



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

ANNE KAROLLINE RIBEIRO COSTA

**O EFEITO DA EXCLUSÃO DA PESCA EM
POPULAÇÕES MACROBENTÔNICAS DE AMBIENTES
RECIFAIS COM ÊNFASE EM OURIÇOS *Echinometra
lucunter* NA BAIÁ DE TAMANDARÉ, PERNAMBUCO.**

RECIFE
2013

ANNE KAROLLINE RIBEIRO COSTA

**O EFEITO DA EXCLUSÃO DA PESCA EM
POPULAÇÕES MACROBENTÔNICAS DE AMBIENTES
RECIFAIS COM ÊNFASE EM OURIÇOS *Echinometra
lucunter* NA BAIA DE TAMANDARÉ, PERNAMBUCO.**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM OCEANOGRAFIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE
PERNAMBUCO, COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSARIOS PARA A
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE
EM OCEANOGRAFIA, NA ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA.

RECIFE
2013

Catálogo na fonte
Bibliotecário Vimário Carvalho da Silva, CRB-4 / 1204

C837e Costa, Anne Karolline Ribeiro.
O Efeito da exclusão da pesca em populações macrobentônicas de ambientes recifais com ênfase em ouriços *Echinometra lucunter* na baía de Tamandaré, Pernambuco. / Anne Karolline Ribeiro Costa. - Recife: A Autora, 2013.
xv, 62 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Profº. Dr. Mauro Maida.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2013.

Inclui Referências, listas de figuras e de tabelas.

1. Oceanografia. 2. Ambiente recifal. 3. Recifes. 4. Ecossistemas. 5. Baía de Tamandaré. 6. Ouriços. I. Maida, Mauro (orientador). II. Título.

551.46 CDD (22. ed.)

UFPE
BCTG/2013-280

ANNE KAROLLINE RIBEIRO COSTA

**O EFEITO DA EXCLUSÃO DA PESCA EM
POPULAÇÕES MACROBENTONICAS DE AMBIENTES
RECIFAIS COM ÊNFASE EM OURIÇOS *Echinometra
lucunter* NA BAIÁ DE TAMANDARÉ, PERNAMBUCO.**

Aprovada em __/__/____

BANCA EXAMINADORA

ORIENTADOR: _____

Prof. Dr. Mauro Maida

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

EXAMINADORES: _____

Profª Drª Beatrice Padovani Ferreira

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Prof. Dr. José Roberto Botelho de Sousa

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Profª Dr. Maria Elisabeth de Araújo

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Prof Dr Mucio Banja Fernandes

Universidade de Pernambuco (UPE)

RECIFE

2013

À MINHA ETERNA BISAVÓ HILDA (*in
memorian*) E À MINHA ADORÁVEL TIA
NORMA (*in memorian*)

*“If you're going to try, go all the way
Otherwise, don't even start.
This could mean losing girlfriends,
Wives, relatives and maybe even your mind.
It could mean not eating for three or four days
It could mean freezing on a park bench.
It could mean jail. It could mean derision.
It could mean mockery, isolation.
Isolation is the gift.
All the others are a test of your endurance,
Of how much you really want to do it.
And, you'll do it, despite rejection and the worst odds.
And it will be better than anything else you can imagine.
If you're going to try, go all the way.
There is no other feeling like that.
You will be alone with the gods, and the nights will flame with fire.
You will ride life straight to perfect laughter.
It's the only good fight there is.”*

Charles Bukowski

AGRADECIMENTOS

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Mauro Maida, pelo incrível exemplo de competência, ao apoio científico, moral e técnico, e, principalmente à paciência e acessibilidade concedida durante toda a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio científico e concessão da bolsa. Ao Departamento de Oceanografia da Universidade federal de Pernambuco, ao Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Nordeste (CEPENE), ao programa Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia (INCT- Amb Tropic), ao Instituto Recifes Costeiros (IRCOS) e à APA Costa dos Corais por todo o suporte técnico necessário durante a realização deste trabalho.

À banca examinadora, pelas análises críticas e sugestões valiosas dadas durante a defesa deste trabalho. Muito obrigada!

Aos amigos de Tamandaré, João Marcello, Rodrigo Lima, Manoel Pedrosa, João Lucas, Billy, Simone Marques, Alberto, Lua Lino e Nino, pelo acolhimento trocas valiosas de ideias e o convívio diário que contribuiram para que meus dias pudessem ser mais alegres e descontraídos. Ao Wagner (Inho) pela ajuda imprescindível durante toda a elaboração deste trabalho durante as coletas de dados durante este último ano. Muuuito obrigada!

À minha querida vizinha e amiga, Mariana Coxey, pela companhia e conselhos valiosos durante toda a minha estadia em Tamandaré. Obrigada por me receber de braços abertos em sua vida e compartilhar momentos maravilhosos comigo!! Obrigada pela ajuda essencial no desenrolar deste trabalho. Sem você teria sido tão mais complicado...

Aos grandes amigos que conquistei em Recife: Lucas Maltês, Gleice Santos, Juliana Sul, Antônio Neto, Gabi Padilha, Henrique Maranhão, Thaís Castelo Branco, Paulo Fonseca, Hagá Galvão, Raul Marinho, Allan, Gabi, Camila e Isadora, obrigada pela companhia, amizade, dias incríveis e mágicos, pelas noites agradáveis, descontraídas e as conversas jogadas fora durante esses dois anos de convivência.

Às minhas MEGAS amigas/irmãs Mariana Holanda e Simone Albuquerque, presentes em minha vida desde quando eu não sabia exatamente o que fazer e o que esperar desta nova vida pernambucana e nem comer charque com macaxeira! Obrigada pelo ombro amigo nos momentos em que a dor e a saudade de casa tornavam-se quase que insuportáveis. À Mariana, grande e única amiga pernambucana residente no início da vida em Recife, obrigada pela amizade, preocupação, carinho e apoio dado nos momentos

mais precisos desde quando eu nem fazia ideia de que um dia chegaria aqui. À minha linda jaquinha, Simone, por tudo!! Obrigada pelo amor, amizade, confiança e parceria (perfeita) nestes dois anos de convivência apesar de todas as brigas e desentendimentos, compartilhando momentos extremos da minha vida, hein?! Amo vocês demais, meninas!!

Ao meu namorado Felipe, por estar comigo este último ano, me apoiando e aturando os estresses de todos os dias. Obrigado por ter estado ao meu lado em um dos momentos mais importante e crítico da minha vida.

Aos amigos da torcida paraense: Ox, Mariana, Jessica, Luciana, Cocino, Edryane, Felipe, Ivyn, Iury, Lailla Mota, Amália, Emarielle, Eliene, Carol e Elismara, que mesmo longe, torceram por essa vitória, sorriram e choraram junto a mim nesses últimos meses de tensão e preocupação. Obrigada meeeesmo, Amo vocês demais!! E preparem o açaí que eu to voltando, visse??!

Aos meus familiares, principalmente meus pais-avós, Raimundo, Raimunda e Maria Eudóxia, por serem os melhores avós do mundo! Obrigada por acreditarem em mim, os conselhos sábios, carinho, paciência e amor incondicional durante todos esses anos. Vocês são a minha vontade de seguir sempre vencendo! Aos meus pais, Errol e Hilda, pela força, apoio, carinho e amor demonstrado durante todos esses anos, principalmente nos momentos mais críticos de desespero e necessidade, obrigada! Amo muito vocês!

À minha “velhinha”, minha biza Doninha, Hilda (*in memorian*), por ter me feito ser o que sou hoje! Por ter estado comigo em seus últimos anos de vida, ensinando valores que levarei por toda a vida... À você biza, mais que tudo, agradeço por ser minha força de vontade de querer sempre mais a cada dia... Apesar de não estar presente fisicamente nestes últimos dois anos da minha vida, sei que sempre estará torcendo por cada etapa, onde quer que você esteja. À minha eterna tia Norma (*in memorian*), meu grande exemplo de mulher, irmã, mãe, filha, tia, amiga e profissional. O meu espelho de todos os dias. Obrigada por passar pela minha vida como um anjo que só me trouxe alegria e orgulho.

Aos amigos que deixei de agradecer, por favor, perdoem-me e sintam-se imensamente reconhecidos, e muito obrigada por estarem comigo em mais uma etapa mega importante da minha vida! Valeeeeeeu!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE TABELAS.....	XII
RESUMO.....	XIV
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. HIPÓTESES.....	6
3. OBJETIVOS.....	7
3.1 Objetivo Geral.....	7
3.2 Objetivos Específicos.....	7
4. METODOLOGIA.....	8
4.1 Área de estudo.....	8
4.2 Áreas Amostrais.....	9
4.3 Desenho Amostral.....	10
5. RESULTADOS.....	17
5.1 Densidade Populacional.....	17
5.1.1. Echinometra lucunter.....	17
5.1.2. Corais Escleractínios.....	18
5.1.3. Hidrocorais.....	21
5.1.4. Zoantídeos.....	22
5.2. Cobertura viva.....	24
5.2.1. Escolha de número de pontos para a estimativa de cobertura.....	24
5.2.2. Identificação dos organismos bentônicos nos pontos do CPCe.....	24
5.3. Comparação de Métodos de contagem em quadrats.....	32
5.4. Tamanho de ouriços.....	33

6. DISCUSSÃO	37
7. CONCLUSÕES.....	49
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50

LISTA DE FIGURAS

- Figure 1: Mapa da área de estudo: Recife da Ilha da Barra e Recife do Pirambu em Tamandaré. 9
- Figure 2: Desenho amostral da disposição de transectos e quadrats nos recifes estudados as linhas representam transectos e os quadrados, os quadrats posicionados na trena. 11
- Figure 3: Metodologia de linhas de transectos e quadrats adotada para a análise de densidade populacional de ouriços e corais nos dois recifes estudados. 12
- Figure 4: Quadrat de área 30x40 cm confeccionado em aço inoxidável para acomodar a câmera subaquática para a análise de cobertura viva em ambas as áreas estudadas. Disposição dos quadrats no recife e realização dos fotoquadrats. 13
- Figure 5: Coral Point Count with Excel extensions (CPCe). Método aleatório de pontos e os códigos dos organismos observados para a estimativa de cobertura viva do topo recifal da Ilha da Barra e Pirambu. 15
- Figure 6: Densidade média de indivíduos de *Echinometra lucunter* observados nos recifes da Ilha da Barra e Pirambu –A. Densidade Média de *E. lucunter* em cada um dos períodos amostrados nas duas áreas recifais.-B. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu- A; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B. 18
- Figure 7: Densidade média de colônias de corais escleractínios observados –A, B: Densidade Média de *S. stellata* entre os locais e períodos amostrados respectivamente; C, D: Densidade média de *Porites* sp. entre os locais e períodos amostrados respectivamente E e F: Densidade Média de *A. humilis* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. G e H: Densidade Média de *F. graxida* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu- A, C, E, F; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B, D, E, G. 20
- Figure 8: Densidade média de colônias de *Millepora* spp. observados nos recifes da Ilha da Barra e Pirambu –A. Densidade Média de *Millepora* spp. em cada um dos períodos amostrados nas duas áreas recifais- B Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu (amostras agrupadas) -A; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B. 22
- Figure 9: Densidade média de colônias de zoantídios observados. –A.e B Densidade Média de *P. caribaeorum* entre os locais e períodos amostrados respectivamente.. –C e D. Densidade Média de *Z. sociatus* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. Barras

representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu-A,C, 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B, D..... 23

Figure 10: Médias percentuais de todas as categorias dos grupos observados através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu..... 27

Figure 11: Médias percentuais de macroalgas observadas através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu..... 29

Figure 12 Médias percentuais de espécies de corais escleractínio observadas através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu..... 30

Figure 13: Médias percentuais das espécies de zoantideos observados através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu. 31

Figure 14: Médias percentuais de Substrato observado através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu. 32

Figure 15: Gráfico dos valores médios de tamanho de indivíduos de *E. lucunter* medidos nos dois recifes estudados de Tamandaré. IB- Ilha da Barra; PI- Pirambu. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 148 contagens- IB; 200 contagens- PI..... 34

Figure 16: Imagens do topo recifal do recife da Ilha da Barra, área Fechada. A e B: cobertura algal viva; C: colônia de *Millepora* sp na crista recifal. 35

Figure 17: Topo recifal do recife do Pirambu, área aberta à pesca. A, B e C: alta taxa de densidade e bioerosão do substrato por *E. lucunter*. C: competição entre os organismos por substrato livre. 36

LISTA DE TABELAS

Table 1: Resumo do cronograma das Coletas de dados realizadas ao longo de um ano com n e área amostral nos recifes da Ilha da Barra e Pirambu.....	10
Table 2: Grupos, Categorias e Códigos utilizados para a identificação dos fotoquadrats no CPCe 4.1 para a estimativa de cobertura viva.	15
Table 3: Resultados da ANOVA bifatorial e do teste Post hoc de Fisher para Echinometra lucunter entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.	17
Table 4: Resultados da ANOVA bifatorial e teste Post hoc de Fisher de corais escleractínios entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: grau de liberdade; PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.....	19
Table 5: Resultados da ANOVA bifatorial e teste Post hoc de Fisher de Hidrocorais entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: grau de liberdade; PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.	21
Table 6: Resultados da ANOVA bifatorial e do teste Post hoc de Fisher para zoantídios entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.	23
Table 7: Estimativa média de cobertura para das categorias observadas e teste U de Mann Whitney para a análise da diferença entre 50 e 100 pontos aleatórios no software CPCe. P-50: 50 pontos; P-100: 100 pontos.	24
Table 8: Organismos identificados a nível de gênero, família ou espécie e tipo de substrato encontrados através da análise de pontos aleatórios no software CPCe.....	25
Table 9: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para todas as categorias observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.	27
Table 10: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para todas as categorias de macroalgas observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu de acordo com seus grupos morfológicos e funcionais sugeridos Littler & Littler (1984). * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.	28
Table 11: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para as espécies de corais escleractinios observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de l liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.	30

Table 12: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ entre para as espécies de zoantideos observadas através do programa CPCe os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.31

Table 13: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para as categorias substrato observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. . S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.....32

Table 14: Valor do Teste-t pareado para as espécies de ouriço, corais escleractinios e hidrocoral utilizados para a comparação dos métodos de contagem de organismos nos dois recifes observafos. *Diferenças estatisticamente signiicantes. GL: Grau de Liberdade.33

Table 15: Densidades médias das espécies de ouriço, corais escleractinios e hidrocoral utilizados para a comparação dos métodos de contagem de organismos nos dois recifes observados. PI: Pirambu; IB: Ilha da Barra.33

Table 16: Resultado da ANOVA unifatorial para tamanhos de E. lucunter nos dois recifes estudados. GL: grau de liberdade. S. Quadarados: soma dos quasdrados; M. Quadrados: Média dos quadrados.34

RESUMO

Entender os fatores e interações que afetam a estrutura de comunidade em um ambiente recifal é importante para a compreensão e elaboração de propostas de manejo que visem a resiliência e conservação de populações instáveis no ambiente. Algumas estratégias de conservação e manutenção destes ecossistemas são as criações de áreas protegidas marinhas que vêm se tornando locais de recuperação e conservação de várias espécies restritas nestes ambientes. O trabalho procurou avaliar o efeito do fechamento da área recifal de Tamandaré, litoral Sul pernambucano após 14 anos de exclusão da pesca, na estrutura de comunidades bentônicas, especialmente em populações de ouriços *Echinometra lucunter*, abundância de corais e cobertura algal viva. Foram comparados dois recifes, dentro e fora da área fechada através de técnicas de censo visual subaquático com mergulhos livres, utilizando o método conjugado de linha de transects e quadrats no topo recifal durante três períodos do ano (Verão 2011; Outono 2012; verão 2012) empregados para avaliar a estimativa da densidade populacional de ouriços e corais; e a técnica de fotoquadrats para a estimativa de cobertura viva dos mesmos. Os resultados mostraram densidade média de ouriços *E. lucunter* sete vezes maior no recife aberto à pesca (Pirambu) em comparação ao recife fechado (Ilha da Barra) indicando que o efeito da pesca intensiva de seus predadores e a falta de organismos competidores por espaço e disponibilidade de alimento na área impactada, afeta diretamente a sua abundância e distribuição, modificando a composição de outros organismos, complexidade topográfica e os processos ecológicos do local. Colônias do hidrocoral do gênero *Millepora sp.* apresentaram maior densidade populacional na área fechada, onde foram treze vezes mais abundantes neste recife em comparação ao recife adjacente. Para os corais escleractínios, as espécies *Agaricia humilis* e *Favia gravida* apresentaram maior densidade no recife do Pirambu, enquanto que *Siderastrea stellata* apresentou maior abundância na Ilha da Barra. Apesar das diferenças encontradas entre as espécies, a cobertura geral viva geral destes organismos foi três vezes maior no recife fechado à pesca, indicando um ambiente mais propício para o crescimento destes corais neste recife. A cobertura algal viva apresentou diferenças significativas entre as duas áreas, onde foram mais abundantes na Ilha da Barra, cobrindo cerca de 80% do topo recifal, com exceção das algas calcárias incrustantes que apresentaram maior abundância no recife do Pirambu. Os resultados mostraram que a exclusão do uso de pesca no recife da Ilha da Barra, na área fechada de Tamandaré, vem mostrando capacidade de resiliência do ecossistema recifal, importante para a reestruturação e conservação do ecossistema marinho.

Palavras chaves: Área Fechada de Tamandaré, Populações Macrobentônicas, Echinodermata; Reservas Marinhas.

ABSTRACT

Understanding the factors and interactions that affect the community structure in a reef environment is important to the understanding and development of management proposals that aim at conservation and resilience of unstable populations in the environment. Some strategies for the conservation and maintenance of such ecosystems are the creations of marine protected areas that are becoming suitable recovery and conservation sites of various species restricted to those environments. The study aimed to evaluate the effect of closing a reef area in the structure of benthic communities, especially in populations of sea urchins *Echinometra lucunter*, abundance of coral and living algal cover on the Ilha da Barra reef at the no-take zone of Tamandaré, southern coast of Pernambuco. Two reefs were compared, within and outside the no-take area through underwater visual census techniques with free dives, using the method of conjugate line transects and quadrats in the reef top during three periods of the year used to assess the estimated population density of urchins and corals, and the photo-quadrats technique to evaluate their estimate live coverage. The results showed an average density of the sea urchins *E. lucunter* sevenfold at the reef where fishing is allowed (Pirambu) compared to the no-take area (Ilha da Barra Reef) indicating that the effect of intensive fishing over their predators and the lack of other organisms competing for space and food availability in the impacted area, directly affects their abundance and distribution by changing the composition of other organisms, the topographic complexity and ecological processes of the site. Colonies of the hydrocoral of the genus *Millepora* sp. showed higher recovery pattern in the no-take area, where they were thirteen times more abundant in the Ilha da Barra reef compared to the adjacent reef. To scleractinians corals, the species *Agaricia humilis* and *Favia gravida* showed higher densities at Pirambu Reef while *Siderastrea stellata* showed greater abundance at Ilha da Barra. Despite the differences between species, the overall general coverage of these living organisms was about three times higher on the no-take zone reef, indicating a pattern of recovery in this area. The living algal coverage presented significant differences between the two areas, where they were most abundant on the Ilha da Barra, covering about 80% of the reef top, with the exception of encrusting calcareous algae with higher abundance in Pirambu. The results showed that the exclusion of the use of fishing on the Ilha da Barra Reef, in the no take zone of Tamandaré, has shown to resilience of benthic organisms, important for restructuring and conservation of the marine ecosystem.

Keywords: No take zone of Tamandaré, Macrobetic population, Echinodermata, Marine Reserves.

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais brasileiros estão distribuídos em cerca de um terço de toda a costa brasileira, ocorrendo como recifes de corais a norte entre o Parcel Manoel Luiz (MA) e o Complexo de recifes de Abrolhos (BA) e recifes rochosos mais ao sul até Arraial do Cabo (RJ) (LEÃO, 1982; CASTRO & PIRES, 2001; FLOETER *et al.*, 2007), constituindo as únicas formações recifais do Atlântico Sul (MAIDA & FERREIRA, 1997).

Os recifes de corais brasileiros são formados por uma baixa diversidade de corais escleractínios e hidrocorais construtores, sendo cerca de 40 % das espécies endêmicas para as águas brasileiras (LABOREL, 1970; CASTRO, 2003).

A estrutura das comunidades nos recifes de coral, como em qualquer outra comunidade complexa é influenciada por inúmeros processos ecológicos interdependentes (SAMMARCO, 1985) que atuam como base para o funcionamento da cadeia trófica marinha. Dentre estes processos, a predação, competição e a herbivoria, são os fatores bióticos que mais influenciam o padrão de distribuição e abundância dos organismos marinhos dependentes deste ecossistema (SAMMARCO, 1980; MCCLANAHAN *et al.*, 1996; GUIDETTI, 2006; TUYA *et al.*, 2004).

A predação vem provando ser um forte fator biótico na organização da estrutura de comunidades naturais, pois além dos efeitos diretos na presa, os predadores também influenciam indiretamente toda a comunidade através do efeito de cascata trófica (WITMAN & DAYTON, 2001; GUIDETTI, 2006).

