

Universidade Federal de Pernambuco

Centro de Ciências Biológicas

Departamento de Zoologia

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal



**Experimentos observacionais sobre o efeito da eutrofização na
biologia do caranguejo *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 em áreas
estuarinas do litoral de Pernambuco**

Fred Brainer Silva

Recife, 2013

Fred Brainer Silva

Experimentos observacionais sobre o efeito da eutrofização na
biologia do caranguejo *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 em áreas
estuarinas do litoral de Pernambuco

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Biologia Animal da Universidade
Federal de Pernambuco como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre em
Biologia Animal.

Orientador: Paulo Jorge Parreira dos Santos

Recife, 2013

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB-4/1788

Silva, Fred Brainer

Experimentos observacionais sobre o efeito da eutrofização na biologia do caranguejo *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 em áreas estuarinas do litoral de Pernambuco / Fred Brainer Silva. – Recife: O Autor, 2013.

80 f.: il., fig., tab.

Orientador: Paulo Jorge Parreira dos Santos

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Ciências Biológicas. Mestrado em Biologia Animal, 2013.

Inclui bibliografia

1. Caranguejo
 2. Manguezais
 3. Estuários
- I. Santos, Paulo Jorge Parreira dos II. Título.

595.3841

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2013-251

Banca examinadora

Professores titulares:

Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza (membro interno)

Dpto. de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Mônica Lúcia Botter Carvalho (membro externo)

Dpto. de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra (membro externo)

Dpto. de Ciências Animais, Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

Professores suplentes

Prof. Dr. André Morgado Esteves (membro interno)

Dpto. de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Tatiana Fabricio Maria (membro externo)

Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Agradecimentos

Primeiramente, a todos os integrantes do Laboratório de Dinâmica de Populações (LABDIN), em especial a Alzira Patrícia (Tita), pela grande ajuda e paciência durante um ano de coletas. Sem a ajuda deles não seria possível realizar esse trabalho.

Ao professor Dr. Ranilson Bezerra pela confiança e por ceder os equipamentos e reagentes do seu laboratório (Laboratório de Enzimologia, LABENZ) e ao doutorando Janilson Félix pela ajuda nas análises bioquímicas, pela paciência e disposição em ensinar tais técnicas e pela boa amizade construída nesse período.

À Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia (FACEPE) pela concessão da bolsa de mestrado e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA - UFPE) por todo auxílio durante o mestrado.

Aos membros da banca pela disponibilidade e contribuição para melhoria da minha dissertação.

A toda minha família pela grande ajuda e incentivo, especialmente a minha mãe (Elilde M. Brainer Silva), meu pai (João Brainer Silva), meu irmão (Raul Brainer Silva) e em memória da minha avó (Maria da Paz).

A minha namorada (Priscila Nogueira) por todo carinho e ajuda nas horas que precisei, e a todos os meus amigos (especialmente, Artur Wanderley e Tiago Espósito) que me acompanharam e contribuíram, ao longo da minha vida, para o meu crescimento pessoal e acadêmico.

Ao meu orientador Paulo J. P. dos Santos por todo suporte financeiro e intelectual durante o desenvolvimento do meu mestrado, pela confiança, paciência e principalmente pelos bons momentos de descontração.

Resumo

Esse trabalho tem por objetivo classificar seis áreas estuarinas de Pernambuco, nordeste do Brasil, em diferentes níveis de eutrofização baseando-se, principalmente, em alguns parâmetros biogeoquímicos do sedimento, assim como avaliar a resposta do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla*, quanto aos parâmetros populacionais e reprodutivos, aos diferentes níveis de eutrofização. As coletas foram realizadas de Agosto/2011 até Julho/2012 nos estuários do rio Paripe, Timbó, Ipojuca-Merepe, Maracaípe, Mamucabas e Bacia do Pina. Em cada área, foram coletadas amostras do sedimento para estimar concentrações totais do microfitobentos, proteínas, carboidratos e matéria orgânica total e cinco amostras da população de caranguejos. Os indivíduos coletados foram sexados, mensurada a largura da carapaça, e liberados ainda em campo (exceto fêmeas ovígeras). Concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos não foram bons indicadores de eutrofização, ao passo que a razão proteínas/carboidratos mostrou resultados mais consistentes na avaliação do estado trófico das áreas estudadas. Em áreas eutrofizadas o tamanho de maturidade sexual das fêmeas foi maior em relação às áreas controle. A fecundidade também foi maior em áreas eutrofizadas, porém a fertilidade potencial não diferiu entre as áreas eutrofizadas e controle. Densidade e largura da carapaça mostrou boa relação com concentrações do microfitobentos, proteínas e carboidratos, independente do nível de eutrofização do estuário.

Palavras-chave: caranguejo chama-maré, espécie indicadora, estuários, eutrofização costeira, nordeste do Brasil.

Abstract

This study aims to evaluate the eutrophication level of six estuarine areas of Pernambuco, northeastern Brazil, based mainly on some biogeochemical parameters of the sediment, as well as to describe the response of the crab *Uca leptodactyla*, regarding reproductive and population parameters, to the different eutrophication levels of these estuaries. Samplings were carried out from August 2011 to July 2012 in the estuaries of Paripe, Timbó, Ipojuca-Merepe, Maracaípe and Mamucabas rivers and in the Pina Basin. In each area, sediment samples were collected to estimate concentrations of microphytobenthos, proteins, carbohydrates and total organic matter. Also, five samples were collected from the crab population, individuals were sexed, had the carapace width measured and were released on site (except for ovigerous females). Results indicate that concentrations of microphytobenthos pigments were not good indicators of eutrophication, while the protein/carbohydrate ratio showed more consistent results in the evaluation of the trophic status of the studied areas. In eutrophic areas the size of sexual maturity of females was higher compared to control areas. Fertility was also higher in eutrophic areas, but the potential fertility did not differ between control and eutrophic areas. Density and carapace width showed good relationship with concentrations of microphytobenthos, proteins and carbohydrates, regardless of the eutrophication level of the estuary.

Keywords: Fiddler-crab, indicator species, estuaries, coastal eutrophication, northeastern Brazil.

Lista de figuras

Capítulo 1:

- Figura 1.** Localização das áreas estudadas ao longo da costa do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 27
- Figura 2.** Precipitação mensal (mm) nas seis áreas estudadas. (*) os valores nessas áreas são os mesmos por estarem muito próximas uma da outra. 30
- Figura 3.** Variação temporal da salinidade e temperatura ao longo do período de estudo nas seis áreas coletadas. 31
- Figura 4.** Concentração média ($\pm$ desvio padrão) e razão de clorofila-*a* para feopigmentos nas estações chuvosa (a) e seca (b). Concentração média e razão ($\pm$ desvio padrão) de proteínas para carboidratos nas estações chuvosa (c) e seca (d). A linha tracejada representa o limiar de eutrofização. 34

Capítulo 2:

- Figura 1.** Localização das áreas estudadas ao longo da costa do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 56
- Figura 2.** Concentração média anual ($\pm$ desvio padrão) de clorofila-*a* e feopigmentos. 62
- Figura 3.** Concentração média anual de proteínas e carboidratos ($\pm$ intervalo de confiança) nas áreas de estudo. 62
- Figura 4.** Densidade média ($\pm$ desvio padrão) de *Uca leptodactyla* em cada área de estudo quando a Bacia do Pina não está inclusa (a) e está inclusa (b) na análise. 64
- Figura 5.** Média da largura de carapaça ($\pm$ erro padrão) de machos e fêmeas de *Uca leptodactyla* em cada área estudada. Valor de *p* representa significância da comparação da LC entre machos e fêmeas em cada estuário. 65
- Figura 6.** Índice pluviométrico e frequência mensal de fêmeas ovígeras de *Uca leptodactyla* ao longo do período de coleta em cada área estudada. 66
- Figura 7.** Fecundidade e fertilidade potencial ($\pm$ intervalo de confiança de 95%) de fêmeas de *Uca leptodactyla* em áreas eutrofizadas (Timbó e Bacia do Pina) e controle (Paripe, Ipojuca-Merepe, Maracaípe e Mamucabas). O valor de *p* indica significância estatística na fecundidade (Est I) e fertilidade potencial (Est III). 67
- Figura 8.** Tamanho de maturação (LC50%), calculado com base na função logística ajustada à proporção cumulativa de fêmeas ovígeras para cada área de estudo. 68
- Figura 9.** Regressões significativas entre as variáveis independentes indicadoras do *input* orgânico (clorofila-*a*, feopigmentos, proteínas e carboidratos) e as variáveis dependentes (LC de machos e fêmeas e densidade total de *Uca leptodactyla*). 69

Lista de tabelas

Capítulo 1:

Tabela 1. Área de estudo e principais fontes poluidoras (CPRH, 2006).	26
Tabela 2. Valores médios e variação mensal dos parâmetros medidos no sedimento em cada área de estudo. T = temperatura; Eh = potencial redox; Clor- <i>a</i> = Clorofila- <i>a</i> ; Feop = Feopigmentos; MOT = Matéria orgânica total; na = não disponível.	32
Tabela 3. Classificação das áreas estudadas quanto a qualidade ambiental segundo relatórios do CPRH (2006), dados do AMBI (Valença e Santos, 2012) e os resultados do limiar de eutrofização (razão prot/carb) aplicados no presente estudo.	38

Capítulo 2:

Tabela 1. Área de estudo e principais fontes poluidoras (CPRH, 2006).	55
Tabela 2. Métodos aplicados para mensuramento dos parâmetros ambientais.	58
Tabela 3. Valores médios e variação mensal dos parâmetros medidos no sedimento em cada área de estudo. T = temperatura; Eh = potencial redox; Clor- <i>a</i> = Clorofila- <i>a</i> ; Feop = Feopigmentos; MOT = Matéria orgânica total; na = não disponível.	61
Tabela 4. Número total, densidade média anual, proporção sexual e valor do <i>p</i> (Qui-quadrado para proporção sexual) de <i>Uca leptodactyla</i> em cada área de estudo.	64

Sumário

Agradecimentos	III
Resumo	IV
Abstract	V
Lista de figuras	VI
Lista de Tabelas	VII
Introdução geral	
1. Manguezais e habitat estuarino	10
2. Eutrofização costeira e indicadores de poluição	11
3. Caranguejos chama-maré (gênero <i>Uca</i>)	14
4. Objetivo e importância do estudo	16
5. Estrutura da dissertação	17
6. Referências	17
Capítulo 1: Composição bioquímica do sedimento como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental de sistemas estuarinos do nordeste do Brasil.	
1. Introdução	23
2. Material e métodos	26
2.1. Área de estudo e amostragem	26
2.2. Parâmetros sedimentares e métodos analíticos	28
2.3. Desenho experimental e análise estatística	29
3. Resultados	29
3.1. Variáveis abióticas	29
3.2. Composição da matéria orgânica do sedimento	31
4. Discussão	35
5. Conclusão	41
6. Referências	42

Capítulo 2: Efeito da eutrofização sobre populações do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Ocypodidae) do nordeste do Brasil.

1. Introdução	52
2. Material e métodos	55
2.1. Área de estudo e amostragem	55
2.2. Parâmetros reprodutivos	57
2.3. Parâmetros ambientais e métodos analíticos	58
2.4. Desenho experimental e análise estatística	59
3. Resultados	60
3.1. Parâmetros ambientais	60
3.2. Aspectos populacionais e reprodutivos	63
4. Discussão	70
5. Conclusão	75
6. Referências	75

INTRODUÇÃO GERAL

1. Manguezais e habitat estuarino

O manguezal é um ecossistema costeiro caracterizado por árvores e arbustos que crescem em solução salina (salobra), em habitat costeiros de regiões tropicais e subtropicais nos quais a temperatura da água não vai abaixo de 20°C. São caracterizados, geralmente, por sedimentos com altos teores de finos e de matéria orgânica, sofre grande influência de água doce e pouca ação das ondas (Hogarth, 2007). Mangues verdadeiros compreendem cerca de 55 espécies distribuídas em 20 gêneros, pertencentes a 16 famílias, embora Acanthaceae (antiga Avicenniaceae) e Rhizophoraceae compreendam a maioria das espécies (Hogarth, 2007; Ellison, 2008). Sua estrutura e alta produtividade são componentes cruciais de habitats estuarinos e suportam uma variedade de serviços sendo essenciais para reprodução de peixes, camarões e caranguejos (Sheridan e Hays, 2003). Manguezais apresentam uma forte variabilidade natural que, conseqüentemente, estabelece um nível elevado de estresse e uma teia alimentar muito complexa para a variedade de espécies que ocupam esse habitat (Turner et al., 1996; Spalding et al., 1997).

Os manguezais representam as áreas de maior produtividade natural do mundo, sendo um dos mais importantes ecossistemas litorâneos (Kristensen et al., 2008; Alongi, 2009; Giri et al., 2011). Sua função ecológica, dentre outras, está ligada principalmente à proteção da linha costeira e, em especial, os sedimentos são muito eficientes na adsorção de nutrientes (Glaser, 2003; Walters et al., 2008) protegendo as áreas costeiras adjacentes do *input* destes nutrientes que podem ter conseqüências danosas especialmente em áreas com presença de recifes de coral (Maida e Ferreira, 1997). Comunidades humanas que vivem perto de mangues também contam com o fornecimento de uma variedade de recursos:

alimento (camarões, caranguejos, peixes), madeira, produtos químicos e medicamentos derivados de florestas de mangue ou plantas associadas (Ewel et al., 1998;. Glaser, 2003).

Esse ecossistema é considerado no Brasil, de acordo com o novo código florestal (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), Área de Preservação Permanente. No estado de Pernambuco, a Lei estadual nº 14.258, de 23 de dezembro de 2010, institui a Política Estadual de Gerenciamento Costeiro que tem por objetivo geral disciplinar e orientar a utilização dos recursos naturais da Zona Costeira do Estado. Porém, tais leis não tem se mostrado eficientes em proteger esse ecossistema e essas áreas vêm sofrendo um processo contínuo de degradação, possivelmente devido à falta de estudos que permitam preencher algumas lacunas sobre o conhecimento dos impactos das atividades humanas sobre os manguezais.

No Brasil, calcula-se que a área de manguezal varie entre cerca de 10.000 km² a 13.800 km² distribuídos ao longo do litoral, desde o estado do Amapá até Santa Catarina (Hertz, 1991; Lacerda e Kjerfve, 1993; Spalding et al., 1997), embora estudos mais recentes utilizando imagens de satélite indiquem uma área muito menor, de aproximadamente 962,5 km² (Giri et al., 2011). O Estado de Pernambuco, apesar de apresentar um litoral de pequena extensão (com apenas 187 km), possui 13 áreas estuarinas protegidas por lei, que apresentam uma concentração de manguezais bastante significativa com cinco espécies de mangue verdadeiro (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana*, *Avicennia germinans* e *Conocarpus erectus* (CPRH, 2012) de sete espécies que existem ao longo da costa brasileira (Spalding et al., 1997).

2. Eutrofização costeira e indicadores de poluição

Mesmo tendo grande importância socio-econômica e ecológica, os manguezais estão sendo reduzidos em uma taxa alarmante nas últimas décadas. Segundo Duke et al. (2007), 1

a 2% das florestas de mangue são perdidas por ano, uma taxa maior ou igual à redução de áreas de recife de coral ou florestas tropicais. Adeel e Pomeroy (2002) estimam que esta taxa alcance 8% ao ano. As florestas de mangue estão desaparecendo como resultado da extração, derramamento de petróleo, aquicultura, efluentes industriais, domésticos e agrícolas, assim como outros impactos advindos do desenvolvimento costeiro (Adeel e Pomeroy, 2002; Duke et al., 2007; Diaz e Rosenberg, 2008; Kruitwagen et al., 2008; Lee et al., 2012), o que é ainda mais acentuado em países tropicais e em desenvolvimento (Penha-Lopes et al., 2011; Mohamed et al., 2008). Como áreas de mangue estão se tornando menores ou fragmentadas, a sua sobrevivência a longo prazo está em risco, e os serviços ecossistêmicos essenciais prestados por elas podem ser perdidos (Duke et al., 2007).

No estado de Pernambuco, costa nordeste do Brasil, os estuários são os ecossistemas costeiros mais afetados pela influência antrópica, sendo frequente a remoção de florestas nativas de mangue e dragagem de rios (como para construção do complexo portuário de Suape e plantações de cana-de-açúcar) o estabelecimento de diversas indústrias (têxtil, metalúrgica, alimentícia, de sabão, papel, etc.) próximas aos estuários e a drenagem de efluentes domésticos não tratados e defensivos agrícolas até a linha de costa (CPRH, 2006).

A busca de soluções para usos conflitantes desse ecossistema tão importante deve partir de uma sólida base científica, a fim de identificar as questões prioritárias para sua conservação e gerenciamento (Turner, 2000; de Groot, 2006). Todavia, avaliar a qualidade ambiental de um ambiente estuarino não é fácil e deve levar em conta sua variabilidade natural (Diaz et al., 2004; Borja et al., 2009). É necessário a aplicação de abordagens multiparamétricas (Bricker et al., 2003, Borja et al., 2008), e utilização de parâmetros o mais holísticos possível, principalmente por esses serem ambientes complexos, transição do ecossistema terrestre e marinho (Jørgensen, 1992). Descritores ambientais tanto físico-químicos como biológicos devem ser considerados (Chapman, 2007; Dell'Anno et al., 2002).

Dentre as várias consequências da pressão humana sobre os ambientes costeiros, a eutrofização é uma das mais preocupantes, resultado do aporte excessivo de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) podendo alterar o funcionamento de todo ecossistema (Nixon, 1995; Cloern, 2001). Nas últimas décadas, apesar de uma maior preocupação dos cientistas sobre essa perturbação humana (Cloern, 2001), aumentou a ocorrência e duração das florações do fitoplâncton marinho, principalmente de algas nocivas, que causam intoxicação e mortalidade de várias espécies, sugerindo que atividades humanas tem afetado a base, bem como o topo da cadeia alimentar (Vitousek et al., 1997). Os três elementos essenciais do processo de eutrofização são (1) o aumento dos níveis de nutrientes que conduzem à (2) produção de partículas e matéria orgânica dissolvida e (3) à degradação da matéria orgânica conduzindo a concentrações de oxigênio reduzidas devido a intensa atividade bacteriana decompondo a matéria orgânica lançada na água (Gray et al., 2002). Se o oxigênio não é fornecido por movimentos advectivos e pela mistura vertical da água, pode-se chegar a condições hipóxicas e, em casos extremos, a condições anóxicas. Gray (1992) sugere que respostas a baixa concentração de oxigênio incluem fuga de peixes demersais e organismos bentônicos, mortalidade e perda da biodiversidade. No Brasil, segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, valores de oxigênio dissolvido em águas salobras devem ser maiores que 5 mg.L⁻¹, para serem considerados de águas não poluídas.

Em sistemas eutrofizados, a entrada de nutrientes resulta em uma grande quantidade de proteína chegando aos sedimentos, refletindo a alteração das condições tróficas na coluna de água (Dell'Anno et al., 2002). Proteínas são rapidamente degradadas e representam a fonte de nitrogênio mais importante para os consumidores bentônicos, enquanto carboidratos são caracterizados por baixas taxas de degradação (Vezzulli e Fabiano, 2006). Dessa forma, sedimentos com altas concentrações de proteínas em relação a carboidratos indicam

condições eutróficas, enquanto baixo teor de proteínas e alta concentração de carboidratos sugerem ambientes oligotróficos (Dell’Anno et al., 2002; Vezzulli e Fabiano, 2006). Valores elevados de clorofila-*a* e feopigmentos são comuns em ambientes eutróficos sobre influência humana indicando altos níveis de produção primária e podendo ser utilizados como um indicador da fração do componente autotrófico metabolicamente ativo (Plante-Cuny e Bodoy, 1987).

3. Caranguejos chama-maré (gênero *Uca*)

Caranguejos do gênero *Uca* Leach, 1814, também chamados de caranguejos chama-maré ou violinistas, pertencem à família Ocypodidae e representam um dos mais característicos grupos de invertebrados associados a estuários tropicais e subtropicais, e são os representantes típicos da fauna de invertebrados dos manguezais ao longo da costa brasileira (Castiglioni e Negreiros-Fransozo, 2006). Esses animais comumente ocorrem em altas densidades (Coelho et al., 2004; Massunari, 2006), constituindo um componente significativo da biomassa macrofaunística da zona entremarés, além de serem uma importante fonte de alimento para vários animais como mamíferos, aves, peixes e caranguejos de grande porte (Crane, 1975).

Esses caranguejos destacam-se por contribuir grandemente na remineralização de nutrientes, oxigenação e aeração do substrato através da atividade de alimentação e escavação de tocas (Kristensen, 2008). O ato de escavar galerias promove a bioturbação, conduzindo matéria orgânica para a superfície terrestre e incrementando a atividade microbiana, as quais parecem estimular a produção de árvores dos manguezais (Colpo e Negreiros-Fransozo, 2004; Litulo, 2006). Podem ser consideradas espécies-chave para o ecossistema devido a sua grande importância ecológica (Cannici et al., 2009).

Atualmente, 97 espécies de *Uca* foram identificadas e descritas em regiões temperadas, tropicais e subtropicais do mundo, onde dez espécies podem ser encontradas ao longo da costa brasileira, e nove espécies no nordeste do Brasil: *Uca burgersi* Holthuis, 1967; *Uca cumulanta* Crane, 1943; *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898; *Uca maracoani* (Latreille, 1802–1803); *Uca mordax* (Smith, 1870); *Uca rapax* (Smith, 1870); *Uca thayeri* Rathbun, 1900; *Uca vocator* (Herbst, 1804) e *Uca victoriana* von Hagen, 1987 (Melo, 1996; Castiglioni et al., 2010).

