



Universidade Federal de Pernambuco

Centro de Biociências

Pós Graduação em Biologia Animal

GISLAINE VANESSA DE LIMA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO CORAL
ENDÊMICO *Mussismilia harttii* (VERRILL, 1868) (CNIDARIA:
ANTHOZOA) NO BRASIL**

Recife

2017

GISLAINE VANESSA DE LIMA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO CORAL ENDÊMICO
Mussismilia harttii (VERRILL, 1868) (CNIDARIA: ANTHOZOA) NO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre pelo Programa de Pós Graduação em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Daniel Pérez

Recife

2017

Catálogo na Fonte:
Bibliotecária Elaine Cristina Barroso, CRB-4/1728

Lima, Gislaine Vanessa de

Avaliação do estado de conservação do coral endêmico *Mussismilia hartii* (Verrill, 1868) (Cnidaria: Anthozoa) no Brasil. / Gislaine Vanessa de Lima – Recife: O Autor, 2017.

112 f.:il., fig., tab.

Orientador: Carlos Daniel Perez

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Animal, 2017.

Inclui referências e apêndices

1. Anthozoa 2. Recifes e ilhas de coral 3. Brasil, Nordeste I. Perez, Carlos Daniel (orient.) III. Título

593.6

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2017-357

GISLAINE VANESSA DE LIMA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO CORAL ENDÊMICO
Mussismilia harttii (VERRILL, 1868) (CNIDARIA: ANTHOZOA) NO BRASIL**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, PPGBA, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em: 30/05/2017

COMISSÃO EXAMINADORA

Dra. Débora Pires
Departamento de Invertebrados – MN/UFRJ

Dra. Paula Braga Gomes
Departamento de Ecologia – UFRPE e Biociências - UFPE

Dr. Clovis Barreira e Castro
Departamento de Invertebrados – MN/UFRJ

SUPLENTE

Dr. Pedro Henrique Cipresso Pereira
Departamento de Oceanografia – UFPE

Dr. Alexandre Oliveira de Almeida
Departamento de Biociências – UFPE

AGRADECIMENTOS

Quando eu era apenas uma menina apaixonada pela natureza e em especial pelo mar, “Que vai ser quando crescer?” era a pergunta que eu mais gostava de responder, tudo que eu queria para quando eu “fosse grande” era ser uma Bióloga. E foi assim sem perceber que eu fiz uma promessa, eu seria Bióloga, uma Bióloga Marinha. E no dia que pude ver que o mar também era apaixonado por aquela menina (“onde já se viu o mar apaixonado por uma menina? Mas quem já conseguiu dominar o amor?” O.T.M.) é que a ficha caiu, meu sonho tinha sido realizado, promessa cumprida. Mas não foi tão fácil chegar até aqui, foi desafiador, superando uma pedra atrás da outra, mas cheguei, eu fui forte, eu aprendi a alcançar sonhos e agora de volta ao passado, ao lado daquela menina de olhos radiantes escrevo e agradeço.

Eu agradeço antes de tudo a Deus, pela energia e proteção enviada ao longo de toda essa jornada, por Ele não desistir de mim e por Ele ter me dado uma família abençoada, minha mãe Lucilene Lima (D. Lúcia) que sempre primou pela minha educação e que me ensinou a viver com honestidade, é a você que eu devo tudo que sou. A minha irmã Isla Priscila, meu cunhado Eder Junio, meu irmão Igor Monteiro e meu padrasto Daniel Santos, grata pelo incentivo e presença de todos vocês na minha vida, amo todos incondicionalmente.

Quero agradecer ao meu orientador Dr. Carlos Daniel Pérez principalmente por ter proporcionado a realização do sonho de trabalhar no mar, agradeço também pelos ensinamentos e pela confiança que foi depositada em mim para realizar este trabalho, nós conseguimos! Agradeço também a Ralf Cordeiro a quem eu considero um Co-Orientador, mas ele se diz apenas um “Ajudador”, a esse ajudador que teve a paciência de sentar comigo nos momentos de “eu não vou conseguir fazer isso” e me mostrar uma maneira de fazer, e por todas as outras ajudas (campos, conversas, mar e artigos sugeridos), obrigada Fio.

Agradeço a todos os barqueiros, jangadeiros e pescadores que me levaram até os recifes, sem vocês esse trabalho não teria acontecido, grata também pelos ensinamentos. Gratidão a David Montenegro (brodinho) por toda ajuda e suporte nas coletas na Paraíba e lhe parablenizo mais uma vez por sua consciência ambiental e obrigada por ter me ensinado tanto. Obrigada a Pedro Pereira, Rafael Brandão, Erika Santana e David Oliveira pela indispensável ajuda de vocês nas coletas. Quero agradecer também a todos que compõe o GPA (Grupo de Pesquisa em Antozoários), em especial a Paula Braga, Erica Lima, Liliana Nascimento, Alessandra Targino e Felipe Campos. Tenho agradecimentos internacionais a fazer também, Maude Gauthier (Canadá) e Catherine George (França-Canadá), “Muiéres” eu não tenho palavras para descrever minha gratidão a vocês por todo auxílio em campo (mesmo no frio do banzo) e por toda ajuda com as análises estatísticas. E claro pela amizade que construímos que vai além da universidade. Gratidão meninas.