A competição intra e interespecífica também é considerada um importante regulador nas interações ecológicas do ambiente recifal (McCLANAHAN & SHAFIR, 1990) e a competição entre os organismos herbívoros é determinante na distribuição da abundância e composição de espécies de algas (TUYA *et al.*, 2004) e corais (McCLANAHAN *et al.*, 1996). Altas taxas de herbivoria podem causar uma seletiva redução na abundância de organismos da fauna e flora bentônica através da ação de *grazer* de herbívoros raspadores de substrato (McCLANAHAN & KURTIS, 1991; McCLANAHAN & MUTHIGA, 2007). Entretanto, baixas densidades de herbivoria ocasionam rápido crescimento na cobertura algal e competição por espaço e sobreposição de outros organismos bentônicos (McCLANAHAN *et al.*, 1994; TANNER, 1995).

Muitos ambientes recifais ao redor do mundo, têm sofrido estresses causados por efeitos combinados de distúrbios naturais (BYTHELL *et al.*, 1993a, b), mudanças climáticas (HUGUES *et al.*, 2003; HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2007) e crescentes impactos humanos como poluição, turismo e sobrepesca (DUBINSKI & STAMBLER, 1996; JACKSON, 1997). Estes ambientes

vêm excedendo sua capacidade regenerativa, causando mudanças dramáticas na composição de espécies, resultando na perda da biodiversidade, crescente deterioramento no recife e, conseqüentemente, grandes prejuízos econômicos nas atividades pesqueiras (BELLWOOD *et al.*, 2004).

Os distúrbios causados no ecossistema marinho, por efeitos naturais ou antropogênicos, vêm ocasionando mudanças de fases nestes ambientes, onde recifes sofrem a perda na cobertura viva de corais e outros organismos construtores através do aumento da competição com algas e/ou corais moles e remoção da cobertura pela ação bioerosiva de organismos herbívoros *grazers*, principalmente populações de ouriços-do-mar (SCHEFFER *et al.*, 2001; BELLWOOD *et al.*, 2004; NORSTROM *et al.* 2009). Esta perda na cobertura de corais leva a transição destes recifes para estados alternativos onde há dominância de outros organismos que se beneficiam destes efeitos causados ao recife (BELLWOOD *et al.*, 2004; NORSTROM *et al.* 2009).

Dentre os organismos que compõem a fauna recifal, os equinodermos, em especial os ouriços-do-mar, desempenham um importante papel nos processos ecológicos e geológicos nos recifes (SAMMARCO, 1980). São considerados os principais herbívoros raspadores em recifes e costões rochosos, atuando como reguladores fitobentônicos e influenciando a distribuição, abundância e composição específica de algas e outros organismos. Além disso, são também agentes bioerosores eficazes, pois durante o processo de alimentação sobre a flora algal que reveste as áreas recifais, removem também o substrato calcário dos recifes, transformando-o em sedimento (OGDEN & LOBEL, 1978; LAWRENCE & SAMMARCO, 1982; HATCHER, 1983; PEREIRA, 2001).

A bioerosão é um fator importante na estrutura e funcionamento dos recifes de corais. Em níveis ideais, a bioerosão pode aumentar a diversidade de espécies através da criação de uma maior variedade de habitats dada pelo aumento da complexidade topográfica do recife (BIRKELAND *et al.*, 1981). Por outro lado, altas taxas de bioerosão podem comprometer o balanço delicado entre os processos de construção e bioerosão dos recifes, sobrepondo os níveis de acreção de carbonato de cálcio ao substrato, que se dá através do assentamento e crescimento dos organismos construtores (BAK, 1993).

Os ouriços do gênero *Echinometra*, são capazes de se tornar os herbívoros mais abundantes e dominantes, e conseqüentemente, os maiores bioerosores de substratos duros em recifes e costões rochosos, em áreas onde a densidade de seus predadores (peixes invertívoros e outros invertebrados de grande porte) e competidores (outros herbívoros territorialistas) é baixa. Podem

assim se tornar uma espécie indicadora para recifes ambientalmente estressados ou sobrepescados (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 2006).

A espécie de ouriço *Echinometra lucunter* possui uma ampla distribuição no Atlântico Oeste, ocorrendo desde a Flórida e Bermudas até o Sul do Brasil (MCPHERSON, 1969; LEWIS & STOREY, 1984). No Brasil, este ouriço é distribuído pelo litoral de Pernambuco, Salvador, Abrolhos, Cabo Frio, Rio de Janeiro e São Paulo (RATHBUN, 1879; BRITO, 1962). Em Pernambuco, *E.lucunter* caracteriza-se por ser o equinodermo mais comum ao longo da costa, presente em todas as formações recifais, desde o norte do estado, na praia de Ponta de Pedras, até ao sul, em São José da Coroa Grande (FERNANDES, 2002; LIMA & FERNANDES, 2009).

A pesca tem forte influência na estruturação dos ambientes recifais por modificar a abundância, distribuição natural e composição de diversas espécies de predadores e competidores (HAY, 1984; MCCLANAHAN & SHAFIR, 1990; FLOETER *et al.*, 2007). No caso de equinodermos, a pesca torna-se fator chave que determina o padrão de distribuição e densidade destes organismos ao longo do ambiente recifal através da captura de peixes e outros invertebrados (como macrocrustáceos) predadores de ouriços que são alvo das atividades pesqueiras (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 1988; MCCLANAHAN & SHAFIR, 1990; GUIDETTI, 2006).

Em estudos realizados em recifes do Quênia, McClanahan e Muthinga (1988) sugerem que a remoção dos organismos predadores resulta no aumento da população de ouriços; a redução na predação de ouriços da espécie *Echinometra mathaei* leva à exclusão competitiva de espécies subordinadas de ouriços e o aumento da população destes equinodermos resulta na redução na cobertura de coral, aumento na bioerosão do substrato e redução na complexidade topográfica.

Estudos relacionados ao efeito da pesca na densidade e distribuição de ouriços e as consequências que estes organismos causam na estrutura de comunidades bentônicas nos ambientes recifais vêm sendo observados em áreas de proteção marinhas em recifes ao redor do mundo (HAY, 1984; MCCLANAHAN E MUTHIGA, 1989; SALA E ZABALA, 1996; SHEARS E BABCOCK, 2002; 2003). Alguns autores relatam que a abundância de ouriços está mais relacionada ao controle através da predação por peixes, lagostas, caranguejos, gastrópodes, entre outros organismos que são predadores em potencial de ouriços em alguma fase do seu desenvolvimento ontogenético, do que pela competição com outros organismos herbívoros (MCCLANAHAN *et al.*, 1998; SHEARS E BABCOCK, 2002; LAFFERTY, 2004; HEREU *et al.*, 2005; GUIDETTI, 2006).

A criação de reservas marinhas fechadas para atividades de pesca e turismo vêm se tornando uma estratégia relevante nas últimas décadas, atuando como áreas controles e como ferramentas de manejo de pesca e conservação nos recifes de coral (ROBERTS *et al.*, 2001; GRAHAM *et al.*, 2003; FLOETER *et al.*, 2007; MAIDA & FERREIRA, 2007), principalmente devido ao aumento da abundância de espécies alvo de pesca em reservas marinhas fechadas em relação às áreas onde a interferência humana está presente (RUSS, 2002; HALPERN 2003; FLOETER *et al.*, 2006; MAIDA & FERREIRA, 2007; HALPERN *et al.*, 2008). Em reservas marinhas ao longo do tempo, normalmente são observadas um aumento da biomassa, da média de tamanho e fecundidade de espécies chaves para a manutenção deste ecossistema (BELLWOOD, 2004; GRAHAM *et al.*, 2008).

No Nordeste brasileiro, os ambientes recifais costeiros estão entre os ecossistemas mais ameaçados de sofrerem interferências múltiplas decorrentes das pressões humanas (LEÃO *et al.*, 2003). A pesca e o turismo são as atividades mais comuns em áreas costeiras onde, na maioria das vezes, é a principal fonte de subsistência de populações que residem próximas a estas áreas, levando a utilização de forma desregrada dos recursos naturais marinhos. Estudos relacionados a vários parâmetros sobre a vitalidade dos recifes brasileiros, entre eles a cobertura viva, densidade e recrutamento de espécies de corais construtores de recifes e a abundância na cobertura de macroalgas, têm indicado que, em geral, os recifes localizados mais próximos ao continente estão em condições inferiores àqueles que estão mais afastados da costa (FERREIRA & MAIDA, 2006; KIKUCHI *et al.*, 2010)

Diante desta problemática crescente nas últimas décadas, a preocupação com o estado de conservação dos ambientes recifais levou à criação de Unidades de Conservação ao longo da Costa Brasileira. A Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais, foi criada há quinze anos em uma ação conjunta da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e CEPENE-IBAMA, está situada entre o Litoral Sul Pernambucano (Tamandaré) e Norte de Alagoas (Paripueira) e é a maior unidade de conservação marinha federal brasileira abrangendo 413.563 ha, constituindo a primeira unidade de conservação federal a incluir recifes costeiros. A presença de recifes de coral, principal característica na APA, é suporte para uma grande diversidade biológica representada por algas, corais, peixes, crustáceos, moluscos e outros organismos incluindo espécies ameaçadas de extinção como o peixe-boi marinho *Trichechus manatus* (MAIDA E FERREIRA, 2003).

Em 1999, foi criada na APA Costa dos Corais a área fechada de Tamandaré, no recife da Ilha da Barra, onde se tornou proibida a extração de recursos e visitação turística (sendo

permitidas somente atividades voltadas à pesquisa), com o intuito de subsidiar o primeiro experimento de zoneamento a fim de recuperar a biodiversidade e potencial pesqueiro por meio de áreas de exclusão de uso em APAs no País (MAIDA E FERREIRA, 2003). O fechamento desta área vem trazendo grandes mudanças na comunidade de peixes recifais nos últimos anos, como o reaparecimento de espécies que se tornaram raras nos recifes nordestinos como cardumes de peixe “papagaio bico-verde” (*Scarus trispinosus*) e espécies já consideradas ameaçadas, como é o caso do mero (*Epinephelus itajara*), barracuda (*Sphyraena barracuda*), o sirigado amarelo (*Mycteroperca interstitialis*) e caranha (*Lutjanus cyanopterus*) (FERREIRA & MAIDA, 2007).

Em Tamandaré, estudos relacionados à densidade populacional de ouriços *E. lucunter* antes da criação da área fechada no recife da Ilha da Barra, revelaram elevados valores de densidade ao longo dos recifes (MAIDA, 1994; KILPP, 1999) ocasionando altas taxas de bioerosão da estrutura recifal, quase três vezes maior que os níveis de bioerosão observados em outros recifes ao redor do mundo (PEDRESCHI NETO, 1997; PEREIRA, 2001). Foi relatado que para estes recifes, a predação e a competição estão entre os fatores que mais influenciam a distribuição, tamanho e a capacidade bioerosiva de ouriços nos recifes de Tamandaré (PEDRESCHI NETO, 1997; KILPP, 1999; PEREIRA, 2001).

Observar e entender os fatores e interações que afetam a estrutura de comunidade de um ambiente recifal é importante para a compreensão e elaboração de propostas de manejo visando a resiliência e conservação de populações ambientalmente instáveis (GUIDETTI, 2006).

Nos anos que seguiram após o fechamento da área protegida de Tamandaré, poucos resultados foram disponibilizados em relação a estrutura das populações bentônicas, especialmente ouriços, cnidários e cobertura algal após a exclusão da pesca no recife da Ilha da Barra, em comparação a outros recifes adjacentes onde há interferências humanas.

2. HIPÓTESES

- A proibição das atividades de pesca, visitação e turismo em um recife de coral em Tamandaré, promove mudanças na estrutura populacional bentônica quando comparada com áreas onde estas atividades são permitidas.
 - Um recife onde ocorre a proibição das atividades humanas apresentam padrões de densidade e tamanhos médios de ouriços *Echinometra lucunter*, bem como a distribuição de outros organismos bentônicos como populações de corais escleractínios, hidrocorais e cobertura algal diferentes do que em recifes abertos para a exploração de recursos.
 - A cobertura viva do topo recifal de um recife fechado (Ilha da Barra) apresenta maior diversidade e percentual de cobertura de organismos bentônicos que no recife adjacente estudado, com maior padrão de recuperação recifal.
 - Existem diferenças na precisão entre a metodologia de quadrats através de contagens in situ e a metodologia de fotoquadrats, quando utilizada para estimar densidades populacionais bentônicas.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito do fechamento da área recifal de Tamandaré, na estrutura populacional bentônica, com foco nas densidades populacionais de ouriços *Echinometra lucunter*, corais escleractínios e hidrocorais, além da estimativa de cobertura viva do topo recifal na área fechada de Tamandaré após quatorze anos de fechamento através da comparação com um recife adjacente onde atividades de pesca e turismo são permitidas.

3.2 Objetivos Específicos

- Analisar comparativamente as densidades populacionais bentônicas entre o recife da área fechada de Tamandaré e um recife adjacente aberto à pesca, especialmente populações de ouriços *Echinometra lucunter*, corais escleractínios, hidrocorais e zoantídios.
- Fazer análise comparativa entre os padrões de tamanho médio dos indivíduos de *Echinometra lucunter* nos dois recifes estudados.
- Identificar e estimar o percentual de cobertura bentônica viva de corais, hidrocorais, zoantídios e grupos funcionais algais, além da cobertura de substrato exposto no topo recifal dos recifes dentro e fora da área fechada.
- Testar metodologias de amostragem de densidade populacional através de técnicas de contagens de organismos em quadrats realizadas *in situ* e análises de fotoquadrats para identificar qual metodologia apresenta melhor nível de precisão.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

Tamandaré está localizado na costa nordeste do Brasil, litoral Sul de Pernambuco, a 110 km da capital, Recife (08°47'20" S, 35°06'45" W) e apresenta uma área costeira correspondente a 10 km de costa, distribuídas em três baías: Praia de Carneiros, Praia de Campas e Baía de Tamandaré, cercadas ao norte pelo Rio Formoso, e ao sul pelo rio Ilhetas que corre paralelo à costa, desembocando na Boca da Barra (MAIDA & FERREIRA, 1997). O Complexo Recifal de Tamandaré está inserido dentro dos limites da APA Costa dos Corais, onde está localizada a Área fechada de Tamandaré, protegida por lei Federal há 14 anos (Figura 1).

Nesta área, as formações recifais representam um bom exemplo de recifes da costa brasileira, estando distribuídas em três linhas de recifes paralelas à costa formando construções semelhantes a recifes de franjas, apresentando características específicas em cada linha recifal. Estas formações caracterizam-se pelo crescimento isolado em colunas de até 6m, criando grandes e densas estruturas, formando um sistema interconectado de cavernas. Da fauna coralínea, estão presentes nesta área, nove das quinze espécies conhecidas de corais escleractíneos da costa brasileira, quatro destes, espécies endêmicas (*Mussismilia hispida*, *M. hartii*, *Favia gravida* e *Siderastrea stellata*), além do hidrocoral endêmico, *Millepora braziliensis* (MAIDA & FERREIRA, 1997).

As superfícies recifais são geralmente cobertas por fragmentos de zoantídeos e densos tapetes de algas calcárias (LABOREL & KEMPF, 1967). As espécies de corais escleractíneos *Mussismilia hartii* e *Montastrea cavernosa* são as principais construtoras de recifes (MAIDA & FERREIRA, 1997).

Tradicionalmente, a pesca e o comércio são as principais atividades comerciais em Tamandaré. O turismo, por sua vez, é a atividade que vem crescendo ao longo das últimas décadas, com o aumento populacional de veranistas que ocupam a cidade no período de verão, correspondentes aos meses de dezembro a março (MAIDA & FERREIRA, 1997).

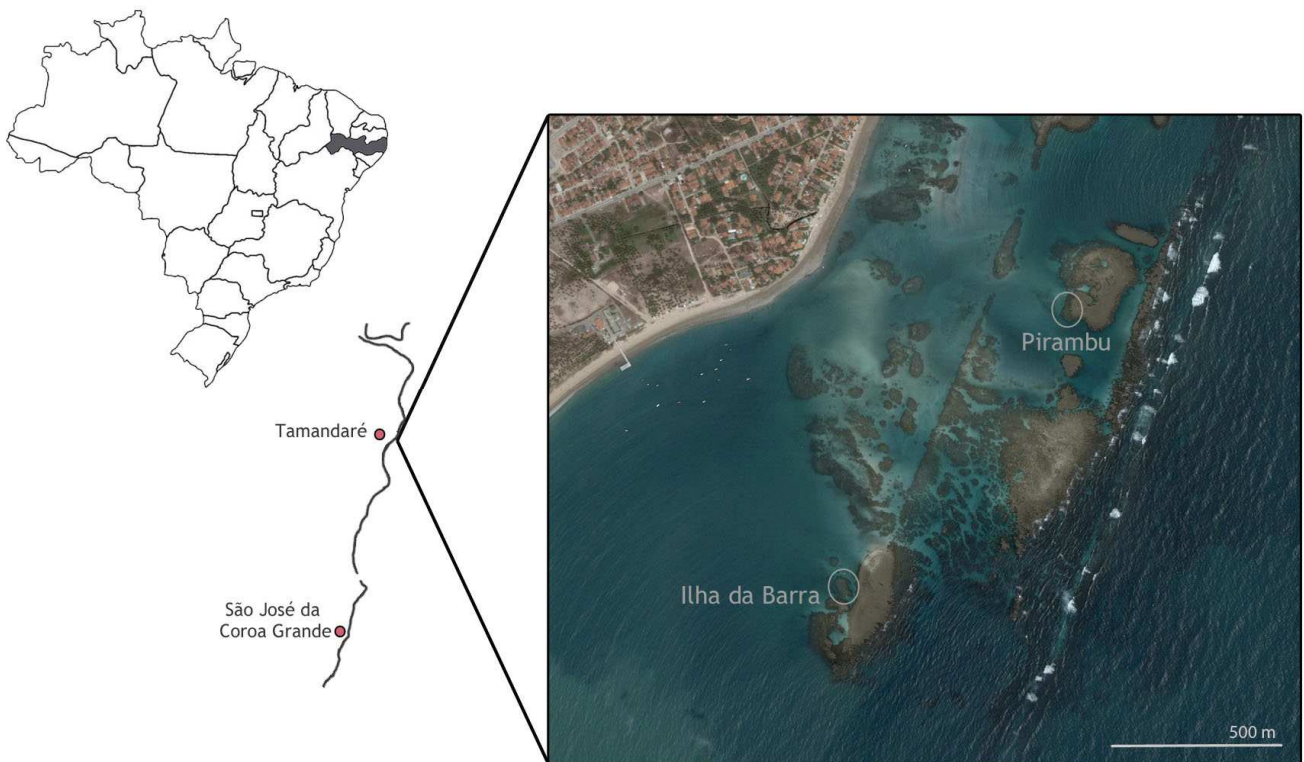


Figure 1: Mapa da área de estudo: Recife da Ilha da Barra e Recife do Pirambu em Tamandaré.

4.2 Áreas Amostrais

O recife da Ilha da Barra está inserido dentro da área fechada de Tamandaré, onde atividades como a pesca, tráfego de embarcações e turismo estão estritamente proibidos há 14 anos.

O recife do Pirambu é aberto para a pesca, visitação, turismo e atividades náuticas.

Estes recifes foram escolhidos para a realização deste estudo por apresentarem características ambientais similares como:

- Ambos estão localizados na segunda linha recifal
- Estão situados a cerca de 1000 m da linha de praia, e cerca de 600 metros de distância entre eles.
- Apresentam estrutura topográfica e dimensões similares de topo recifal
- Os topo recifais encontram-se sempre submersos e em profundidades semelhantes (cerca de 1m durante a baixa-mar).

4.3 Desenho Amostral

Estudo comparativo das densidades populacionais de organismos bentônicos

Para a densidade populacional e cobertura viva dos organismos recifais bentônicos nas áreas recifais, foram realizadas coletas nos período entre Outubro de 2011 a Dezembro de 2012, como descritas na tabela 1, através da técnica de censo visual subaquático utilizando o método conjugado de linha de transectos e quadrats (HAWKINS & JONES, 1992).

Table 1: Resumo do cronograma das Coletas de dados realizadas ao longo de um ano com n e área amostral nos recifes da Ilha da Barra e Pirambu.

<i>Coletas amostrais</i>	<i>Meses/ Ano</i>	<i>Área de Quadrat</i>	<i>N amostral</i>
Período I	Outubro e Novembro/2011	0,25 m ²	440
Período II	Março, Abril e Maio /2012	0,25 m ²	440
Período III	Novembro e Dezembro/2012	0,12 m ²	440

As amostragens foram realizadas através de mergulhos livres durante os períodos de maré-baixa (0,1 - 0,7 m). Com o auxílio de trenas de fibra de vidro, transectos paralelos de 50 m de comprimento foram posicionados sobre o topo recifal no sentido frente-retaguarda recifal a uma distância de aproximadamente dois metros entre eles para dar referências quanto à posição dos quadrats amostrados. Os quadrats apresentaram área amostral de 0,25 m² (50 x 50 cm) durante os períodos I e II e de 0,12 m² (40 x 30 cm) para o período III. Em cada período amostral, foram estabelecidos 12 transectos para o recife da área fechada (Ilha da Barra) e 10 transectos para o recife aberto (Pirambu). Em cada transecto foram dispostos 20 quadrats a cada 2,5 m da trena onde foram feitas as contagens de organismos, totalizando 240 quadrats para o recife da ilha da barra e 200 quadrats para o recife do Pirambú em cada período amostral (Tabela 1; figura 2).