Uca leptodactyla é considerada por Rosenberg (2001) e Beinlich e von Hagen (2006) uma espécie de “frente larga” e do subgênero *Leptuca*, sendo registrada na Flórida, Golfo do México, Venezuela e no Brasil, desde o litoral do Pará até Santa Catarina (Melo, 1996). Esta espécie é comumente encontrada em áreas ensolaradas de águas salinas e sedimentos arenosos, mais secos e menos lodosos que os ocupados por outras espécies de *Uca*. Geralmente, são áreas inundadas pela maré alta às margens dos manguezais ou de ilhas em mar aberto (Matthews, 1930; Coelho, 1965). *Uca leptodactyla* é a menor espécie de chama-maré do Atlântico (Cardoso e Negreiros-Fransozo, 2004) e suas tocas atingem, aproximadamente, 20 centímetros de profundidade (Christy, 1988).

Caranguejos chama-marés já são amplamente estudados no que diz respeito à reprodução (Christy e Salmon, 1984; Castiglioni e Negreiros-Fransozo, 2006; Litulo, 2006; Bezerra e Mattheus-Cascon, 2007; Figueiredo et al., 2008; Torres et al., 2009) comportamento (Crane, 1975; Hyatt, 1977; Robertson et al., 1980; Salmon, 1987), distribuição e abundância (Crane, 1975; Jordão e Oliveira, 2003; Bezerra et al., 2006; Bezerra e Matthews-Cascon, 2006; Bezerra, 2009), e sobre seu papel como engenheiro de ecossistemas (Kristensen, 2008; Penha-Lopes et al., 2009a; Bartolini et al., 2011), porém apenas recentemente espécies desse gênero têm sido usadas como indicadoras de poluição

orgânica (Bartolini et al., 2009; Cannicci et al., 2009; Penha-Lopes et al., 2009b; Bartolini et al., 2011).

4. Objetivo e importância do estudo

A rápida deterioração dos ecossistemas costeiros está colocando em risco a saúde de populações de invertebrados bentônicos, comprometendo a estabilidade e o funcionamento desses ecossistemas (Costanza et al., 1997; Walther et al., 2002; Hogarth, 2007). Na verdade, não existe uma clara compreensão da resposta de espécies chave no manguezal à contaminação de resíduos antropogênicos, principalmente porque efluentes do esgoto geralmente são uma mistura de diferentes tipos de contaminantes com variações espaciais e temporais (Penha-Lopes et al., 2011).

Se por um lado a poluição dos manguezais compromete a saúde do ecossistema, por outro, alguns trabalhos demonstram que o esgoto não tem efeito nocivo sobre a maioria das comunidades vegetais e não detectaram efeitos que comprometessem significativamente a estrutura de comunidades bentônicas (Wong et al., 1997; Yu et al., 1997). Portanto, é urgente desenvolver ferramentas eficientes para monitorar e gerenciar ambientes costeiros, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil, onde a necessidade de conservação, proteção e recuperação da linha de costa e implementação de programas sustentáveis de gestão dos recursos desses ecossistemas é evidente.

Com base nesse contexto, este estudo tem como objetivo geral usar parâmetros ambientais como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental de estuários em áreas tropicais, focando principalmente na biogeoquímica dos sedimentos, bem como compreender a resposta das populações do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* à poluição antropogênica e avaliar seu potencial como um bioindicador da saúde do ecossistema.

5. Estrutura da dissertação

Essa dissertação foi dividida em dois capítulos: no primeiro capítulo, parâmetros biogeoquímicos (concentração total de proteínas, carboidratos, clorofila-*a*, feopigmentos e matéria orgânica total) são utilizados numa tentativa de classificar os estuários em diferentes níveis de eutrofização. O segundo capítulo busca comparar populações do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* quanto aos parâmetros populacionais (densidade, tamanhos máximos e proporção sexual) e reprodutivos (fecundidade, fertilidade potencial, perda de embrião, tamanho de maturação sexual das fêmeas, estação reprodutiva e frequência de fêmeas ovígeras) em estuários com diferentes níveis de eutrofização (classificados no primeiro capítulo), com o fim de avaliar seu potencial como um bioindicador da saúde do ecossistema. No segundo capítulo, as eventuais referências ao capítulo 1 serão realizadas como Brainer (2013).

6. Referências

- Adeel, Z., Pomeroy, R., 2002. Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries. *Trees* 16, 235-238.
- Alongi, D.M., 2009. The Energetics of Mangrove Forests. Australian Institute of Marine Science, Queensland, Australia, pp. 216.
- Bartolini, F., Cimo F., Fusi M., Dahdouh-Guebas, F., Penha-Lopes, G., Cannicci, S., 2011. The effect of sewage discharge on the ecosystem engineering activities of two East African fiddler crab species: Consequences for mangrove ecosystem functioning. *Marine Environmental Research* 71, 53-61.
- Bartolini, F., Penha-Lopes, G., Limbu, S., Paula, J., Cannicci, S., 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (*Uca annulipes* and *U. inversa*) to urban sewage loadings: results of a mesocosm approach. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1860-1867.
- Beinlich, B., von Hagen, H.O., 2006. Materials for a more stable subdivision of the genus *Uca* Leach. *Zoologische Mededelingen* 80, 9-32.
- Bezerra, L.E.A., 2009. Taxonomia, filogenia e biogeografia das espécies de caranguejos do gênero *Uca* Leach, 1814 (Decapoda: Ocypodidae) no Oceano Atlântico e Pacífico Oriental. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, pp. 361.
- Bezerra, L.E.A., Dias, C.B., Santana, G.X., Matthews-Cascon, H., 2006. Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil. *Scientia Marina* 70, 759-766.

- Bezerra, L.E.A., Matthews-Cascon, H., 2006. Population structure of the fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical mangrove of northeast Brazil. *Thalassas*, 22, 65-74.
- Bezerra, L.E.A., Matthews-Cascon, H., 2007. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Crustacea: Ocypodidae) in a tropical mangrove from Northeast Brazil. *Acta oecologica* 31, 251-258.
- Borja, A., Bald, J., Franco, J., Larreta, J., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., 2009. Using multiple ecosystem components, in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 59, 54-64.
- Borja, A., Dauer, D.M., Díaz, R.J., Llansó, R.J., Muxika, I., Rodríguez, J.G., Schaffner, L.C., 2008. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: a comparison of three indices. *Ecological Indicators* 8, 395-403.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39-60.
- Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia Jr., A., Mrabu, E., Penha-Lopes, G., Paula, J., 2009. Effects of urban wastewater impact on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84, 305-317.
- Cardoso, R.C.F., Negreiros-Franzoso, M.L., 2004. A comparison of the allometric growth in *Uca leptodactyla* (Crustacea: Brachyura: Ocypodidae) from two subtropical estuaries. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom* 84, 733-735.
- Castiglioni, D.S., Almeida, A.O., Bezerra, L.E.A., 2010. More common than reported: range extension, size-frequency and sex-ratio of *Uca* (Minuca) *victoriana* (Crustacea: Ocypodidae) in tropical mangroves, Brazil. *Marine Biodiversity Records* 3, 1-8.
- Castiglioni, D.S., Negreiros-Franzoso, M.L., 2006. Ciclo reprodutivo do caranguejo violinista *Uca Rapax* (Smith) (Crustácea, Brachyura, Ocypodidae) habitante de um estuário degradado em Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 331-339.
- Chapman, P.M., 2007. Determining when contamination is pollution and weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International* 33, 492-501.
- Christy, J.H., 1988. Pillar function in the fiddler crab *Uca bebeeii* (II): Competitive courtship signaling. *Ethology*, 78, 113-128.
- Christy, J.H., Salmon, M., 1984. Ecology and evolution of mating systems of fiddler crabs (Genus *Uca*). *Biological Review* 59, 483-509.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223-253.
- Coelho, P.A., 1965. Os crustáceos decápodos de alguns manguezais pernambucanos. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico. Universidade Federal de Pernambuco, Recife*, 7, 71-90.
- Coelho, P.A., Batista-Leite, L.M.A., Santos, M.A.C., Torres, M.F.A., 2004. O Manguezal. In: *Oceanografia, um cenário tropical. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil*, pp. 641-688.

- Colpo, K.D., Negreiros-Fransozo, M.L., 2004. Comparison of the population structure of the fiddler crab *Uca vocator* (Herbst, 1804) from three subtropical mangrove forest. *Scientia Marina* 68, 139-146.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- CPRH, 2006. Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2005. Recife, pp. 90.
- CPRH, 2012. Perfis ambientais - Áreas estuarinas. Disponível em <http://www.cprh.pe.gov.br/perfis_ambientais/areas_estuarinas/39751%3B33012%3B1802%3B0%3B0.asp> Último acesso em Novembro 2012.
- Crane, J., 1975. Fiddler crabs of the world: Ocypodidae: genus *Uca*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, pp. 400.
- de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflict in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, 175-186.
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321, 926-928.
- Diaz, R.J., Solan, M., Valente, R.M., 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165-181.
- Duke, N.C., Meynecke, J.O., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I., Dahdouh-Guebas, F., 2007. A world without mangroves? *Science* 317, 41-42.
- Ellison, A.M., 2008. Mangrove ecology – applications in forestry and coastal zone management. *Aquatic Botany* 89, pp. 77.
- Ewel, K.C., Twilley, R.R., Ong, J.E., 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7, 83-94.
- Figueiredo, J., Penha-Lopes, G., Anto, J., Narciso, L., Lin, J.D., 2008. Fecundity, brood loss and egg development through embryogenesis of *Armases cinereum* (Decapoda: Grapsidae). *Marine Biology* 154, 287-294.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20, 154-159.
- Glaser, M., 2003. Interrelations between mangrove ecosystems, local economy and social sustainability in Caeté Estuary, north Brazil. *Wetlands, Ecology and Management* 11, 265-272.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S., Ying, Y.O., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

- Gray, J.S., 1992. Eutrophication in the sea. In: Columbo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U., Rossi, R. (eds) Marine eutrophication and population dynamics. Olsen & Olsen, Fredensborg pp. 3-15.
- Hogarth, P.J., 2007. The Biology of Mangroves and Seagrasses. Oxford University Press, New York. pp. 228.
- Herz, R. 1991. Manguezais do Brasil. Instituto Ocenográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil pp. 54.
- Hyatt, G.W., 1977. Field studies of size-dependent changes in waving display and other behaviour in the fiddler crab, *Uca pugilator* (Brachyura, Ocypodidae). Marine Behavior and Physiology 4, 283-292.
- Jordão, J.M., Oliveira, R.F., 2003. Comparison of non-invasive methods for quantifying population density of the fiddler crab *Uca tangeri*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 83, 981-982.
- Jørgensen, S.E., 1992. Development of models able to account for changes in species composition. Ecological Modeling 62, 195-208.
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. Journal of Sea Research 59, 30-43.
- Kruitwagen, G., Pratap, H.B., Covaci, A., Wendelaar Bonga, S.E., 2008. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. Marine Pollution Bulletin 56, 1022-1031.
- Lacerda, L. D., Kjerfve, B., 1993. Mangroves of Brazil. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. Mangrove Ecosystems Technical Reports 1, 1-42.
- Lee, K.M., Lee, S.Y., Connolly, R.M., 2012. Combining process indices from network analysis with structural population measures to indicate response of estuarine trophodynamics to pulse organic enrichment. Ecological Indicators 18, 652-658.
- Litulo, C., 2006. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca chlorophthalmus* (Brachyura: Ocypodidae) from Inhaca Island, southern Mozambique. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86, 737-742.
- Maida, M., Ferreira, B.P., 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. In: H.A. Lessios and I.G. Macintyre (eds.), Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium. Smithsonian Tropical Research. Institute Panama, pp. 263-274.
- Masunari, S., 2006. Distribuição e abundância dos caranguejos *Uca* Leach (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 23, 901-914.
- Matthews, L.H., 1930. Notes on the fiddler crab, *Uca leptodactyla*, Rathbun. Annals and Magazine of Natural History 10, 659-663.
- Melo, G.A.S., 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Plêiade/FAPESP, São Paulo, pp. 604.

- Mohamed, M.O.S., Neukermans, G., Kairo, J.G., Dahdouh-Guebas, F., Koedam, N., 2008. Mangrove forests in a peri-urban setting: the case of Mombasa (Kenya). *Wetlands Ecology and Management* 17, 243-255.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199-219.
- Penha-Lopes, G., Bartolini, F., Limbu, S., Cannicci, C., Kristensen, E., Paula, J., 2009a. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? *Marine Pollution Bulletin* 58, 1694-1703.
- Penha-Lopes, G., Torres, P., Narciso, L., Cannicci, S., Paula, J., 2009b. Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 58, 1694-1703.
- Penha-Lopes, G., Torres, P., Cannicci, S., Narciso, L., Paula, J., 2011. Monitoring anthropogenic sewage pollution on mangrove creeks in southern Mozambique: A test of *Palaemon concinnus* Dana, 1852 (Palaemonidae) as a biological indicator. *Environmental Pollution* 159, 636-645.
- Plante-Cuny, M.R., Bodoy, A., 1987. Biomasse et production primaire du phytoplancton et du microphytobenthos de deux biotopes sableux (Golfe de Fos, France). *Oceanologica Acta* 10, 223-237.
- Robertson, J.R., Bancroft, D., Vermeer, G., Plaisier, K., 1980. Experimental studies on the foraging behavior of the sand fiddler crab *Uca pugilator* (Bose, 1802). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 44, 67-83.
- Rosenberg, M.S., 2001. The systematics and taxonomy of fiddler crabs: a phylogeny of the genus *Uca*. *Journal of Crustacean Biology* 21, 839-869.
- Salmon, M., 1987. On the reproductive behavior of the fiddler crab *Uca thayeri*, with comparisons to *U. pugilator* and *U. vocans*: evidence for behavioral convergence. *Journal of Crustacean Biology* 7, 25-44.
- Sheridan, P., Hays, C., 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands Ecology and Management* 23, 449-458.
- Spalding, M., Blasco, F., Field, C., 1997. World mangrove atlas. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 178.
- Torres, P., Penha-Lopes, G., Narciso, L., Paula, J., 2009. Fecundity and brood loss in four species of fiddler crabs, genus *Uca* (Brachyura: Ocypodidae), in the mangroves of Inhaca Island, Mozambique. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 371-378.
- Turner, K.R., 2000. Integrating natural and socio-economic science in coastal management. *Journal of Marine Systems* 25, 447-460.
- Turner, R.K., Subak, S., Adger, N., 1996. Pressures, trends and impacts in coastal zones: interactions between socio-economic and natural systems. *Environmental Management* 20, 159-173.
- Vezzulli, L., Fabiano, M., 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 27-37.

- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- Walters, B.B., Rönnbäck, P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., Primavera, J.H., Barbier, E., Dahdouh-Guebas, F., 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89, 220-236.
- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., Lan, C.Y., 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. *Hydrobiologia* 352, 49-59.
- Yu, R.Q., Chen, G.Z., Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., Lan, C.Y., 1997. Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. *Hydrobiologia* 347, 127-137.

CAPÍTULO 1:

Composição bioquímica do sedimento como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental de sistemas estuarinos no nordeste do Brasil.

1. Introdução

Os manguezais estão entre os ambientes mais produtivos do mundo tendo grande importância econômica e ecológica (Kristensen et al., 2008; Alongi, 2009; Giri et al., 2011), porém este ecossistema está sendo globalmente comprometido devido à ação antrópica. Segundo Duke et al. (2007), 1 a 2% das florestas de mangue são perdidas por ano, um taxa maior ou igual a redução de áreas de recife de coral e florestas tropicais. Adeel e Pomeroy (2002) estimam que esta taxa ainda alcance 8% ao ano. As florestas de mangue estão desaparecendo como resultado da extração de madeira, derramamento de petróleo, aquicultura, efluentes industriais, domésticos e agrícolas, assim como outros impactos advindos do desenvolvimento costeiro (Adeel e Pomeroy, 2002; Duke et al., 2007; Diaz e Rosenberg, 2008; Kruitwagen et al., 2008; Lee et al., 2012).

A eutrofização costeira é um dos mais preocupantes fenômenos que ameaçam os ambientes estuarinos, resultado do aporte excessivo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Nixon, 1995; Cloern, 2001). O aumento dos níveis de nutrientes estimula a produção de matéria orgânica dissolvida e particulada, e a degradação desta conduz a concentrações de oxigênio reduzidas devido à intensa atividade bacteriana decompondo a matéria orgânica na água (Gray et al., 2002). As respostas à baixa concentração de oxigênio incluem, entre outras, fuga de peixes demersais e organismos bentônicos, mortalidade e perda da biodiversidade (Gray, 1992; Cloern, 2001).

Compostos orgânicos presentes no sedimento representam a principal fonte de energia para os organismos bentônicos que são transmitidos para níveis mais elevados da

cadeia trófica, os quais também influenciam os ciclos biogeoquímicos através de bioturbação (Danovaro et al., 1999; Pearson, 2001). Concentrações de fitopigmentos no sedimento indicam a quantidade de matéria orgânica produzida pela fotossíntese, de modo que o conteúdo de clorofila-*a* pode ser utilizado como um descritor do estado trófico e produtividade de sistemas estuarinos (Cahoon e Cooke, 1992; de Jong e de Jonge, 1995; Lucas et al., 2000; Manini et al., 2001) podendo ser utilizados como um indicador da fração do componente autotrófico metabolicamente ativo (Plante-Cuny e Bodoy, 1987). Valores elevados de clorofila-*a* e feopigmentos são comuns em ambientes eutrofizados, indicando altos níveis de produção primária devido à entrada excessiva de nutrientes (Dell’Anno et al., 2002), podendo comprometer a integridade das espécies bentônicas e alterar o funcionamento de todo o ecossistema (Veríssimo et al., 2011).

O estado trófico de ecossistemas marinhos é geralmente avaliado através de parâmetros químicos (por exemplo, nitrogênio e fósforo) e medidas de biomassa algal na coluna d’água (Stafanou et al., 2000). Esses indicadores, no entanto, podem falhar em detectar as consequências do aumento de nutrientes em sistemas bentônicos (Dell’Anno et al., 2002) desde que eles fornecem informações meramente preditivas sobre o *input* de matéria orgânica no bentos (Jørgensen e Richardson, 1996; Nixon, 1995). Recentemente, tem sido mostrado que o estado trófico dos sedimentos em sistemas marinhos é função não somente da quantidade de carbono orgânico, mas também determinado por sua composição bioquímica e biodisponibilidade (Pusceddu et al., 2009). Na verdade, devido à natureza conservativa do carbono orgânico sedimentar, alterações no estado trófico dos sedimentos podem ser mais evidentes em termos de composição bioquímica da matéria orgânica (por exemplo, relação de proteínas/carboidratos) do que em termos de concentração total da matéria orgânica (Fabiano et al., 1995; Danovaro et al., 1999).

Em sistemas eutrofizados, a entrada de nutrientes resulta em uma grande quantidade de matéria orgânica rica em proteínas chegando aos sedimentos, refletindo a alteração das condições tróficas na coluna de água (Dell'Anno et al., 2002). As proteínas representam a fonte de nitrogênio mais importante para os consumidores bentônicos e são rapidamente degradadas, enquanto carboidratos são caracterizados por baixas taxas de degradação (Vezzulli e Fabiano, 2006). Dessa forma, sedimentos com altas concentrações de proteínas em relação a carboidratos indicam condições eutróficas, enquanto baixo teor de proteínas e alta concentração de carboidratos sugerem ambientes oligotróficos (Dell'Anno et al., 2002; Vezzulli e Fabiano, 2006). Essa razão já vem sendo amplamente utilizada na literatura como ferramenta para avaliação da qualidade ambiental de estuários subtropicais e temperados, onde valores maiores que 1 são comuns em áreas eutrofizadas e valores menores que 1 são típicos de áreas meso-oligotróficas (Dell'Anno et al., 2002; Pusceddu et al., 2003; Vezzulli e Fabiano, 2006; Signorini et al., 2008; Garcia-Rodriguez et al., 2011; Muniz et al., 2011; Pusceddu et al., 2011; Venturini et al., 2011). Todavia, ainda não existem trabalhos que use as concentrações de proteínas e carboidratos para avaliar a qualidade ambiental de áreas estuarinas tropicais.

No estado de Pernambuco, costa nordeste do Brasil, apesar de serem áreas protegidas por lei, os estuários são os ambientes costeiros mais afetados pela influência antropogênica, onde é comum a remoção de florestas nativas de mangue e dragagem de rios (como para construção do complexo portuário de Suape e plantações de cana-de-açúcar) o estabelecimento de diversas indústrias (têxtil, metalúrgica, alimentícia, de sabão, papel, etc.) próximas aos estuários e a drenagem de defensivos agrícolas e efluentes domésticos não tratados até a linha de costa (CPRH, 2006).

A necessidade de estudos em áreas tropicais, principalmente nos países em desenvolvimento, é evidente já que são poucos os estudos que avaliam a qualidade

ambiental dessas áreas e os gestores precisam de informações a partir de metodologias simples e práticas, mas cientificamente embasadas, que ajude na tomada de decisão e proposição de estratégias de gestão e conservação. Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo avaliar o estado de eutrofização de seis estuários no nordeste do Brasil, utilizando como principal ferramenta na avaliação a quantidade e composição bioquímica da matéria orgânica do sedimento pela primeira vez em áreas tropicais.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo e amostragem

As coletas foram realizadas mensalmente de Agosto de 2011 a Julho de 2012, no médiolitoral durante as marés baixas de sizígia, em seis áreas estuarinas ao longo da costa do estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (Fig. 1). As áreas escolhidas estão sujeitas a diferentes fontes de poluição (tabela 1) como demonstrado no Relatório de Monitoramento das Bacias Hidrográficas do estado de Pernambuco (CPRH, 2006).

Tabela 1. Área de estudo e principais fontes poluidoras (CPRH, 2006).