E se teve um serumaninho que sempre esteve comigo essa é Manuela Menezes (ovelha), que é um presente de Deus pra mim, uma irmã. Manu é aquela pessoa com quem

converso sem usar palavras, uma olha e a outra já sabe o assunto, foram muitos “Bom Dia/tarde/Olá meninaS” mesmo quando só tinha uma de nós lá no cantinho inóspito né não hahaaha, ela é a taxônoma de corais de mar profundo que topa cursar disciplina de comportamento animal comigo, é com quem vou no restaurante natureba e comemos fritura e empada, tem como não aMar para sempre? Enfim, “Houston” muito obrigada por dividir esses momentos comigo onde aprendemos juntas que a melhor resposta às vezes é “o silêncio que mora tranquilo no fundo do mar”.

Agradeço também aos amigos que mesmo distantes torcem por mim, a todos do CAV (Centro Acadêmico de Vitória) em especial a Ewerton Luiz, Bruna Medeiros, Ricardo Duarte e Phillipe Joanou. E aos amigos da vida, Renata Santos (18 anos de amizade/te amo), Juliana Rodrigues (te amo banzo), Rubiana e Murilo (Rubi/Ico), Marcos William França (Negão), Gabriel Lemoel (Biel), Junior Cariolano (“Ta vi”), Eudes, Edenir e Eudinho (Família), Marlene Silva (te amo), Danielle e Deivison Martins (Desde a infância), Gustavo Anderson (Irmandade), Gabi Mendes (ovelha), Stephanie Nemésio (gratidão pela irmandade), Stella Nemésio (irmanzinha/boyzinha), Carol Andrade, Victor Leandro (Lezo), Família Mesel, Família Silva (Fátima, Avelina, Vera, Irani, Eduarda, Victor), Família Santos (Jacinta, Tiago, Felipe, Matheus). Meus sinceros agradecimentos também a Suellen Tarcyla, por toda amizade transbordada e todo apoio, incentivo, gargalhadas, madrugadas economizadas e ventiladores ligados, Amo tu ovelha. E a Nadia Zamboni pela ajuda nas coletas e por seu companheirismo, amizade e viagens em especial Jericoacora, te amo Chica, ovelinha (baleia) Cordobesa.

Agradeço ao Projeto Coral Vivo em nome da Dr^a Débora Pires e do Dr. Clovis Castro pelo apoio nas coletas da Bahia. Agradeço ao Dr. Ruy Kikuchi por ter me recebido na UFBA, obrigada professor pela ajuda e por tudo que me ensinou. Na UFBA contei com a ajuda de pessoas incríveis, sou grata em especial a Lucas Rocha por toda ajuda com as radiografias e paciência nas análises, e obrigada a Martha, Lourianne e Mariana, por me receberem tão bem.

Agradeço também ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal – (PPGBA – UFPE), em nome de todos os professores por tudo que me ensinaram e em especial a Dr^a Bruna Bezerra por todo apoio que me deu na última fase deste mestrado, a FACEPE pela bolsa de estudo e a Fundação Grupo O Boticário de Proteção a Natureza pelo apoio financeiro, sem o qual o projeto não poderia ter sido desenvolvido. Também a ONG Ecoassociados (Porto de Galinhas) parceiros no financiamento da Fundação O Boticário.

Enfim, sigo agradecendo a Deus todos os dias do ano, todos os dias da vida, de meia em meia hora, de cinco em cinco minutos pela presença de todos vocês na minha vida e por tudo que Ele tem me proporcionado. E daí vem a pergunta: E agora, Gislaine? Algo me diz para que eu continue ouvindo meu anjo torto, ele diz para eu correr de braços abertos para esse vasto mundo. Vou em busca de mais vida pois esta, é trem bala parceiros, vou mas volto, eu sempre volto, tenho muito pra aprender. E parafrasear Carlos *Drummond* é uma coisa que nunca vou deixar de fazer. ☺