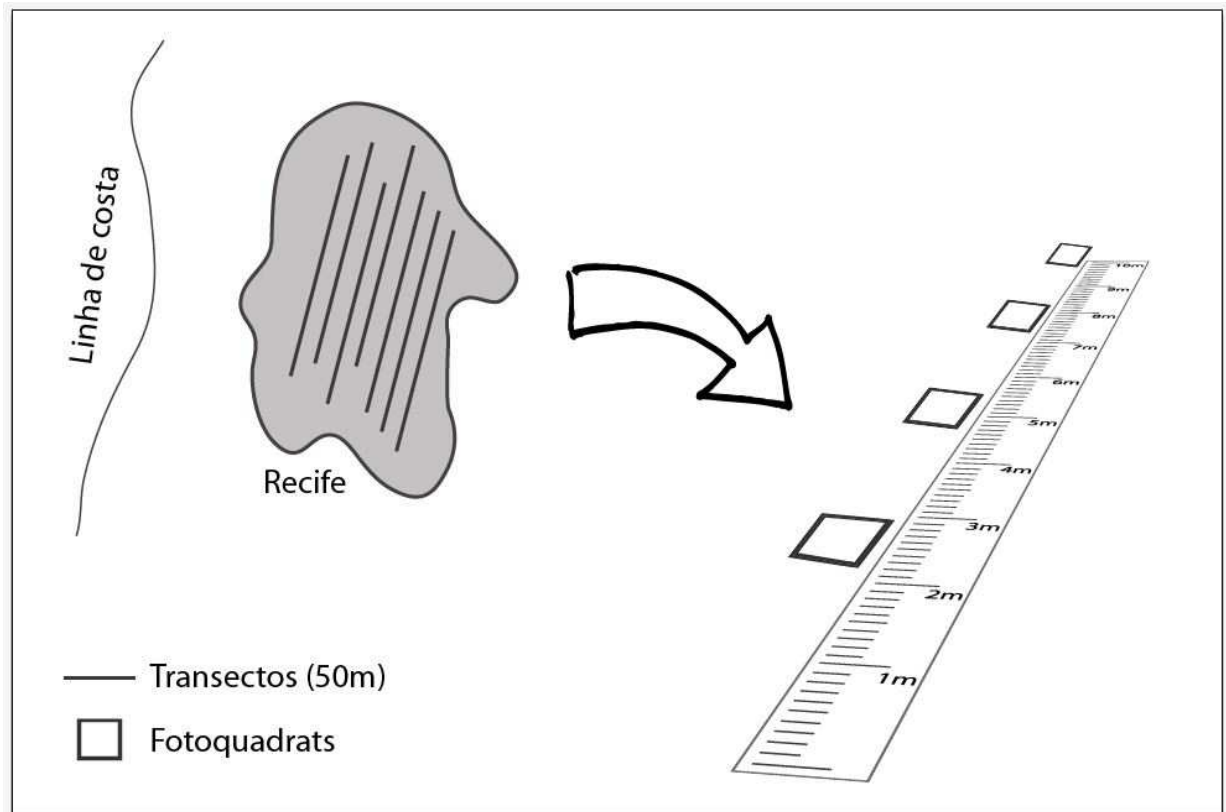


Figure 2: Desenho amostral da disposição de transectos e quadrats nos recifes estudados as linhas representam transectos e os quadrados, os quadrats posicionados na trena.

As amostras foram obtidas através da contagem direta de cada indivíduo de ouriços, de colônias de corais escleractínios, hidrocorais e zoantídeos ocorrentes dentro dos quadrats e registradas em cadernetas de campo de PVC (Figura 3).

Para análise estatística dos dados, foi utilizado software Statview versão 5.0. A comparação das estimativas de densidade populacional de ouriços, de corais, hidrocorais e zoantídios foi realizada através de análises de variância bi-fatoriais entre as densidades de cada recife em cada período de coleta realizado durante o estudo, a fim de observar se há diferença significativa entre cada período do ano entre os dois recifes analisados.

Quando detectadas diferenças significativas entre os fatores observados nas ANOVA's bifatoriais, foram realizados testes *post hoc* de Fisher de acordo com Zar (2010), utilizando-se intervalos de confiança de 95%.



Figure 3: Metodologia de linhas de transectos e quadrats adotada para a análise de densidade populacional de ouriços e corais nos dois recifes estudados.

Estimativa de Cobertura Viva dos organismos bentônicos

A estimativa de cobertura viva de algas, corais e outros invertebrados sésseis foi realizada somente no terceiro período amostral. Para a análise da cobertura viva do topo recifal das áreas amostradas, foram realizados fotoquadrats seguindo a mesma metodologia de linhas de transectos e quadrats acima citado (Figura 4).

A terceira coleta de dados sofreu diminuição na área amostral para todos os censos realizados (densidade populacional e estimativa de cobertura viva), pois para a realização dos fotoquadrats, o quadrat foi confeccionado em dimensões que fossem possíveis de serem visualizadas todas as suas arestas na margem da fotografia e no intuito de acoplar e manter totalmente fixa e centralizada a câmera. Para isso, foi utilizadas barras de aço inoxidável para a criação de um quadrat com dimensões de 30 x 40 cm, unido a duas barras verticais ajustáveis e separados por uma placa de acrílico utilizada para dar sustentação à câmera (figur (Figura 4).

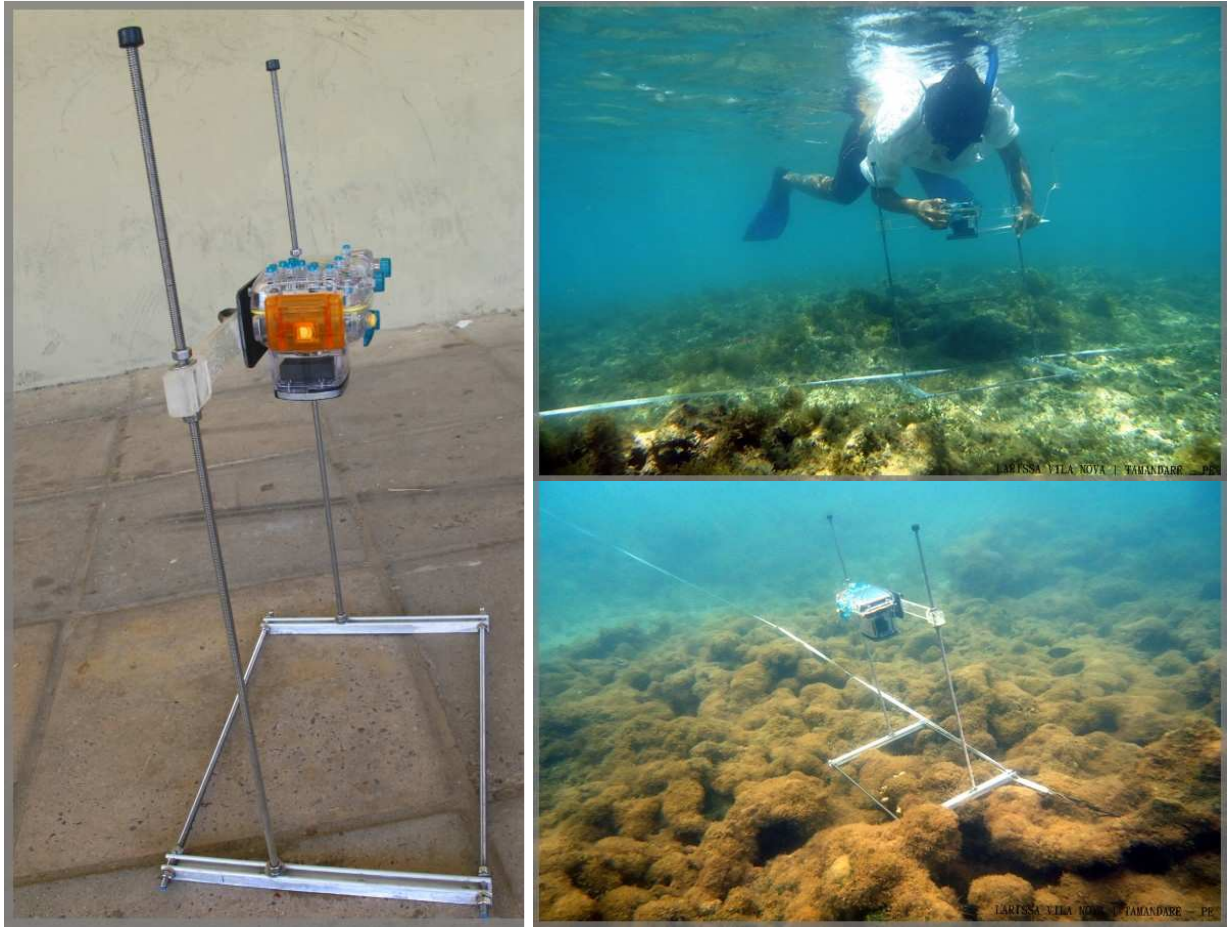


Figure 4: Quadrat de área 30x40 cm confeccionado em aço inoxidável para acomodar a câmera subaquática para a análise de cobertura viva em ambas as áreas estudadas. Disposição dos quadrats no recife e realização dos fotoquadrats.

Para a estimativa percentual da cobertura viva de algas e coral, as fotografias foram analisadas através do método de análise de pontos aleatórios no *software* Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) versão 4.1 de acordo com as recomendações de Kohler & Gill (2006).

Inicialmente, foi criado um arquivo de código dividido em categorias e subcategorias dos grupos de organismos para a identificação dos fotoquadrats no software, além de tipos de substratos existentes e a categoria TWS (Tape, Wand, Shadow), que caracterizam os pontos que, eventualmente, coincidiram na imagem da trena ou das arestas do quadrat, ou mesmo sombreamento na foto que podem comprometer a análise. Esta categoria foi subtraída das contagens para manter os dados reais de cada organismo observado (tabela 2).

Para a definição do número mínimo de pontos a serem utilizados para uma estimativa precisa de cobertura, foram selecionados aleatoriamente para tal, oito fotoquadrats usando-se primeiramente 50 pontos lançados aleatoriamente pelo programa na fotografia. Posteriormente a cobertura viva dos mesmos fotoquadrats foi estimada utilizando-se 100 pontos aleatórios. As

estimativas foram comparadas através do teste não paramétrico Mann-Whitney. Como não existiram diferenças estatisticamente significativas entre as estimativas utilizando-se 50 e 100 pontos de intersecção, optou-se então por prosseguir com as análises utilizando-se o número menor de pontos, isto é 50 pontos.

Uma vez escolhido o número de pontos, foram feitas as identificações dos organismos ocorrentes sobre cada um dos 50 pontos distribuídos automaticamente em cada fotoquadrat. O programa então calculou a porcentagem de cobertura viva de cada uma das categorias de organismos pré-definidas onde foi registrada posteriormente em arquivo no formato cpc (figura 5).

A divisão dos grupos algais foi feita de acordo com a classificação sugerida por Littler & Littler (1984) dividindo as macroalgas em seis grupos de forma funcional e classificadas de acordo com sua estrutura morfológica externa, textura, anatomia interna e a habilidade hipotética de persistirem em comunidades ambientalmente desestabilizadas. Esta classificação segue desde algas que apresentam formas de folhas finas e de textura suave, denominadas algas folhosas (*sheet like*); as algas filamentosas que apresentam delicadas ramificações (filamentos) e textura suave; algas cilíndricas (*coarsely branched*), classificadas pela sua forma tubular e com ramificações, crescimento vertical e um tipo de textura carnuda, porém rígida; algas coriáceas (*thick leathery*) apresentam grossas lâminas e algumas ramificações e textura de couro emborrachado; calcárias articuladas (*jointed calcareous*) com as formas e o tamanho grosseiramente similar ao das algas cilíndricas, porém apresentando carbonato de cálcio dentro e nas superfícies de suas paredes celulares, sua textura é mais firme e pedregosa, com crescimento vertical; já as algas calcárias incrustantes (*crustose*) apresentam formas incrustantes que frequentemente tem textura pedregosa ou muito rígida e a área de superfície relativamente baixa em relação ao seu volume. O grupo das algas globosas foi adotado por Feitosa *et al.* (2012) devido a morfologia de algumas algas não estarem inseridas em nenhuma das classificações propostas pelos autores acima (Tabela 2).

As algas observadas nos fotoquadrats foram identificadas até o táxon máximo possível de ser observado nas fotografias analisadas.

Para as análises de variância da estimativa de cobertura viva da comunidade bentônica observada, todos os dados percentuais foram transformados em Arcoseno da raiz quadrada de x, para a aproximação da distribuição dos dados para uma distribuição normal

Para a comparação das percentagens médias de cobertura viva entre os recifes foram realizadas análises de variância unifatoriais.

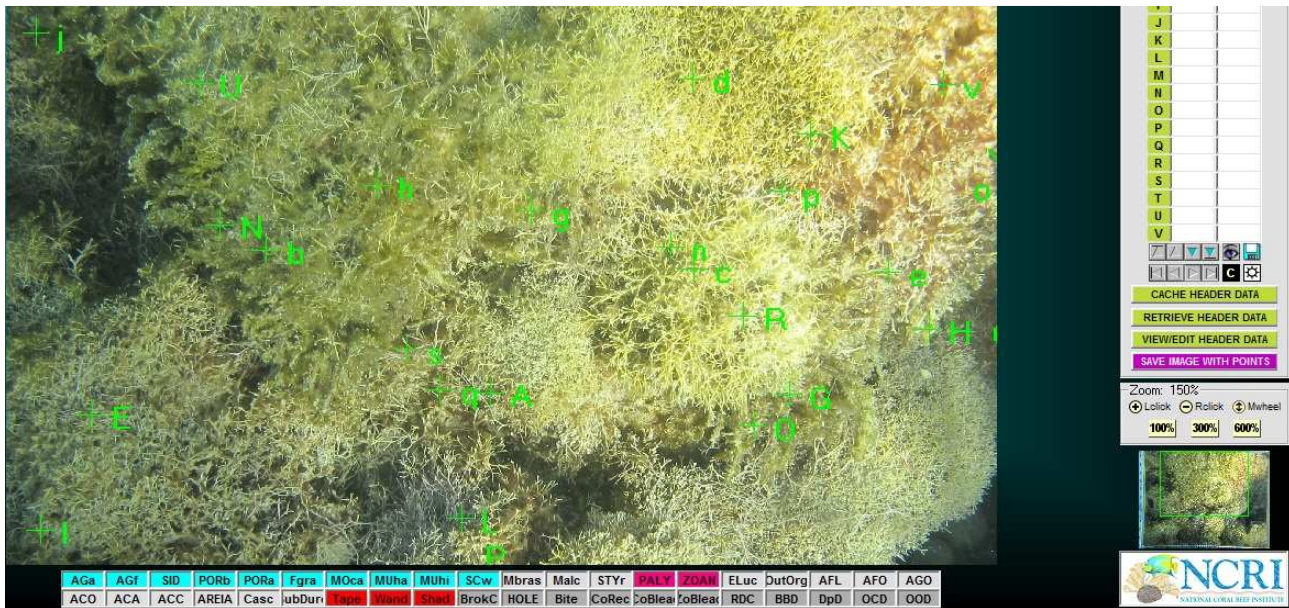


Figure 5: Coral Point Count with Excel extensions (CPCe). Método aleatório de pontos e os códigos dos organismos observados para a estimativa de cobertura viva do topo recifal da Ilha da Barra e Pirambu.

Table 2: Grupos, Categorias e Códigos utilizados para a identificação dos fotoquadrats no CPCe 4.1 para a estimativa de cobertura viva.

GRUPOS	CATEGORIAS DE ALGAS	CÓDIGO
Algas	Folhosas	AlgFL
	Filamentosas	AlgFM
	Calcárias Articuladas	AlgCA
	Calcárias Incrustantes	AlgCI
	Cilíndricas	AlgCLD
	Globosas	AlgGLB
	Coriáceas	AlgCoR
Corais	Corais Escleractínios	C
	HidroCorais	HC
	Zoantídeos	Z
Outros Organismos	Ouriços	Ou
	Esponjas e outros	OO
Substrato	Areia	AREIA
	Buraco	Burac
	Cascalho	Casc
	Substrato Duro	Subd

Continuação tabela 2

TWS	Trena	Tape
	Arestas do quadrat	Wand
	Sombra	Shad

Comparação dos métodos amostrais de quadrats e fotoquadrats na estimativa de densidade de organismos

Para a análise de comparação das metodologias para a estimativa das densidades de organismos bentônicos, durante o terceiro período amostral, os transects e quadrats de 0.12 m² foram dispostos da mesma forma descrita anteriormente sobre o topo dos dois recifes analisados. Para cada quadrat posicionado, prosseguia-se com a contagem dos organismos *in situ*, com a utilização do mesmo quadrat a ser utilizado para a fotografia submarina para a contagem de organismos e estimativa de cobertura.

Com isso foi possível testar as diferenças, levando em consideração prós e contras de métodos utilizados para as estimativas de densidade de organismos bentônicos.

As análises estatísticas para as estimativas de densidade obtidas através das contagens de organismos *in situ* e através dos fotoquadrats foram comparadas através de *test t* pareado.

Tamanho de indivíduos de *Echinometra lucunter*

Durante a ultima coleta de dados amostrais, dos ouriços registrados em cada quadrat em ambas as áreas, foram escolhidos aleatoriamente, vinte ouriços por transect (quando existentes) para a medição do diâmetro da carapaça de cada indivíduo. Para isso, foi utilizado um paquímetro, onde os tamanhos das carapaças eram medidos em seu maior diâmetro (em cm) e registrados na prancheta de campo.

Para a obtenção de possível diferenças estatisticamente significantes entre o padrão de tamanho de destes indivíduos, foi realizado análise de variância (ANOVA) entre os dois recifes observados.

5. RESULTADOS

5.1 Densidade Populacional

5.1.1. *Echinometra lucunter*

Através de análise de Variância bifatorial, foi possível observar diferenças significativas nos valores de densidade média de ouriços da espécie *Echinometra lucunter* entre os recifes da Ilha da Barra e Pirambu (ANOVA, $p < 0,001$; Tab.3). No recife da área fechada de Tamandaré (Ilha da Barra), a média de densidade de ouriço por metro quadrado foi sete vezes menor que o recife aberto estudado (Pirambu), apresentando valores médios de 2,8 ind./m² e 19,9 ind./m², respectivamente (figura 6-A).

As variações de densidade entre os três períodos analisados, mostrou padrões similares nos dois recifes estudados, com maior densidade nos períodos I e III, que correspondem às análises realizadas durante os meses de Outubro e Novembro de 2011, e Novembro e Dezembro de 2012, respectivamente e com menor densidade média no período II, correspondente aos meses de Março a Maio de 2012 (figura 6-B). Diferenças significativas entre os períodos foram encontradas somente para o recife do Pirambu. Estas diferenças foram observadas entre o Período I e Período II com valor de $p = 0,0156$ e entre os períodos II e III com valor de $p = 0,0457$ como consta na tabela 3. Os valores de densidade média encontrados para este recife (Pirambu) variaram de 17,8 ind./m² (Período II) a 21,2 ind./m² (Período I) (Figura 6-B). A área fechada de Tamandaré (recife da Ilha da Barra) não apresentou diferenças significantes entre as três coletas realizadas, apresentando médias que variaram entre 2,3 ind/m² (Período II) e 2,6 ind/m² (Período I) (tabela 3; Figura 6-B).

Table 3: Resultados da ANOVA bifatorial e do teste Post hoc de Fisher para *Echinometra lucunter* entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.

	GL	Valor F	Valor p
LOCAL	1	737,474	<0,0001*
PERIODO	2	4,897	0,0076*
LOCAL x PERIODO	2	1,39	0,2494
Residual	1313	-	-
Teste Post hoc Fisher		Valor p	
PI: Período I, Período II		0,0156*	
PI: Período II, Período III		0,0457*	

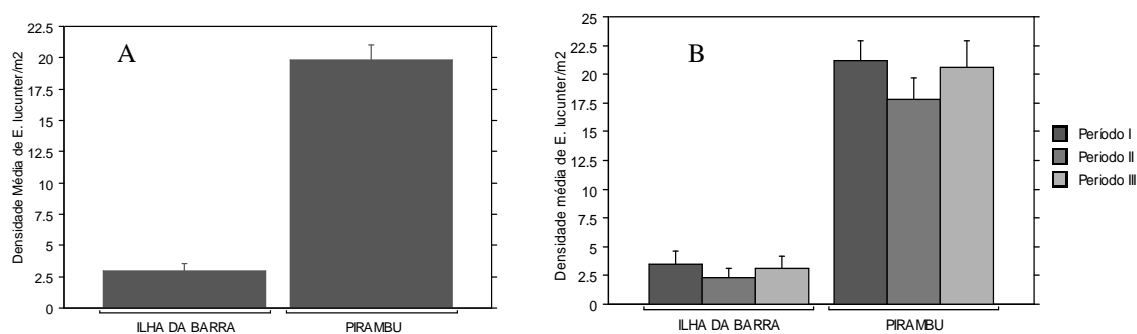


Figure 6: Densidade média de indivíduos de *Echinometra lucunter* observados nos recifes da Ilha da barra e Pirambu –A. Densidade Média de *E. lucunter* em cada um dos periodos amostrados nas duas áreas recifais.-B. Barras representam erro padrão com intervalo de C Confiança de 95%. N amostral: 720quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu-A; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu-B.