Área de estudo (coordenadas)	Interferência antrópica
Paripe (07°48'38.76"S/34°51'23.28"W)	Pescaria de subsistência, a ação antrópica é mínima.
Timbó (07°51'18.72"S/34°50'33.96"W)	Recepção de efluentes domésticos e industriais, ocupação urbana, pescaria.
Bacia do Pina (08°5'27.0"S/34°53'11.64"W)	Ocupação urbana, recepção de efluentes domésticos e industriais.
Ipojuca-Merepe (08°24'39.66"S/34°58'28.62"W)	Monocultura de cana-de-açúcar, complexo portuário de Suape, ocupação urbana.
Maracaípe (08°32'21.42"S/35°00'21.72"W)	Turismo.
Mamucabas (08°46'41.81"S/35°06'27.46"W)	Atividades agrícolas.

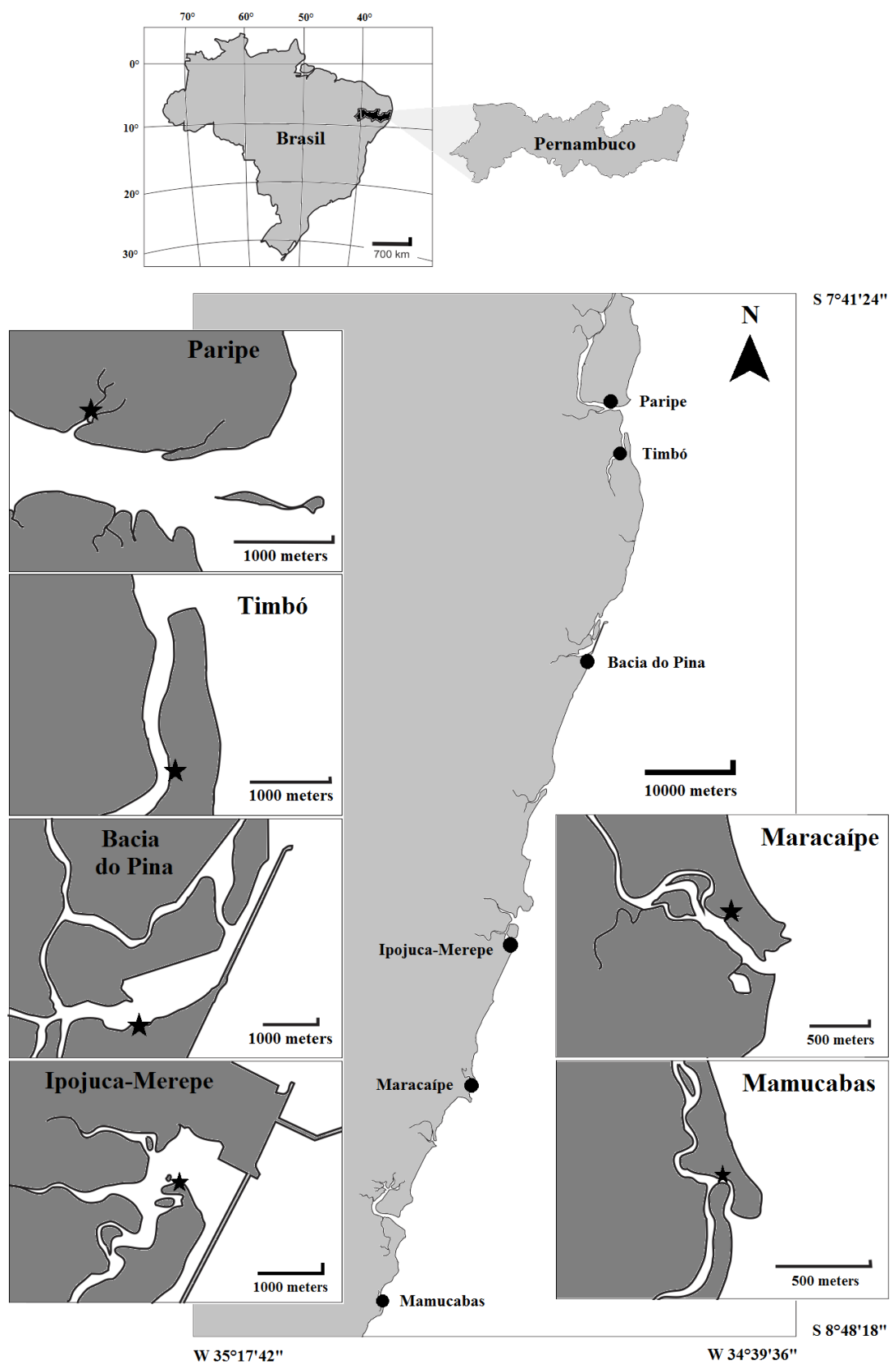


Fig. 1. Localização das áreas estudadas ao longo da costa do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

2.2. Parâmetros sedimentares e métodos analíticos

Matéria orgânica total (MOT) foi determinada pela diferença entre o peso seco (60°C, 24h) e o peso do sedimento após combustão (495°C, 5h) segundo Wetzel e Likens (1990). Pigmentos do microfitobentos (clorofila-*a* e feopigmentos) foram analisados de acordo com metodologia de Lorenzen (1967) modificada por Colijn e Dijkema (1981). Pigmentos foram extraídos com acetona 100% (permanecendo 24 h no escuro a uma temperatura de aproximadamente 4°C). O sobrenadante foi utilizado para determinar clorofila-*a* e, logo após, acidificado com HCl 0,1 N para estimar os feopigmentos.

Proteínas do sedimento foram solubilizadas utilizando homogeneizador ultrassônico e centrifugadas (4000 rpm por 30 min). A análise de proteína seguiu o método BCA (Smith et al., 1985) modificado do método Lowry, e suas concentrações foram expressas em equivalentes de albumina. Carboidratos foram analisados de acordo com Gerchakov e Hatcher (1972), e expressos em equivalentes de glicose. O método é baseado no mesmo princípio do, largamente utilizado, método de Dubois et al. (1956), mas é especificamente adaptado para determinação de carboidratos em sedimentos.

As amostras para análise de proteínas e Carboidratos foram coletados em três réplicas da superfície (2 cm) do sedimento com corer cilíndrico e analisados duas vezes durante o período de estudo (estação seca e chuvosa). Matéria orgânica total e pigmentos do microfitobentos também foram coletados em três réplicas da superfície (2 cm) do sedimento, porém foram analisados mensalmente ao longo do período de estudo.

Potencial redox (Eh) foi mensurado a 2 e a 10 cm no sedimento, com eletrodo de platina no qual as leituras finais foram corrigidas pela adição do potencial +244 mV. Oxigênio dissolvido (mensurado com oxímetro portátil), salinidade intersticial (mensurado com refratômetro) e temperatura foram mensurados “*in situ*”. Composição granulométrica

(silte e argila) foi determinada de acordo com Suguio (1973) e índices de precipitação foram obtidos do Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (ITEP-LAMEPE).

2.3. Desenho experimental e análise estatística

A determinação da qualidade da matéria orgânica nas áreas amostradas foi baseada, principalmente, nas concentrações de proteínas e carboidratos: áreas eutrofizadas foram consideradas aquelas cuja razão proteína/carboidratos foi >1 , e áreas meso-oligotróficas foram aquelas cuja razão proteína/carboidratos foi <1 . Concentrações do microfitobentos e dados pertinentes da literatura sobre as áreas também foram utilizados como auxiliares na avaliação do estado trófico das áreas estudadas.

O teste de Friedman, equivalente à ANOVA não-paramétrica com dois fatores, foi usado (uma vez que as variâncias foram heterocedásticas mesmo após transformação) para testar diferenças nas concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos entre as 6 áreas ao longo dos 12 meses de coleta. O teste-t pareado foi usado para comparar as concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos entre as estações seca e chuvosa, pareando-se as áreas.

Para melhor compreensão dos resultados, os dados de clorofila-*a*, feopigmentos, proteínas e carboidratos foram apresentados em dois momentos durante o período de estudo: na estação seca e na chuvosa, classificadas de acordo com os índices de pluviosidade das áreas.

3. Resultados

3.1. Variáveis abióticas

Os menores índices pluviométricos (estação seca) compreenderam os meses de setembro de 2011 a fevereiro de 2012. Os demais meses (agosto de 2011 e março a julho de

2012) foram incluídos na estação chuvosa por apresentarem menores índices pluviométricos (Fig. 2).

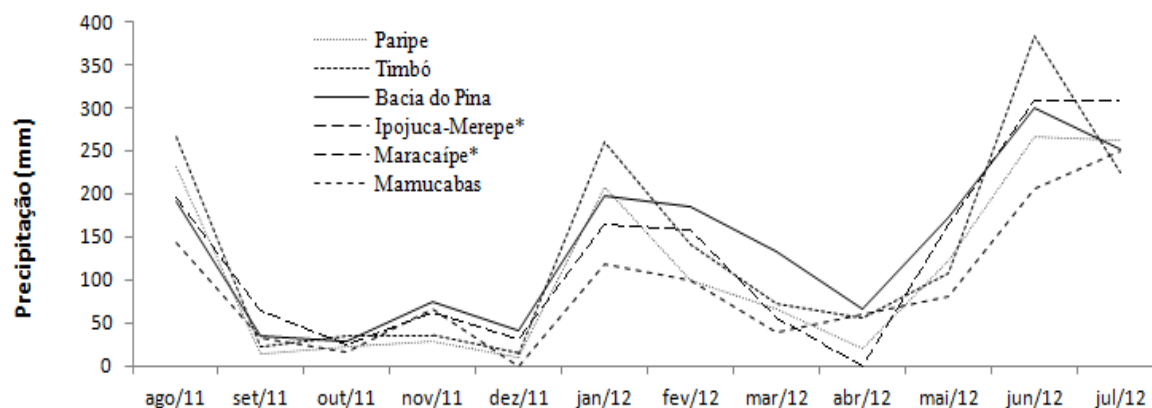


Fig. 2. Precipitação mensal (mm) nas seis áreas estudadas. (*) os valores nessas áreas são os mesmos por estarem muito próximas uma da outra.

Temperatura e salinidade intersticial variaram muito pouco ao longo do período de coleta (Fig. 3, tabela 2). Valores médios anuais de potencial redox variaram entre 225 mV no Maracaípe e 391 mV no Timbó a 2 cm de profundidade, e entre 55 mV no Paripe e 402 mV no Ipojuca-Merepe (tabela 2). Oxigênio dissolvido foi muito baixo na Bacia do Pina ($2,83 \pm 2,39 \text{ mg.L}^{-1}$), porém foi maior do que 5 mg.L^{-1} nas demais áreas: $5,13 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$ no Timbó, $5,2 \pm 0,72 \text{ mg.L}^{-1}$ no Ipojuca-Merepe, $6,6 \pm 1,45 \text{ mg.L}^{-1}$ no Mamucabas, $6,7 \pm 1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ no Maracaípe e $7,03 \pm 2,17 \text{ mg.L}^{-1}$ no rio Paripe (valores representam a média $\pm$ desvio padrão dos meses de Maio, Junho e Julho de 2012).

No geral, silte e argila foram encontrados em proporções muito baixas (1,5% no Ipojuca-Merepe, 2,1% no Timbó, 3,1% na Bacia do Pina, 3,2% no Mamucabas e 4,8% no Paripe), com exceção do rio Maracaípe que alcançou 15,5% de silte e argila.

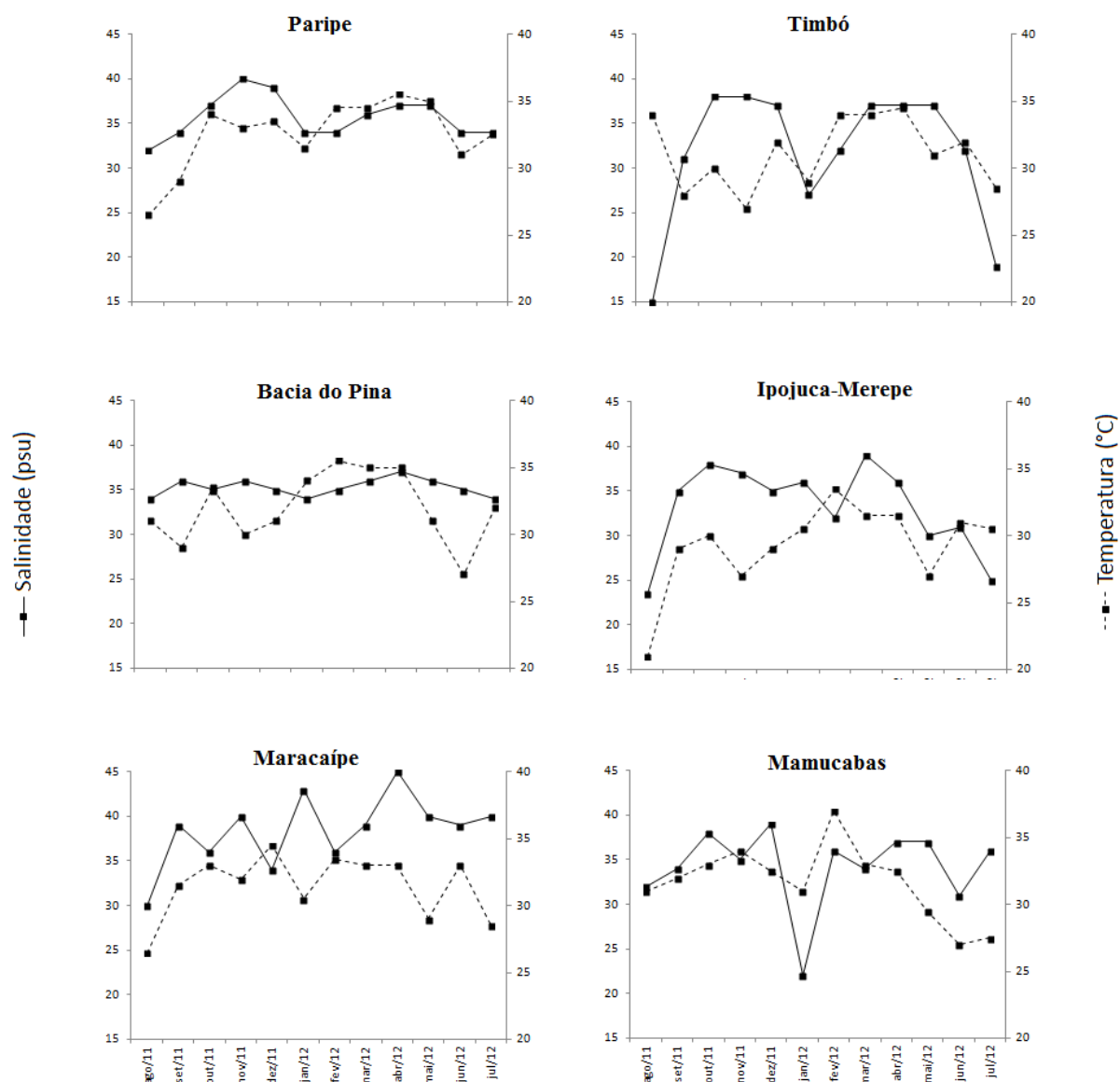


Fig. 3. Variação temporal da salinidade e temperatura ao longo do período de estudo nas seis áreas coletadas.

3.2. Composição da matéria orgânica do sedimento

Comparativamente, a concentração média anual de matéria orgânica (MOT) foi caracterizada por altos valores no rio Maracaípe ($2,74 \pm 0,62\%$), seguido pelos rios Paripe ($1,17 \pm 0,43\%$), Mamucabas ($0,89 \pm 0,23\%$), Timbó ($0,50 \pm 0,25\%$), Ipojuca-Merepe ($0,44 \pm 0,14\%$) e por último a Bacia do Pina com $0,42 \pm 0,13\%$ (tabela 2).

Tabela 2. Valores médios e variação mensal dos parâmetros medidos no sedimento em cada área de estudo. T = temperatura; Eh = potencial redox; Clor-*a* = Clorofila-*a*; Feop = Feopigmentos; MOT = Matéria orgânica total; na = não disponível.

Mês	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)
<i>Paripe</i>								<i>Timbó</i>								<i>Bacia do Pina</i>					
Ago	26,5	32	263	21	6,83	20,31	0,84	34	15	359	404	1,75	11,88	0,29	31	34	387	437	6,49	13,74	0,27
Set	29	34	38	3	2,99	26,60	0,56	28	31	231	97	5,69	9,20	0,33	29	36	357	415	2,23	17,08	0,36
Out	34	37	306	243	1,23	17,99	1,11	30	38	409	332	0,81	8,29	0,64	33,5	35	407	467	2,04	5,39	0,43
Nov	33	40	206	-75	2,42	22,53	1,10	27	38	323	425	3,06	6,50	0,36	30	36	389	369	1,92	6,19	0,35
Dez	33,5	39	375	-72	16,21	15,08	1,28	32	37	442	474	6,54	3,88	0,69	31	35	413	464	2,32	6,04	0,30
Jan	31,5	34	157	-15	8,18	20,04	1,05	29	27	406	407	2,13	13,59	1,18	34	34	354	368	1,99	2,32	0,37
Fev	34,5	34	246	209	2,65	28,10	1,10	34	32	428	284	2,23	11,04	0,36	35,5	35	391	405	2,23	13,37	0,35
Mar	34,5	36	34	-61	0,90	7,79	2,01	34	37	397	320	1,66	5,71	0,61	35	36	57	60	4,03	6,79	0,42
Abr	35,5	37	431	88	2,65	14,50	0,96	34,5	37	443	320	2,70	3,07	0,34	35	37	416	429	2,46	13,96	0,45
Mai	35	37	406	304	2,51	17,03	0,73	31	37	382	340	2,89	2,48	0,25	31	36	393	404	9,57	9,83	0,34
Jun	31	34	363	-39	7,11	29,35	1,67	32	32	487	506	4,93	8,08	0,35	27	35	462	481	4,17	8,87	0,76
Jul	32,5	34	na	Na	3,32	15,39	1,77	28,5	19	na	na	2,70	12,36	0,49	32	34	na	na	3,22	16,55	0,60
<i>Média</i>	32,5	35,7	256,8	55,09	4,75	19,56	1,18	31,2	32	391,5	355,36	3,09	8,01	0,49	32	35,3	366	390,82	3,56	10,01	0,42
<i>Ipojuca-Merepe</i>								<i>Maracaípe</i>								<i>Mamucabas</i>					
Ago	21	23,5	360	296	1,04	5,32	0,19	26,5	30	26	-86	3,41	5,98	2,19	31	32	381	396	1,66	0,86	0,49
Set	29	35	403	381	1,52	4,70	0,25	31,5	39	363	333	1,75	11,45	1,94	32	34	385	394	0,62	3,27	0,40
Out	30	38	337	381	0,85	4,39	0,36	33	36	278	14	0,81	11,53	2,95	33	38	398	364	1,33	4,81	0,87
Nov	27	37	385	415	1,75	3,12	0,32	32	40	300	95	0,28	9,62	2,14	34	35	400	445	1,33	7,83	0,98
Dez	29	35	369	406	3,32	3,15	0,52	34,5	34	297	68	4,60	7,21	2,95	32,5	39	209	-145	3,18	2,65	1,02
Jan	30,5	36	364	383	1,56	1,39	0,59	30,5	43	268	-24	2,46	8,38	2,76	31	22	236	285	1,47	3,34	0,94
Fev	33,5	32	na	Na	0,28	4,03	0,32	33,5	36	na	na	1,23	8,85	2,14	37	36	411	436	0,81	11,32	0,98
Mar	31,5	39	377	400	1,23	1,27	0,68	33	39	-42	-53	0,95	5,89	2,76	33	34	365	314	0,90	7,79	1,26
Abr	31,5	36	382	419	0,90	3,31	0,51	33	45	123	15	0,66	5,74	2,63	37	37	385	400	0,38	3,14	0,89
Mai	27	30	431	454	1,00	3,73	0,42	29	40	391	332	0,95	5,16	2,49	37	37	393	428	2,18	3,33	0,99
Jun	31	31	488	487	2,99	1,10	0,52	33	39	249	198	0,76	8,27	4,40	31	31	445	463	0,52	7,09	0,94
Jul	30,5	25	na	Na	2,70	7,55	0,51	28,5	40	na	na	0,43	5,09	2,95	36	36	na	na	0,95	8,81	0,91
<i>Média</i>	29,3	33,1	389,6	402,2	1,60	3,59	0,43	31,5	38	225,3	89,2	1,52	7,76	2,69	33,7	34,3	364,4	343,64	1,28	5,35	0,89

A concentração de clorofila-*a* (valor médio anual) apresentou diferença significativa entre rios ($Fr = 28,94$; $p < 0,05$). O teste a posteriori indicou que a clorofila-*a* no rio Paripe ($4,75 \pm 4,31 \mu\text{g.cm}^{-2}$) foi significativamente maior em relação ao Ipojuca-Merepe ($1,59 \pm 0,93 \mu\text{g.cm}^{-2}$), Maracaípe ($1,52 \pm 1,32 \mu\text{g.cm}^{-2}$) e Mamucabas ($1,27 \pm 0,79 \mu\text{g.cm}^{-2}$), e foi significativamente menor no Mamucabas em relação ao Timbó ($3,09 \pm 1,73 \mu\text{g.cm}^{-2}$) e à Bacia do Pina ($3,55 \pm 2,32 \mu\text{g.cm}^{-2}$). Concentração de feopigmentos também apresentou diferença significativa entre rios ($Fr = 36,89$; $p < 0,05$), sendo significativamente maior no rio Paripe ($19,55 \pm 6,31 \mu\text{g.cm}^{-2}$), em relação ao Mamucabas ($5,35 \pm 3,12 \mu\text{g.cm}^{-2}$) e ao Ipojuca-Merepe ($3,58 \pm 1,85 \mu\text{g.cm}^{-2}$), e significativamente menor no Ipojuca-Merepe em relação à Bacia do Pina ($10,01 \pm 4,82 \mu\text{g.cm}^{-2}$). Não houve diferença significativa na concentração de clorofila-*a* (Teste *t*, $t = 0,109$; $p = 0,917$) e feopigmentos (Teste *t*, $t = 1,191$; $p = 0,286$) entre as estações seca e chuvosa. A razão clorofila-*a*/feopigmentos apresentou a menor média no Maracaípe (0,22) seguido pelo Paripe (0,31) Bacia do Pina (0,37), Mamucabas (0,39), Timbó (0,53), e Ipojuca-Merepe (0,55) na estação seca. Na estação chuvosa, essa razão foi menor no Maracaípe e Paripe (ambos com 0,20), seguido pela Bacia do Pina (0,48), Mamucabas (0,49), Timbó (0,55) e Ipojuca-Merepe (0,79). Feopigmentos foram encontrados sempre em maiores concentrações do que clorofila-*a* (Fig. 4ab).