RESUMO

Mussismilia harttii já foi uma das espécies mais abundantes nos recifes brasileiros, no entanto, desde a década de 60 é registrado o declínio de suas populações. Atualmente, essa redução é mais evidente e testemunhada por extensos cemitérios de pólipos ao longo dos recifes da região Nordeste. O estado de conservação atual da espécie no banco de dados da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) encontra-se como “Dados Insuficientes” (DD). A Portaria N° 445, de 17 de Dezembro de 2014 e a Lista Vermelha das espécies ameaçadas no Brasil, colocam a espécie como EN (Em Perigo). Para avaliar as populações quanto seu estado de conservação, foram analisados parâmetros ecológicos e merísticos, baseados em critérios quantitativos relacionados a tamanho, estrutura, saúde populacional e distribuição geográfica desta espécie. A relação com esses últimos e os fatores abióticos também foram avaliados de modo a identificar as principais ameaças e, assim, planejar ações que possam ajudar a proteção da espécie e limitar a degradação desses ecossistemas, principalmente por impactos locais. Os resultados mostram uma redução das populações de *M. harttii* em todos os ambientes recifais analisados (Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia) com reduções de até 60% em algumas áreas analisadas em relação aos dados qualitativos de Laborel, 1970 e com a presença de extensos cemitérios, com densidades de até 33 pólipos/m². Após as análises populacionais, nossos resultados corroboram a inclusão da espécie na categoria EN, porém é bom destacar que a situação da espécie não é uniforme para todos os Estados avaliados. Foi constatada uma clara diminuição das populações sentido Norte-Sul, com os Estados de Paraíba e Pernambuco apresentando populações drasticamente debilitadas, em áreas com grande quantidade de sedimentos finos, alta taxa de construção na faixa supralitoral e com índice de turismo elevado, além de haver áreas com extinção local da espécie. Os Estados de Alagoas e Bahia também apresentam populações afetadas e em declínio, porém com índices ecológicos melhores, associados aos indicadores de recifes saudáveis, como baixa taxa de branqueamento, baixa prevalência de doenças coralinas, baixa cobertura de algas e alta diversidade. Assim, recomenda-se a implementação de um programa de monitoramento a curto e longo prazo, incluindo ações emergenciais para a recuperação e manutenção das populações.

Palavras Chave: Scleractinia. Nordeste. Recifes de Corais.

ABSTRACT

Mussismilia hartti once was one of the most abundant species in Brazilian reefs, however, since the 1960's, its populations are decreasing. Currently, the populational reduction of *M. hartti* is evidenced by extensive cemeteries along of the northeastern coast of Brazil. Until now, there were no studies addressing the size or decreasing of these populations along its geographical range. The conservation status, according to the IUCN database, is "insufficient data" (DD). The Brazilian Environment Ministry (Port. N° 445, December 17, 2014), in turn, indicates *M. hartti* as "Endangered Species", in its Red List of Brazilian species. Aiming to evaluate the conservation status of populations of *M. hartti*, several ecological and meristic data were surveyed based on quantitative criteria related to size, structure, populational health and geographic distribution. The relation between the latter with abiotic factors was also evaluated in order to identify main threats and plan actions to help to protect the species and to limit degradation of these ecosystems, especially by local impacts. The results show a reduction of *M. hartti* populations in all reef environments analyzed (Paraíba, Pernambuco, Alagoas and Bahia) with reductions of up to 60% in some areas analyzed in relation to the qualitative data of Laborel, 1970 and with the presence of Extensive cemeteries, with densities of up to 33 polyps / m². After populational analyses, our results corroborate the inclusion of this species in the EN IUCN category, however we highlight that the situation is not standard for its entire geographical range. A clear decrescent degradation in a N to S direction was found, with Paraíba and Pernambuco states showing drastically reduced, mainly affected by terrigenous sediments, high human constructed rates in supralitoral nearby areas and high touristic pressure, besides there are areas with local extinction of the species. Alagoas and Bahia states showed decreased populations, but with better ecological reef conditions, as low bleaching rates, low diseases incidence, low algal covering rates and high diversity. Finally, we recommend implementation of short and long-term monitoring programs, which encompass emergencial plans of action for restoration and conservation of populations of *M. hartti*.