5.1.2. Corais *Escleractínios*

Os corais escleractínios observados durante as amostragens nos recifes de Tamandaré estiveram representados pelas espécies: *Agaricia humilis*, *Favia gravida*, *Siderastrea stellata* e o gênero *Porites* (*Porites astreoides* e *Porites branneri*).

As espécies *Mussismilia hartti*, *Mussismilia hispida* e *Montastrea cavernosa* foram também observadas ao logo do complexo recifal de Tamandaré, porém, devido à restrição da amostragem somente no topo recifal das áreas estudadas à sua baixa densidade (<0,01 col/m²), estas espécies não foram incluídas nestes resultados.

No recife da Ilha da Barra foi possível observar maior densidade de colônias de corais da espécie *Siderastrea stellata* com diferença altamente significativa entre os recifes com valor de $p < 0,0001$ (tabela 4), onde os valores de densidade médios foram 3 vezes maiores em relação ao recife adjacente, Pirambu (3,1 col./m² e 0,9 col./m², respectivamente; figura 7-A). Como observado na tabela 4, não houve diferenças entre os períodos amostrados para esta espécie em ambos os recifes, com valores médios entre 2,46 e 3,62 col./m² no recife da área fechada (Ilha da Barra) e entre 0,72 e 1,08 col./m² no recife do Pirambu, como ilustra a figura 7-B.

O gênero *Porites* não apresentou diferenças estatísticas significativas através da análise de variância entre os locais amostrados ($P=0,7976$; tabela 4) com valores médios de 0,32 col/m² no recife da área fechada e 0,30 col./m² no recife do Pirambu (figura 7-C). Entretanto, um aumento gradativo com diferenças significativas entre as médias de densidade de acordo com os períodos coletados foi observado nos recifes estudados ($p=0,0002$; tabela 4), com valores variando entre 0,13 e 0,56 col./m² para a área fechada (Ilha da Barra) e 0,10 e 0,48 col./m² para o recife do Pirambu (Figura 7-D). No recife da Ilha da Barra, observou-se diferenças significativas entre os

períodos amostrais I e III ($p=0,0011$) e entre os períodos II e III ($p=0,0331$); o recife do Pirambu apresentou diferenças nos períodos amostrais I e III ($p=0,0068$) indicando um aumento gradativo na densidade de colônias ao longo do período amostral (tabela 4, figura 7-D).

No recife aberta à pesca, recife do Pirambu, foi registradas maiores densidades médias para as espécies escleractínias *Agaricia humilis* e *Favia gravida*, com diferenças significativas entre os recifes analisados ($p<0,0001$; tabela 4). Os valores médios de *A. humilis* foram de 0,770 col./m² no recife do Pirambu e 0,140 col./m² na ilha da Barra (figura 7-E). *F.gravida* apresentou densidade média cerca de oito vezes mais no recife do Pirambu que a Ilha da Barra (4,8 e 0,63 col./m², respectivamente) como observado na figura 7-G.

Não foram observadas diferenças significativas entre os três períodos amostrais nos recifes estudados, com médias de *A. humilis* que variaram entre 0,10 e 0,20 col/m² no recife da Ilha da Barra, e 0,70 e 0,8 col/m² no recife do Pirambu (Tabela 6; Figura 7-E); *F. gravida* apresentou densidades médias que variaram entre 0,47 e 0,85 col./m² no recife da Ilha da Barra e 4,8 e 4,96 col./m² no recife do Pirambu (figura 7-G).

Table 4: Resultados da ANOVA bifatorial e teste Post hoc de Fisher de corais escleractínios entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: grau de liberdade; PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.

	GL	<i>S. stellata</i>		<i>Porites sp.</i>		<i>F. gravida</i>		<i>A. humilis</i>	
		Valor F	Valor p	Valor F	Valor p	Valor F	Valor p	Valor F	Valor p
LOCAL	1	63,23	<0,0001*	0,066	0,066	120,569	<0,0001*	42,082	<0,0001
PERÍODO	2	2,81	0,0605	8,845	0,0002*	0,071	0,9317	0,893	0,4095
PERÍODO VS LOCAL	2	0,709	0,4922	0,271	0,7629	0,115	0,8913	0,094	0,91
Teste Post hoc Fisher	Valor p								
		<i>S. stellata</i>		<i>Porites sp.</i>		<i>F. gravida</i>		<i>A. humilis</i>	
		IB	PI	IB	PI	IB	PI	IB	PI
PERÍODO I, II		-	-	-	-	-	-	-	-
PERÍODO I, III		-	-	0,0011*	0,0068*	-	-	-	-
PERÍODO II,III		-	-	0,0331*		-	-	-	-

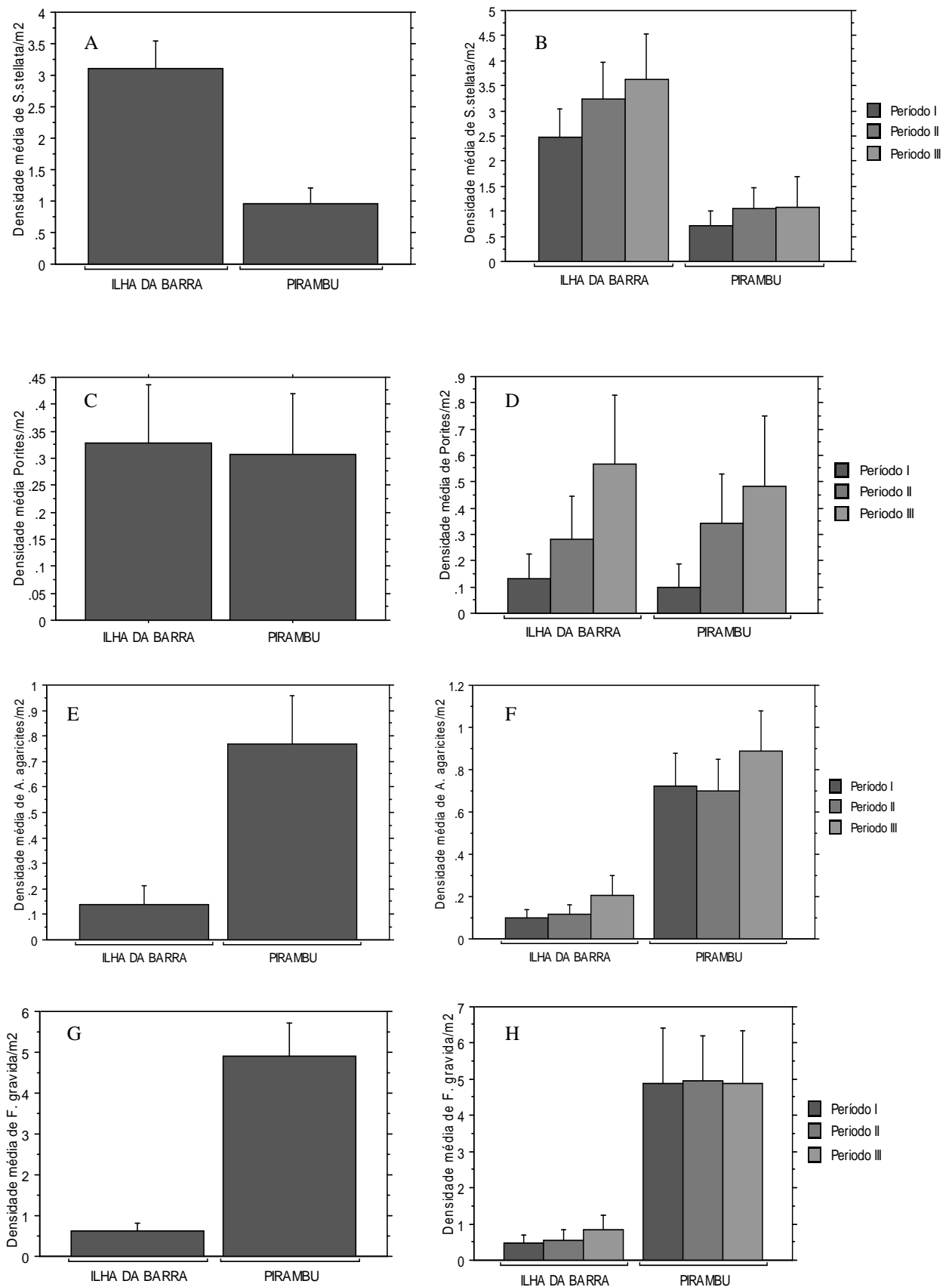


Figure 7: Densidade média de colônias de corais escleractínios observados—A, B: Densidade Médica de *S. stellata* entre os locais e períodos amostrados respectivamente; C, D: Densidade média de *Porites* sp. entre os locais e

períodos amostrados respectivamente E e F: Densidade Média de *A. humilis* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. G e H: Densidade Média de *F. gravida* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu-A, C, E, F; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B, D, E, G.

5.1.3. Hidrocorais

Duas espécies de hidrocoral do gênero *Millepora* spp, foram observadas nas áreas estudadas, *Millepora alcicornis* e *Millepora brasiliensis*.

Diferenças altamente significativas foram observadas para estes hidrocorais entre os recifes analisados ($p < 0,001$; tabela 5), sendo estas as maiores diferenças de densidades encontradas neste trabalho. Sua ocorrência no recife da área fechada foi 13 vezes maior ($1,73 \text{ col/m}^2$) que no recife não protegido da pesca ($0,13 \text{ col/m}^2$) como observado na figura 8-A.

Esta espécie não mostrou diferença significativa entre os períodos coletados para ambos os recifes ($p = 0,1287$). A Ilha da Barra apresentou densidades médias que variaram entre 1,4 e 2,2 col/m^2 e o recife adjacente, entre 0,04 e 0,25 col/m^2 (Fig 8-B).

Table 5: Resultados da ANOVA bifatorial e teste Post hoc de Fisher de Hidrocorais entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: grau de liberdade; PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.

	GL	Valor F	Valor p
LOCAL	1	59,071	<0,0001
PERÍODO	2	2,054	0,1287
PERÍODO VS LOCAL	2	0,697	0,4982

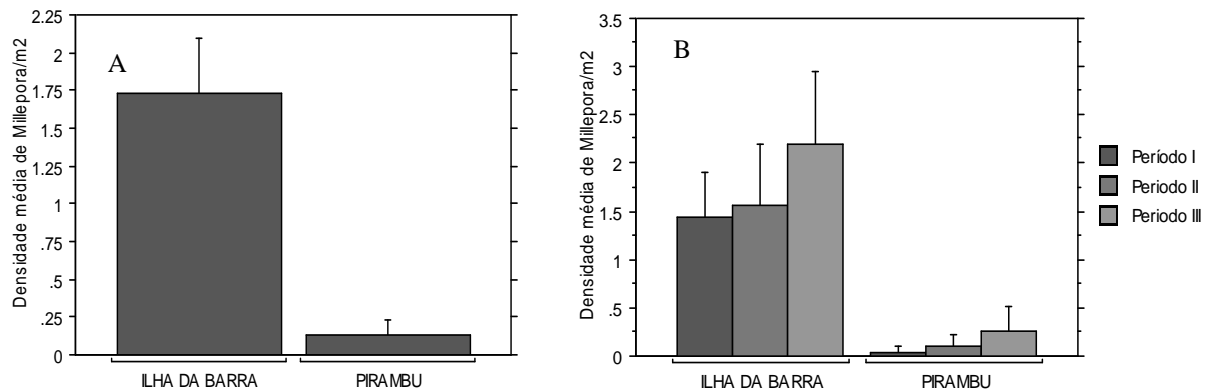


Figure 8: Densidade média de colônias de *Millepora* spp. observados nos recifes da Ilha da barra e Pirambu –A. Densidade Média de *Millepora* spp. em cada um dos períodos amostrados nas duas áreas recifais- B Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 720quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu (amostras agrupadas) -A; 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B.

5.1.4. Zoantídeos

O grupo de zoantídeos observados neste trabalho apresentou diferenças significativas entre os recifes amostrados ($p < 0,0001$, tabela 6) com maior densidade no recife do Pirambu. *Palythoa caribeorum* apresentou densidades médias de 0,16 col./m² no recife do Pirambu e na Ilha da Barra não foi registrada a ocorrência desse organismo nos quadrats amostrados (figura 9-A). A espécie *Zoanthus sociatus* apresentou densidade média três vezes maior no recife do Pirambu (2,71 col/m²) que no recife da Ilha da Barra (0,84 col/m²), como ilustra a figura 9-C.

Em relação aos períodos amostrais observados, somente a espécie *Zoanthus sociatus* apresentou diferenças significativas ($p < 0,0001$; tabela 6). Na área fechada, houve uma diminuição significativa ($p = 0,0424$; tabela 6) da densidade média das colônias entre os períodos I e II, com valores médios de 1,03 e 0,66 col./m² respectivamente (figura 9-D) que compreendem aos meses de Outubro e Novembro de 2011 e de Março a Maio de 2012. Na área não protegida da pesca (Pirambu), ocorreu um aumento de densidade entre os períodos amostrados, de 2,06 a 3,26 col./m² (figura 9-D). Neste recife, houve diferenças significantes entre os períodos I e II ($P = 0,009$) e os períodos I e III ($P < 0,0001$) como observado na tabela 6.

Table 6: Resultados da ANOVA bifatorial e do teste Post hoc de Fisher para zoantídios entre os períodos e os recifes estudados. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. PI: Recife do Pirambu. IB: Recife da Ilha da Barra.

	GL	<i>P. caribeorum</i>		<i>Z. sociathus</i>	
		Valor F	Valor p	Valor F	Valor p
LOCAL	1	15,357	<0,0001*	192,047	<0,0001*
PERÍODO	2	1,277	0,2793	4,659	0,0096*
PERÍODO VS LOCAL	2	1,277	0,2793	10,103	<0,0001*
Teste Post hoc Fisher	Valor p				
		<i>P. caribeorum</i>		<i>Z. sociathus</i>	
		IB	PI	IB	PI
PERÍODO I, II		-	-	0,0424*	0,009*
PERÍODO I, III		-	-	-	<0,0001*
PERÍODO II, III		-	-	-	-

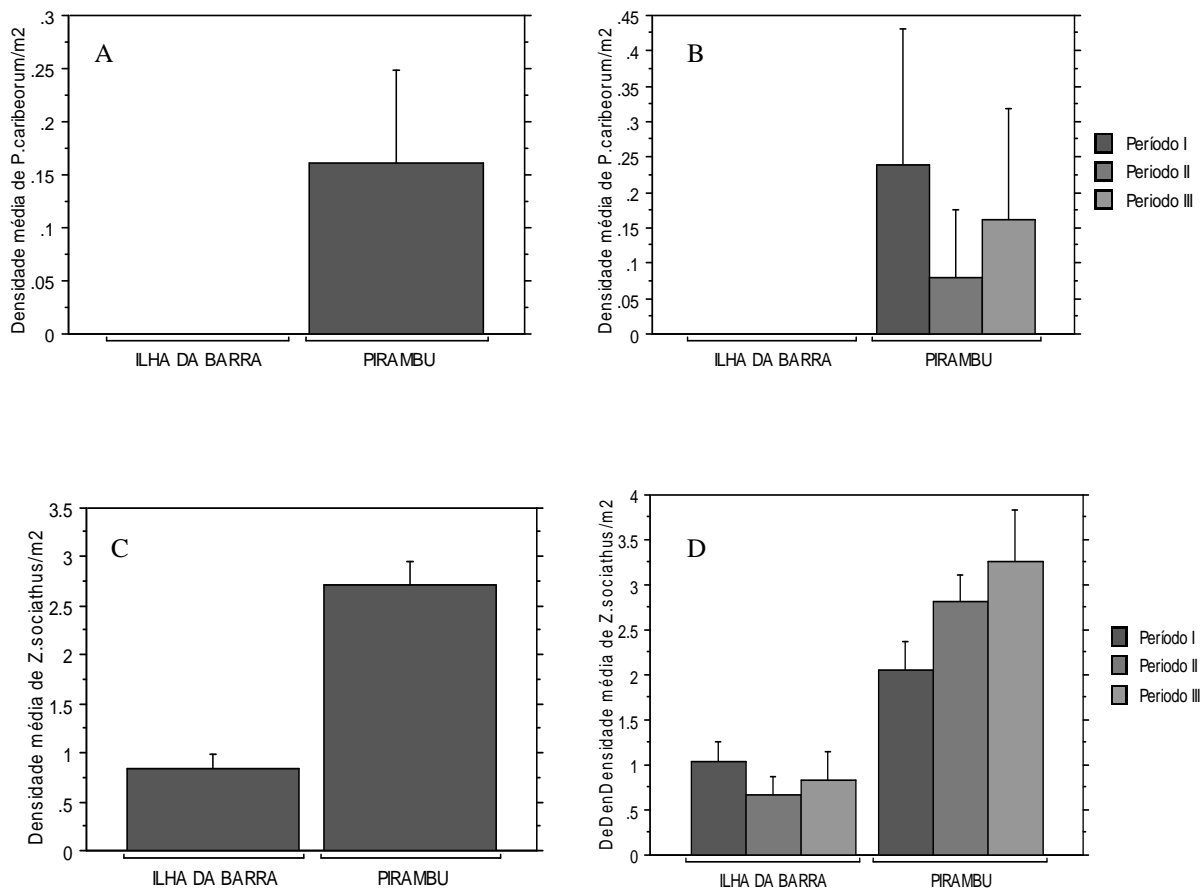


Figure 9: Densidade média de colônias de zoantídios observados. –A.e B Densidade Média de *P. caribeorum* entre os locais e períodos amostrados respectivamente.. –C e D.Densidade Média de *Z. sociathus* entre os locais e períodos amostrados respectivamente. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral:

720 quadrats para Ilha da Barra; 600 quadrats para Pirambu-A,C, 240 quadrats por período para Ilha da Barra; 200 quadrats por Período para Pirambu- B, D.

5.2. Cobertura viva

5.2.1. Escolha de número de pontos para a estimativa de cobertura

Na análise preliminar para a determinação do número de pontos (50 ou 100 pontos) a serem usados para a estimativa de cobertura viva através do software CPCe, não foram encontradas diferenças significativas em nenhuma das categorias estudadas (algas, ouriços e espécies de corais) (tabela 7). Isto indicou que para a análise da cobertura viva uma amostragem com 50 por fotoquadrat seria estatisticamente suficiente para a estimativa.

Table 7: Estimativa média de cobertura para das categorias observadas e teste U de Mann Whitney para a análise da diferença entre 50 e 100 pontos aleatórios no software CPCe. P-50: 50 pontos; P-100: 100 pontos.

	Média		Teste de Mann-Whitney	
	P-50	P-100	Valor-U	Valor-P
Coral	0,853	1,873	20	0,2076
Hidrocoral	7,778	7,525	32	>0,9999
Zoantidio	0,575	0,275	27	0,5995
Ouriço	0	0	32	>0,09999
Outros	3,01	2,982	29	0,7527
Algas	74,781	74,212	29	0,7527
Substrato	13,004	13,434	29	0,7527

5.2.2. Identificação dos organismos bentônicos nos pontos do CPCe

De acordo com os resultados obtidos no tópico acima, foram adotados 50 pontos aleatórios para a análise de cobertura viva na identificação dos organismos bentônicos.

As algas encontradas na análise de cobertura viva foram identificadas até o táxon máximo possível de ser observadas através da visualização pelos fotoquadrats. Foram registradas no total 17 algas, estando elas organizadas à nível de família, gênero, ou espécie, além de alga calcária incrustante e espécies de corais, os quais foram resgistrados em três espécies e um gênero; hidrocorais (representado pelo gênero *Millepora spp*), zoantideos (duas espécies) e ouriços *Echinometra lucunter*, como consta na tabela 8.

O tipo de substrato também foi caracterizado através dos pontos analisados e estão distribuídos em areia, buraco, cascalho e substrato duro (tabela 8).

Table 8: Organismos identificados a nível de gênero, família ou espécie e tipo de substrato encontrados através da análise de pontos aleatórios no software CPCe.

DIVISÃO	TAXON
Alga Folhosa (AlgFL)	<i>Dictyopteris sp.</i> <i>Ulva sp.</i>
Alga Filamentosa (AlgFM)	<i>Bryopsis sp</i> <i>Cladophora sp.</i>
Alga Cilíndrica (AlgCLD)	<i>Caulerpa sp</i> <i>Gracillaria sp</i> <i>Hypnea sp</i>
Alga Globosa (AlgGB)	<i>Acantophora spicifera</i> <i>Neomeris sp</i> <i>Dictyosphaeria cavernosa</i> <i>Colpomenia sp.</i>
Alga Coriácea (AlgCoR)	<i>Sargassum sp</i> <i>Padina sp</i>
Alga Calcária Articulada (AlgCA)	<i>Amphiroa sp</i> <i>Halimeda sp</i> <i>Jania spp</i> <i>Udotea sp</i>
Alga Calcária Incrustante (AlgCI)	<i>Agaricia humilis</i> <i>Favia gravida</i>
Corais Escleractínios (C)	<i>Porites sp</i> <i>Siderastrea stellata</i> <i>Mussismilia hartii</i> <i>Mussismilia hispida</i>
Hidrocorais (HC)	<i>Millepora sp</i>
Zoantídeos (Z)	<i>Palythoa caribeorum</i> <i>Zoanthus sociathus</i>
Ouriço (OU)	<i>Echinometra lucunter</i>

Continuação tabela 8...