A concentração total de Proteínas variou entre $83,90 \pm 33,22 \mu\text{g.g}^{-1}$ na Bacia do Pina e $8,58 \pm 0,49 \mu\text{g.g}^{-1}$ no Mamucabas, na estação chuvosa. Na estação seca, as concentrações de proteínas variaram pouco ao longo dos estuários, com o maior valor encontrado na Bacia do Pina ($13,99 \pm 3,64 \mu\text{g.g}^{-1}$) e o menor no Maracaípe ($3,11 \pm 1,57 \mu\text{g.g}^{-1}$). A concentração de carboidratos também foi superior na Bacia do Pina, na estação chuvosa ($85,87 \pm 38,26 \mu\text{g.g}^{-1}$), porém Ipojuca-Merepe apresentou a menor concentração desta vez, com $15,85 \pm 14,81 \mu\text{g.g}^{-1}$. Na estação seca Ipojuca-Merepe apresentou a maior concentração de carboidratos ($24,34 \pm 8,34 \mu\text{g.g}^{-1}$), e o Mamucabas apresentou a menor ($3,96 \pm 0,78 \mu\text{g.g}^{-1}$)

concentração de carboidratos. Na estação chuvosa, apenas a Bacia do Pina e o Timbó apresenta razão proteína/carboidrato > 1 . Já na estação seca, além do Timbó e da Bacia do Pina, o Mamucabas também apresenta a razão proteína/carboidrato > 1 , e as demais áreas ficaram abaixo desse limiar. As concentrações totais de proteínas e carboidratos foram maiores na estação chuvosa do que na seca na maioria das áreas, com exceção do Ipojuca-Merepe que apresentou valores maiores na estação seca (Fig. 4cd).

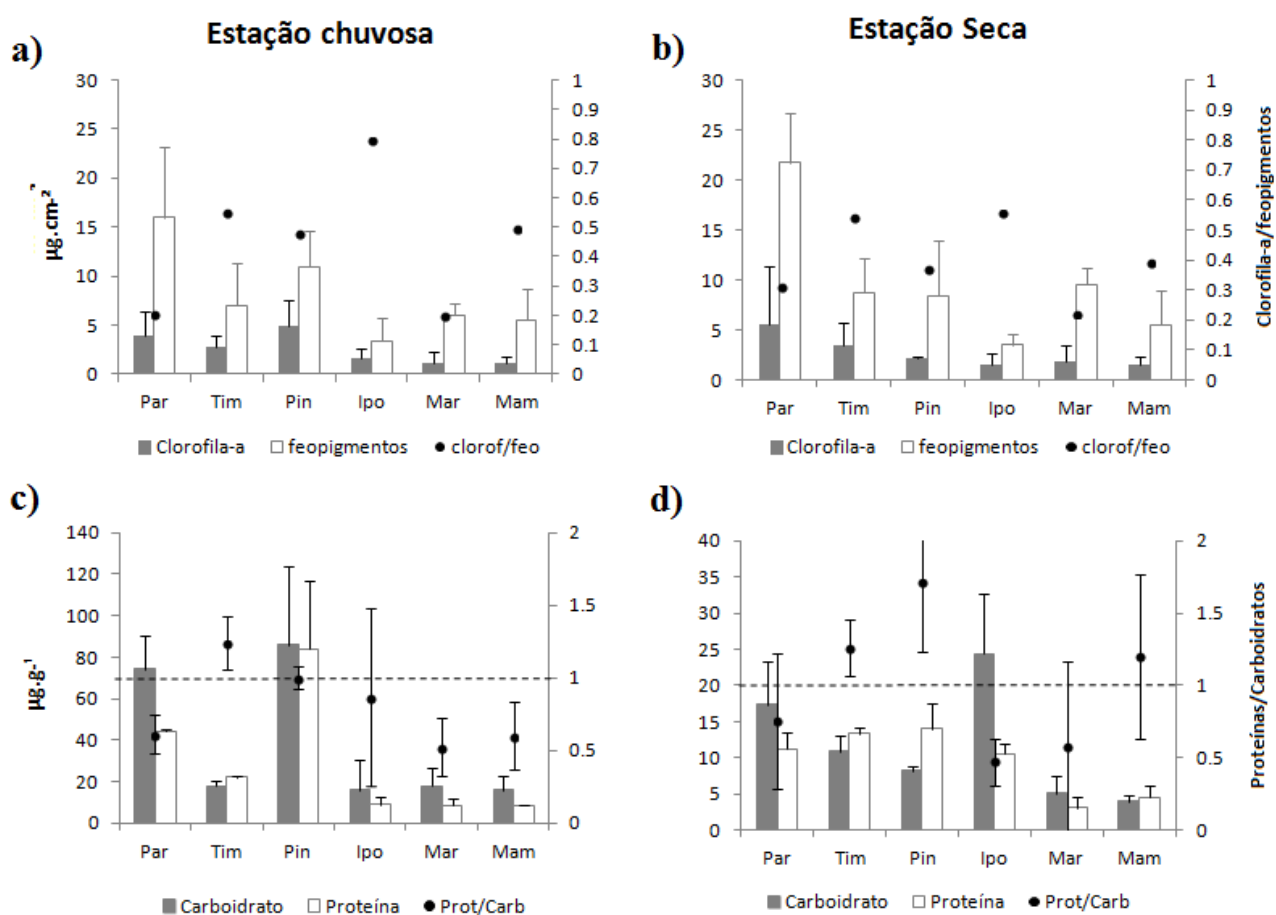


Fig. 4. Concentração média ($\pm$ desvio padrão) e razão de clorofila-a para feopigmentos nas estações chuvosa (a) e seca (b). Concentração média e razão ($\pm$ desvio padrão) de proteínas para carboidratos nas estações chuvosa (c) e seca (d). A linha tracejada representa o limiar de eutrofização.

4. Discussão

Apesar dos estuários se caracterizarem por salinidades muito variáveis, devido à mistura de água salgada do mar e a água doce dos rios, as áreas de coleta foram caracterizadas predominantemente como zonas euhalinas (salinidade variando entre 30 e 35 psu, com exceção do Maracaípe, onde a salinidade alcançou 38 psu), porém a salinidade variou razoavelmente ao longo dos meses (tabela 2). Valores médios anuais de Eh obtidos no presente estudo foram sempre positivos, tanto em 10 como em 2 cm de profundidade, indicando condições mais oxidativas. Segundo Araújo et al. (2011), valores de Eh ~ 100 mV indicam condições subóxicas, enquanto valores de Eh < 50 mV indicam condições anóxicas. No Paripe e Maracaípe foram encontrados, a 10 cm de profundidade, os menores valores médios de Eh (55 e 89 mV, respectivamente), apresentando então condições subóxicas (tabela 2). Potencial redox pode ser influenciado por tamanho da partícula do grão, aeração do solo e quantidade de matéria orgânica (Brady, 1990; Grizzle e Penniman, 1991). Dessa forma, alto teor de MOT e grãos do sedimento finos no Paripe e, principalmente, no Maracaípe, podem ser responsáveis pelos menores valores do potencial redox encontrados nesses estuários.

Na maioria das áreas (exceto Bacia do Pina), os níveis de oxigênio dissolvido foram encontrados dentro dos limites normais para sistemas estuarinos brasileiros (>5 mg. L⁻¹), segundo a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). No Paripe, Maracaípe e Mamucabas, foram obtidas as maiores concentrações de oxigênio. Baixa concentração de oxigênio dissolvido é um fator crítico que afeta a vida de organismos marinhos (Gray et al., 2002) sendo comum em zonas urbanizadas submetidas a enriquecimento orgânico e pode representar um bom indicador do estado de eutrofização. (Gray et al., 2002; Pinckney, 2006; CPRH; 2006).

O uso de índices baseado nas propriedades químicas e no enriquecimento orgânico do sedimento para avaliar a qualidade ambiental de estuários está aumentando muito nos últimos anos (Angelidis e Aloupi, 2001; Peterson, 2001; Dell’Anno et al., 2002; Kucuksezgin et al., 2006). A composição bioquímica do sedimento pode ser considerada uma ferramenta simples e eficiente para classificar o estado trófico de sistemas marinhos costeiros e já vem sendo amplamente utilizada na Itália (Dell’Anno et al., 2002; Vezzulli e Fabiano, 2006; Signorini et al., 2008), no Uruguai (Garcia-Rodriguez et al., 2011; Muniz et al., 2011; Venturini et al., 2011) na Nova Caledônia (Pusceddu et al., 2011) e no Mediterrâneo (Pusceddu et al., 2003).

No presente estudo, Bacia do Pina e Timbó aparecem sempre (e o Mamucabas apenas na estação seca), acima do limite de eutrofização (razão proteína/carboidratos > 1 , sugerindo áreas eutrofizadas), enquanto Paripe, Ipojuca-Merepe e Maracaípe aparecem sempre abaixo desse limiar (sugerindo áreas não eutrofizadas, ou meso-oligotróficas) (Fig. 4cd). Bacia do Pina e Timbó são áreas que realmente sofrem grande influência antrópica (CPRH, 2006; tabela 1), como foi demonstrado através da razão proteína/carboidratos. Valença e Santos (2012) avaliando a qualidade ambiental das mesmas áreas através do Índice Biótico Marinho (AMBI), encontrou resultados semelhantes (condições de “moderadamente perturbado” para Bacia do Pina e “levemente perturbado” para Timbó). O resultado obtido por Valença e Santos (2012) para o rio Paripe (“não perturbado”) também está de acordo com o resultado obtido no presente estudo (razão proteínas/carboidratos), que sugere uma área não-eutrofizada, e também corrobora com relatórios do CPRH (2006).

O Ipojuca-Merepe aparece, no presente estudo, como uma área com condições meso-oligotróficas (Fig. 4cd) mesmo sendo uma área que sofre forte influência antrópica (CPRH, 2006; tabela 1). Valença e Santos (2012) também classificam, através do AMBI, o Ipojuca-Merepe como “fortemente perturbado”. Porém, tendo em vista que o AMBI não mede

exatamente eutrofização, é provável que o Ipojuca-Merepe sofra algum outro tipo de impacto (possivelmente alguma contaminação por compostos químicos, proveniente do complexo portuário ou das indústrias próximas) que não seja eutrofização. Além disso, essa é uma área que sofre influência de dois rios: O Ipojuca, que é fortemente impactado, e o Merepe que é um rio pequeno e sofre ação antrópica mínima. Dessa forma, é possível que o Merepe exerça maior influência na área selecionada, no que diz respeito à dinâmica e biogeoquímica do sedimento, direcionando os resultados e fazendo com que o Ipojuca-Merepe aparecesse como uma área não eutrofizada.

O Maracaípe, apesar de ser considerado por Valença e Santos (2012) uma área “fortemente perturbada” é uma área que fica longe de centros urbanos e de atividades agrícolas, e o impacto humano sobre essa área é basicamente o turismo (CPRH, 2006). No presente estudo, essa foi considerada uma área não-eutrofizada, o que faz mais sentido tendo em vista a pouca pressão antrópica exercida nesse estuário. Dessa forma, os resultados de Valença e Santos (2012) quanto a esse estuário, devem ter sido influenciados pela fragilidade do AMBI quando aplicado em ambientes com teor de MOT naturalmente alta (Borja et. al., 2003).

No caso do Mamucabas, apesar de também ser um estuário com algum grau de preservação (CPRH, 2006, tabela 1), nossos resultados sugerem condições eutróficas na estação seca. Entretanto, mesmo estando o Mamucabas acima do limite de eutrofização na estação seca, o valor encontrado está muito próximo de 1 (proteína/carboidrato = 1,19; desvio padrão $\pm$ 0,56), visivelmente variando até muito abaixo do limite de eutrofização (Fig. 4d). Na estação chuvosa, o Mamucabas aparece com o valor da razão muito abaixo (proteína/carboidrato = 0,60) do limite de eutrofização, sugerindo então condições meso-oligotróficas nesse estuário, conclusão que pode ser apoiada também pelo fato de que foi nesse estuário que ocorreu a menor concentração de clorofila-*a*. Valença e Santos (2012)

classificam esse estuário como “fortemente perturbado”, porém deixando claro a fragilidade do AMBI na avaliação de áreas com baixa salinidade (Borja e Muxica, 2005) como a encontrada na área no momento em que foram realizadas suas coletas.

A informação resumida dos resultados do CPRH (2006), do AMBI (Valença e Santos, 2012) e dos resultados da razão proteína/carboidratos aplicado no presente estudo é apresentada na tabela 3.

Tabela 3. Classificação das áreas estudadas quanto a qualidade ambiental segundo relatórios do CPRH (2006), dados do AMBI (Valença e Santos, 2012) e os resultados do limiar de eutrofização (razão prot/carb) aplicados no presente estudo.

Área	CPRH (2006)	AMBI (Valença e Santos, 2012)	Limiar de eutrofização (razão prot/carb)
Paripe	<i>Pouca ação antrópica</i> (pescaria subsistência)	<i>Não perturbado</i>	Estação seca: <1 (<i>não-eutrofizado</i>) Estação chuvosa: <1 (<i>não-eutrofizado</i>)
Timbó	<i>Forte ação antrópica</i> (área urbana/industrial)	<i>Levemente perturbado</i>	Estação seca: >1 (<i>eutrofizado</i>) Estação chuvosa: >1 (<i>eutrofizado</i>)
Bacia do Pina	<i>Forte ação antrópica</i> (área urbana)	<i>Fortemente perturbado</i>	Estação seca: >1 (<i>eutrofizado</i>) Estação chuvosa: >1 (<i>eutrofizado</i>)
Ipojuca-Merepe	<i>Forte ação antrópica</i> (Complexo portuário)	<i>Fortemente perturbado</i>	Estação seca: <1 (<i>não-eutrofizado</i>) Estação chuvosa: <1 (<i>não-eutrofizado</i>)
Maracaípe	<i>Pouca ação antrópica</i> (Turismo)	<i>Moderadamente perturbado</i>	Estação seca: <1 (<i>não-eutrofizado</i>) Estação chuvosa: <1 (<i>não-eutrofizado</i>)
Mamucabas	<i>Pouca ação antrópica</i> (Atividades agrícolas)	<i>Fortemente perturbado</i>	Estação seca: >1 (<i>eutrofizado</i>) Estação chuvosa: <1 (<i>não-eutrofizado</i>)

Concentrações elevadas de clorofila-*a* e feopigmentos no compartimento bentônico são comumente encontrados em sistemas eutrofizados sob influência humana indicando alto nível de produção primária (Muniz et al., 2011; Venturini et al., 2011). Todavia, não foi

observado no presente estudo qualquer padrão nas concentrações do microfitobentos em relação ao nível de pressão humana que é exercida sobre as áreas estudadas (tomando como referência a tabela 1, e os resultados da razão proteína/carboidratos). Por exemplo, na Baía do Pina (área que sofre bastante influência humana) e Paripe (área com pouca influência humana) foram encontradas as maiores concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos em relação aos outros estuários, enquanto o Mamucabas (área que também sofre pouca ação humana) apresentou a menor concentração de clorofila-*a*. Essas variações, provavelmente estão relacionadas com a produtividade natural de cada área. Padrões espaciais e temporais de distribuição do microfitobentos são geralmente controlados pela penetração de luz, disponibilidade de nutrientes, pressão de forrageio (Bianchi e Rice, 1988), turbidez (Lehman, 1992) e tipo de sedimento (Colijn e Dijkema, 1981; Davis e McIntyre, 1983).

A razão clorofila-*a*/feopigmentos foi sempre menor que 1 no presente estudo. Baixos valores dessa razão podem indicar o aumento da turbidez, contaminação química ou qualquer outro fator afetando o potencial fotossintético (Bhadoria et al., 1992) e vêm sendo atualmente usados como indicador do estado trófico do ecossistema (Dell'Anno et al., 2002; Muniz et al., 2011; Pusceddu et al., 2011). Todavia, essa razão também pode refletir a condição fisiológica da alga e/ou o aporte de detritos e matéria orgânica de outras partes do estuário (Cadée e Hegeman, 1974). Dessa forma, os valores dessa razão, no presente estudo, não parecem estar associados ao nível de eutrofização do estuário uma vez que altas concentrações de feopigmentos em alguns estuários (refletindo o aporte de detritos alóctones para dentro do sistema) não necessariamente são resultado de atividades humanas. Muniz et al. (2011) sugere que a razão clorofila-*a*/feopigmentos pode estar relacionada tanto com a produtividade natural quanto com impactos antropogênicos, o que é confirmado no presente estudo.

Segundo Dell'Anno et al. (2002), apenas concentrações de proteínas são suficientes para identificar diferenças no estado trófico nas áreas estudadas por ele, o que não foi evidenciado no presente estudo. Por exemplo, tanto a Bacia do Pina como o Rio Paripe apresentaram concentrações semelhantes de proteínas (sugerindo condições eutróficas), no entanto, a concentração de carboidratos no Paripe foi muito maior fazendo com que esse estuário permanecesse com a razão proteína/carboidrato <1 , indicando condições meso-oligotróficas. Além disso, Dell'Anno et al. (2002) propõem limiares de eutrofização, que já vêm sendo utilizados na avaliação do estado trófico de áreas estuarinas (Vezzulli e Fabiano, 2006; Garcia-Rodriguez et al., 2011; Muniz et al., 2011; Venturini et al., 2011), com base nas concentrações de proteínas e carboidratos: áreas hipertróficas (proteínas $> 4,0 \text{ mg.g}^{-1}$; carboidratos $> 7,0 \text{ mg.g}^{-1}$) áreas eutróficas (proteínas = 1,5 a $4,0 \text{ mg.g}^{-1}$; carboidratos = 5,0 a $7,0 \text{ mg.g}^{-1}$) e áreas meso-oligotróficas (proteínas $< 1,5 \text{ mg.g}^{-1}$; carboidratos $< 5,0 \text{ mg.g}^{-1}$). Todavia, as concentrações de proteínas e carboidratos no presente estudo foram muito abaixo dos valores propostos por Dell'Anno et al. (2002) não possibilitando a realização de comparações. No geral, as concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos também foram muito baixas em relação aos trabalhos acima mencionados e trabalhos realizados no nordeste do Brasil (Murolo et al., 2006).

O padrão de distribuição da matéria orgânica e compostos bioquímicos nos sedimentos, no geral, são influenciados pela composição granulométrica (Naidu, 1982; Cotano e Villate, 2006). Componentes orgânicos no sedimento estão geralmente relacionadas com partículas de tamanho pequeno, devido à elevada capacidade de adsorção de moléculas orgânicas por partículas finas (Naidu, 1982). No presente estudo, o sedimento foi predominantemente arenoso (com baixo teor de silte e argila) enquanto que nos trabalhos de Garcia-Rodriguez et al. (2011) Muniz et al. (2011) e Venturini et al. (2011), silte e argila representavam pelo menos 50% da composição granulométrica do sedimento. Isso pode

explicar as baixas concentrações de proteínas, carboidratos e também do microfitobentos encontradas. Além disso, no presente estudo as coletas foram realizadas no mediolitoral onde é constante a ação de chuvas, da própria maré e outros fatores, carreando facilmente partículas de matéria orgânica verticalmente para o interior do sedimento e horizontalmente para o infralitoral.

Detectar impacto antropogênico em ambientes estuarinos é complexo, principalmente devido à grande variabilidade natural comum nesse ecossistema (Elliott e Quintino, 2007; Borja et al., 2008). É cada vez mais evidente a necessidade de usar várias ferramentas combinadas na avaliação do impacto, sendo que a interpretação dos resultados requer, ainda assim, um mínimo de subjetividade conforme considerado na discussão do “*Estuarine Quality Paradox*” (Elliott e Quintino, 2007; Dauvin e Reullet, 2009). Neste sentido, a razão proteína/carboidratos mostrou resultados bem consistentes enquanto indicador da saúde do ambiente, e combinados com os resultados do AMBI (Valença e Santos, 2012) e do CPRH (2006), foi eficiente na compreensão e avaliação do estado trófico de estuários tropicais.

Os nossos resultados, para áreas tropicais, estão de acordo com estudos realizados em áreas subtropicais e temperadas, indicando que os sistemas eutrofizados têm uma tendência de acumular grande quantidade de matéria orgânica refratária (Pusceddu et al., 2009), aumentando a razão proteína/carboidratos. Todavia, são necessários mais estudos que usem indicadores bioquímicos (principalmente proteínas e carboidratos) na avaliação da qualidade ambiental de estuários tropicais, permitindo uma avaliação comparativa e, se for o caso, uma adaptação dos valores propostos por Dell’Anno et al. (2002).