Keywords: Scleractinian. Northeast. Coral Reefs.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem no Estado da Paraíba-PB. PEMAV: Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha; CAR: Caribessa; PIC: Picãozinho; TER: Terezinhas.	23
Figura 2. Localização dos pontos de amostragem no Estado de Pernambuco-PE. PORTO: Porto de Galinhas; SER: Serrambi; Tamandaré (CHAPE: Chapeirãozinho; PIRA: Pirambú).....	25
Figura 3. Localização dos pontos de amostragem no Estado de Alagoas-AL, praia de Ponta de Mangue onde os recifes pertencem à Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais - APACC. PM Boca: Ponta de Mangue-Boca; PM Fora: Ponta de Mangue-Fora.	26
Figura 4. Localização dos pontos de amostragem em Arraial d’Ajuda e Recife de Fora no Estado da Bahia-BA. RF: Recife de Fora; AdA: Arraial d’ Ajuda.....	27
Figura 5. Método utilizado para avaliar a taxa de construção da faixa supralitoral. A: Ponto de coleta;B: Linha da praia; C: Ponto costeiro referente ao ponto de coleta.	31
Figura 6. Método para avaliar o Índice de Popularidade Turística nos recifes aqui estudados.	32
Figura 7. Ocorrência da espécie endêmica <i>Mussismilia harttii</i> na costa brasileira.....	36
Figura 8. Abundância relativa dos organismos construtores (Scleractínios e <i>Millepora</i> spp, exceto <i>Stylaster roseus</i> .) nos pontos de coleta ao longo do litoral nordestino. “Outros” são representados por Zoantídeos e Octocorais.....	40
Figura 9. Densidade dos organismos construtores (escleractínios e <i>Millepora</i> spp.) nos pontos de coleta em recifes ao longo da costa Nordeste do Brasil.....	41
Figura 10. Análise dos Componentes Principais nos recifes em relação às espécies construtoras.	42
Figura 11. Mediana da Área da colônia (log10) nos recifes estudados; PACar: Paraíba-Caribessa, PATer: Paraíba-Terezinhas, PESer: Pernambuco-Serrambi; TAMChap: Tamandaré-Chapeirãozinho, TAMPir: Tamandaré-Pirambú, PdM Boca: Ponta de Mangue “Boca”; PdM Fora: Ponta de Mangue “Fora”; BAArr: Bahia- Arraial d’Ajuda, BAFF: Bahia-Funil, BAFMou: Bahia-Mourão, BAFFN: Bahia-Porto Norte, BAFT: Bahia- Taquaruçu.	48
Figura 12. Análise dos Componentes Principais das variáveis bióticas em <i>M. harttii</i> . SD: desvio-padrão do tamanho dos pólipos; PB: Paraíba; PE: Pernambuco; AL: Alagoas; BA: Bahia. Danificada: com partes caídas e/ou algas entre os pólipos; Tombada: colônias caídas; Saudável: sem branqueamento, sem algas entre os pólipos e fixa no recife.	49
Figura 13. Análise da variação da densidade dos pólipos de <i>Mussismilia harttii</i> , valores transformados em log10. A: Média da densidade entre pólipos vivos e mortos. B: Média de densidade da base e ápice polipar.	50
Figura 14. Taxas de extensão média (cm) (A) e calcificação (g/cm ⁻³) (B) entre as bandas de alta e baixa densidade dos pólipos de <i>Mussismilia harttii</i>	52
Figura 15. Média de crescimento anual para os pólipos de <i>Mussismilia harttii</i> coletados mortos em cada região. A.V.= Areia Vermelha –PB; Car.= Caribessa –PB; Ter.= Terezinhas –PB; P.d.G. =Porto	

de Galinhas –PE; Ser.= Serrambi –PE; P.d.M.B.= Ponta de Mangue – Boca –AL; e P.d.M.F.= Ponta de Mangue – Fora –AL. Valores expressados em centímetros(cm).....	53
Figura 16. Análises de Componentes Principais dos recifes de acordo com os parâmetros do estado de saúde. PB : Paraíba; PE : Pernambuco; AL : Alagoas; BA : Bahia.	55
Figura 17. ACP sobre as variáveis abióticas e as pressões antropogênicas no plano fatorial DIM1Dim2 : 83.31%; A: Disposição das variáveis no gráfico; B: Disposição dos recifes no gráfico em função das variáveis.	57
Figura 18. Modelos Generalizados Mistos – GLM’s, entre variáveis bióticas e abióticas e o estado de saúde das populações estudadas.	59
Figura 19. Colônias de <i>Mussismilia hartii</i> , observações importantes. A: Colônias vivas, porém tombadas; B: Colônias saudáveis com pólipos soltos; C: Pólipos soterrados, porém vivos; D: “Fototropismo polipar”; E: Pólipos vivos sedimentados no substrato inconsolidado; F: Pólipos com a base escura	63
Figura 20. Correlações de Pearson (0,78, $p < 0,05$ e $n = 166$) entre as características das colônias de <i>Mussismilia hartii</i>	108
Figura 21. Correlações das variáveis abióticas e das pressões antropogênicas, registradas nos ambientes recifais aqui estudados.	109

Lista de Tabelas

Tabela 1. Dados referentes aos pontos e datas de amostragem e profundidade de mergulho.	27
Tabela 2. Variáveis explicativas e respostas utilizadas para os GLMMs.	35
Tabela 3. Classificação das espécies observadas nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia. Adaptado de Arantes, 2012.	36
Tabela 4. Riqueza, Diversidade e Equitabilidade da fauna recifal registrada nos Estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.	39
Tabela 5. População de <i>Mussismilia harttii</i> nos diferentes recifes de estudo na costa Nordeste do Brasil (* Presença de cemitérios de <i>M. harttii</i> em >50% dos transectos).	44
Tabela 6. Tendências populacionais do coral endêmico <i>Mussismilia harttii</i> . * Informações cedidas pela gestão da APARC - Área de Proteção Ambiental Recifes de Corais – APARC; ** Banco de recifes de corais localizados entre 17 e 28 km da costa.	47
Tabela 7. Valor médio de extensão e calcificação das bandas de alta e baixa densidade dos pólipos de <i>M. harttii</i> . (±) = Desvio padrão. Mortas n=35. Vivas (n=10).	51
Tabela 8. Crescimento médio anual das colônias de <i>Mussismilia harttii</i> apresentado pelas amostras de cada sítio. C1=Colônia 1; C2=Colônia 2; C3=Colônia 3; C4=Colônia 4; C5=Colônia 5. Valores expressados em cm.	53
Tabela 9. Dados dos fatores relacionados as pressões antrópicas sobre os recifes estudados.	56
Tabela 10. Resultados do efeito fixo dos Modelos Lineares Generalizados Mistos – GLMMs.	60
Tabela 11. Tabela de referências utilizada nos transectos realizados nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.	104
Tabela 12. Tabela de referência Reef Check para análise de cobertura bentônica.	105
Tabela 12.A. Características físicas de até quatro colônias de <i>Mussismilia harttii</i> , por Estado, observadas neste estudo.	105
Tabela 13. Dados abióticos coletados para o período seco e chuvoso do ano de 2016, nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.	107