Substrato (SU)	Areia Buraco Cascalho Substrato Duro
Outros Organismos (OUT)	

5.2.3. Estimativa percentual de cobertura viva e substrato

Os resultados obtidos através da análise de variância da cobertura percentual de organismos bentônicos e substrato revelaram diferença entre os locais observados em todas as categorias encontradas através do método de pontos aleatórios dos fotoquadrats verificados como consta na tabela 9.

O grupo de algas, no geral, apresentou maior percentual de cobertura em relação aos outros grupos observados, com maior representatividade no recife da Ilha da Barra, com 82,6% de toda a cobertura deste recife (figura 10). As algas no recife do Pirambu representaram cerca de metade da cobertura encontrada (56%).

O segundo grupo mais representativo nos valores de cobertura, foi o substrato nú (consolidado e inconsolidado), que apresentou maior percentual no recife do Pirambu, com 35% da cobertura total. Na área fechada, este valor percentual foi de 12% (figura 10).

Corais escleractínios, apresentaram valores percentuais maiores no recife da área protegida que no recife adjacente (1,3% e 0,5%, respectivamente). Os hidrocorais, *M. alcornis* e *M. braziliensis*, aqui representados pelo gênero *Millepora* sp., apresentou maior ocorrência no recife da Ilha da Barra, com valores percentuais quatro vezes maiores neste recife (2,2%) que no Pirambu (0,5%).

Os zoantídeos apresentaram um padrão de cobertura oposto ao observado nos outros grupos bentônicos, tendo maior representatividade no recife onde a pesca é permitida (Pirambu) com valores dez vezes maiores (4,6%) que no recife protegido (0,4%) como mostra a figura 10.

No grupo *outros*, foram incluídos outros organismos invertebrados presentes nos quadrats observados nas duas áreas amostradas, como crustáceos, moluscos e poríferos. Esse grupo geral apareceu com maior cobertura nos no recife da Ilha da Barra (0,42%) que no recife adjacente (0,08%) como está representado na figura 10.

Table 9: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para todas as categorias observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.

Divisão	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	Valor p
<i>Algas</i>	1	76654.614	76654.614	307.464	<.0001*
<i>Corais</i>	1	0.099	0.099	12.451	0.0005*
<i>Hidrocorais</i>	1	0.319	0.319	25.772	<.0001*
<i>Zoantídios</i>	1	1.272	1.272	67.693	<.0001*
<i>Outros</i>	1	0.024	0.024	9.256	0.0025*
<i>Substrato nú</i>	1	9.072	9.072	241.549	<.0001*

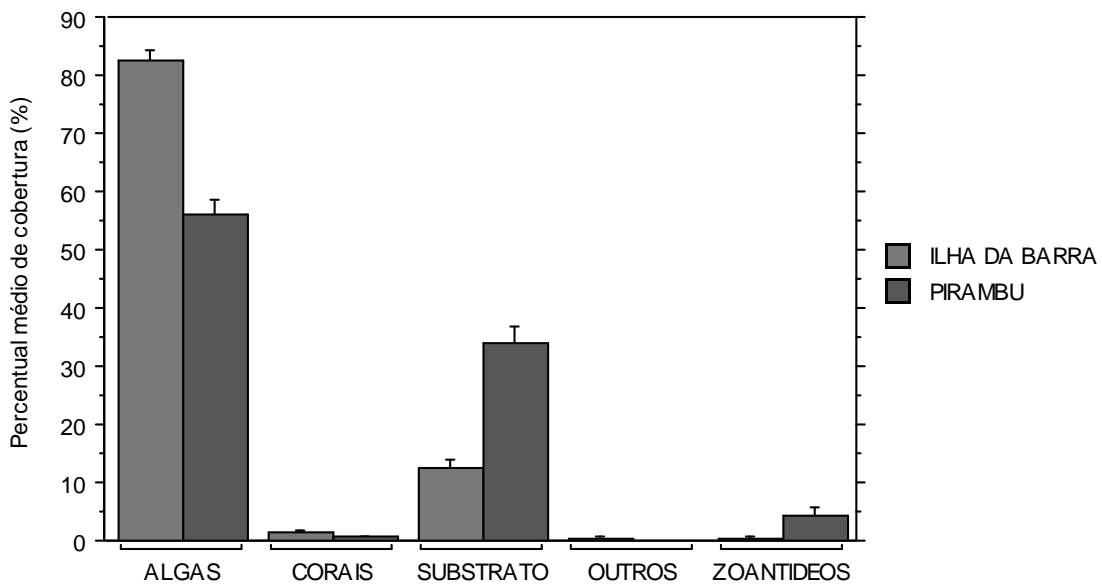


Figure 10: Médias percentuais de todas as categorias dos grupos observados através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu.

5.2.3.1. Cobertura de Algas

A estimativa percentual geral de todas as macroalgas encontradas nos recifes estudados do Complexo recifal de Tamandaré apresentaram, de acordo com as análises de variância unifatorial, diferenças significativas na maioria dos casos observados com maior representatividade na área

fechada (Ilha da Barra) como observado na tabela 10. O grupo das algas calcárias articuladas apresentou maior percentual médio de cobertura viva em ambas às áreas em relação aos outros grupos registrados nos recifes, onde foi observado 41,09% de toda a cobertura viva no recife da Ilha da Barra, e 38,75% para o recife do Pirambu (figura 11). Entretanto, esta categoria de algas, não apresentou diferenças significativas entre os dois locais analisados com valor de $p=0,0675$ (tabela 10).

Os grupos de algas folhosas, algas filamentosas, algas globosas e cilíndricas apresentaram um percentual mais de três vezes maior na Ilha da Barra que no recife adjacente, com percentuais médios de 36%, 0,63%, 0,47% e 1,5% observados no recife da área fechada e 10,4%, 0,25%, 0,10% e 0,4% no recife desprotegido da pesca, respectivamente (figura 14). O grupo das algas coriáceas apresentou valores de percentual médio seis vezes maior na Ilha da Barra, 1,93%, que no recife do Pirambu, 0,30% (figura 15).

Apenas o grupo das algas calcárias incrustantes mostrou maior predominância no recife desprotegido da pesca, com diferenças significantes entre as áreas ($p<0,0001$; tabela 13), onde foi cerca de seis vezes mais abundante no Pirambu (5,94%) que no recife da Ilha da Barra (0,97%) como ilustra a figura 14.

Table 10: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcsen\sqrt{x}$ para todas as categorias de macroalgas observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu de acordo com seus grupos morfológicos e funcionais sugeridos Littler & Littler (1984). * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.

Divisão	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	valor p
<i>Folhosa</i>	1	13.563	13.563	431.968	<.0001*
<i>Filamentosas</i>	1	0.032	0.032	7.608	0.0061*
<i>Cilíndrica</i>	1	0.229	0.229	28.396	<.0001*
<i>Coriacea</i>	1	0.675	0.675	88.386	<.0001*
<i>Globosa</i>	1	0.053	0.053	19.389	<.0001*
<i>Calcária Articulada</i>	1	0.099	0.099	3.231	0.073
<i>Calcária Inscrustante</i>	1	2.165	2.165	129.97	<.0001*

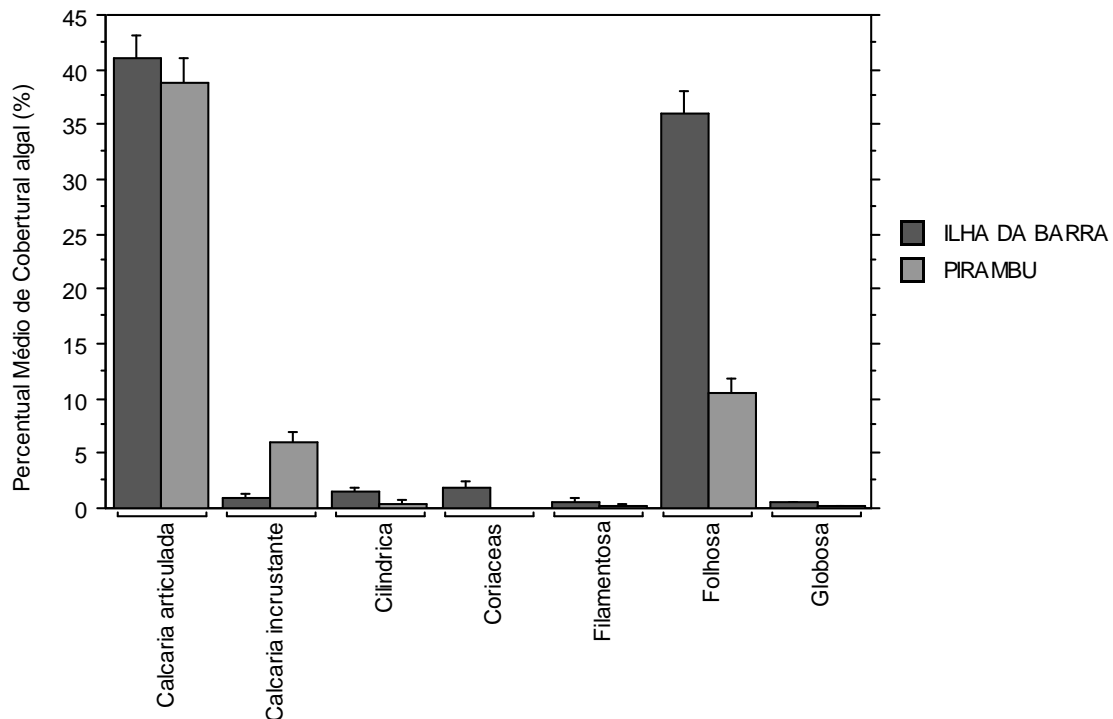


Figure 11: Médias percentuais de macroalgas observadas através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu.

5.2.3.2. *Corais escleractineos*

Nesta categoria, estão inclusas as espécies *Siderastrea stellata*, *Agaricia humilis*, *Favia gravis* e o gênero *Porites sp.*

Neste grupo, diferenças estatisticamente significantes foram encontradas entre os locais estudados somente para a espécie *Siderastrea stellata* ($p < 0,0001$; tabela 11), com cobertura viva de cerca de nove vezes maior no recife da Ilha da Barra (0,9%) que no recife do Pirambu (0,1%) como observado na figura 12.

Para os outros corais, as espécies *A. humilis*, *F. gravis* e o gênero *Porites sp.*, não apresentaram diferenças significantes de cobertura entre os recifes estudados com valores percentuais semelhantes em ambas as áreas (tabela 11; figura 12).

Table 11: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para as espécies de corais escleractínios observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de 1 liberdade. S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.

	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	Valor p
<i>S. stellata</i>	1	0.133	0.133	26.016	<.0001*
<i>A. humilis</i>	1	0.001	0.001	0.688	0.4073
<i>F. gravida</i>	1	2.37E-04	2.37E-04	0.117	0.7324
<i>Porites</i>	1	6.42E-05	6.42E-05	0.089	0.7653

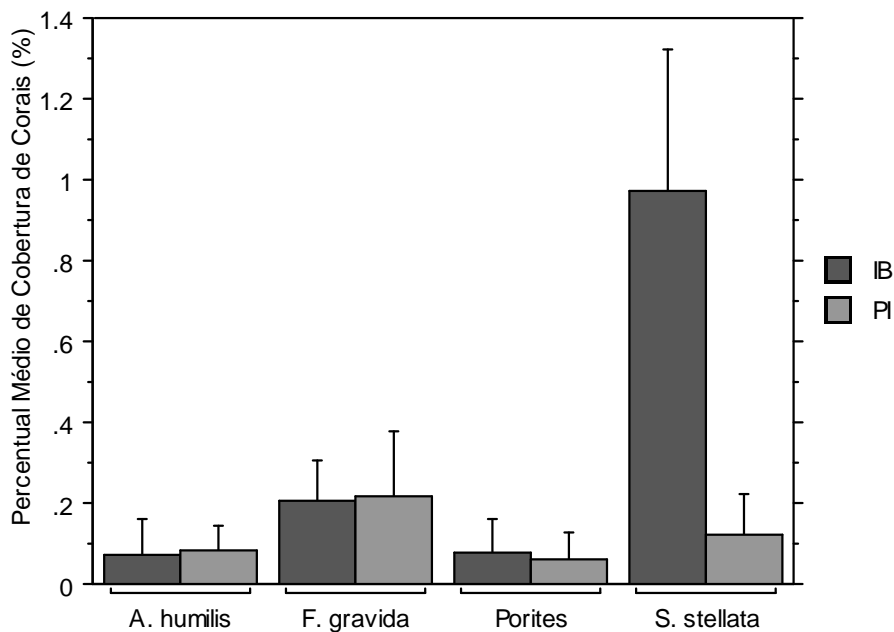


Figure 12 Médias percentuais de espécies de corais escleractínio observadas através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu.

5.2.3.3. Zoantideos

O grupo dos zoantideos neste trabalho foi representado pelas espécies observadas *Palythoa caribeorum* e *Zoanthus sociatus*, onde apresentaram diferenças significantes entre os recifes observados ($p=0,0203$, $p<0,0001$, respectivamente; tabela 12).

Houve maior representatividade de cobertura viva destes organismos no recife onde a pesca é permitida, o recife do Pirambu (figura 13). A espécie *Z. sociatus* apresentou valores percentuais cerca de 7 vezes maior neste recife que no recife da Ilha da Barra (2,9% e 0,4%, respectivamente). *P. caribeorum*, não apresentou ocorrência dentro dos quadrats analisados no recife da Ilha da Barra, estando presente apenas no recife do Pirambu, como mostra a figura 13.

Table 12: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ entre para as espécies de zoantideos observadas através do programa CPCe os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.

	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	Valor p
<i>P. caribeorum</i>	1	0.048	0.048	5.423	0.0203*
<i>Z. sociatus</i>	1	0.882	0.882	76.439	<0.0001*

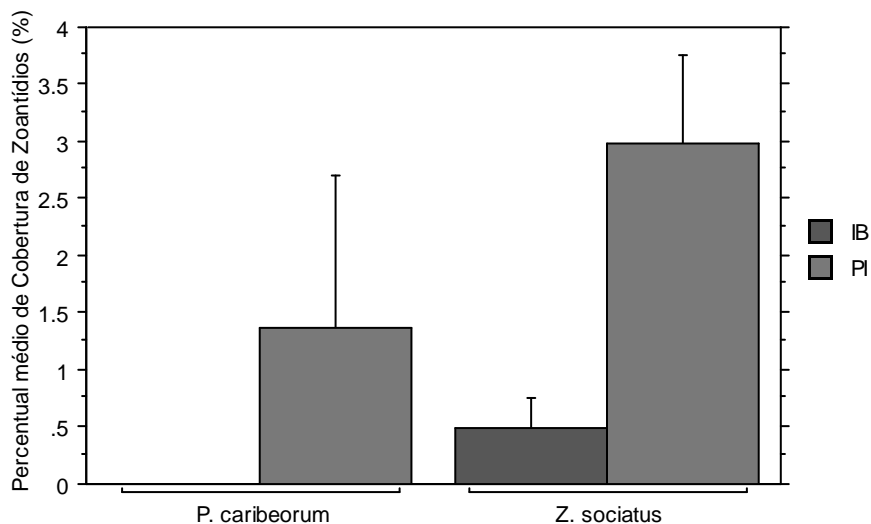


Figure 13: Médias percentuais das espécies de zoantideos observados através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu.

5.2.3.4. Substrato

Os tipos de substratos encontrados nos recifes estudados foram classificados como areia, cascalho, buraco e substrato duro (consolidado), e todos apresentaram diferenças significantes entre os locais estudados ($p < 0,0001$; tabela 13).

Substrato duro, caracterizado por rochas calcárias e outros substratos consolidados, apresentou maior ocorrência que todos os outros tipos de substratos no recife do Pirambu, com valores 17% de cobertura que no recife da Ilha da Barra (4,5%), seguido de buracos observados no topo recifal, com médias percentuais de 10,3% no recife do Pirambu e 1,3% para a Ilha da Barra. Areia também apresentou maior ocorrência no recife não protegido com média percentual de 2,5% e, 0,6% no recife da área fechada (figura 14).

Apenas cascalho apresentou maior predominância no recife da área fechada com valores médios três vezes maior que no recife de fora da área fechada (6% e 3% respectivamente; figura 14).

Table 13: Resultado da Anova unifatorial dos valores transformados em $\arcseno\sqrt{x}$ para as categorias substrato observadas através do programa CPCe entre os recifes da Ilha da barra e Pirambu. * Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de liberdade. . S. Quadrados: Soma dos quadrados; M. quadrados: Média dos Quadrados.

	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	Valor P
<i>Areia</i>	1	0.609	0.609	64.225	<.0001*
<i>Cascalho</i>	1	0.444	0.444	14.05	<.0001*
<i>Buraco</i>	1	6.029	6.029	378.331	<.0001*
<i>Substrato Duro</i>	1	6.679	6.679	269.233	<.0001*

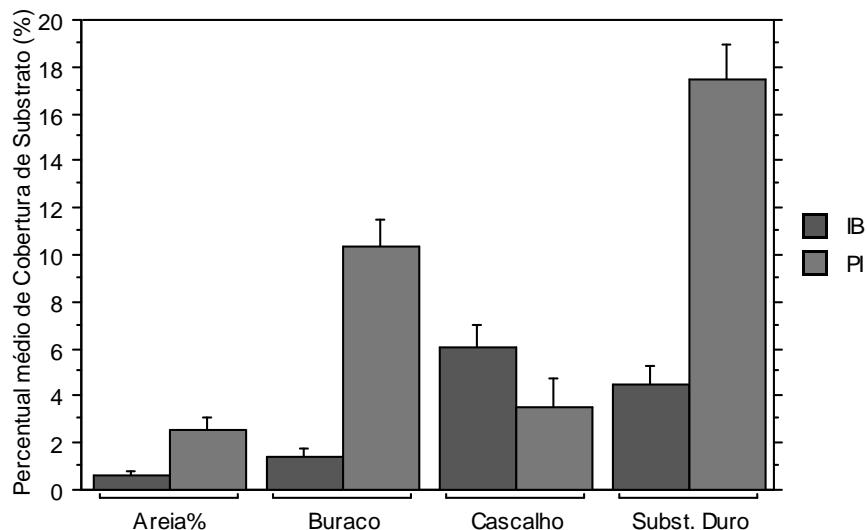


Figure 14: Médias percentuais de Substrato observado através do software CPCe nos dois locais observados. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 240 quadrats- Ilha da Barra; 199 quadrats-Pirambu.

5.3.Comparação de Métodos de contagem em quadrats

Os métodos utilizados para a comparação de contagem de organismos nos mesmos quadrats amostrais através da contagem por fotoquadrats e o método de contagem *in situ* por censo visual nos recifes estudados, demonstraram através de análise de teste t pareado que houve diferença altamente significativa em alguns destes grupos. Para o recife da área não protegida (recife do Pirambu), houve diferenças significativas para todas as espécies quantificadas, com exceção de

Porites sp. e *Millepora sp.*, onde não apresentou diferença alguma entre os dois métodos comparados. O recife da área fechada também apresentou diferenças para as mesmas espécies que as observadas no recife adjacente, com exceção de *S. stellata*, apresentando médias de densidade de 0,442 (*in situ*) e 0,429 (fotografias) (tabela 14), além dos gêneros *Millepora sp* e *Porites sp* (Tabela 14).

Table 14: Valor do Teste-t pareado para as espécies de ouriço, corais escleractínios e hidrocoral utilizados para a comparação dos métodos de contagem de organismos nos dois recifes observados. *Diferenças estatisticamente significantes. GL: Grau de Liberdade.

<i>Teste t- Pareado_ Pirambu</i>				<i>Teste t- Pareado_ Ilha da Barra</i>		
	GL	Valor-t	Valor-p	GL	Valor-t	Valor-p
<i>E. lucunter</i>	198	14.959	<.0001*	239	2.255	0.025*
<i>A. humilis</i>	198	3.72	0.0003*	239	2.255	0.025*
<i>F. gravida</i>	198	3.385	0.0009*	239	2.013	0.0453*
<i>Porites sp</i>	198	1	0.3185	239	1	0.3183
<i>S. stellata</i>	198	2.14	0.0336*	239	1.344	0.1803
<i>Millepora spp</i>	198	.	.	239	.	.

Table 15: Densidades médias das espécies de ouriço, corais escleractínios e hidrocoral utilizados para a comparação dos métodos de contagem de organismos nos dois recifes observados. PI: Pirambu; IB: Ilha da Barra.