5. Conclusão

Este estudo confirmou a utilidade de uma abordagem bioquímica do sedimento para avaliar o estado trófico do compartimento bentônico, pela primeira vez em áreas estuarinas tropicais. Diferenças espaciais na razão proteína/carboidratos indicaram o nível de eutrofização, estiveram claramente associados com o grau de perturbação das áreas e, juntamente com o AMBI (Valença e Santos, 2012) e relatórios de monitoramento (CPRH, 2006), permitiram conclusões mais consistentes sobre a qualidade ambiental nessas áreas. A concentração de fitopigmentos, por sua vez, não esteve relacionada com o nível de pressão antropogênica exercida nas áreas e, conseqüentemente, não representa uma boa ferramenta na avaliação do estado trófico nas áreas consideradas. Não foi possível realizar uma comparação direta com os limiares eutrofização, baseado na concentração total de proteínas e carboidratos, propostos por Dell'Anno et al. (2002) devido à disparidade encontradas nas concentrações. Dessa forma, mais estudos que foquem na composição bioquímica do sedimento em áreas tropicais são necessários de forma a permitir comparações diretas, e uma possível adaptação dos valores propostos anteriormente, para que sejam utilizados em estuários tropicais.

6. Referências

- Adeel, Z., Pomeroy, R., 2002. Assessment and management of mangrove ecosystem in developing countries. *Trees* 16, 235-238.
- Alongi, D.M., 2009. The Energetics of Mangrove Forests. Australian Institute of Marine Science, Queensland, Australia, pp. 216.
- Angelidis, M.O., Aloupi, M., 2001. Geochemical study of coastal sediments influenced by river-transported pollution: southern Evoikos Gulf, Greece. *Marine Pollution Bulletin* 40, 77-82.
- Araújo J.M.C., Otero, X.L., Marques, A.G.B., Nóbrega, G.N., Silva, J.R.F., Ferreira, T.O., 2012. Selective geochemistry of iron in mangrove soils in a semiarid tropical climate: effects of the burrowing activity of the crabs *Ucides cordatus* and *Uca maracoani*. *Geo-Marine Letters* August 32, 289-300.

- Bhadauria, S., Sengar, R.M.S., Mitaal, S., Bhattacharjee, S., 1992. Effect of petroleum hydrocarbons on algae. *Journal of Phycology* 28, 3-16.
- Bianchi, T. S., Rice, D. L., 1988. Feeding ecology of *Leitoscoloplos fragilis*: II. Effects of worm density on benthic diatom production. *Marine Biology* 99, 123-131.
- Borja, A., Dauer, D.M., Díaz, R.J., Llansó, R.J., Muxika, I., Rodríguez, J.G., Schaffner, L.C., 2008. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: a comparison of three indices. *Ecological Indicators* 8, 395-403.
- Borja, A., Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50, 787-789.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46, 835-845.
- Brady, N.C., 1990. The nature and properties of soils. Macmillan Publishing Company, New York. pp. 621.
- Cadée, G.C., Hegeman, J., 1974. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 8, 260-291.
- Cahoon, L.B., Cooke, J.E., 1992. Benthic microalgal production in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* 2, 185-196.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223-253.
- Colijn, F., Dijkema, K.S., 1981. Species composition of benthic Diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4, 9-21.
- Cotano, U., Villate, F., 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin* 52, 404-414.
- CPRH, 2006. Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2005. Recife, pp. 90.
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P., Fabiano, M., 1999. Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic-benthic coupling. *Journal of Sea Research* 42, 117-129.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59, 38-47.
- Davis M.W., McIntyre, C.D., 1983. Effects of physical gradients on the production dynamics of sediment associated algae. *Marine Ecology Progress Series* 13, 103-114.
- de Jong, D.J., de Jonge, V.N., 1995. Dynamics of microphytobenthos chlorophyll-*a* in the Scheldt estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 311, 21-30.
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321, 926-928.
- Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28, 350-356.
- Duke, N.C., Meynecke, J.O., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I., Dahdouh-Guebas, F., 2007. A world without mangroves? *Science* 317, 41-42.
- Elliot, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine quality Paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640-645.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Fraschetti, S., 1995. Temporal trend analysis of the elemental composition of the sediment organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (NW Mediterranean): a three years study. *Continental Shelf Research* 15, 1453-1469.
- Garcia-Rodriguez, F., del Puerto, L., Venturini, N., Pita, A.L., Brugnoli, E., Burone, L., Muniz, P., 2011. Diatoms, protein and carbohydrate sediment content as proxies for coastal eutrophication in Montevideo, Rio de la Plata estuary, Uruguay. *Brazilian Journal of Oceanography* 59, 293-310.
- Gerchacov, S.M., Hatcher, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in the sediment. *Limnology and Oceanography* 17, 938-943.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20, 154-159.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S., Ying, Y.O., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.
- Gray, J.S., 1992. Eutrophication in the sea. In: Columbo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U., Rossi, R. (Eds.), *Marine eutrophication and population dynamics*. Olsen and Olsen, Fredensborg, pp. 3-15.
- Grizzle, R.E., Penniman, C.A., 1991. Effects of organic enrichment on estuarine macrofaunal benthos: a comparison of sediment profile imaging and traditional methods. *Marine Ecology Progress Series* 74, 249-262.
- Jørgensen, B.B., Richardson, K., 1996. Eutrophication in coastal marine ecosystems. *Coastal and Estuarine Studies*. vol. 52. American Geophysical Union, Washington, DC, UK.
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research* 59, 30-43.
- Kruitwagen, G., Pratap, H.B., Covaci, A., Wendelaar Bonga, S.E., 2008. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1022-1031.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., Darilmaz, E., 2005. Assessment of marine pollution in Izmir Bay: nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment International* 32, 41-51.
- Lee, K.M., Lee, S.Y., Connolly, R.M., 2012. Combining process indices from network analysis with structural population measures to indicate response of estuarine trophodynamics to pulse organic enrichment. *Ecological Indicators* 18, 652-658.

- Lehman, P. W., 1992. Environmental factors associated with long-term changes in chlorophyll concentration in the Sacramento-San Joaquin delta and Suisun bay, California. *Estuaries* 15, 335-348.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12, 343-346.
- Lucas et al., 2000; Lucas, C.H., Widdows, J., Brinsley, M.D., Salkeld, P.N., Herman, P.M.J., 2000. Benthic-pelagic exchange of microalgae at a tidal flat. 1. Pigment analysis. *Marine Ecology Progress Series* 196, 59-73.
- Manini, E., Fabiano, M., Danovaro, R., 2001. Benthic response to mucilaginous aggregates in the northern Adriatic Sea: Biochemical indicators of eutrophication. *Chemistry and Ecology* 17, 171-179.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L., García-Rodríguez, F., 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research* 65, 38-50.
- Murolo, P.P.A., da Costa Carvalho, P.V.V., Botter-Carvalho, M.L., de Souza-Santos, L.P., dos Santos, P.J.P., 2006. Spatio-temporal variations of microphytobenthos in the Botafogo and Siri estuaries (northeast-Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography* 54, 19-30.
- Naidu, A.S., 1982. Aspects of distributions, clay mineralogy and geochemistry of sediments of the Beaufort sea and adyacent deltas, North Arctic Alaska. Final report BLM-NOAA OCSEAP office, Boulder, CO, pp. 114.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199-219.
- Pearson, T.H., 2001. Functional group ecology in soft-sediment marine benthos: the role of bioturbation. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 39, 233-267.
- Peterson, C.H., 2001. The ExxonValdez oil spill in Alaska: acute, indirect and chronic effects on the ecosystem. *Advances in Marine Biology* 39, 1-103.
- Pinckney, J., 2006. System-scale nutrient fluctuations in Galveston Bay, Texas (USA). In: Kromkamp, J.C., Brouwer, J.F.C., Blanchard, G.F., Forster, R.M., Creách, V. (Eds.), *Functioning of Microphytobenthos in Estuaries*. Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, Amsterdam, pp. 141-164.
- Plante-Cuny, M.R., Bodoy, A., 1987. Biomasse et production primaire du phytoplancton et du microphytobenthos de deux biotopes sableux (Golfe de Fos, France). *Oceanologica Acta* 10, 223-237.
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Danovaro, R., Manini, E., Sarà, G., Fabiano, M., 2003. Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of 'detritus sink' systems: a case study in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuaries* 26, 641-650.
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Danovaro, R., 2009. Quantity, biochemical composition and bioavailability of sediment organic matter as complementary signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series* 375, 41-52.

- Pusceddu, A., Patrona, L.D., Beliaeff, B., 2011. Trophic status of earthen ponds used for semi-intensive shrimp (*Litopenaeus stylirostris*, Stimpson, 1874) farming in New Caledonia (Pacific Ocean). *Marine Environmental Research* 72 160-171.
- Signorini, A., Massini, G., Migliore, G., Tosoni, M., Varrone, C., Izzo, G., 2008. Sediment biogeochemical differences in two pristine Mediterranean coastal lagoons (in Italy) characterized by different phanerogam dominance: A comparative approach. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 27-44.
- Smith, P.K., Krohn, R.I., Hermanson, G.T., Mallia, A.K., Gartner, F.H., Provenzano, M.D., Fujimoto, E.K., Goeke, N.M., Olson, B.J., Klenk, D.C., 1985. Measurement of protein using bicinchoninic acid. *Analytical Biochemistry* 150, 76-85.
- Stefanou, P., Tsirtsis, G., Karydis, M., 2000. Nutrient scaling for assessing eutrophication: the development of a simulated normal distribution. *Ecological Applications* 10, 303-309.
- Suguio, K., 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Edgard Blücher, São Paulo, pp. 318.
- Valença, A.P.M.C., Santos, P.J.P., 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): Review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. *Marine Pollution Bulletin*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.003>
- Venturini, N., Pita, A.L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M., Muniz, P., 2011. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112 139-152.
- Veríssimo, H., Neto, J.M., Teixeira, H., Franco, J.N., Brian, D.F., Marques, J.C., Patrício, J., 2011. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. *Ecological Indicators* 19, 130-143.
- Vezzulli, L., Fabiano, M., 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 27-37.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 1990. *Limnological Analyses*, second ed. Springer-Verlag, pp. 338.

CAPÍTULO 2:

Efeito da eutrofização sobre populações do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Ocypodidae) do nordeste do Brasil.

1. Introdução

Os manguezais estão entre os ambientes mais produtivos do mundo tendo grande importância econômica e ecológica (Alongi, 2009; Giri et al., 2011; Kristensen, 2008), porém a rápida deterioração das zonas costeiras está comprometendo a estabilidade e o funcionamento desse ecossistema (Costanza et al., 1997; Hogarth, 2007; Walther et al., 2002). Embora os impactos antropogênicos em manguezais possam ser atribuídos a uma variedade de diferentes atividades (Alongi, 2002), um dos mais comuns e mais importantes fatores de estresse deriva do escoamento de águas residuais não tratadas diretamente nos manguezais (Bartolini et al., 2009). Essas águas residuais podem ter várias origens, provenientes da criação de camarão (Pusceddu et al., 2011; Trott et al., 2004), atividades agrícolas (Meziane e Tsuchiya, 2002) e efluentes domésticos e industriais (Tam e Wong, 1995; Yu et al., 1997).

Alterações na estrutura da comunidade da meio- e macrofauna têm sido largamente utilizadas para identificar os efeitos de contaminação antropogênica em ambientes marinhos (Burton et al., 2001; Gray et al., 1990; Munawar et al., 2003; Pearson e Rosenberg, 1978; Somerfield et al., 1994). De acordo com Medina et al. (2007). Dependendo do nível e duração da poluição, mudanças na comunidade podem, teoricamente, resultar em: eliminação de espécies sensíveis devido aos efeitos tóxicos, (2) aumento de espécies menos sensíveis devido à diminuição da competição e (3) aclimatação (adaptação fisiológica). A estrutura da população, por sua vez, é ditada por parâmetros como o crescimento, as condições fisiológicas e o potencial reprodutivo, que podem ser mais ou menos sensíveis e

usados como uma rápida ferramenta para avaliar a saúde do ecossistema (Attrill e Depledge, 1997).

Caranguejos chama-marés (gênero *Uca* Leach, 1814), representam um dos mais característicos grupos de invertebrados associados a estuários tropicais e subtropicais e são representantes típicos da fauna de invertebrados dos manguezais ao longo da costa brasileira (Castiglioni e Negreiros-Fransozo, 2006). Esses caranguejos são componentes chave de manguezais (Cannici et al., 2009; Penha-Lopes et al., 2009a), pois comumente ocorrem em altas densidades (Coelho et al., 2004; Masunari, 2006) constituindo um componente significativo da biomassa macrofaunística da zona intertidal (Skov et al., 2002) e desempenham um papel importante nos processos ecológicos do ecossistema manguezal, principalmente devido às atividades de forrageio e escavação de tocas (Cannicci et al, 2008; Kristensen, 2008; Lee, 2008). Ao escavar galerias, os chama-marés contribuem com o processo de bioturbação, conduzindo matéria orgânica para a superfície do solo, incrementando a atividade microbiana e facilitando a remineralização de nutrientes, oxigenação e aeração do substrato (Kristensen, 2008), os quais parecem estimular também a produção de árvores do manguezal (Kristensen e Alongi, 2006; Litulo, 2006) e beneficiar organismos da meiofauna (Dittmann, 1996).

Caranguejos chama-marés vêm sendo amplamente estudados no que diz respeito à reprodução (Bezerra e Mattheus-Cascon, 2007; Castiglioni e Negreiros-Fransozo, 2006; Christy e Salmon, 1984; Figueiredo et al., 2008; Litulo, 2006; Torres et al., 2009), comportamento (Crane, 1975; Hyatt, 1977; Robertson et al., 1980; Salmon, 1987), distribuição e abundância (Bezerra et al., 2006; Bezerra, 2009; Bezerra e Matthews-Cascon, 2006; Crane, 1975; Jordão e Oliveira, 2003), e sobre seu papel como engenheiros de ecossistemas (Bartolini et al., 2011; Kristensen, 2008; Penha-Lopes et al., 2009a), porém apenas recentemente espécies desse gênero têm sido usadas como potenciais indicadores de

poluição orgânica (Bartolini et al., 2009; Bartolini et al., 2011; Cannicci et al., 2009; Penha-Lopes et al., 2009b).

Na verdade, não existe uma clara compreensão da resposta de espécies chave no manguezal à contaminação de resíduos antropogênicos, principalmente porque efluentes do esgoto geralmente são uma mistura de diferentes tipos de contaminantes com variações espaciais e temporais (Penha-Lopes et al., 2011). Além disso, devido à grande complexidade do habitat, é difícil distinguir entre impacto antropogênico ou estresse natural como determinante da estrutura do ecossistema (Dauvin e Ruellet, 2009; Elliot e Quintino, 2007). Se por um lado a poluição dos manguezais compromete a saúde do ecossistema, por outro, uma descarga contínua de efluentes em manguezais parece favorecer os parâmetros populacionais e reprodutivos dos caranguejos chama-marés, principalmente devido ao grande *input* de matéria orgânica, aumentando a concentração de microalgas e bactérias, principal fonte de alimento desses caranguejos (Cannicci et al, 2008; Cannicci et al., 2009; Kristensen e Alongi, 2006; Penha-Lopes et al., 2009b). De fato, o entendimento sobre as consequências do enriquecimento orgânico sobre os parâmetros populacionais e reprodutivos do gênero está ainda no início, se fazendo necessário mais esforços para chegar a conclusões mais precisas.

O objetivo desse trabalho foi examinar o quanto a eutrofização altera a estrutura da população do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla*, e, portanto se parâmetros populacionais e reprodutivos desse caranguejo podem ser usados como confiáveis biomonitores de poluição orgânica em manguezais. Isso permitirá testar a hipótese central de que áreas eutrofizadas beneficiam os parâmetros populacionais (densidade, tamanhos máximos) e reprodutivos (fecundidade, fertilidade potencial, perda de embrião, período reprodutivo, maturidade sexual) do caranguejo chama-maré.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo e amostragem

As coletas foram realizadas mensalmente de Agosto de 2011 a Julho de 2012 no mediolitoral durante as marés baixas de sizígia, em seis áreas estuarinas ao longo da costa do estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (tabela, 1; Fig. 1). As áreas foram escolhidas através de informações prévias sobre a sua qualidade ambiental: 4 áreas foram consideradas não-eutrofizadas ou controle (Paripe, Ipojuca-Merepe, Maracaípe e Mamucabas) e 2 áreas foram definidas como eutrofizadas (Timbó e Bacia do Pina) apoiando-se nos resultados de Brainer (2013).

Tabela 1. Área de estudo e principais fontes poluidoras (CPRH, 2006).

Área de estudo (coordenadas)	Interferência antrópica
Paripe (07°48'38.76"S/34°51'23.28"W)	Pescaria de subsistência, a ação antrópica é mínima.
Timbó (07°51'18.72"S/34°50'33.96"W)	Recepção de efluentes domésticos e industriais, ocupação urbana, pescaria.
Bacia do Pina (08°5'27.0"S/34°53'11.64"W)	Ocupação urbana, recepção de efluentes domésticos e industriais.
Ipojuca-Merepe (08°24'39.66"S/34°58'28.62"W)	Monocultura de cana-de-açúcar, complexo portuário de Suape, ocupação urbana.
Maracaípe (08°32'21.42"S/35°00'21.72"W)	Turismo.
Mamucabas (08°46'41.81"S/35°06'27.46"W)	Atividades agrícolas.

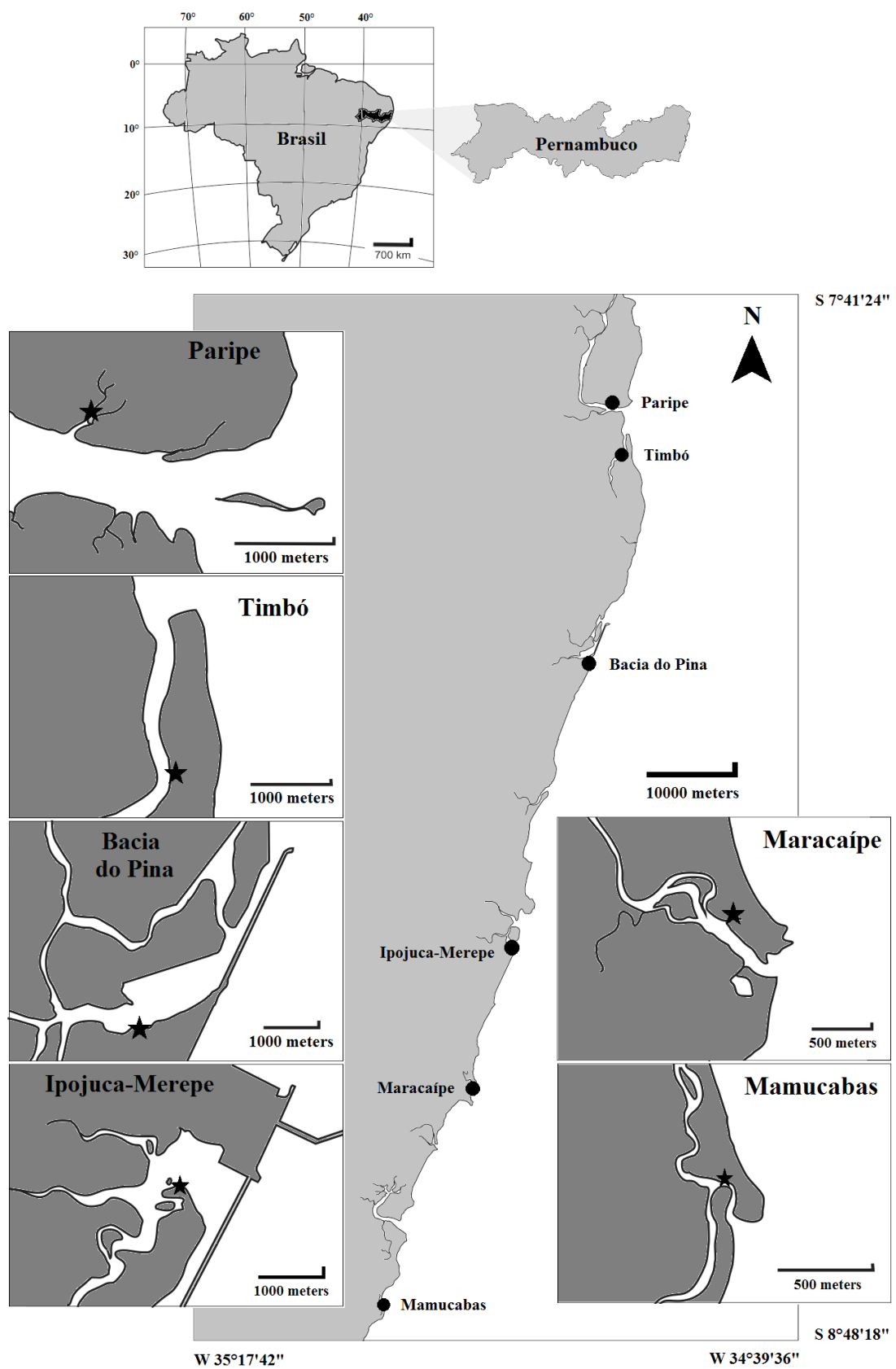


Fig. 1. Localização das áreas estudadas ao longo da costa do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Para captura dos chama-marés, cinco réplicas de sedimento foram aleatoriamente amostradas, em cada uma das seis áreas, com um corer retangular de 25 cm x 25 cm, enterrado 30 cm no sedimento e peneirado em malha de 2 mm de abertura. Os indivíduos coletados foram contados, sexados checando o abdômen e a presença do maior quelípodo no caso dos machos e, logo após, liberados em campo, com exceção das fêmeas ovígeras que foram transportadas para o laboratório e preservadas em formol 4%. Ainda em campo, 20 indivíduos de cada sexo foram coletados manualmente, os quais tiveram a largura da carapaça (LC) medida com auxílio de um paquímetro digital (0,01 mm de precisão), para estimativa de tamanhos máximos.

2.2. Parâmetros reprodutivos

Período reprodutivo foi definido pelo intervalo de tempo no qual as fêmeas ovígeras são encontradas na população (Cobo, 2002) durante o período de coleta. De acordo com o critério usado por Kensler (1967), tamanho de maturação das fêmeas (LC50), foi determinado pelo tamanho em que 50% das fêmeas ovígeras estão inclusas, e calculado segundo equação descrita por Penha-Lopes et al. (2011).