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 OS RECIFES BRASILEIROS	14
1.2 PRINCIPAIS AMEAÇAS AOS AMBIENTES RECIFAIS	16
1.3 DENSIDADE ESQUELÉTICA CORALÍNEA	19
1.4 <i>MUSSISMILIA HARTTII</i> (VERRILL, 1868)	19
2 OBJETIVO GERAL	21
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3 MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1 ÁREAS DE ESTUDO.....	22
3.1.2 Estado da Paraíba. Sítios de amostragem no Estado da Paraíba (Figura 1)	22
3.1.3 Estado de Pernambuco. Sítios de amostragem no Estado de Pernambuco (Figura 2)	24
3.1.5 Estado de Alagoas - Sítios de amostragem no Estado de Alagoas (Figura 3)	25
3.1.6 Estado da Bahia - Sítios de amostragem no Estado da Bahia (Figura 4).....	26
3.2 MÉTODOS	28
3.2.1 Transectos	28
3.2.2 Caracterização das comunidades - Riqueza, Abundância e Diversidade	29
3.2.3 Caracteres Merísticos – <i>Mussismilia harttii</i>	29
3.2.4 Estado de saúde das comunidades coralíneas.....	30
3.2.5 Medidas de pressões antrópicas	30
3.2.6 Dados Abióticos	32
3.2.7 Análises de densidade dos esqueletos.....	33
3.2.8 Análises Estatísticas	34
4 RESULTADOS	35
4.1 DISTRIBUIÇÃO DA ESPÉCIE <i>MUSSISMILIA HARTTII</i>	35
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RECIFES QUANTO ÀS ESPÉCIES DE CORAIS.....	36
4.2 POPULAÇÕES DE <i>MUSSISMILIA HARTTII</i>	43
4.2.1 Discriminação das populações por Estados e análise das colônias	45
4.2.2 Tendências populacionais de <i>Mussismilia harttii</i>	46
4.2.3 Análises das Colônias	48
4.2.4 Densidades dos Esqueletos.....	50
4.2.5 Taxa de Crescimento.....	52
4.2.6 Análises de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros do estado de saúde	54
4.2.7 Relação entre as pressões antropogênicas e os parâmetros abióticos.....	56
4.2.8 Parâmetros ambientais e antrópicos e a relação com o estado de saúde dos recifes.....	58
4.2.9 Colônias de <i>Mussismilia harttii</i> - Observações Importantes	60

5 DISCUSSÕES	64
5.1 OCORRÊNCIA ATUAL DA ESPÉCIE	64
5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS POPULAÇÕES	64
5.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RECIFES	67
5.4 DENSIDADE DOS PÓLIPOS	69
5.5 RELAÇÕES DAS POPULAÇÕES COM OS DADOS ABIÓTICOS	71
5.6 ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS POPULAÇÕES	74
6 CONCLUSÕES	75
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
REFERÊNCIAS	77
APÊNDICE I - Artigo EXTINÇÃO LOCAL DO CORAL ENDÊMICO <i>Mussismilia harttii</i> (VERRILL, 1868) NA PRAIA DE PORTO DE GALINHAS, PERNAMBUCO - BRASIL ...	87
INTRODUÇÃO	88
MATERIAIS E MÉTODOS	89
RESULTADOS	91
DISCUSSÃO	98
CONCLUSÃO	100
REFERÊNCIAS	101
APÊNDICE II – TABELAS E FIGURAS	104
APÊNDICE III – DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO	111

1. INTRODUÇÃO

Os recifes de corais são um dos ecossistemas mais ricos em biodiversidade do planeta (Burke *et al.*, 2008; Wilkinson, 2008), cobrindo uma área de apenas 0,17% dos oceanos e presentes em apenas 1,2% das costas continentais, principalmente localizados em regiões tropicais (Spalding *et al.*, 2001). Eles são ainda responsáveis pelo fornecimento de vários serviços ecossistêmicos às sociedades humanas em nível econômico e social (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Burke *et al.*, 2008; Wilkinson, 2008).

Os recifes do Brasil estão dispostos ao longo de 3000 km da costa e são os únicos do Atlântico Sul ocidental. Estes apresentam um alto endemismo de espécies de corais construtores (Scleractínios), sendo o gênero *Mussismilia* o mais rico. No entanto a espécie *Mussismilia harttii* apresenta atualmente grande redução de suas populações, incluindo populações extintas, como em Porto de Galinhas-PE (Lima *et al.*, em construção, ver Apêndice I).