MÉDIAS	<i>in situ</i>		<i>Fotografias</i>	
	IB	PI	IB	PI
<i>E. lucunter</i>	0.362	2.392	0.192	0.824
<i>A. humilis</i>	0.025	0.106	0.004	0.04
<i>F. gravida</i>	0.108	0.588	0.092	0.447
<i>Porites sp</i>	0.063	0.06	0.058	0.055
<i>S. stellata</i>	0.442	0.156	0.429	0.126
<i>Millepora sp</i>	0.271	0.03	0.271	0.03

5.4. Tamanho de ouriços

De acordo com os resultados obtidos através da análise de variância unifatorial de tamanho (cm) de ouriços *E. lucunter* medidos, houve diferença significativa entre os locais estudados ($p=0,0386$; tabela 20). Apresentando indivíduos maiores no recife fora da área protegida (Pirambu) com tamanho médio de 4,88 cm de testa que no recife protegido (4,45 cm) como ilustra a figura 16.

Table 16: Resultado da ANOVA unifatorial para tamanhos de *E. lucunter* nos dois recifes estudados. GL: grau de liberdade. S. Quadrados: soma dos quadrados; M. Quadrados: Média dos quadrados.

	GL	S. Quadrados	M. Quadrados	Valor F	Valor p
LOCAL	1	15.87	15.87	4.31	0.0386*
Residual	346	1273.888	3.682		

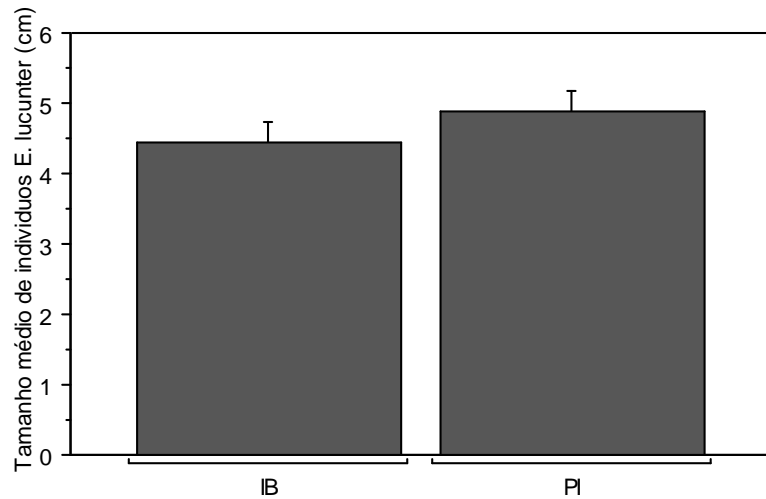


Figure 15: Gráfico dos valores médios de tamanho de indivíduos de *E. lucunter* medidos nos dois recifes estudados de Tamandaré. IB- Ilha da Barra; PI- Pirambu. Barras representam erro padrão com intervalo de Confiança de 95%. N amostral: 148 contagens- IB; 200 contagens- PI..

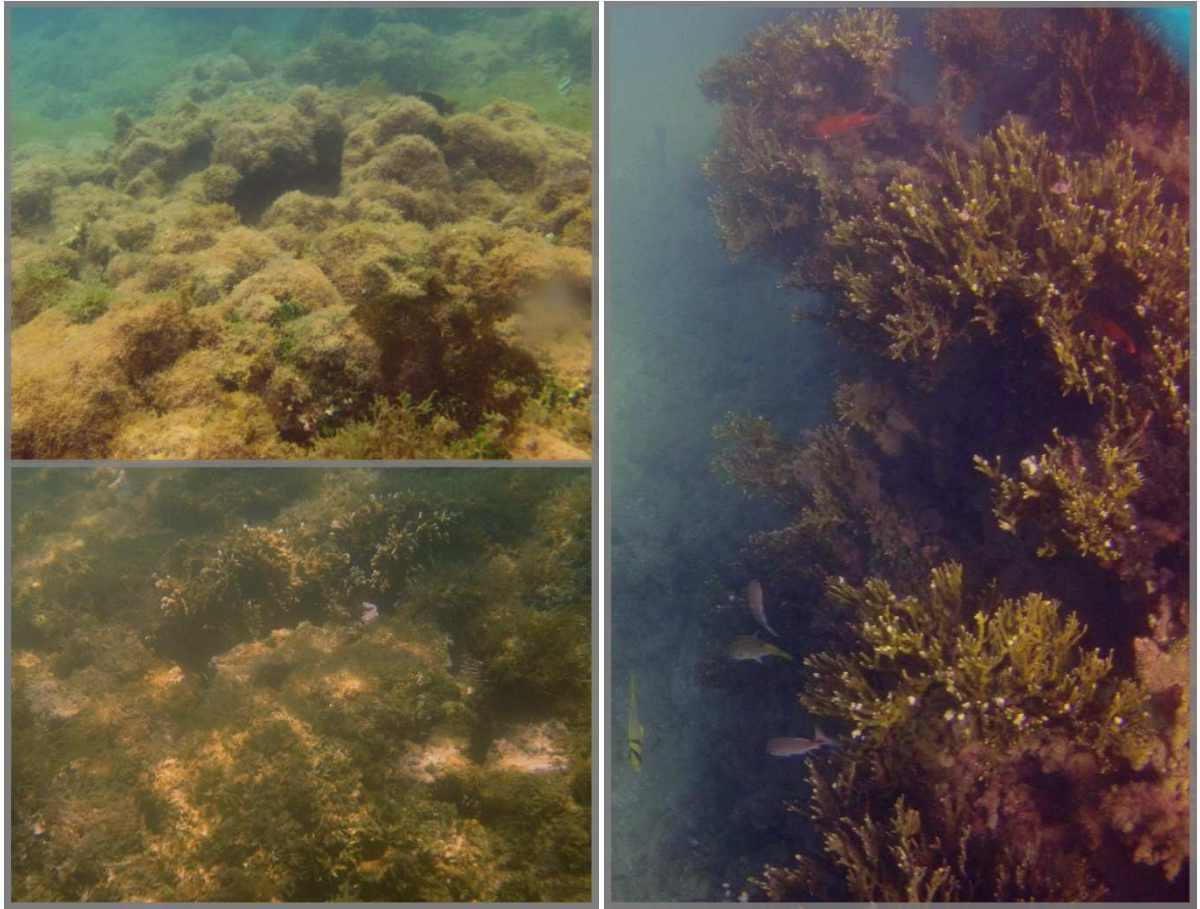


Figure 16: Imagens do topo recifal do recife da Iha da Barra, área Fechada. A e B: cobertura algal viva; C: colônia de *Millepora* sp na crista recifal.

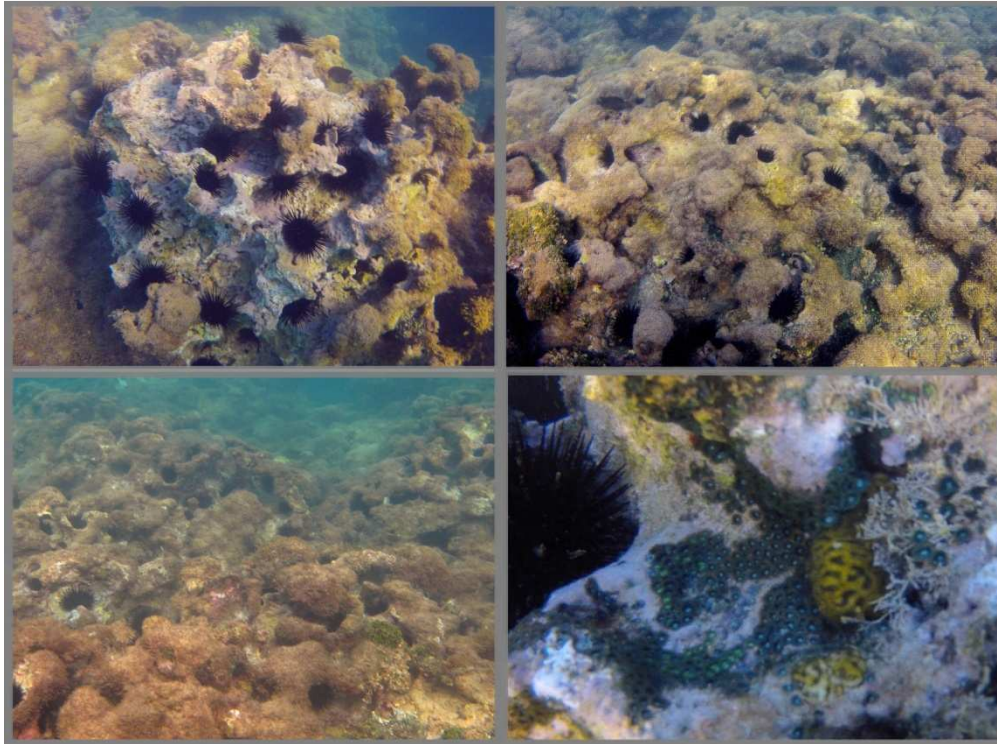


Figure 17: Topo recifal do recife do Pirambu, área aberta à pesca. A, B e C: alta taxa de densidade e bioerosão do substrato por *E. lucunter*. C: competição entre os organismos por substrato livre.

6. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho apresentam informações relevantes para o conhecimento necessário do processo de recuperação da saúde ambiental de uma área recifal onde são proibidas atividades de pesca e visitação.

Os dados de densidade do equinodermo *Echinometra lucunter* obtidos neste estudo, mostraram diferenças significativas entre os recifes fechados e abertos para as atividades humanas. O recife do Pirambu, aberto para uso, apresentou uma densidade populacional média de ouriços sete vezes maior do o que observado na área fechada para estas atividades.

Densidades elevadas de ouriços em locais onde a pesca é intensa, vem sendo relatado nas últimas décadas em estudos realizados no Caribe (HAY, 1984; HAY & TAYLOR, 1985) em áreas protegidas e não protegidas da pesca e turismo nos recifes lagunais do Quênia para espécies de equinodermos do gênero *Echinometra* e *Diadema* (MUTHIGA & MCCLANAHAN, 1987; MCCLANAHAN & MUTHIGA, 1989; MCCLANAHAN & SHAFIR, 1990; MCCLANAHAN *et al*, 1994; MCCLANAHAN *et al.*, 1996), e em recifes rochosos do Mediterrâneo para *Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula* (SALA & ZABALA, 1996; GUIDETTI, 2006; GIANGUZZA *et al.*, 2006; HEREU *et al.*, 2012).

Estudos realizados entre os anos de 1994 a 1999 referentes aos processos ecológicos realizados pelo ouriço *E. lucunter* nos recifes do complexo de Tamandaré, antes do início das intervenções de manejo, demonstraram que a maioria dos recifes apresentavam elevadas densidades de ouriço, atingindo médias de 76 ind./m² no recife da Ilha da Barra (MAIDA, 1994), até valores médios de 80 ind./m² em um recife na igreja de São Pedro (KILPP, 1999) .

O primeiro estudo sobre a densidade de organismos bentônicos após o fechamento da área realizado no recife da Ilha da Barra (PEREIRA, 2001), mostrou médias de densidade menores que o levantamento realizado sete anos antes por Maida (1994) no mesmo recife, com valor médio de 58,6 ind./m². Segundo a autora, o efeito do fechamento da área, já apresentava respostas positivas na redução significativa destes organismos devido aos dois anos de intervenção contra ação antrópica.

Os resultados obtidos no presente trabalho, para o mesmo recife (2,8 ind./m²), indicaram que houve uma redução de 20 vezes em relação aos valores obtidos no início do fechamento, e 27 vezes menor que os valores obtidos no ano de 1994. Isto demonstra a eficiência de tal medida de ordenamento recifal no controle das populações de ouriços. Como altas densidades populacionais dos equinodermos estão normalmente associadas a efeitos de desequilíbrio

ambiental, pode-se sugerir que o recife da Ilha da Barra está passando por um processo de recuperação da saúde ambiental.

A densidade média de ouriços obtidos no presente trabalho no topo recifal do Pirambu (19,9 ind./m²), foi duas vezes menor que a densidade estimada por Pereira (2001), onde observou média de densidade de 38 ind./m² para o mesmo recife. Isto pode estar relacionado ao fato de que como este recife se localiza a apenas 600 metros dos limites da área fechada, a recuperação recifal ocorrente no recife fechado pode estar causando efeitos também nos recifes adjacentes .

As diferenças significantes encontradas nas densidades de *Echinometra lucunter* entre os recifes analisados, podem ser consequência do aumento populacional da comunidade de predadores dos ouriços em suas várias fases do ciclo de vida, de larva a indivíduos adultos, como algumas espécies de peixes e lagostas (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 2007). As populações destes organismos predadores, que são os principais alvos de pesca na região de Tamandaré vêm se reestabelecendo gradativamente no recife da Ilha da Barra, após seu fechamento (FERREIRA & MAIDA, 2007). Kilpp (1997) considerou que a predação e a competição estão entre os fatores que mais influenciam a distribuição destes ouriços nos recifes do Complexo de Tamandaré.

Levantamentos realizados nos recifes da área fechada de Tamandaré (FERREIRA & MAIDA, 2007) observaram a ocorrência de espécies da família Serranidae, Acanthuridae, Holocentridae, Scaridae e Chaetodontidae foi cerca de quatro vezes maior que os recifes adjacentes não protegidos e Lutjanidae dez vezes maior que os outros recifes, com biomassa total de peixes herbívoros na área fechada cerca de cinco vezes maior e peixes carnívoros oito vezes mais que nos recifes abertos adjacentes.

O trabalho ainda descreve que na área fechada, houve o reaparecimento de espécies que não ocorriam antes no local logo após um ano de fechamento como *Lutjanus analis*, *L. cyanopterus*, *Epinephelus itajara*, *Sphyraena barracuda*, que se alimentam de ouriços em alguma fase de seu desenvolvimento ontogenético, bem como o peixe papagaio *Scarus trispinosus*, que é um dos competidores potenciais por alimento destes equinodermos. McClanahan & Muthiga (2007) relatam que os principais predadores de ouriços em grande parte dos ambientes costeiros ao redor do mundo, são peixes da família Lutjanidae, Balistidae, Labridae e Diodontidae.

Ao longo dos mergulhos realizados nas amostragens, foi possível observar no recife fechado, uma maior abundância de lagostas e em maiores tamanhos que as observadas no recife

do Pirambu. Este crustáceo apresenta-se também como um dos maiores predadores de ouriços-do-mar em sua fase adulta (McCLANAHAN & MUTHIGA, 2007).

Em estudos relacionados com a taxa de predação de ouriços em áreas de diferentes graus de conservação nos recifes do Quênia, McClanahan & Shafir (1990) observaram maior ocorrência de peixes predadores de ouriços da família balistidae (triggerfish), em uma área protegida da pesca (0,7 ind/100m²) do que em recifes onde a pesca é permitida (0,07 ind/100m²). Nesse trabalho os autores também observaram densidades maiores de ouriços nos recifes desprotegidos (80,7 ind./100m²) do que nos recifes adjacentes protegidos onde a predação foi maior com uma redução de mais de 90% destes ouriços.

Os resultados deste trabalho corroboram com os resultados obtidos por autores que defendem a ideia de que as atividades humanas tem um alto potencial de afetar os padrões de distribuição natural de assembleias de espécies marinhas (DAYTON *et al.*, 1997; GUIDETTI, *et al.* 2003).

Reservas, parques ou áreas fechadas que excluem atividades relacionadas à pesca e turismo são essenciais, pois funcionam como áreas de referência ambiental para a comparação com ambientes não protegidos (MCCLANAHAN & SHAFIR, 1990; FERREIRA *et al.*, *in prep*).

Em relação às variações das densidades médias de *E. lucunter* obtidas nos três períodos amostrados foram encontradas diferenças significativas somente para o recife do Pirambu. Essa diferença entre os períodos podem ser decorrentes de mudanças nos fatores químicos, físicos e biológicos (POMPA *et al.*, 1989). Neste trabalho, foram observadas diferenças na abundância dos indivíduos nos dois períodos analisados correspondente aos meses de outubro a dezembro, que caracteriza a transição da primavera para o verão no Brasil, com valores médios superiores aos encontrados nos meses de março a maio, relativos à transição de verão para outono. Pereira (2001) também observou estas diferenças nas densidades populacionais de ouriços entre os meses estudados no complexo de Tamandaré, onde a densidade foi menor nos meses de fevereiro e março.

Segundo McClanahan & Muthiga (2007), fatores como salinidade, temperatura e disponibilidade de alimento afetam diretamente o desenvolvimento das larvas de Echinometra. Pompa *et al.* (1989), observaram que a densidade mínima obtida para *E. lucunter* nos recifes da Venezuela, coincidiram com período de baixa temperatura e salinidade e que os declínios nos valores de densidade observados, estava relacionado à mortalidade ocasionada por baixas temperaturas e escassez de alimento, o que caracteriza o período de chuvas. Os resultados encontrados no presente trabalho podem estar associados à diminiuição na salinidade durante os

meses mais chuvosos que possivelmente deve prejudicar o assentamento larval destes organismos mais que a temperatura, uma vez que nestas áreas não há grandes variações nos valores de temperatura. O fato destas diferenças de densidade não ter sido observado no recife da Ilha da Barra, indica que fatores denso-dependentes são mais atuantes quando há grande densidade populacional.

Os resultados relacionados ao tamanho de indivíduos de *E. lucunter* neste trabalho, apresentaram padrão diferente dos observados em estudos anteriores.

Os resultados do presente trabalho mostraram um padrão inverso ao encontrado por Kilpp (1999) onde observou que quanto maior os tamanhos de ouriços menores sua densidade no ambiente atribuindo este comportamento a competição por espaço e alimento. No presente trabalho, diferenças significativas do tamanho médio de ouriços entre os recifes estudados apesar de pequenas, indicaram tamanhos de carapaça maiores no recife onde a densidade também foi maior (4,8 cm) e menores tamanhos (4,4 cm) no recife protegido da pesca, onde sua densidade foi menor. Isto pode ser atribuído ao aumento da abundância e do tamanho de peixes e lagostas dentro dos limites da área fechada (FERREIRA & MAIDA, 2007). Predadores mais abundantes e maiores tem a capacidade de predação mais e maiores presas. Estas evidências levam a aceitar a hipótese de que a intensidade da pesca pode influenciar o tamanho médio de *E. lucunter* mais que a competição por espaço ou alimento.

Estes dados corroboram com os autores Babcock *et al.*(1999), que relatam que em reversas marinhas na Nova Zelândia, peixes sparídeos, predadores de ouriços, além de apresentarem maior densidade, também apresentam maior tamanho do que nos recifes afetados pela pesca. O mesmo também foi observado para lagostas que apresentaram maiores tamanhos e densidades nos recifes protegidos da pesca, aumentando as chances de encontro e maior capacidade de predação de ouriços de maiores tamanhos dentro destas áreas protegidas.

A pesca também influencia a abundância de competidores de ouriços. De acordo com Hay (1984), ouriços são herbívoros dominantes em áreas desprotegidas, enquanto que peixes herbívoros como papagaios (Scarídeos) e cirurgiões (Acanturídeos) são dominantes em áreas com pouca ou nenhuma pesca.

Este padrão pode ser observado durante os mergulhos do presente trabalho, que, apesar de não ter sido o objetivo deste trabalho em estudar a interação da herbivoria entre peixes e ouriços, foi possível observar uma maior ocorrência de espécies de peixes herbívoros no recife protegido (Observação pessoal).

Pacheco (2008) observou que a maior densidade de ouriços no topo rugoso nos recifes não protegidos da pesca em Tamandaré, influenciou a abundância do peixe donzela, *Stegastes fuscus* nestas áreas, reduzindo a complexidade topográfica e seu espaço para abrigo e disponibilidade de alimento, levando estes peixes a preferirem outros locais onde a densidade de ouriço é menor, neste caso, os recifes protegidos da pesca.

Alguns autores relatam que as atividades de *grazer* realizadas por ouriços podem remover a cobertura de algas e / ou impedir a sua recuperação, mantendo o substrato livre para que organismos possam se estabelecer e sobreviver (HEREU *et al.*, 2008; PALACIN *et al.*, 1998), como colônias de corais (TANNER, 1995; BARROT *et al.* 2012).

Os resultados de densidade e cobertura de corais escleractínios, hidrocorais e zoantídeos obtidos no presente trabalho mostraram diferenças entre o recife fechado e aberto à pesca local, indicando que estes organismos também estão apresentando mudanças com o efeito do grau da pesca nestes recifes como a cobertura de algas e densidade de ouriços, como vem sendo observado por alguns autores (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 1988; MCCLANAHAN *et al.*, 1994; 1996).

Em Tamandaré, Kilpp (1999) observou durante um ano que a exclusão de ouriços sobre a comunidade de corais e algas levou a diminuição da cobertura viva de corais, sendo atribuído esse comportamento ao aumento da cobertura algal presente nestas áreas. Já áreas onde não houve remoção de ouriços, a cobertura de corais se mostrou constante até o final do experimento.

Pinheiro (2006), em estudos voltados à identificação do padrão de assentamento de espécies de corais escleractínios através de substratos artificiais no recife da Ilha da Barra em Tamandaré, observou que o maior pico de assentamento ocorreu entre os meses de outubro a fevereiro, caracterizado pelo período onde a temperatura da água do mar é mais elevada e que o padrão de assentamento neste recife foi dominado por espécies *brooders*, onde a larva é lançada diretamente ao ambiente em um estágio avançado, tornando-se imediatamente capaz de assentar no substrato disponível em um período de tempo relativamente curto (horas) (HARRISON & WALLACE, 1990), aumentando as chances de assentamento destas larvas no substrato e conseqüentemente, sua sobrevivência no recife (BABCOCK, 1988; HARRIOTT & BANKS, 1995; HUGHES *et al.*, 1999).