Fecundidade foi estimada pela contagem de ovos no estágio inicial de desenvolvimento (estágio I), enquanto fertilidade potencial foi calculada baseado no número de ovos nos estágios finais de desenvolvimento (estágio III). Perda de embrião corresponde à diferença no número de ovos entre o estágio III de desenvolvimento e o estágio I (Penha-Lopes et al., 2009b). A separação e contagem dos ovos, assim como a determinação dos estágios de desenvolvimento dos embriões, seguiu a metodologia descrita por Litulo (2005a) com algumas modificações: para contagem dos ovos, os pleópodos das fêmeas foram colocados em placas de Petri cheias com água do mar, onde foi adicionado gradualmente uma solução de hipoclorito de sódio para facilitar a separação dos ovos. Todos os ovos

foram colocados em um becker com 100 ml de água do mar. Após agitação do becker, dez sub-amostras de 5 ml foram retiradas utilizando uma pipeta e colocados sobre uma placa de Dollfus, onde os ovos foram contados com a ajuda de um estereomicroscópio. O valor médio de cada sub-amostra foi, então, extrapolado para estimar o número total de ovos.

2.3 Parâmetros ambientais e métodos analíticos

As amostras para análise de proteínas, carboidratos, matéria orgânica total e pigmentos do microfitobentos foram coletadas em três réplicas da superfície (2 cm) do sedimento com corer cilíndrico. Proteínas e carboidratos foram coletados duas vezes durante o período de estudo (junho e novembro de 2013), enquanto matéria orgânica e microfitobentos foram coletados mensalmente ao longo do período. Potencial redox (Eh) foi mensurado a 2 e 10 cm do sedimento (no qual as leituras finais foram corrigidas pela adição do potencial +244 mV). Os índices de precipitação de cada área foram obtidos do Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (ITEP-LAMEPE). Os métodos utilizados para determinar os parâmetros ambientais são apresentados resumidamente na tabela 2, e a informação detalhada da metodologia foi descrita anteriormente por Brainer (2013).

Tabela 2. Métodos aplicados para mensuramento dos parâmetros ambientais.

Parâmetro	Método/Equipamento	Referência
Matéria orgânica total (%)	Incineração	Wetzel e Likens (1990)
Clorofila- <i>a</i> e feopigmentos ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$)	Espectrofotometria	Lorenzen (1967) modif. Colijn e Dijkema (1981)
Proteínas ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	BCA	Smith et al. (1985)
Carboidratos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Fenol-Sulfúrico	Dubois et al. (1956) modif. Gerchakov e Hatcher (1972)
Potencial redox (mV)	Eletrodo de Platina	APHA (1989)
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Oxímetro	APHA (1989)
Salinidade intersticial (psu)	Refratômetro	Littlepage (1998)
Granulometria (%)	Teor de silte-argila	Suguio (1973)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Termômetro	-

2.4. Desenho experimental e análise estatística

As análises de densidades foram realizados em duas etapas devido à falta de dados na Bacia do Pina a partir de Janeiro de 2012: na primeira etapa, os dados foram analisados com todos os meses coletados, mas excluindo a Bacia do Pina. Na segunda etapa os dados foram analisados incluindo a Bacia do Pina, porém apenas nos meses de Agosto até Dezembro de 2011.

O teste de Friedman, equivalente à ANOVA não-paramétrica com dois fatores, foi usado (uma vez que as variâncias foram heterocedásticas mesmo após transformação) para testar diferenças nas densidades e também na largura da carapaça de machos e fêmeas entre as 6 áreas ao longo dos 12 meses de coleta. O teste t pareado foi usado para comparar o tamanho da largura da carapaça (LC) de machos e fêmeas pareando-se os meses. Para verificar se a proporção sexual diferia de 1:1 foi usado o teste de Qui-quadrado.

Fecundidade, fertilidade potencial e perda de embrião foram testadas com a Análise de Covariância (ANCOVA), usando largura da carapaça como covariável para retirar eventual efeito do tamanho na comparação entre os diferentes estuários quanto ao número de ovos que cada fêmea carrega. Nessas análises, devido à baixa frequência de fêmeas ovígeras encontradas em campo e para que o N pudesse ser estatisticamente significativo para permitir comparações, as fêmeas foram agrupadas nas duas classes de estuários: eutrofizados e não-eutrofizados ou controle.

O teste de Regressão Simples foi utilizado para relacionar densidade total e LC de machos e fêmeas em relação às concentrações de clorofila-*a*, feopigmentos, proteínas, carboidratos e matéria orgânica total (indicadores do *input* orgânico). Salinidade, temperatura, potencial redox e oxigênio dissolvido foram correlacionados de forma exploratória com densidade total e LC de fêmeas e machos a fim de identificar alguma

relação entre as variáveis. Todos os resultados foram considerados estatisticamente significativos quando $p < 0,05$, com exceção das correlações exploratórias onde foi adotado $p < 0,003$ ($0,003 = 0,05/\text{número de correlações exploratórias}$; seguindo a correção de Bonferroni).

3. Resultados

3.1. Parâmetros ambientais

Todos os parâmetros ambientais já foram discutidos anteriormente no capítulo 1, assim somente uma simples apresentação dos resultados é mostrada aqui. Temperatura e salinidade intersticial variaram muito pouco ao longo do período de coleta (tabela 3). Valores médios anuais de potencial redox variaram entre 225 mV no Maracaípe e 391 mV no Timbó a 2 cm de profundidade, e entre 55 mV no Paripe e 402 mV no Ipojuca-Merepe (tabela 3). O oxigênio dissolvido foi muito baixo na Bacia do Pina ($2,83 \pm 2,39 \text{ mg.L}^{-1}$), porém foi relativamente maior nas demais áreas: $5,13 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$ no Timbó, $5,2 \pm 0,72 \text{ mg.L}^{-1}$ no Ipojuca-Merepe, $6,6 \pm 1,45 \text{ mg.L}^{-1}$ no Mamucabas, $6,7 \pm 1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ no Maracaípe e $7,03 \pm 2,17 \text{ mg.L}^{-1}$ no rio Paripe (valores representam a média $\pm$ desvio padrão dos meses de Maio, Junho e Julho de 2012). No geral, silte e argila foram encontrados em proporções muito baixas (1,5% no Ipojuca-Merepe, 2,1% no Timbó, 3,1% na bacia do Pina, 3,2% no Mamucabas e 4,8% no Paripe), com exceção do rio Maracaípe que alcançou 15,5% de silte e argila.

Tabela 3. Valores médios e variação mensal dos parâmetros medidos no sedimento em cada área de estudo. T = temperatura; Eh = potencial redox; Clor-*a* = Clorofila-*a*; Feop = Feopigmentos; MOT = Matéria orgânica total; na = não disponível.

Mês	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)	T (°C)	S	Eh (2 cm)	Eh (10 cm)	Clor- <i>a</i> µg.cm ⁻²	Feop µg.cm ⁻²	MOT (%)
<i>Paripe</i>								<i>Timbó</i>								<i>Bacia do Pina</i>					
Ago	26,5	32	263	21	6,83	20,31	0,84	34	15	359	404	1,75	11,88	0,29	31	34	387	437	6,49	13,74	0,27
Set	29	34	38	3	2,99	26,60	0,56	28	31	231	97	5,69	9,20	0,33	29	36	357	415	2,23	17,08	0,36
Out	34	37	306	243	1,23	17,99	1,11	30	38	409	332	0,81	8,29	0,64	33,5	35	407	467	2,04	5,39	0,43
Nov	33	40	206	-75	2,42	22,53	1,10	27	38	323	425	3,06	6,50	0,36	30	36	389	369	1,92	6,19	0,35
Dez	33,5	39	375	-72	16,21	15,08	1,28	32	37	442	474	6,54	3,88	0,69	31	35	413	464	2,32	6,04	0,30
Jan	31,5	34	157	-15	8,18	20,04	1,05	29	27	406	407	2,13	13,59	1,18	34	34	354	368	1,99	2,32	0,37
Fev	34,5	34	246	209	2,65	28,10	1,10	34	32	428	284	2,23	11,04	0,36	35,5	35	391	405	2,23	13,37	0,35
Mar	34,5	36	34	-61	0,90	7,79	2,01	34	37	397	320	1,66	5,71	0,61	35	36	57	60	4,03	6,79	0,42
Abr	35,5	37	431	88	2,65	14,50	0,96	34,5	37	443	320	2,70	3,07	0,34	35	37	416	429	2,46	13,96	0,45
Mai	35	37	406	304	2,51	17,03	0,73	31	37	382	340	2,89	2,48	0,25	31	36	393	404	9,57	9,83	0,34
Jun	31	34	363	-39	7,11	29,35	1,67	32	32	487	506	4,93	8,08	0,35	27	35	462	481	4,17	8,87	0,76
Jul	32,5	34	na	na	3,32	15,39	1,77	28,5	19	na	na	2,70	12,36	0,49	32	34	na	na	3,22	16,55	0,60
<i>Média</i>	32,5	35,7	256,8	55,09	4,75	19,56	1,18	31,2	32	391,5	355,36	3,09	8,01	0,49	32	35,3	366	390,82	3,56	10,01	0,42
<i>Ipojuca-Merepe</i>								<i>Maracaípe</i>								<i>Mamucabas</i>					
Ago	21	23,5	360	296	1,04	5,32	0,19	26,5	30	26	-86	3,41	5,98	2,19	31	32	381	396	1,66	0,86	0,49
Set	29	35	403	381	1,52	4,70	0,25	31,5	39	363	333	1,75	11,45	1,94	32	34	385	394	0,62	3,27	0,40
Out	30	38	337	381	0,85	4,39	0,36	33	36	278	14	0,81	11,53	2,95	33	38	398	364	1,33	4,81	0,87
Nov	27	37	385	415	1,75	3,12	0,32	32	40	300	95	0,28	9,62	2,14	34	35	400	445	1,33	7,83	0,98
Dez	29	35	369	406	3,32	3,15	0,52	34,5	34	297	68	4,60	7,21	2,95	32,5	39	209	-145	3,18	2,65	1,02
Jan	30,5	36	364	383	1,56	1,39	0,59	30,5	43	268	-24	2,46	8,38	2,76	31	22	236	285	1,47	3,34	0,94
Fev	33,5	32	na	na	0,28	4,03	0,32	33,5	36	na	na	1,23	8,85	2,14	37	36	411	436	0,81	11,32	0,98
Mar	31,5	39	377	400	1,23	1,27	0,68	33	39	-42	-53	0,95	5,89	2,76	33	34	365	314	0,90	7,79	1,26
Abr	31,5	36	382	419	0,90	3,31	0,51	33	45	123	15	0,66	5,74	2,63	37	37	385	400	0,38	3,14	0,89
Mai	27	30	431	454	1,00	3,73	0,42	29	40	391	332	0,95	5,16	2,49	37	37	393	428	2,18	3,33	0,99
Jun	31	31	488	487	2,99	1,10	0,52	33	39	249	198	0,76	8,27	4,40	31	31	445	463	0,52	7,09	0,94
Jul	30,5	25	na	na	2,70	7,55	0,51	28,5	40	na	na	0,43	5,09	2,95	36	36	na	na	0,95	8,81	0,91
<i>Média</i>	29,3	33,1	389,6	402,2	1,60	3,59	0,43	31,5	38	225,3	89,2	1,52	7,76	2,69	33,7	34,3	364,4	343,64	1,28	5,35	0,89

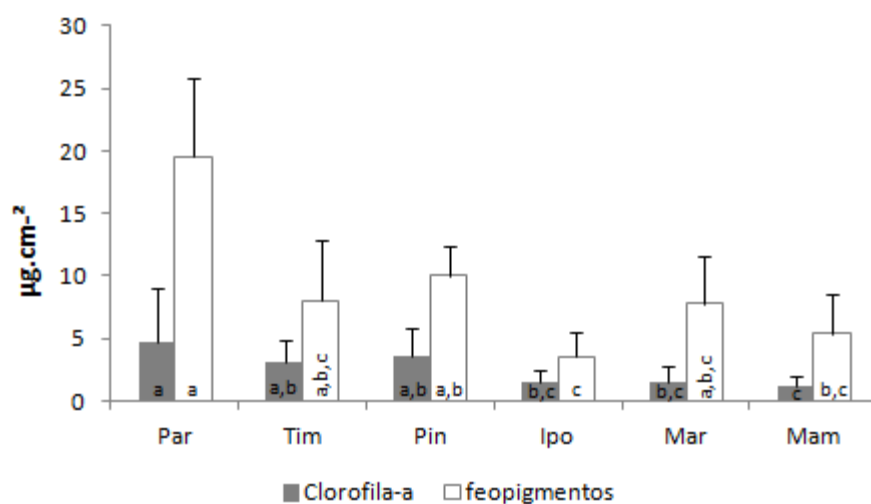


Fig. 2. Concentração média anual ($\pm$ desvio padrão) de clorofila-*a* e feopigmentos. Letras no centro das barras indicam semelhanças e diferenças significativas entre as áreas.

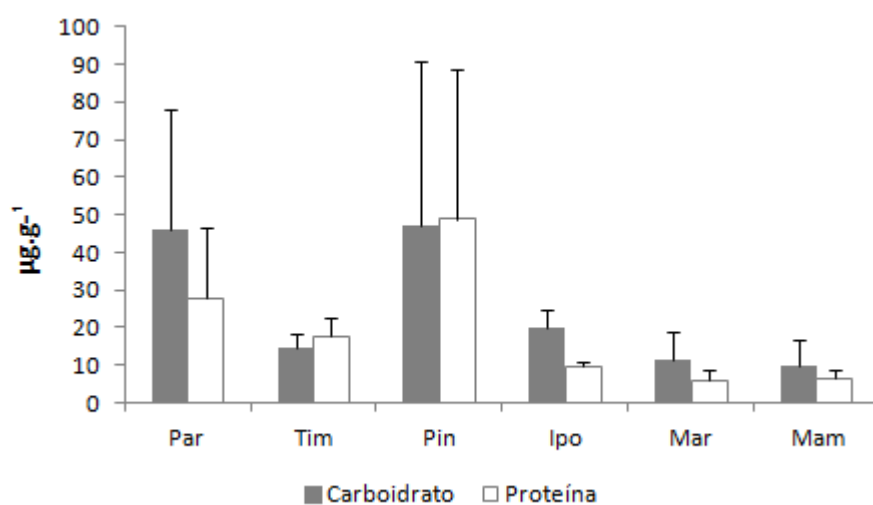


Fig. 3. Concentração média anual de proteínas e carboidratos ($\pm$ intervalo de confiança) nas áreas de estudo.

Comparativamente, a concentração média anual de matéria orgânica (MOT) foi caracterizada por altos valores no rio Maracaípe ($2,74 \pm 0,62\%$), seguido pelos rios Paripe ($1,17 \pm 0,43\%$), Mamucabas ($0,89 \pm 0,23\%$), Timbó ($0,50 \pm 0,25\%$), Ipojuca-Merepe ($0,44 \pm$

0,14%) e por último a Bacia do Pina com $0,42 \pm 0,13\%$ (tabela 2). A concentração média anual de clorofila-*a* ($Fr = 28,94$; $p < 0,05$) e de feopigmentos ($Fr = 36,89$; $p < 0,05$) foram significativamente diferente entre as áreas. Feopigmentos foram encontrados sempre em maiores concentrações do que clorofila-*a* (Fig. 2). A concentração média de proteínas variou de $5,88 \pm 3,14 \mu\text{g.g}^{-1}$ no Maracaípe até $48,94 \pm 39,55 \mu\text{g.g}^{-1}$ na Bacia do Pina. A concentração de carboidratos também foi superior na Bacia do Pina, na estação chuvosa ($47,05 \pm 43,93 \mu\text{g.g}^{-1}$), porém no Mamucabas foi encontrada a menor concentração, com $10 \pm 6,83 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Fig. 3).

3.2 Aspectos populacionais e reprodutivos

Houve diferença significativa na densidade de caranguejos chama-marés entre estuários, independentemente se a Bacia do Pina está inclusa (Friedman, $Fr=16,49$; $p<0,006$), ou não inclusa (Friedman, $Fr=28,45$; $p<0,0001$) na análise. Comparações a posteriori, mostram densidades significativamente maiores no rio Paripe em relação a todas as outras áreas ($p<0,05$) quando a Bacia do Pina é excluída da análise (Fig. 4a), e significativamente maior do que a Bacia do Pina e rio Maracaípe ($p<0,05$) quando a Bacia do Pina é incluída na análise (Fig. 4b). A densidade ao longo dos meses variou significativamente (Friedman, $Fr=23,07$; $p=0,017$), mas o teste a posteriori localizou diferenças apenas entre setembro de 2011 e março de 2012.

Proporção sexual total foi significativamente diferente, com maior frequência de fêmeas do que de machos, no rio Paripe e Timbó (Qui-quadrado, $\chi^2=24,9$; $p<0,0001$ e $\chi^2=33,03$; $p=0,0001$, respectivamente) e maior frequência de machos no Ipojuca-Merepe (Qui-quadrado, $\chi^2=8,11$; $p=0,004$). Nos demais estuários, não houve diferença significativa na proporção sexual (tabela 4).

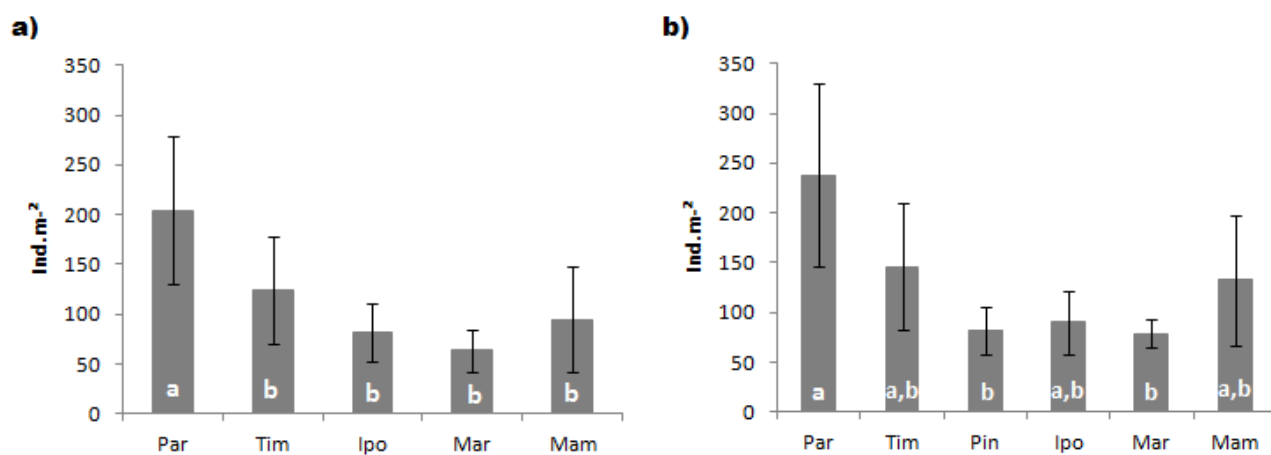


Fig. 4. Densidade média ($\pm$ desvio padrão) de *Uca leptodactyla* em cada área de estudo quando a Bacia do Pina não está incluída (a) e está incluída (b) na análise. Letras diferentes correspondem a diferenças significativas.

Tabela 4. Número total, densidade média anual, proporção sexual e valor do p (Qui-quadrado para proporção sexual) de *Uca leptodactyla* em cada área de estudo.

Área	Machos		Fêmeas Ovíferas		Fêmeas Totais		Total de Indivíduos		Densidade Ind.m ⁻²	Proporção sexual	χ^2 Valor-p
	N	%	N	%	N	%	N	%			
Paripe	302	40,7	26	6	439	59,3	741	33,8	204 $\pm$ 74,2	1:0,69	<0,0001
Timbó	167	36,4	6	2	291	63,6	458	21,8	124,2 $\pm$ 53,4	1:0,57	<0,0001
Bacia do Pina	64	51,2	8	13	61	48,8	125	5,5	81,2 $\pm$ 24*	1:1,05	0,8580
Ipojuca-Merepe	173	58,4	7	5,7	123	41,6	296	13,4	81,6 $\pm$ 29,1	1:1,40	0,0044
Maracaípe	128	56,6	5	5	98	43,4	226	10,2	63,4 $\pm$ 21,4	1:1,30	0,0537
Mamucabas	171	50,7	4	2,5	166	49,3	337	15,3	94,6 $\pm$ 53,1	1:1,03	0,8275
Total	1005		56		1178		2183	100			

*A densidade na Bacia do Pina corresponde apenas aos meses de Agosto/2011 a Dezembro/2012.

A largura da carapaça mostrou diferenças significativas entre os estuários tanto para machos (Friedman, $Fr=46,6$; $p<0,0001$) como para fêmeas (Friedman, $Fr=40,9$; $p<0,0001$). No geral, para ambos os sexos, no rio Paripe e Bacia do Pina os chama-marés alcançaram tamanhos maiores em relação às outras áreas. Machos foram maiores que as fêmeas em todos

os estuários, com exceção da Bacia do Pina, onde não houve diferença significativa (Teste-t, $t=1,87$; $p=0,0874$) na LC de machos e fêmeas (Fig. 5). Não houve variação temporal no tamanho de machos e fêmeas nos estuários (Friedman, $Fr=17,07$; $p=0,1056$ e $Fr=5,1$; $p=0,9261$, respectivamente).