De acordo com a Lista Vermelha da IUCN, os dados atuais não são suficientes para estabelecer o estado de conservação de *M. harttii* por falta de informações sobre o estado atual de suas populações e suas ameaças. No entanto, Pires *et al.*, (no prelo) em uma avaliação segundo os critérios da IUCN a consideram como ameaçada com base nos critérios A2c, colocando-a na categoria Em Perigo (EN), estimando um declínio de 50% da população em 30 anos.

Assim, é importante avaliar as populações de *M. harttii* e indicar quais fatores estressantes que podem estar levando à redução e/ou extinção local das populações desta espécie. A partir desses conhecimentos, será possível planejar e propor medidas que garantam a persistência da espécie. A ausência de monitoramento contínuo na maioria das comunidades recifais descritas por Laborel (1969) nos últimos 40 anos, no entanto, dificulta a elucidação dos fatores reais que levaram à redução das populações deste coral nos ambientes estudados.

Para avaliar o estado de conservação das populações de *M. harttii* do Estado da Paraíba até à Bahia, parâmetros ecológicos, abióticos e merísticos foram analisados, em busca de identificar as principais ameaças e, assim, planejar ações que possam ajudar a proteção da espécie e limitar a degradação desses ecossistemas.

1.1 OS RECIFES BRASILEIROS

Os recifes de corais tropicais são estruturas biológicas calcárias encontradas em águas pouco profundas e relativamente quentes. Os corais que contribuem na formação física dos recifes rasos são chamados de corais zooxantelados. Pertencem à ordem Scleractinia, e são popularmente conhecidos como "corais duros" ou "corais pétreos", ou a família Milleporidae (Classe Hidrozoa, conhecidos como "corais de fogo". Os pólipos destes corais estão em simbiose com micro-algas fotossintéticas, as zooxantelas, que permitem a estes organismos uma alternativa autotrófica e que também facilitam e aceleram o processo de calcificação do seu esqueleto (Cohen & McConnaughey, 2003; Bruggemann, 2013).

Recifes rasos são considerados como um dos ecossistemas mais ameaçados atualmente, uma vez que são bastante suscetíveis a estresses naturais e impactos antrópicos diretos ou indiretos (Riegl *et al.*, 2009). Mundialmente, esses ecossistemas têm sofrido declínio, uma vez que, somados aos impactos naturais e às ameaças globais já conhecidas, como o aquecimento global e a acidificação oceânica, os impactos locais, como sobrepesca, pisoteio, descargas sedimentares e eutrofização também representam riscos à preservação de espécies de corais recifais (Riegl *et al.*, 2009; Francini-Filho *et al.*, 2013).

Os recifes brasileiros foram, a princípio, estudados pelo naturalista Charles Darwin em 1842, o qual fez observações nos recifes de Pernambuco, Alagoas e no Banco de Abrolhos no Estado da Bahia. Porém, as caracterizações mais completas tiveram início no trabalho de Hartt (1870) e em seguida pela contribuição de Branner (1904). Os materiais obtidos pelas expedições desses autores foram posteriormente identificados por Verrill (1868, 1901, 1912). Na década de 60, o francês Laborel (1967, 1969, 1970) estudou e caracterizou qualitativamente o ambiente e a comunidade recifal brasileira, comparando a taxonomia de Verrill com formas contemporâneas e fósseis terciários (Leão *et al.*, 2016).

Já no século 20, Castro & Pires (2001) revisaram o *status* do conhecimento dos recifes brasileiros e confirmaram os escritos de Laborel, acrescentando novas informações. E essa lista segue em constante atualização, Neves *et al.* (2003, 2004, 2008, 2010) descreveram duas novas ocorrências de espécies do gênero *Siderastrea* no Brasil (*S. radians* e *S. siderea*) e um novo registro de *Scolymia* (*S. cubensis*). Atualmente são registradas 16 espécies de corais escleractínios zooxantelados recifais de águas rasas para o Brasil, destas cinco são endêmicas. (Castro & Zilberberg In Zilberberg *et al.*, 2016).

Os recifes brasileiros são divididos em dois tipos principais: *recifes costeiros* e *recifes oceânicos*. Os recifes costeiros são encontrados na plataforma continental e os recifes oceânicos são encontrados fora da plataforma continental brasileira (Leão *et al.*, 2003). No Brasil, os recifes correspondem a menos de 1% dos recifes de corais do mundo e são

encontrados ao longo de 3 000 km da costa do país e de 600 km de costa NE, e apresentam-se como recifes de arenito, comuns na costa em uma formação chamada de franja, atóis e chapeirões.

No Brasil, os recifes ocorrem desde a Foz do Rio Amazonas até Arraial do Cabo (RJ), no Atol das Rocas (RN) e Arquipélago de Fernando de Noronha (PE). A grande maioria é constituída por recifes de arenito, porém o limite sul de ocorrência dos recifes verdadeiros é o Banco de Abrolhos, BA e ES (Castro & Pires, 2001; Cordeiro *et al.*, 2015; Moura *et al.*, 2016; Mazzei *et al.*, 2016).