As espécies de corais escleractínios observados no presente trabalho, tem comportamento reprodutivo do tipo *brooder*. Porém, apresentaram padrões diferentes de densidade nos recifes variando de espécie para espécie; a maior densidade para *Siderastrea stellata* foi registrada no recife da área fechada; já as espécies *Agaricia humilis* e *Favia gravida* apresentaram densidades

médias maiores no recife desprotegido onde a disponibilidade de substrato exposto foi maior devido à ação de *raspagem* por ouriços, favorecendo o assentamento rápido destes organismos *brooders* (MORSE & MORSE, 1996; HEYWARD & NEGRI, 1999; BARROT *et al.*, 2012). O gênero *Porites* pareceu não ser afetado pelo tipo de substrato, apresentando densidades similares nos dois recifes observados.

McClanahan *et al.* (1996) em estudos sobre a influência da redução da densidade de ouriços nas populações de algas, corais e peixes herbívoros em recifes do Quênia com diferentes níveis de pesca, observou que o grau de proteção da pesca é mais impactante na distribuição, tamanho e riqueza de espécies de corais, algas e peixes do que a densidade de ouriços. Nesse trabalho, os autores observaram que no recife protegido da pesca, a cobertura de coral apresentou aumento durante todo o período de estudo, tanto nas áreas controles como nas áreas onde houve a redução destes equinodermos. Ainda segundo os autores, o experimento de remoção de ouriços ocasionou um aumento da cobertura viva do hidrocoral *Millepora spp.* e formas massivas do coral escleractíneo *Porites spp.* Isto foi atribuído devido ao aumento do número de espécies de peixes papagaios na área de redução dos ouriços, mantendo o controle na cobertura algal.

Aparentemente o maior percentual na cobertura algal observado na ilha da barra, não afetou a colonização do coral *Porites sp.*, que pareceu não possuir preferência por ambientes com mais espaço livre, assim como foi observado para os recifes do Quênia (MCCLANAHAN *et al.*, 1996). O aumento gradativo observado ao longo dos períodos estudados em ambos os recifes, pode estar relacionado com o sucesso de assentamento desse coral, que com ciclo reprodutivo curto, chegam a desovar de três em três meses (PINHEIRO, 2006). A espécie *Porites astreoides* nos recifes de Abrolhos desova entre os meses de novembro a fevereiro (PIRES & CAPARELL, 2002), coincidindo com os períodos de amostragem do presente trabalho.

O fato das espécies *Agaricia humilis* e *Favia gravida* apresentarem maior densidade média no recife do Pirambu, onde a densidade de ouriços é maior, pode ser explicada porque estas espécies são caracterizadas como espécies oportunistas (PETERSEN, *et al.*, 2007) e apresentam maior preferência por ambientes que disponham maior espaço para assentamento, evitando assim competição com algas. *Agaricia. humilis*, tem preferência por assentar em projeções do substrato recifal, ocorrendo em locais mais abrigados, livres da ação direta da luz solar (PEREIRA, 2001; PINHEIRO, 2006) o que caracteriza o recife do Pirambú, devido a maior rugosidade do substrato, causada por um intenso processo de bioerosão.

Apesar da maior ocorrência dessas espécies no recife desprotegido da pesca, foi observado que as colônias destas espécies ocorrem em tamanhos menores que as observadas na área fechada (observação pessoal). Isto pode ser confirmado nos resultados pelo fato de que apesar da densidade das espécies *Agaricia humilis* e *Favia gravida* significativamente maior no Pirambu, a porcentagem de cobertura viva foi estatisticamente igual para os dois recifes, indicando que as colônias de corais da área fechada são maiores, compensando a diferença de densidade.

A espécie *Siderastrea stellata* apresentou comportamento inverso das outras espécies, com densidade média maior no recife protegido da pesca que no recife do Pirambu. A ação de raspagem do substrato por ouriços parece ser mais impactante na abundância desta espécie no recife do que a disponibilidade de substrato para assentamento e competição com outras algas que sobrepoem suas colônias.

De acordo com alguns autores, *Siderastrea stellata* apresenta período de liberação de plânulas entre os meses de dezembro a Abril (NEVES & SILVEIRA, 2003; PINHEIRO, 2006). Isto possivelmente explica a diferença significativa observada entre o início da amostragem e após um ano de coleta de dados com valores de densidade que variaram entre 2,4 a 3,6 col./m². Este padrão não foi observado para o recife do Pirambu, o que também indica possivelmente que a raspagem do substrato por ouriços afeta o sucesso de recrutamento e colonização desse coral. O percentual de cobertura para esta espécie foi quase dez vezes mais observada na área fechada que no recife do Pirambú, enfatizando a ideia de que neste último, a ação raspadora de ouriços pode ser um grande fator atuando na remoção desta espécie de coral.

Nos dados de cobertura viva geral incluindo todos as espécies de corais escleractíneos, o percentual médio para o recife da Ilha da Barra, foi três vezes maior que o recife adjacente, mais uma vez indicando que apesar da maior densidade para algumas espécies no recife do pirambu, o tamanho das colônias apresenta-se mais representativo nos dados amostrados através da estimativa de cobertura viva observada.

Apesar do fato de que a presença de ouriços em um recife de coral pode favorecer o assentamento de corais e mediar a competição com algumas espécies de algas (MORRISON, 1988; COYER *et al.*, 1993; ADEY, 1998; PETRAITIS & DUDGEON, 2004; IDJADI *et al.*, 2010), ambientes onde os impactos humanos são intensos e a abundância de ouriços é elevada, normalmente ocorrem mudanças de fases de um recife aparentemente saudável dominado por colônias de corais e peixes herbívoros para um ambiente dominado pela herbivoria de equinodermos, resultando em altas taxas de bioerosão e em ambientes ecologicamente

desestruturados (HAY, 1984; BELLWOOD *et al.*, 2004; BRUNO *et al.*, 2009; NORSTROM *et al.*, 2009).

O grupo dos zoantídeos representado pelas espécies *Zoanthus sociatus* e *Palythoa caribeorum*, apresentou maior abundância no recife do Pirambu, *Palythoa caribeorum* não ocorreu nas amostragens no recife fechado, Ilha da Barra. Esta diferença está associada ao fato destes organismos apresentarem melhor desenvolvimento onde a disponibilidade de substrato desnudo é maior (KARLSON, 1983).

Rabelo (2007) em estudos sobre a distribuição e interação de espécies de zoantídeos em recifes de arenito no Ceará, observou que *Palythoa caribeorum* e *Zoanthus sociatus* apresentam uma estratégia de reprodução por fragmentação para a formação de densas agregações no substrato livre com rápidas taxas de crescimento, o que torna vantajoso para sua propagação no substrato, como observado no presente trabalho. *Zoanthus sociatus* apresenta alta capacidade regenerativa em resposta às alterações no ambiente, principalmente em relação ao sombreamento, predação e áreas sujeitas a intensas interferências humanas, como pisoteamento (KARLSON, 1983), como é observado no presente trabalho onde a maior ocorrência destes organismos foi observada no recife onde as atividades humanas são atuantes, apresentando maior predominância com percentual médio sete vezes maior que no recife da área fechada, onde a disponibilidade de substrato nu é baixa devido à ocorrência de espécies de algas e colônias de corais e hidrocorais.

Os hidrocorais do gênero *Millepora* apresentaram maior abundância no recife da área fechada, ocorrendo treze vezes mais do que no recife aberto à pesca e percentual de cobertura cerca de cinco vezes maior neste recife proibido. Na área protegida, estes organismos não são expostos aos danos mecânicos causados pela interferência humana, como a quebra dos fragmentos através da ação mecânica de embarcações, mergulhos recreativos e atividades de surf (KIKUCHI, 2000; LEÃO & KIKUCHI, 2000). Além disso, o fato deste coral apresentar melhor resposta ao fechamento da área em relação aos corais observados pode ser explicado pela rápida taxa de crescimento quando comparado com os corais verdadeiros. Oliveira *et al.* (2008) descreveu que esses hidrocorais podem atingir cerca de 25 mm de comprimento nas quinze primeiras semanas de seu desenvolvimento (Oliveira *et al.* 2008).

Em relação aos resultados da estimativa da cobertura algal viva obtidos no presente trabalho, houve diferenças significativas entre os recifes observados em quase todos os grupos funcionais apresentados, com maior percentual de cobertura de algas não calcárias no recife protegido em relação ao recife adjacente desprotegido estudado, indicando que a intensidade de

pesca nos recifes de Tamandaré influencia a distribuição e composição da população de algas e conseqüentemente, afeta a estrutura natural das comunidades nos recifes, causando a chamada cascata trófica (WITMAN & DAYTON, 2001; SHEARS & BABCOCK, 2003).

Estudos relacionados à cobertura algal, tem mostrado que os efeitos da pressão da pesca em ambientes recifais também influencia nas mudanças da composição e distribuição de algas, através de experimentos de exclusão de organismos herbívoros (SAMMARCO & WILLIAMS, 1982; HAY, 1984; MCCLANAHAN *et al.*, 1994; KILPP, 1999; DAVIDE *et al.*, 2005) e/ou através de estudos em reservas marinhas, onde o grau de pesca é mínima ou inexistente (PINNEGAR *et al.*, 2000; MCCLANAHAN & KURTIS, 1991; SHEARS & BABCOCK, 2003; TUYA *et al.*, 2004).

Tuya *et al.* (2004), em estudos relacionados à estrutura trófica da comunidade de peixes de costões rochosos das Ilhas do Arquipélago das Canárias, observou que em locais onde a abundância e biomassa de peixes predadores de macroinvertebrados como sparídeos e labrídeos é alta, a densidade de ouriços *Diadema antillarum* diminui e levando em troca, o aumento da cobertura de macroalgas pardas.

Kilpp (1999) observou em Tamandaré que após um ano de exclusão de ouriços, foi possível observar um percentual de cerca de 90% de cobertura algal viva, enquanto que áreas com ouriços houve um percentual de cerca de 10% de toda a cobertura viva. Apenas o grupo de algas calcárias incrustantes mostrou padrão inverso de crescimento em áreas sem ouriço, mantendo-se estável ou diminuindo seu percentual de cobertura nestas áreas. Estes resultados corroboram com o presente estudo onde foi observado um padrão de distribuição de algas semelhante na área fechada ao observado por Kilpp (1997), com exceção do grupo das algas calcárias articuladas, que não apresentou diferenças significativas entre os recifes analisados.

As algas calcárias articuladas apresentaram altas taxas de cobertura algal no presente estudo em ambos os recifes, mas não apresentaram diferenças significativas entre os recifes estudados (41% e 38% respectivamente). Isto pode estar associado à baixa palatibilidade destas algas por organismos herbívoros, como observado por alguns autores (LITTLER & LITTLER, 1984; HAY, 1997). Algumas espécies como *Halimeda sp.*, além dos altos teores de carbonato, são ainda capazes de produzir metabólitos secundários como terpenóides, que atuam como defesa química contra a herbívora, tornando esta espécie ainda mais impalatável para a maioria dos herbívoros (PAUL & FENICAL, 1983; PAUL *et al.*, 2001).

O fato do recife do Pirambu apresentar maior percentual de cobertura para algas calcárias incrustantes em cerca de seis vezes mais que o recife da Ilha da Barra, pode ser explicado porque

estas algas são frequentemente as únicas que sobrevivem ao pastoreio de ouriços (BREITBURG, 1984; KILPP, 1999) e também por apresentarem crescimento vegetativo em resposta às pressões exercidas pelas atividades pastadoras e escavadoras dos ouriços (GIORDANO, 1986).

A mudança na composição e abundância da cobertura de algas no substrato recifal afeta a distribuição e abundância nas populações de corais que competem por espaço (MCCLANAHAN *et al.*, 1996; TANNER, 1995, BARROT *et al.*, 2012). Quando a cobertura algal em um ambiente ocupa todo o substrato sem permitir espaço para que outros organismos possam coexistir, a abrasão dos talos das algas, contra os tecidos vivos das colônias de corais, principalmente espécies que produzem princípios químicos ativos, resulta na retração de seus tecidos quase que continuamente, causando mortalidade e permitindo que outras algas cresçam sobre essas colônias (DE NYS *et al.*, 1991; COYER *et al.*, 1993; TANNER, 1995; BARROT *et al.*, 2012).

O maior percentual de grupos de algas não calcárias (folhosas, filamentosas, coriáceas, cilíndricas e globosas) para o recife da Ilha da Barra, pode ser explicado pela redução drástica do número de ouriços, restringindo esta área a dominância da ação herbívora de peixes herbívoros raspadores (McCLANAHAN, *et al.*, 1994). Porém, este percentual de cobertura de algas não calcárias foi menor que 40% da cobertura total observada neste recife protegido não comprometendo assim a sobrevivência de outros organismos através do sombreamento causado por altas taxas no percentual de cobertura algal.

A mudança na distribuição e organização das espécies, principalmente em populações bentônicas, influencia também a composição da estrutura topográfica em ambientes recifais (MCGEHEE, 1992).

Os resultados obtidos no presente trabalho nos valores percentuais de substrato exposto mostraram diferenças significativas entre os recifes analisados, onde substrato consolidado, caracterizado por rochas calcárias, foi encontrado em maior percentual na área desprotegida da pesca, possivelmente devido ao comportamento raspador de ouriços que removem os organismos do fundo recifal. Neste recife, também foi observado a predominância de substrato caracterizado como buraco em cerca de dez vezes mais que o recife protegido, possivelmente a maioria destes, produto da ação bioerosiva com a criação de locas que facilitam as chances dos organismos se protegerem de predadores e da hidrodinâmica local.

Estudos relacionados à capacidade bioerosiva de ouriços em Tamandaré (MAIDA, 1994; PEDRESCHI NETO, 1997), relataram que os recifes do Complexo de Tamandaré apresentam altas taxas de bioerosão de acordo com seu tamanho médio e densidade populacional. Pedreschi Neto (1997) observou que altas densidades de ouriços pode levar ao consumo de cerca de oito

gramas de carbonato de cálcio (CaCO_3) por dia no topo de um recife na praia de Campas, removendo organismos bentônicos e modificando a topografia deste recife. Isto indica que o grau de bioerosão nos recifes de corais também está associado ao nível de pesca nestes ambientes, uma vez que os ouriços, bioindicadores potenciais de desequilíbrio na estrutura ecológica recifal, são personagens principais na erosão de recifes ambientalmente estressados (MUTHIGA & MCCLANAHAN, 1987; BAK, 1990; BELWOOD *et al.* 2004).

Ainda de acordo com o substrato observado nos recifes estudados, a maior ocorrência de substrato inconsolidado do tipo cascalho, de origem biogênica, apresentado em maior percentual no recife da ilha da Barra, se deve pelo acúmulo de artículos de algas calcárias articuladas, principalmente do gênero *Halimeda sp.* que decantam no recife, compondo parte do substrato recifal.

O menor percentual de substrato duro e buracos no recife da Ilha da Barra pode ser atribuído à maior sobreposição de algas e colônias de corais neste local, que recobrem as estruturas mais irregulares, principalmente devido a cobertura por algas calcárias articuladas (TANNER, 1995), diminuindo a rugosidade destes ambientes.

A diferença na cobertura de substrato exposto entre os dois recifes amostrados, parece também ter influenciado nos resultados obtidos na análise de comparação de metodologias adotadas para a densidade populacional bentônica. Neste trabalho, foi possível observar diferenças entre as contagens obtidas *in situ* e fotoquadrats na maioria dos organismos observados.

Esta diferença nas densidades de organismos pode ser explicada pela diferença na rugosidade topográfica entre as duas áreas. De acordo com Pereira (2001), o recife da Ilha da Barra é caracterizado por apresentar complexidade estrutural alta nas margens e frente recifal e planeamento em alguns pontos; já o recife do Pirambu, apresenta o topo irregular com muitas rugosidades, e em sua maior parte, não é constituído por uma massa única, mas formadas por um conjunto de colunas de extensões variáveis, além da formação de locas realizadas por organismos raspadores. Estes fatores podem ter contribuído para a menor observação dos organismos mais escondidos através dos fotoquadrats analisados e a rugosidade dificulta o registro em locais irregulares, impossíveis de serem visualizados através de registro fotográfico.

Alguns autores relatam que a proximidade do observador ao substrato e a área grande de amostragem através do método de quadrat tradicional, produz uma estimativa muito melhor para espécies de corais pequenos ou escondidos que possivelmente não são percebidos em outras formas de metodologia (JOKIEL, *et al.*, 2005; HILL & WILKINSON 2004), como foi observado

para as espécies *A. humilis* e *F. gravida* no presente trabalho. Hill & Wilkinson (2004), através do Manual de métodos de monitoramento ecológico em recifes de corais, revela que apesar de não ser apropriado para ambientes com alta rugosidade, fotoquadrats apresentam algumas desvantagens como maior tempo de trabalho (em campo e através de análise das fotografias posteriormente) e por apresentar mais suscetibilidade a ação de ondas.

7. CONCLUSÕES

- O padrão de distribuição de ouriços *E. lucunter* nos recifes de Tamandaré estão diretamente relacionados ao nível de interferência humana, apresentando elevadas densidades no recife onde a pesca é intensa cerca de sete vezes mais que no recife fechado.
- Indivíduos de ouriços *E. lucunter* apresentaram maiores diâmetros no recife do Pirambu do que no recife da Ilha da Barra, devido a menor ocorrência de predadores de grande porte capazes de preda organismos maiores no recife do Pirambu devido às atividades de pesca.
- Corais escleractínios e Hidrocorais apresentaram percentual de cobertura viva maior no recife protegido da pesca ocorrendo respectivamente cerca de três e treze vezes maiores dentro da área fechada de Tamandaré, mostrando-se como um ambiente mais propício para o crescimento destes organismos.
- As espécies de zoantídios observadas nos recifes apresentaram maior predominância no recife aberto às atividades humanas, onde há maior disponibilidade de substrato nu para seu crescimento devido ação bioerosiva dos organismos raspadores.
- O percentual médio de cobertura algal nos recifes observados foi maior no recife da Ilha da Barra, com diferenças significativas para a maioria dos grupos funcionais algais com exceção de algas calcárias articuladas e calcárias incrustantes que apresentaram maior resistência à ação bioerosiva no recife do Pirambu.
- O método de contagem dos organismos bentônicos através de quadrats tradicionais *in situ* mostrou maior precisão na obtenção de dados amostrados que a metodologia de análise através de fotoquadrats.
- As interferências humanas apresentam influências negativas na estrutura populacional bentônica dos recifes de Tamandaré, ocasionando mudanças na composição e distribuição de espécies de ouriços, corais e cobertura algal, indicando que no recife da Ilha da Barra onde a pesca e visitação são proibidas, a capacidade de resiliência do ecossistema já se torna visível após quatorze anos de fechamento da área em Tamandaré.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEY, W.H. Coral reefs: Algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *J. Philcol.*, 34 (3): p. 393-406, 1998.

ALROLDI, L. & CINELLI, F. Effects of sedimentation on substratum retention on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Biologic Ecology*. V. 215, p. 369-288, 1997.

BABCOCK, R. C. Age structure, survivorship and fecundity in populations of massive corals. Proc. 6th. International Coral Reef Symposium. Australia, v.2, p.625-633,1988.

BABCOCK, R.C. KELLY, S., WALKER, J.W., WILLIS, T.J. Change in community structure in temperate marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, v. 198, p. 125-134, 1999.

BAK, R.P.M. Sea urchin bioerosion on coral reefs: place in carbonate budget and relevant variables. *Coral Reefs*, v. 13, p. 99-103, 1994.

BELLWOOD, D.R.; WAINWRIGHT, P.C. The history and biogeography of fishes on coral reefs. In: SALE, P.F. (ed.). *Coral Reef Fishes.: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, pp. 5–32, 2002.

BELLWOOD, D.R.; HUGHES, T. P.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:827–833, 2004.

BREITBURG, D. L. Residual effects of grazing: inhibition of competitor recruitment by encrusting coralline algae. *Ecology*, 65 (4), p.1136-1143, 1984.

BRITO, I.M. Ensaio de catálogo dos equinodermas do Brasil. Centro de Estudos Zoológicos da Faculdade Nacional de Filosofia (13), p. 1-12, 1962.

BRUNO, J. F.; SWEATMAN, H.; PRECHT, W.F.; SELIG, E. R.; SCHUTTE, V. G. W. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology*, v. 90, p. 1478-1484, 2009.

BYTHELL J. C., BYTHELL M., GLADFELTER, E. H. Initial results of a long-term coral reef monitoring program: Impact of Hurricane Hugo at Buck Island Reef National Monument,

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.172:171-183. 1993a.

BYTHELL J. C., GLADFELTER E. H., BYTHELL M. Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. *Coral Reefs* 12:143-152, 1993b.

CASTRO, C. B. & PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, v. 69 (2):357-371, 2001.