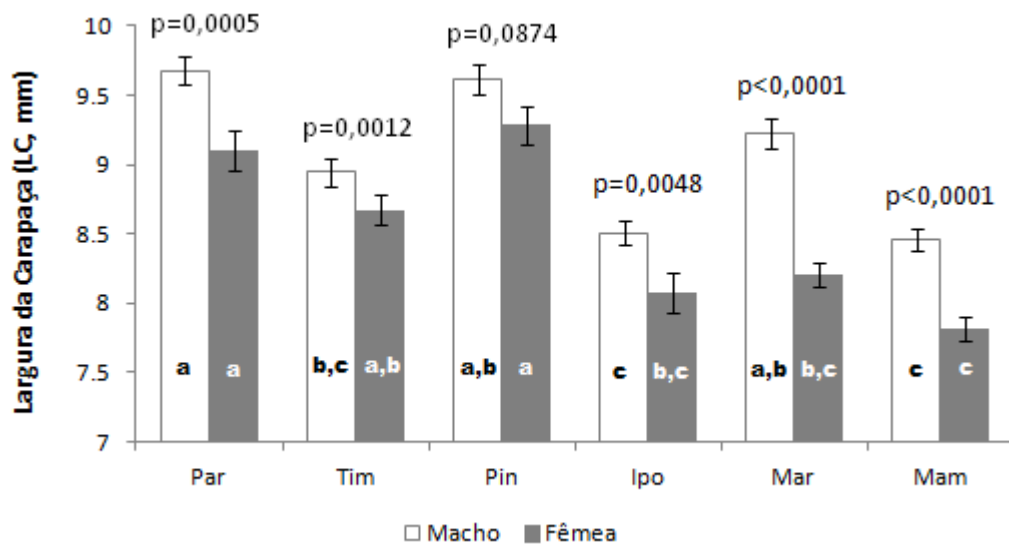


Fig. 5. Média da largura de carapaça ($\pm$ erro padrão) de machos e fêmeas de *Uca leptodactyla* em cada área estudada. Valor de p representa significância da comparação da LC entre machos e fêmeas em cada estuário. Letras no centro das barras indicam semelhanças e diferenças significativas entre as áreas no seu respectivo sexo.

Em todos os estuários o intervalo de captura de fêmeas ovígeras foi praticamente o mesmo, estando elas basicamente restritas aos meses com menores índices pluviométricos. Os menores índices pluviométricos foram encontrados entre os meses de setembro a dezembro de 2011 e abril de 2012, e variaram semelhantemente em todas as áreas (Fig. 6). A maior frequência anual de fêmeas ovígeras foi encontrada na Bacia do Pina (13%), seguido pelo rio Paripe e Ipojuca-Merepe (ambos com 5,7%), Maracaípe (5%), Mamucabas (2,5%) e Timbó (2%) (tabela 4).

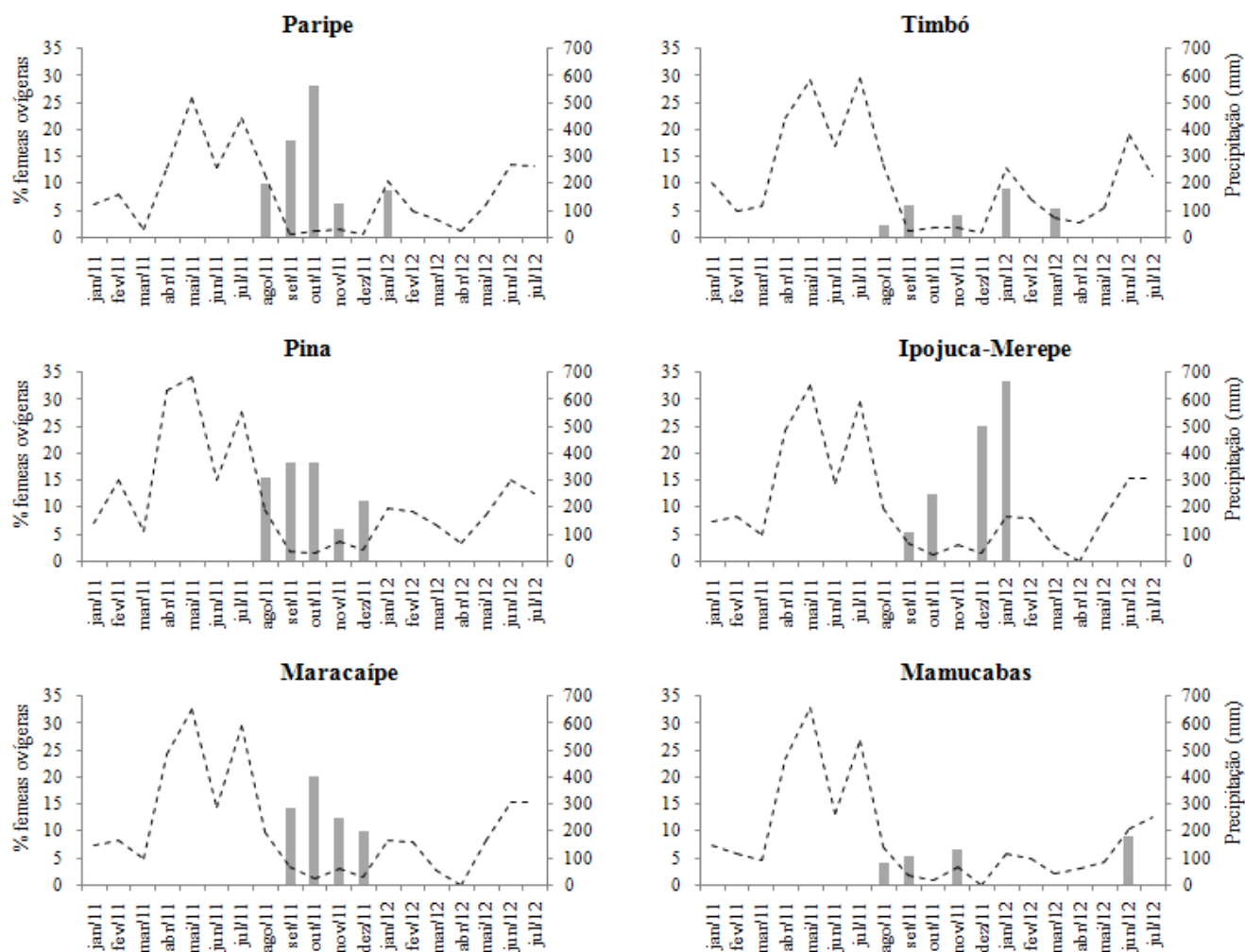


Fig. 6. Índice pluviométrico (linha pontilhada, representada pelo eixo secundário) e frequência mensal de fêmeas ovíferas de *Uca leptodactyla* ao longo do período de coleta em cada área estudada.

Não houve perda de embrião significativa em áreas eutrofizadas (ANCOVA, $F=0,088$; $p=0,769$), nem em áreas controle (ANCOVA, $F=2,689$; $p=0,116$), com fêmeas carregando tanto ovos no estágio III como no estágio I em proporções relativamente iguais (ver definição de grupos de estuários que compõem áreas eutrofizadas e áreas controle na Discussão). Fertilidade potencial também não apresentou diferença entre as áreas eutrofizadas e controle (ANCOVA, $F=0,06$; $p=0,799$), com fêmeas carregando ovos no último estágio em proporções relativamente iguais. Já a fecundidade foi maior em áreas eutrofizadas (ANCOVA, $F=5,37$;

$p=0,028$), com fêmeas carregando mais ovos no estágio I nessas áreas, do que em áreas controle (Fig. 7).

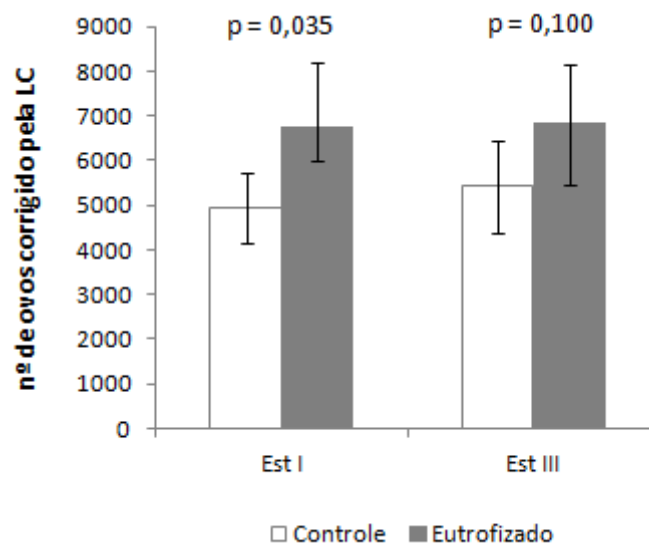


Fig. 7. Fecundidade e fertilidade potencial ($\pm$ intervalo de confiança de 95%) de fêmeas de *Uca leptodactyla* em áreas eutrofizadas (Timbó e Bacia do Pina) e controle (Paripe, Ipojuca-Merepe, Maracaípe e Mamucabas). O valor de p indica significância estatística na fecundidade (Est I) e fertilidade potencial (Est III).

No geral, houve diferença significativa na LC das fêmeas ovígeras entre as áreas (ANOVA, $F=4,69$; $p=0,0015$), observando-se um tamanho significativamente menor (Tukey, $p<0,05$) no Mamucabas ($6,84 \pm 0,57$ mm) em relação ao Maracaípe ($8,55 \pm 0,95$), Paripe ($8,69 \pm 0,82$ mm), Timbó ($8,73 \pm 0,64$ mm) e Bacia do Pina ($8,95 \pm 1,03$). O Ipojuca-Merepe ($8,14 \pm 0,67$) não apresentou diferença significativa (Tukey, $p>0,05$) na LC de fêmeas ovígeras comparado às outras áreas. O tamanho de maturação, calculado com base na LC em que 50% das fêmeas estão ovígeras, mostrou Mamucabas com o menor valor (6,76 mm), seguido pelo Ipojuca-Merepe (8,18 mm), Maracaípe (8,54 mm), Paripe (8,63 mm), Timbó (8,68) e Bacia do Pina com 8,88 mm (Fig. 8).

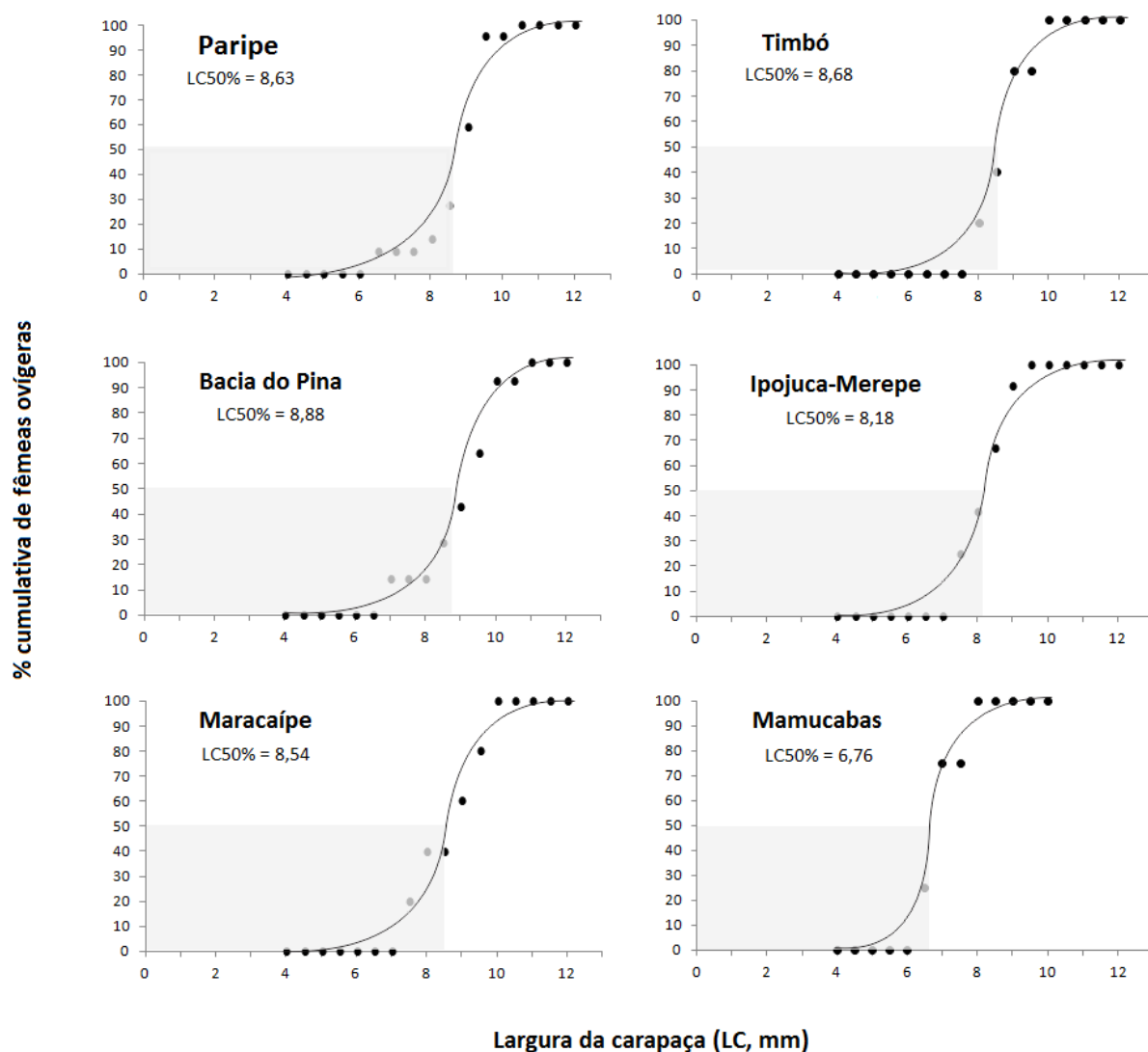


Fig. 8. Tamanho de maturação (LC50%), calculado com base na função logística ajustada à proporção cumulativa de fêmeas ovígeras para cada área de estudo.

A densidade total foi significativamente e positivamente relacionada com a concentração de clorofila-*a* ($F=11,421$; $r^2=0,740$; $p=0,028$) e feopigmentos ($F=10,968$; $r^2=0,732$; $p=0,03$). A LC de fêmeas foi significativamente e positivamente relacionada com clorofila-*a* ($F=22,041$; $r^2=0,846$; $p=0,010$), proteínas ($F=19,873$; $r^2=0,832$; $p=0,012$) e carboidratos ($F=13,877$; $r^2=0,776$; $p=0,021$). A LC de machos foi significativamente e positivamente relacionada apenas com concentração de feopigmentos ($F=8,142$; $r^2=0,670$;

$p=0,046$). Nenhuma das variáveis dependentes apresentou relação significativa com MOT (Tabela 4, Fig. 9) e nenhuma das correlações exploratórias foi estatisticamente significativa ($p > 0,003$).

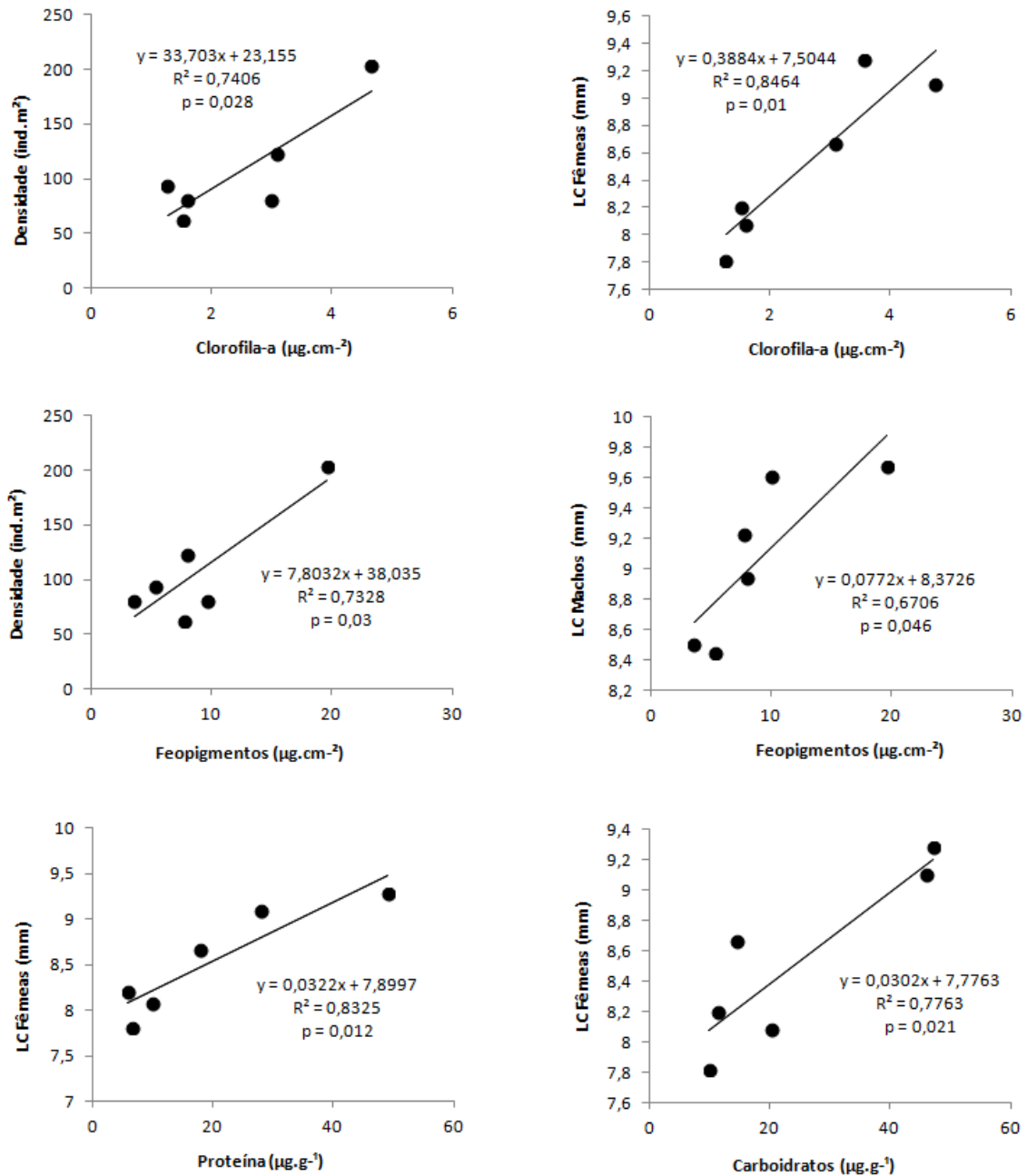


Fig. 9. Regressões estatisticamente significativas entre as variáveis independentes indicadoras do *input* orgânico (clorofila-a, feopigmentos, proteínas e carboidratos) e as variáveis dependentes (LC de machos e fêmeas e densidade total de *Uca leptodactyla*).

4. Discussão

Estudos de impacto ambiental que envolve avaliações de alterações na fauna de invertebrados bentônicos são comumente utilizados (Bigot et al., 2006; Cannicci et al., 2009; Dauer et al., 2000; Pearson e Rosenberg, 1978; Penha-Lopes et al., 2009b; Penha-Lopes et al., 2011), e têm sido considerados a ferramenta mais importante para estudos de impacto ambiental (Warwick, et al., 1990). No entanto, em ambientes altamente variáveis (como é o caso dos estuários), existe um problema quando se tenta determinar os efeitos das atividades humanas, pois comunidades estuarinas bentônicas respondem de forma parecida aos impactos antropogênicos e quando estes sistemas são naturalmente enriquecidos por matéria orgânica (Dauvin e Reullet, 2009; Elliot e Quintino, 2007). No presente estudo, nem todos os parâmetros populacionais e reprodutivos testados do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla*, refletiram claramente os diferentes níveis de eutrofização.

Segundo Geisel (1972), populações que vivem em ambientes estáveis comumente apresentam uma proporção sexual de 1:1 ou levemente baseada em machos, enquanto populações que habitam ambientes inconstantes podem apresentar desvios em direção às fêmeas para maximizar o potencial evolucionário. Por outro lado, desvios dessa proporção pode ser resultado de diferenças na taxa de mortalidade (Johnson, 2003), métodos de amostragem (Montague, 1980) e diferentes taxas de predação (Spivak et al., 1991; Wolf et al., 1975). Portanto, a maior proporção de machos no Ipojuca-Merepe (assim como proporções iguais nas outras áreas) e a maior proporção de fêmeas no Paripe e Timbó, no presente estudo, não parecem estar associado à qualidade do habitat. Da mesma forma, tendo em vista que estuários exibem naturalmente forte nível de variação, e Geisel (1972) restringe seus resultados apenas ao nível de heterogeneidade/inconstância ambiental, usar a proporção sexual como indicador de estresse antropogênico nessas áreas não é aconselhável.

A intensidade reprodutiva está fortemente associada com variações na temperatura, salinidade, disponibilidade de alimento, pluviosidade e fotoperíodo (Pinheiro e Fransozo, 2002). Além disso, Sastry (1983) afirma que a maioria dos crustáceos bentônicos tropicais tende a reproduzir continuamente ao longo do ano comparado com espécies de latitudes mais altas. No entanto, várias espécies de *Uca* que ocorrem em áreas tropicais não se reproduzem de forma contínua (Costa e Negreiros-Fransozo, 2002; Colpo e Negreiros-Fransozo, 2004; Crane, 1975; Emmerson, 1994; Litulo, 2005b). É possível observar no presente estudo, uma forte sazonalidade no período reprodutivo em todas as áreas coletadas, com fêmeas ovígeras basicamente restritas aos meses com menores índices pluviométricos, apoiando a hipótese de que pluviosidade é, provavelmente, o mais importante parâmetro ambiental controlando a estação reprodutiva do chama-maré (Litulo, 2004). Esse resultado não corrobora com a idéia de que estação reprodutiva contínua é esperada em áreas com poluição orgânica, devido ao *input* orgânico favorecer a produção primária e abundância de detritos, as duas principais fontes de alimento de caranguejos (Penha-Lopes et al., 2009b; Penha-Lopes et al., 2011; Litulo, 2004).