Os recifes de arenito são estruturas rochosas retilíneas, que acompanham a linha de costa, podendo ser encontrados submersos até a borda da plataforma continental, e podem ser descobertos durante a maré baixa. Embora sejam popularmente chamadas de recifes, essas estruturas são arenitos de praia. O nome deve-se ao fato de serem formadas por aglutinação e cimentação de grãos de areia. Os recifes de arenito podem possuir fauna e flora também muito rica, semelhante à dos recifes de coral (Dr^a Débora Pires, comunicação pessoal), já o atol (Kikuchi & Leão, 1997) e os chapeirões de Abrolhos estão mais distantes da costa e são considerados “recifes verdadeiros” construídos principalmente por algas calcárias, moluscos gastrópodes vermetídeos e corais hermatípicos da Ordem Scleractinia.

O excesso de sedimentos terrígenos ao longo do litoral do Brasil limita a existência de espécies de corais em regiões com alta turbidez da água (especialmente durante a estação chuvosa). Larcombe e Woof, 1999 em um estudo realizado nos recifes australianos sugerem que alguns ambientes recifais podem ter surgido em zonas que já apresentavam alta turbidez/sedimentação, o que explicaria o sucesso de algumas espécies nestes ambientes.

1.2 PRINCIPAIS AMEAÇAS AOS AMBIENTES RECIFAIS

Os recifes de corais são ditos saudáveis quando apresentam grande cobertura de coral, pequena porcentagem de cobertura por macroalgas e baixo nível de branqueamento e doenças (Bell & Galzin, 1984; Jones *et al.*, 2004; Kaufman *et al.*, 2011). A mudança em um ambiente dominado por corais para um ambiente dominado por macroalgas é favorecida principalmente pela pesca excessiva de herbívoros, mas também pelo suprimento de nutrientes advindo da costa (Mumby, 2006).

Para que os corais persistam nos ambientes recifais, são necessárias condições ambientais adequadas e que não sofram mudanças drásticas e constantes (Bruggemann, 2013). Condições ambientais, como água quente, alta intensidade luminosa e baixas variações

climáticas, ou seja, temperatura entre 25°C e 29°C, salinidade entre 27 ‰ e 40 ‰ e pH próximo de 8,2, são essenciais ao seu desenvolvimento (Howe & Marshall, 2002; Salvat & Allemand, 2009). Quando essas condições não são respeitadas, ocorre estresse nos corais que ficam mais vulneráveis a doenças e suas consequências podem levar a morte destes organismos (Donner *et al.*, 2005; Douglas, 2003; Leão *et al.*, 2010).

Nos últimos 30 anos, houve um declínio na distribuição e abundância das comunidades de corais mundiais (Bruno & Selig 2007), onde 20% dos recifes de coral já foram destruídos (GCRMN, 2004; Wilkinson *et al.*, 2008) e 50% correm esse risco, sendo que 26% apresentam estado de conservação "críticos", com um risco de desaparecer nos próximos 10 anos principalmente por pressões antrópicas, 24% apresentam risco de desaparecerem nos próximos 20 anos, e os outros 30% dos recifes estão aparentemente saudáveis, sem ameaças imediatas (Wilkinson *et al.*, 2008).

Vários estudos relatam e descrevem processos que têm causado impactos aos recifes coralíneos. Dentre as várias causas, a sedimentação tem sido considerada uma importante fonte de impacto nesses ambientes (Segal & Castro, 2011). O desmatamento na região litorânea, a expansão agrícola e a ressuspensão do sedimento aumentam a sedimentação nos ambientes recifais (Costa *et al.* 2000; Castro *et al.*, 2012). As águas costeiras chegam ao mar trazendo um aporte sedimentar elevado, o que afeta a distribuição dos organismos coralíneos no recife, a estrutura da comunidade e as taxas de recrutamento e crescimento dos corais (Dutra *et al.* 2006). No entanto, Castro *et al.*, 2012 registram que não houve uma correlação entre a cobertura de corais e as taxas sedimentares nos recifes de Abrolhos-BA. Outros estudos mostram que quanto mais próximos à costa, menos diversos acabam sendo os ambientes coralíneos, devido ao excesso de sedimentação terrígena. A alta sedimentação induz uma diminuição na luminosidade através da turbidez da água, que pode causar branqueamento ou até matar os corais por asfixia. Junto com o sedimento pode ocorrer a entrada de poluentes, que geram abrasão e danificam a estrutura do coral (Leão & Ginsburg 1997; Leão *et al.*, 2003).