CASTRO, C.B.. Coral Reef in Brazil. In: Prates, A.P.L. (ed.) *Atlas of Coral reef Protected Areas in Brazil*. MMA/SBF, Brasília, p 25-27, 2003

COSTA-JUNIOR, O. S.; ATTRILL, M. J.; PEDRINI, A. J.; DE-PAULA, J. C. Spatial and seasonal distribution of seaweeds on Coral Reefs from Southern Bahia, Brazil. *Bot. Mar.*, v. 45, p. 346-355, 2002.

COYER, J.A; AMBROSE, R.F.; ENGLE, J. M.; CARROLL, J. C. Interactions between coral and algae on temperate zone rocky reef: mediation by sea urchin. *Journal of Experimental Biology Ecology*, v. 167, p. 21-37, 1993.

DAYTON, P.A., MORGAN, K. E.; KLIBANOV, A. L.; BRANDENBURGER, G.; NIGHTINGALE, K. R.; FERRARA, K. W.. A preliminary evaluation of the effects of primary and secondary radiation forces on acoustic contrast agents. *IEEE Trans. Ultrason Ferroelectr Freq Control*, 44:1264–1277, 1997.

DE NYS, R.; COLL, J. C.; PRICE, I. R. Chemically mediated interactions between the red algae *Plocamium hamatum* and the soft coral *Sinularia cruciata*. *Marine Biology*, v. 108, p. 315-320, 1991.

DUBINSKY Z, STAMBLER N. Marine pollution and coral reefs. *Global Change Biology*, v. 2, p.511–526, 1996.

FERNANDES, M.L.B.; TOMMASI, L.R. & LIMA, E.J.B. Filo Echinodermata de Pernambuco, pp.405-428. In: TABARELLI, M. & SILVA, J.M.C. (orgs.). *Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco*. Recife, Editora Massangana. 722p, 2002.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

FEITOSA, J.L.L.; CONCENTINO, A.M.; TEIXEIRA, S.F.; FERREIRA, B.P. Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South- Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research*, 70, p. 42-49. 2012.

FERREIRA, B. P; MAIDA, M. Monitoramento dos Recifes de coral do Brasil: situação atual e perspectivas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 116p, 2006.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. Characteristics and Perspectives for Fishery Management in the Coral Coast Marine Protected Area. In: PRATES, A. P.; BLANC. *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. Emporio das Letras, Brasília-MMA/ SBF, p. 39-49, 2007.

FLOETER, S.R., HALPERN, B.S.; FERREIRA, C.E.L. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*. 128: 391– 40, 2006.

FLOETER, S. R.; FERREIRA, C. E. L. GASPARINI, J. L. The Effects of Fishing and Protection through Marine Protection Areas: Three Case Studies and Implications to Reef Fish Functional Groups in Brazil. In: PRATES, A. P.; BLANC. *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. Empório das Letras, Brasília-MMA/ SBF, p.179-190, 2007.

GIORDANO, F. Ouriços do sublitoral rochoso da região de São Sebastião-São Paulo: Uma abordagem ecológica. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 128p. 1986.

GIANGUZZA, P.; CHIANTORI, M.; BONAVIRI, C.; CATTANEO-VIETTI, R.; VIELMINI, I.; RIGGIO, V. The effects of recreational *Paracentrotus lividus* fishing on distribution patterns of sea urchins at Ustica Island MPA (Western Mediterranean, Italy). *Fisheries Research*, v. 81, p. 37-44, 2006.

GRAHAM, N.A.J; EVANS, R. D.; RUSS, G. R. The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the great barrier Reef. *Environmental Conservation*, v.30, p. 200-208, 2003.

GRAHAM, N. A. J.; MCCLANAHAN, T.R.; MACNEIL M. A.; WILSON, S..K.; POLUNIN, N.V.C, *et al*. Climate Warming, Marine Protected Areas and the Ocean-Scale Integrity of Coral Reef Ecosystems. *PLoS ONE* 3(8), 2008.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

GUIDETTI, P.; FRASCHETTI, S.; TERLIZZI, A.; BOERO, F. Distribution patterns of sea urchins and barrens in shallow Mediterranean rocky reefs impacted by the illegal fishery of the rock-boring mollusk *Lithophaga lithophaga*. *Marine Biology*, v. 143:1135-1143, 2003.

GUIDETTI, P. Marine Reserve Reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, V. 16 (3), p. 963-976, 2006.

HALPERN, B.S. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*. 13: S117–S137, 2003.

HALPERN, B.S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, v. 319, p. 948–952, 2008.

HARRIOTT V. J., BANKS, S. A. Recruitment of Scleractinian corals in the Solitary Islands marine reserve, a high latitude coral-dominated community in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, p.123:155–161, 1995.

HARRISON, P. L.; WALLACE, C.C. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. In: DUBINSKY, Z, ed. *Ecosystems of the world. 25. Coral Reefs*, Amsterdam. P.133-207, 1990.

HATCHER, B. G, Grazing in coral reef ecosystems. In: BARNES, D. J. (Ed). *Perspectives on coral reefs*. Townsville, Austrália. *Australian Institute Marine Science*, p. 164-179,1983.

HAWKINS, S. J.; JONES, H. D, Marine field course, Guide 1, Rock Shores. *Immel Publishing*, London, 144p ,1992.

HAY, M. E. patterns of fish and sea urchin grazer on Caribbean coral reefs: are previous results typical? *Ecology*, v. 65(2), p. 446-454, 1984.

HAY, M. E.; TAYLOR, P. R. Competition between herbivorous fishes and sea urchins on Caribbean reefs. *Oecology*, v.65, p.591-279, 1985.

HAY, M. E. The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs* 16 (5), p. 67–76, 1997.

HEREU, B.; ZABALA, M., SALA, E. Temporal and spatial variability in settlement on the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Marine Biology*, v. 144, p. 1011-1018, 2004.

HEREU, B.; ZABALA, M., LINARES, C.; SALA, E. The effects of predator abundance and habitat structural complexity on survival of juvenile sea urchin. *Marine Biology*, v. 146, p.293-299, 2005.

HEREU, B., ZABALA; SALA, E. Multiple controls of community structure and dynamics in a sublittoral marine environment. *Ecology* 89: p. 3423–3435, 2008.

HEREU, B.; LINARES, C.; SALA, E.; GARRABOU, J.; GARCIA-RUBIES, A.; DIAZ, D.; ZABALA, M. Multiple Processes Regulate Long-Term Population Dynamics of Sea Urchins on Mediterranean Rocky Reefs. *PLoS One*, v. 7,p.1-12, 2012.

HEYWARD, A. J.; NEGRI, A. P. Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs*, v. 18, p.273-279, 1999.

HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P. J. , HOOTEN, A. J. , STENECK, R. S. *et al.* Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, v. 318:1737–1742. 2007.

HUGHES, T.P.; BAIRD, A. H.; DINSDALE,E.A.; MOLTSCHANIWSJYJ,N.A; PRATCHETT, M.S., TANNER,J.E.; WILLIS,B.L. Patterns of recruitment and abundance of corals along the great Barrier Reef. *Nature*, v. 397, p.59-63, 1999.

HALPERN, B. S. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*. 13: S117–S137, 2003.

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. 319: 948–952, 2008.

HILL, J.; WILKINSON, C. Methods for ecological monitoring of coral reefs. Australia Institute of Marine Science, Townsville 117 pp, 2004.

HUGHES, T. P., BAIRD, A. H., BELLWOOD D. R., CARD M. *et al.* Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301:929–933. 2003.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

IDJADI, J. A.; HARING, R. N.; PRECHT, W. F. Recovery of the sea urchin *Diadema antillarum* promotes scleractinian coral growth and survivorship on shallow Jamaican reefs. *Marine Ecology Progress Series*, v. 403, p. 91-100, 2010.

JACKSON, J. B. C. Reefs since Columbus. *Coral Reefs*, v.16: p. S23–S32, 1997.

JOKIEL, P. L.; RODGERS, K. S; BROWN, E. K; KENYON, J. C.; AEBY, G.; SMITH, W. R.; FARRELL, F. Comparison of Methods Used to Estimate Coral Cover in the Hawaiian Islands. NOAA/NOS NWHI Coral Reef Ecosystem Reserve. p. 1-22, 2005.

KARLSON, R.H. Disturbance and monopolization of a spatial resource by *Zoanthus sociatus* (Coelenterata, Anthozoa). *Bulletin of Marine Science* 33, 118-131, 1983.

KHAMALA, C.P.M. Ecology of *Echinometra mathaei* (Echinoidea: Echinodermata) at Diani Beach, Kenya. *Marine Biology*, v.11, p.167-172, 1971.

KIKUCHI, R.K.P.A, LEÃO, Z.M A.N. The effects of Holocene sea level fluctuations on reef development and coral community structure, Northern Bahia, Brazil. *An. Academia Brasileira de Ciencias* 70: 159–171, 1998.

KIKUCHI, R.K.P. Evolução dos recifes e das comunidades de corais hermatípicos da plataforma continental norte do estado da Bahia durante o Holoceno. *Dissertação de Doutorado*, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador, BA, Brasil, 152p, 2000.

KIKUCHI, R.K. P.A.; HOLDWAY, J.E.; WERDICH, A.A.; ANDERSON, R.M.; FANG, Y; EGNACZYK, G.F.; EVANS, T.; MACRAE, C.A ; STAINIER, D.Y.; POSS, K.D. Primary contribution to zebrafish heart regeneration by *gata4(+)* cardiomyocytes. *Nature*, 464 (2010), pp. 601–605, 2010.

KILPP, A. M. Efeito da população do ouriço *Echinometra lucunter* sobre a comunidade bentônica em um recife de Tamandaré-Pe. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 107p. 1997.

KOHLER, K. E. & GILL, S. M. Coral Point Count with Excel Extensions (CPCe): A Visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using a random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32, p 1259-1269. 2006.

LABOREL, J. L.; KEMPF, M. Formações de vermetos e algas calcárias nas costas do Brasil. Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade Federal de Pernambuco. p. 33-50, 1967.

LABOREL, J. L. Madréporaires et hydrocoralliaires récifaux des cotes brésiliennes: systématique, écologie, répartition verticale et géographique. Ann. Inst. océan. 47:171-229, 1970.

LAFFERTI, K.D. Fising for lobster indirectly increases epidemics in sea urchin. *Ecological Application*, 14, p. 1566-1573, 2004.

LAWRENCE, J. M. & SAMMARCO, P. W, Effect of feeding on the environment: *Echinoidea* In: JANGOUX, M. & LAWRENCE, J. M (eds). Rotterdean. A. A. Balkema Press, p. 499-519, 1982.

LEÃO, Z. M. A. N. Morphology, geology and developmental history of the southernmost coral reefs of Western Atlantic, Abrolhos Bank, Brazil. PhD Thesis, RSMAS, University of Miami, Florida, USA, 218 p, 1982.

LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P. The Abrolhos reefs of Brazil. In: SEELIGER, U. & KJERFVE, B. (eds.) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer-Verlag, Ecological Studies 144, Berlin Heidelberg New York. p. 83-96, 2000.

LEÃO, Z. M. A. N., KIKUCHI, R. K. P., TESTA, V. Corals and Coral reefs of Brazil. In: CORTES, J. (Ed.) *Latin American Coral Reefs*, p.9-53, 2003.

LEWIS, J. B. & STOREY, G. S. Differences in morphology and life story traits of the echinoid *Echinomentra lucunter* from different habitats. *Marine Ecology Progress Series*, v.15: p. 207-211, 1984.

LEWIS, J.B. Biology and Ecology of the Hydrocoral *Millepora* on Coral Reefs. In: SOUTHWARD, A. J.; YOUNG, C. M.; FUIMAN, L. A. (Eds) *Advances in marine biology*. Academic Press, California, USA, p.3-41, 2006.

LIMA, E. J. B.; FERNANDES, M. L. B. Diversidade de equinodermos (*Echinodermata*) no Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 11, p. 55-63, 2009.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74, p.13–34, 1984.

MCPHERSON, B. F. Studies on the biology of the tropical sea urchin, *Echinometra lucunter* and *Echinometra viridis*. *Bulletin of Marine Science*, v. 19, p. 195-213, 1969.

MAIDA, M. Importância do Ouriço *Echinometra lucunter* nos processos de bioerosão dos recifes da região de Tamandaré, PE. Simpósio de Ciências Ambientais na UFPE (resumo), 1994.

MAIDA, M.; COLL, J. C.; SAM MARCO, P.W. Shedding new light on scleractinian coral recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.180, p.189-202, 1994.

MAIDA, M. & FERREIRA, B. P. Coral reefs of Brazil: an overview In: International Coral Reef Symposium. 8th.1997. Panamá, p 263-274, 1997.

MAIDA, M. & FERREIRA, B. P. Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. In: Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras. MMA.Brasília, 2003.

MAIDA, M.; FERREIRA, B.P. Os recifes de coral brasileiros. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M.F. (Orgs.). Oceanografia: Um cenário tropical. Recife, Bagaço, 761 p, 2004.

McCLANAHAN, T. R. Predation and the distribution and abundance of tropical sea urchin population. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. V. 221, p. 231-255,1998.

MCCLANAHAN, T. R.; KURTIS, J.D. Population regulation of the rock boring sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 147, p. 121-146, 1991.

McCLANAHAN, T. R; MUTHIGA, N. Changes in Kenyan coral reefs community structure and function due to exploitation. *Hydrobiology*, 166; p.169-176, 1988.

McCLANAHAN, T. R; MUTHIGA, N. A. Patterns of predation on a sea urchin, *Echinometra mathaei* (de Blainville), on Kenyan Coral Reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 126, p. 77-94, 1989.

McCLANAHAN, T. R.; MUTHIGA, N. A. Ecology of *Echinometra*. In: LAWRENCE, J. M. Edible sea urchin: Biology and Ecology. Second Edition. Development in Aquaculture and Fisheries Science (37). Netherland, p 297-313, 2007.

McCLANAHAN, T. R., SHAFIR, S. H. Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia*. V. 83, 362-370, 1990.

McCLANAHAN, T.R.; NUGUES, M.; MWACHIREYA, S. Fish and sea urchin herbivory and competition in Kenyan coral reef lagoons: the role of reef management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 184, p. 237-254, 1994.

McCLANAHAN, T.R.; KAMUKURU, A.T.; MUTHIGA, N.A.; GILAGABHER YEBIO, M.; OBURA, D. Effect of Sea Urchin Reductions on Algae, Coral, and Fish Populations. *Conservation Biology*, v. 10, n. 1, p. 136-154, 1996.

McGEHEE, M.A. Distribution and abundance of two species of *Echinometra* (Echinoidea) on coral reefs near Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, v.28, p.173-183, 1992.

McPHERSON, B. F. Studies on the biology of the tropical sea urchins. *Echinometra lucunter* e *Echinometra viridis*. *Bulletin of Marine Science*, v.19, p.195-213, 1969.

MORRISON, D. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology*, v. 69:1367–1382, 1988.

MORSE, A. N.; MORSE, D.E. Flypapers for coral and other planktonic larvae. *Bioscience*, v. 46, p. 254-262, 1996.

MUMBY, P. J. Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean coral reefs, *Coral Reefs*, v. 28, p. 761-773, 2009.

MUTHIGA, N. A. & McCLANAHAN, T. R. Population changes of a sea urchin (*Echinometra mathaei*) on a exploited fringing reef. *African Journal Ecology*, v.25, p. 1-8, 1987.

NORSTROM, A. V.; NYSTROM, M.; LOKRANTZ, J.; FOLKE, K. Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series*, v. 376, p.295-306, 2009.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

NEVES, E.G; SILVEIRA, F.L. Release of planula larvae, settlement and development of *Siderastrea stellata* Verrill, 1986 (Anthozoa, Scleractinia). *Hydrobiologia*, 501, p. 139-147, 2003.

OGDEN, J. C. & LOBEL, P. S. The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 3, p.49-63, 1978.

OLIVEIRA, M.D.M.; LEÃO, Z.M.A.M., KIKUCHI, R.K.P. Culture of *Millepora alcicornis* as a tool for restoration and management of reefal ecosystems of Northeast Brazil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 8 (2), p.183-201, 2008.

PACHECO, A. C. G. Paetilha de habitat entre peixes territorialistas nos recifes de Tamandaré-PE. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 71 p, 2008.

PALACI'N, C., GIRIBET, G., CARNER, S., DANTART, L., TURON, X. Low densities of sea urchins influence the structure of algal assemblages in the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* 39, p.281–290, 1998.

PAUL, V.J., FENICAL, W. Isolation of halimedatriol: chemical defense adaptation in the calcareous reef-building alga *Halimeda*. *Science* 221, p.747–749, 1983.

PAUL, V. J.; CRUZ-RIVERA, E.; THACKER, R. W. Chemical mediation of macroalgal-herbivore interactions: ecological and evolutionary perspectives. In: MCCLINTOCK, J. B.; BAKER, B. J. (Ed.). *Marine chemical ecology*. Boca Raton: CRC Press, p. 227-265, 2001

PEDRESCHI NETO, O. Padrões de distribuição e bioerosão do ouriço regular, *Echinometra lucunter* (Linnaeus) em alguns recifes da praia de Campas, Tamandaré-PE. Monografia. Centro de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 39p, 1997.

PEREIRA, S.C. Variação espacial do Ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (LINNAEUS, 1758) ao longo do complexo recifal de Tamandaré-Pe. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 61p. 2001.

PETERSEN, D., LATERVEER, M., VISSER, G. Sexual recruitment of the corals *Favia fragum* and *Agaricia humilis* in a 30-m(3) exhibit aquarium: species-specific limitations and implications on reproductive ecology. *Zoo Biology* 26 (2), 75-91, 2007.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

PETRAITIS, P.S.; DUDGEON, S. R. Detection of alternative stable states in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.300, p. 343-371, 2004.

PINHEIRO, B.R. Recrutamento de corais no recife da Ilha da Barra- Tamandaré-Pe. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 69p. 2006.

PINNEGAR, J. K., POLUNIN, N.V.C.; FRANCOUR, P.; BADALAMENTI, F.; CHEMELLO, R.; HARMELIN-VIVIEN, M.-L.; HEREU, B.; MILAZZO, M.; ZABALA, M.; D'ANNA, G.; PIPITONE, C. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management', *Environmental Conservation*, vol. 27 (2), p. 179-200, 2000.

PIRES, D.O.; CAPARELLI, A.C. Biologia reprodutiva de *Porites astreoides* (Lamarck, 1816) (Cnidaria, Scleractinia) do Complexo Recifal dos Abrolhos, BA, Brasil. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia*, Rio de Janeiro (484):1-12. 2002.

PRINCE, J. Limited effects of the sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville) on the recruitment of benthic algae and macroinvertebrates into intertidal rock platforms at Rottneest Island, Western Australia. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 186, p. 237-258, 1995.

RABELO, E. F. Distribuição especial e interações competitivas em zoantídeos (Cnidaria: Zoanthidae) em um ambiente de recife de arenito no nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós graduação em ciências marinhas tropicais. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 117p., 2007.

RATHBUN, R. A list of the Brazilian echinoderms, with notes on their distribution, etc. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 5 (3), p.139-158, 1879.

ROBERTS, C. M.; BONHSACK, J. A.; GELL, F.; HAWKINS, J. P.; GOODRIDGE, R. Effects of Marine Reserves on adjacent fisheries. *Science*, v.294, p. 1920-1923, 2001.

RUIZ-ZARETE, M.A.; ARIAS-GONZALES, J.E. Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs*, v.23, p. 584-594, 2004.

RUSS, G. R. Yet another review of marine reserves as reef fisheries management tools. *In: Sale PF (Ed) Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, pp: 421-443, 2002.

SAMMARCO, P.W. *Diadema* and its relationship to coral spat mortality: grazing, competition and biological disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, v 45, p.245-272, 1980.

SAMMARCO, P. W. The Great Barrier Reef VS The Caribbean: Comparison of grazers, coral recruitment patterns and reef recovery. *In: V International Coral Reef Congress. Proceedings. Tahiti, (4), p .391-397, 1985.*

SCHEFFER, M., CARPENTER, S., FOLEY, J. A., FOLKE, C., WALKER, B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, v. 413:591–596, 2001.

SHEARS, N.T.; BABCOCK, R.C. Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132: 131–142, 2002.

SHEARS, N. T.; BABCOCK, R.C. Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series*. 246, p. 1-16, 2003.

SOUZA, C. F.; OLIVEIRA, A.S.; PEREIRA, R.C. Feeding preferences of sea urchin *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) on seaweeds. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56 (3), p. 239-247, 2008.

TANNER, J. E. Competition between scleractinian corals and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 190, p.151-168, 1995.

TUYA, F.; BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BARBERA, C.; HAROUN, R.J. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Marine Ecology Progress Series*. V 278, p. 157-169, 2004.

VALVERDE, L.C; MEURER, B.C. Análise espacial de três espécies de *Echinoidea* (Echinodermata) em costões rochosos do Litoral do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *In: VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu-MG, 2007.*

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...

WITMAN, J. D.; DAYTON, P. K. Rock subtidal communities. In: BERTNESS, M.D.; GAINES, S. D.; HAY, M. E. (Eds). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, p. 339-366, 2001.

WILLIAN, A. H. An analysis of competitive interactions in a patchy back-reef environment. *Ecology*, v. 62, p. 1107-1120, 1981.

ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. Quinta edição. Upper Saddle River, Nova Jersey, Prentice Hall, 944p., 2010.

COSTA, A. K. R. (2013). Efeito da exclusão da pesca em comunidades macrobentônicas...