesmiaceae* including the new genus *Lithodesmioides*. **Brunonia** **9(1)**, 29-87, 1987.

WASMUND, N.; NAUSCH, G.; GERTH, M.; BUSCH, S.; BURMEISTER, C.; HANSEN, R.; SADKOWIAK, B. Extension of the growing season of phytoplankton in the western Baltic Sea in response to climate change. **Marine Ecology Progress Series**, v. 622, p. 1–16, 2019.

YAHIA-KÉFI, O. D.; SOUISSI, S.; DE-STEFANO, M.; YAHIA, M. N. D. *Bellerochea horologicalis* and *Lithodesmioides polymorpha* var. *tunisiense* var. nov. (Coscinodiscophyceae, Bacillariophyta) in the Bay of Tunis: Ultrastructural observations and spatio-temporal distribution. **Botanica Marina**, v. 48, n. 1, p. 58–72, 2005.