É comumente aceito que as fêmeas maduras possuam maiores tamanhos, o que permite transportar grandes massas de ovos (Penha-Lopes et. al., 2011). O índice de maturação mostra, na Bacia do Pina (área considerada “eutrofizada”), fêmeas alcançando a maturidade com tamanhos relativamente maiores, e no Mamucabas (área “controle”) com tamanhos menores. Isso sugere que em áreas eutrofizadas, devido à qualidade nutricional superior, as fêmeas ovígeras alcancem maior tamanho de maturidade sexual e, por isso, consigam transportar maior número de ovos, na primeira maturação sexual, em relação às áreas não-eutrofizadas, aumentando seu potencial reprodutivo. O *input* de detritos orgânicos, estimulação da produtividade primária, bactérias e microalgas parece ser uma ótima fonte de alimento, aumentando o tamanho máximo (Ali e Brendonck, 1993; Penha-Lopes et. al., 2011).

No entanto, transportar massa de ovos maiores pode não obrigatoriamente levar a um potencial de fertilidade também maior. A perda de embrião em crustáceos pode ser induzida por vários fatores, incluindo perda mecânica por abrasão, canibalismo, predação e parasitismo (Kuris, 1991) e mais recentemente têm sido considerada como proxy de perturbação antropogênica (Ford et al., 2003; Penha-Lopes et al., 2009b; Penha-Lopes et al., 2011). No presente estudo não foi observado perda de embrião significativa em áreas “eutrofizadas” quando comparadas a áreas “controle”. Porém, a fecundidade foi significativamente maior em áreas impactadas, ao passo que não foi encontrado diferença na fertilidade potencial. Isso sugere que, apesar de não existir, estatisticamente, perda de embrião em áreas “eutrofizadas”, a fecundidade é maior e isso não se refletiu numa maior fertilidade potencial (indicando a existência ainda que não estatisticamente significativa de perda de embriões em áreas eutrofizadas). Ou seja, apesar das fêmeas ovígeras conseguirem fecundar e carregar uma maior quantidade de ovos em relação às áreas controle, a quantidade de embriões que podem ser potencialmente liberados no ambiente é igual nas duas áreas (“eutrofizadas” e “controle”) sugerindo que em áreas “controle” ocorre uma gestação mais eficiente.

Tendo em vista que algumas áreas “controle” estudadas aqui são tão naturalmente produtivas quanto áreas “eutrofizadas”, e partindo do pressuposto de que o tamanho da ninhada está relacionado com a disponibilidade/qualidade do alimento (Penha-Lopes et al., 2009b; Penha-Lopes et al., 2011), é possível também que a fecundidade maior em áreas com influência antropogênica também seja uma estratégia adaptativa, com fêmeas produzindo mais ovos para compensar a perda de embriões e não comprometer o seu sucesso reprodutivo.

Machos maiores que fêmeas é um padrão bem documentado na literatura (Johnson, 2003; Litulo, 2005a,b; Spivak et al, 1991) que também foi encontrado no presente estudo. Isso representa um importante dimorfismo sexual, onde as fêmeas de *Uca* podem ter reduzido as taxas de crescimento porque concentram seu orçamento energético no desenvolvimento das

gônadas, o que pode conduzir a um menor crescimento somático em relação aos machos (Johnson, 2003). Machos grandes têm maiores chances de obtenção de fêmeas para a cópula e de ganhar combates intraespecíficos (Christy e Salmon, 1984; Litulo, 2005b).

Em áreas com influência humana, a alta abundância dos caranguejos chama-marés pode estar diretamente ligada ao *input* de nutrientes devido ao aumento de diatomáceas e bactérias no compartimento bentônico no qual eles se alimentam (Meziane e Tsuchiya, 2002). Cannici et al. (2009) encontraram maiores densidades de caranguejos chama-marés em ambientes impactados do Quênia e Moçambique em relação às áreas controle. Todavia, no presente estudo a densidade foi significativamente maior no Paripe (considerada uma área “controle”) em relação a todas as outras áreas, mostrando que a densidade de chama-marés não está associada necessariamente à poluição orgânica. As análises de regressão simples, no entanto, mostraram uma forte relação da densidade com clorofila-*a* e feopigmentos (Fig. 8) independente do nível de poluição da área, suportando a hipótese de que os efeitos das atividades humanas sobre a comunidade bentônica determinam muitas das mesmas características encontradas em sistemas naturalmente produtivos (Dauvin e Ruellet, 2009; Elliot e Quintino, 2007).

Da mesma forma, a LC tanto de machos como de fêmeas também são melhor explicados pela produtividade do sistema do que pelo nível de eutrofização. Considerando que maiores tamanhos são encontrados no Paripe (área “controle”) e Bacia do Pina (área “eutrofizada”) e levando em consideração todas as comparações “a posteriori” entre os estuários (Fig. 4) não é possível afirmar que o tamanho dos caranguejos seja indicador de eutrofização, no presente estudo. Penha-Lopes et al. (2011) propõe que contaminação antropogênica fornece fonte de alimento suficiente para sustentar altas taxas de crescimento. No presente estudo, propomos que largura da carapaça (principalmente das fêmeas) está fortemente relacionada com as variáveis indicadoras de enriquecimento orgânico (clorofila-*a*,

proteínas e carboidratos no caso das fêmeas, e feopigmentos no caso dos machos, Fig. 8), seja ele natural ou antropogênico. Concentrações de proteínas e carboidratos fornecem um sinal da matéria orgânica produzida recentemente e são melhores indicadores da disponibilidade de alimento comparado com matéria orgânica total (Pusceddu et al, 2003; 2009). Dessa forma, é aceitável que LC não apresentasse relação com matéria orgânica total, e que evidencie uma forte relação com proteínas e carboidratos.

De fato, é difícil entender as consequências do impacto humano sobre os chama-marés e sobre todo o ecossistema estuarino, pois essas áreas têm uma variabilidade natural elevada mostrando uma maior resistência ao estresse. Organismos que vivem nessas áreas estão evolutivamente adaptados a esse tipo de ambiente e podem tolerar os efeitos adversos e a variação de condições ambientais. Portanto, existe uma maior dificuldade em detectar sinais refletindo mudança antropogênica (Elliot e Quintino, 2007). A maioria dos parâmetros populacionais e reprodutivos de *Uca leptodactyla* nas áreas estudadas no presente trabalho parecem não ser influenciados pela eutrofização do ambiente, salvo fecundidade e tamanho de primeira maturação sexual. Esses resultados são parcialmente diferentes aos de outros autores que também utilizaram chama-marés como indicador de impacto antropogênico em estuários da África, encontrando efeitos na densidade, perda de embrião, período reprodutivo e frequência de fêmeas ovígeras (Penha-Lopes et al., 2009b; Cannici et al., 2009). Nossos resultados sugerem que *Uca leptodactyla* é uma espécie bastante sensível ao *input* orgânico, seja ele natural ou induzido, com efeitos diretos na densidade e tamanho dos indivíduos e que fecundidade e maturidade são parâmetros que realmente parecem responder bem à poluição orgânica. Dessa forma, as hipóteses que evidenciam uma resposta positiva dos chama-marés à contaminação orgânica (ou o uso deles como bioindicadores) precisam ser bem fundamentadas a fim de determinar quais parâmetros respondem realmente ao impacto, e o que é consequência da produtividade natural do habitat.

5. Conclusão

Os resultados apresentados mostram que fecundidade e tamanho de maturidade sexual das fêmeas de *Uca leptodactyla*, são fortemente afetados pela poluição orgânica, apesar da maior fecundidade não significar vantagem quanto ao sucesso reprodutivo uma vez que isso não se refletiu na fertilidade potencial da espécie. Por outro lado, largura da carapaça e densidade responderam melhor à produtividade do ambiente do que estritamente ao nível de eutrofização. Dessa forma, a principal conclusão do presente estudo é que o caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* tem um forte potencial de ser utilizado como um indicador do enriquecimento orgânico e no biomonitoramento de áreas suspeitas de poluição orgânica. Porém, é preciso ter cuidado para não confundir as respostas do enriquecimento natural e do induzido. Assim, o presente estudo destaca a importância de separar o que é parâmetro indicador da condição natural do ambiente do que potencialmente seriam respostas causadas por perturbações antropogênicas, a fim de determinar os verdadeiros impactos do homem sobre o ecossistema.

6. Referências

- Ali, A.J., Brendonck, L., 1993. Evaluation of agroindustrial wastes as diets for culture of the fairy shrimp *Streptocephalus proboscideus* (Frauenfeld, 1873) (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca). In: 2nd International Large Branchiopod Symposium. Kluwer Academic Publ, Ulm, Germany, pp. 167-173.
- Alongi, D.M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29, 331-349.
- Alongi, D.M., 2009. The Energetics of Mangrove Forests. Australian Institute of Marine Science, Queensland, Australia, pp. 216.
- APHA, 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed. American Public Health Association, Washington, DC, p. 1550.
- Attrill, M.J., Depledge, M.H., 1997. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organisation. *Aquatic Toxicology* 38, 183-197.
- Bartolini, F., Cimo F., Fusi M., Dahdouh-Guebas, F., Penha-Lopes, G., Cannicci, S., 2011. The effect of sewage discharge on the ecosystem engineering activities of two East African

- fiddler crab species: Consequences for mangrove ecosystem functioning. *Marine Environmental Research* 71, 53-61
- Bartolini, F., Penha-Lopes, G., Limbu, S., Paula, J., Cannicci, S., 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (*Uca annulipes* and *U. inversa*) to urban sewage loadings: results of a mesocosm approach. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1860-1867.
- Bezerra, L.E.A., 2009. Taxonomia, filogenia e biogeografia das espécies de caranguejos do gênero *Uca* Leach, 1814 (Decapoda: Ocypodidae) no Oceano Atlântico e Pacífico Oriental. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, pp. 361.
- Bezerra, L.E.A., Dias, C.B., Santana, G.X., Matthews-Cascon, H., 2006. Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil. *Scientia Marina* 70, 759-766.
- Bezerra, L.E.A., Matthews-Cascon, H., 2006. Population structure of the fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical mangrove of northeast Brazil. *Thalassas*, 22, 65-74.
- Bezerra, L.E.A., Matthews-Cascon, H., 2007. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Crustacea: Ocypodidae) in a tropical mangrove from Northeast Brazil. *Acta oecologica* 31, 251-258.
- Bigot, L., Conand, C., Amouroux, J.M., Frouin, P., Bruggemann, H., Grémare, A., 2006. Effects of industrial outfalls on tropical macrobenthic sediment communities in Reunion Island (Southwest Indian Ocean). *Marine Pollution Bulletin* 52, 865-880.
- Burton, S.M., Rundle, S.D., Jones, M.B., 2001. The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna. *Environmental Pollution* 111, 159-167.
- Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia Jr., A., Mrabu, E., Penha-Lopes, G., Paula, J., 2009. Effects of urban wastewater impact on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84, 305-317.
- Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Lee, S.Y., Smith, T.J., Offenberg, J., Dahdouh-Guebas, F., 2008. Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic Botany* 89, 186-200.
- Castiglioni, D.S., Negreiros-Fransozo, M.L., 2006. Ciclo reprodutivo do caranguejo violinista *Uca Rapax* (Smith) (Crustácea, Brachyura, Ocypodidae) habitante de um estuário degradado em Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 331-339.
- Christy, J.H., Salmon, M., 1984. Ecology and evolution of mating systems of fiddler crabs (Genus *Uca*). *Biological Review* 59, 483-509.
- Cobo, V.J., 2002. Breeding of the spider crab *Mithraculus forceps* (A. Milne Edwards) (Crustacea, Majidae, Mithracinae) in the southeastern brazilian coast. *Revista Brasileira de Zoologia* 19, 229-234.
- Coelho, P.A., Batista-Leite, L.M.A., Santos, M.A.C., Torres, M.F.A., 2004. O Manguezal. In: *Oceanografia, um cenário tropical*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, pp. 641-688.
- Colijn, F., Dijkema, K.S., 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll-*a* on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4, 9-21.

- Colpo, K.D., Negreiros-Fransozo, M.L., 2004. Comparison of the population structure of the fiddler crab *Uca vocator* (Herbst, 1804) from three subtropical mangrove forest. *Scientia Marina* 68, 139-146.
- Costa, T.M., Negreiros-Fransozo, M.L., 2002. Population biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical South America mangrove area: results from transect and catch-per-unit-effort techniques. *Crustaceana* 75, 1201-1218.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- CPRH, 2006. Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2005. Recife, pp. 90.
- Crane, J., 1975. Fiddler crabs of the world: Ocypodidae: genus *Uca*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, pp. 400.
- Dauer, D.M., Ranasinghe, J.A., Weisberg, S.B., 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries* 1, 80-96.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59, 38-47.
- Dittmann, S., 1996. Effects of macrobenthic burrows on infaunal communities in tropical tidal flats. *Marine Ecology Progress Series* 134, 119-130.
- Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28, 350-356.
- Elliot, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine quality Paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640-645.
- Emmerson, W.D., 1994. Seasonal breeding cycles and sex ratios of eight species of crabs from Mgazana, a mangrove estuary in Transkei, southern Africa. *Journal of Crustacean Biology* 14, 569-578.
- Figueiredo, J., Penha-Lopes, G., Anto, J., Narciso, L., Lin, J.D., 2008. Fecundity, brood loss and egg development through embryogenesis of *Armases cinereum* (Decapoda: Grapsidae). *Marine Biology* 154, 287-294.
- Ford, A.T., Fernandes, T.F., Rider, S.A., Read, P.A., Robinson, C.D., Davies, I.M., 2003. Measuring sublethal impacts of pollution on reproductive output of marine Crustacea. *Marine Ecology Progress Series* 265, 303-309.
- Geisel, J.T., 1972. Sex ratio, rate of evolution, and environmental heterogeneity. *The American Naturalist* 106, 380-387.
- Gerchacov, S.M., Hatcher, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in the sediment. *Limnology and Oceanography* 17, 938-943.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20, 154-159.

- Gray, J.S., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Hobbs, G., 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos – an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North-Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66, 285-299.
- Hogarth, P.J., 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Oxford University Press, New York. pp. 228.
- Hyatt, G.W., 1977. Field studies of size-dependent changes in waving display and other behaviour in the fiddler crab, *Uca pugilator* (Brachyura, Ocypodidae). *Marine Behavior and Physiology* 4, 283-292.
- Johnson, P.T.J., 2003. Biased sex ratios in fiddler crabs (Brachyura, Ocypodidae): a review and evaluation of the influence of sampling method, size class and sex-specific mortality. *Crustaceana* 76, 559-580.
- Jordão, J.M., Oliveira, R.F., 2003. Comparison of non-invasive methods for quantifying population density of the fiddler crab *Uca tangeri*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83, 981-982.
- Kensler, C.B., 1967. Notes on laboratory rearing of juvenile spiny lobsters, *Jasus edwardsii* (Hutton) (Crustacea: Decapoda: Palinuridae). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 1, 71-75.
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research* 59, 30-43.
- Kristensen, E., Alongi, D.M., 2006. Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnology and Oceanography* 51, 1557-1571.
- Kuris, A.M., 1991. A review of patterns and causes of crustacean brood mortality. In: Wenner, A., Kuris, A. (Eds.), *Crustacean Issues*. Balkema, Rotterdam, pp. 117-141.
- Lee, S.Y., 2008. Mangrove macrobenthos: assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research* 59, 16-29.
- Littlepage, J.L., 1998. Oceanografia. Manual de técnicas oceanográficas para trabalhos em laboratório e a bordo. EUFC, p. 100.
- Litulo, C., 2004. Reproductive aspects of a tropical population of the fiddler crab *Uca annulipes* (H. Milne Edwards, 1837) (Brachyura: Ocypodidae) at Costa do Sol Mangrove, Maputo Bay, southern Mozambique. *Hydrobiologia* 525, 167-173.
- Litulo, C., 2005a. Population structure and reproductive biology of the fiddler crab *Uca inversa* (Hoffman, 1874) (Brachyura: Ocypodidae). *Acta Oecologica* 27, 135-141.
- Litulo, C., 2005b. Population biology of the fiddler crab *Uca annulipes* (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical East African mangrove (Mozambique). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62, 283-290.
- Litulo, C., 2006. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca chlorophthalmus* (Brachyura: Ocypodidae) from Inhaca Island, southern Mozambique. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 737-742.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll-*a* and phaeopigments spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12, 343-346.

- Masunari, S., 2006. Distribuição e abundância dos caranguejos *Uca* Leach (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 901-914.
- Medina, M.H., Morandi, B., Correa, J.A., 2008. Copper effects in the copepod *Tigriopus angulatus* Lang, 1933: natural broad tolerance allows maintenance of food webs in copper-enriched coastal areas. *Marine and Freshwater Research* 59, 1061-1066.
- Meziane, T., Tsuchiya, M., 2002. Organic matter in a subtropical mangrove-estuary subjected to wastewater discharge: origin and utilisation by two macrozoobenthic species. *Journal of Sea Research* 47, 1-11.
- Montague, C.L., 1980. A natural history of temperate western Atlantic fiddler crabs (genus *Uca*) with reference to their impact on the salt marsh. *Contributions in Marine Science, Port Aransas* 23, 25-55.
- Munawar, M., Munawar, I.F., Dermott, R., Johannssen, O.E., Lynn, D., Munawar, S.F., Niblock, H., 2003. An integrated assessment of the ecosystem health of a protected area: Fathom Five National Marine Park, Lake Huron. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 6, 185-204.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16, 229-311.
- Penha-Lopes, G., Bartolini, F., Limbu, S., Cannicci, C., Kristensen, E., Paula, J., 2009a. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? *Marine Pollution Bulletin* 58, 1694-1703.
- Penha-Lopes, G., Torres, P., Cannicci, S., Narciso, L., Paula, J., 2011. Monitoring anthropogenic sewage pollution on mangrove creeks in southern Mozambique: A test of *Palaemon concinnus* Dana, 1852 (Palaemonidae) as a biological indicator. *Environmental Pollution* 159, 636-645.
- Penha-Lopes, G., Torres, P., Narciso, L., Cannicci, S., Paula, J., 2009b. Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 58, 1694-1703.
- Pinheiro, M.A.A., Fransozo, A., 2002. Reproduction of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Brachyura: Portunidae) on the brazilian coast near 23°30'S. *Journal of Crustacean Biology* 22, 416-428.
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Danovaro, R., Manini, E., Sarà, G., Fabiano, M., 2003. Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of 'detritus sink' systems: a case study in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuaries* 26, 641-650.
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Danovaro, R., 2009. Quantity, biochemical composition and bioavailability of sediment organic matter as complementary signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series* 375, 41-52.
- Pusceddu, A., Patrona, L.D., Beliaeff, B., 2011. Trophic status of earthen ponds used for semi-intensive shrimp (*Litopenaeus stylirostris*, Stimpson, 1874) farming in New Caledonia (Pacific Ocean). *Marine Environmental Research* 72, 160-171.

- Robertson, J.R., Bancroft, D., Vermeer, G., Plaisier, K., 1980. Experimental studies on the foraging behavior of the sand fiddler crab *Uca pugilator* (Bose, 1802). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 44, 67-83.
- Salmon, M., 1987. On the reproductive behavior of the fiddler crab *Uca thayeri*, with comparisons to *U. pugilator* and *U. vocans*: evidence for behavioral convergence. *Journal of Crustacean Biology* 7, 25-44.
- Sastry, A.N. 1983. Ecological aspects of reproduction. In: J. Vernberg & W.B. Vernberg (eds.). *The Biology of Crustacea*. Vol. 8. Environmental Adaptations. Academic, New York, USA. pp. 179-270.
- Skov, M.W., Vannini, M., Shunula, J.P., Hartnoll, R.G., Cannicci, S., 2002. Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae and Grapsidae. *Marine Biology* 141, 725-732.
- Smith, P.K., Krohn, R.I., Hermanson, G.T., Mallia, A.K., Gartner, F.H., Provenzano, M.D., Fujimoto, E.K., Goeke, N.M., Olson, B.J., Klenk, D.C., 1985. Measurement of protein using bicinchoninic acid. *Analytical Biochemistry* 150, 76-85.
- Somerfield, P.J., Gee, J.M., Warwick, R.M., 1994. Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Marine Ecology Progress Series* 105, 79-88.
- Spivak, E.D., Gavio, M.A., Navarro, C.E., 1991. Life history and structure of the world's southernmost *Uca* population: *Uca uruguayensis* (Crustacea, Brachyura) in Mar Chiquita lagoon (Argentina). *Bulletin of Marine Science* 48, 679-688.
- Suguio, K., 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Edgard Blücher, São Paulo, p. 318.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1995. Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in sediments of a mangrove swamp in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 31, 254-261.
- Torres, P., Penha-Lopes, G., Narciso, L., Paula, J., 2009. Fecundity and brood loss in four species of fiddler crabs, genus *Uca* (Brachyura: Ocypodidae), in the mangroves of Inhaca Island, Mozambique. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 371-378.
- Trott, L.A., Mckinnon, A.D., Alongi, D.M., Davidson, A., Burford, M.A., 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 59, 197-207.
- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Warwick, R.M., Platt, H.M., Clarke, K.R., Agard, J., Gobin, J., 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138, 119-142.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 1990. *Limnological Analyses*, second ed. Springer-Verlag, pp. 338.
- Wolf, P.L., Shanholtzer, S.F., Reimold, R.J., 1975. Population estimates for *Uca pugnax* (Smith, 1870) on the Duplin estuary marsh, Georgia, U.S.A. (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae). *Crustaceana* 29, 79-91.
- Yu, R.Q., Chen, G.Z., Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., Lan, C.Y., 1997. Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. *Hydrobiologia* 347, 127-137.