A destruição de manguezais para dar lugar às piscinas de carcinicultura é também um elemento importante responsável pela degradação dos recifes por duas razões principais. Em primeiro lugar, manguezais desempenham um papel preponderante na estabilização de sedimentos provenientes da erosão do solo e reduzem o movimento dos mesmos para o mar e, assim, para os recifes (Valiela *et al.*, 2001; Ferreira & Maida, 2006). Em segundo lugar, a destruição de manguezais pela carcinicultura tem um impacto significativo sobre a biodiversidade costeira e marinha. Na verdade, a estrutura das comunidades de peixes

associados aos recifes muda radicalmente quando manguezais são deteriorados, pois eles possuem o papel de viveiro para muitas espécies (Valiela *et al.*, 2001).

As mudanças climáticas globais e estressores locais agem sinergicamente para acelerar a degradação dos recifes de corais em todo o planeta (Halpern *et al.*, 2008). As principais ameaças globais às espécies coralíneas decorrem do aumento dos gases do efeito estufa, especialmente o CO₂ (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Doney *et al.*, 2009). O acúmulo desses gases leva à elevação da temperatura da atmosfera, e conseqüentemente dos oceanos. O aumento da temperatura no ambiente marinho em o menos 1° C é uma das principais causas de morte dos corais (Cole & Brown, 2003; Hoegh-Guldberg, 1999; Wilkinson, 2008). Parte do aumento de CO₂ na atmosfera é transferida para os oceanos. A entrada do CO₂ na água dos oceanos leva a uma cadeia de reações químicas que provocam uma diminuição do pH no meio marinho. Esse fenômeno é designado “acidificação dos oceanos”, o qual pode reduzir a taxa de calcificação dos corais (Howe & Marshall, 2002).

Os impactos naturais e antrópicos causam danos tanto na resistência, quanto na resiliência dos ecossistemas recifais. Fatos que podem levar ao fenômeno chamado de mudança de fase, onde é observada uma alteração na composição do ecossistema identificada pela queda na presença e abundância de espécies construtoras e o aumento das não construtoras e que apresentam maior taxa de crescimento. Como por exemplo, a sobrepesca de herbívoros ocasiona o aumento na densidade de macroalgas que competem diretamente com os corais, onde as macroalgas proliferam rapidamente e podem dominar o ambiente, o que provoca grandes conseqüências na estabilidade desses ecossistemas, como mostram Abrantes *et al.*, 2016 no livro *Conhecendo os Recifes de Brasileiros*, da Rede de Pesquisas Coral Vivo (in Zilberberg *et al.*, 2016).

As doenças também representam uma ameaça para os corais (Rosenberg & Kushmaro, 2011). O risco de contaminação dos corais por patógenos é maior nos ambientes que já estão estressados e enfraquecidos por outros distúrbios (Leão *et al.*, 2010). O turismo marinho é outra causa da destruição dos ecossistemas recifais, principalmente no Brasil. Esta indústria demonstra um aumento de 400% das visitas às áreas protegidas desde o início da década de 1990 (Leão *et al.*, 2003). Os maiores impactos dizem respeito às ancoragens descuidadas, a degradação da estrutura física dos corais por mergulhadores, perda de diesel dos motores e a coleta ilegal de organismos do recife que são levados como souvenir (Ferreira & Maida, 2006).

Estudos revelam que a exclusão das atividades humanas, pesca e turismo, permitem à recuperação dos ambientes recifais e os torna mais resilientes principalmente no que diz

respeito a impactos causados pelo aquecimento global e acidificação oceânica (Edmunds e Carpenter, 2001; West e Salm, 2003).

1.3 DENSIDADE ESQUELÉTICA CORALÍNEA

À medida que vão crescendo, os corais escleractínios depositam carbonato de cálcio em seu esqueleto calcário, e em função das variações ambientais e da interação entre as taxas de extensão e calcificação são formadas bandas sazonais de crescimento com diferentes densidades, essas podem ser vistas e diferenciadas através de imagens de radiografias dos esqueletos (Mendes, 2004; Rocha, 2015). Normalmente a banda de alta densidade representa a precipitação de CaCO_3 no inverno (quando ocorre resfriamento das águas) e a banda de baixa densidade precipitada no verão (quando ocorre aquecimento das águas) (Mendes, 2004; Goffredo *et al.*, 2008; Helmle & Dodge, 2011; Caroselli *et al.*, 2012).

A formação de ciclos anuais de crescimento nas colônias de corais escleractínios é uma característica comum dentro do grupo e já comprovada por diversos estudos (Helme *et al.*, 2000; Mendes, 2004; Evangelista *et al.*, 2007; Rocha, 2015). As análises das bandas de densidade (cm^{-3}) em esqueletos de corais fornecem alguns parâmetros básicos capazes de descrever a idade e as taxas de crescimento anual destes organismos: densidade esquelética (Acúmulo de carbonato de cálcio ao longo da estrutura), taxa de extensão (Quanto cresce o coral em cada período) e taxa de calcificação (Acúmulo de carbonato de cálcio em determinado período) (Leder *et al.*, 1991; Carricart-Ganivet *et al.* 2000; Mendes, 2004; Rocha, 2015).

A calcificação ou "mineralização biologicamente controlada" é um processo pelo qual escleractínios produzem um esqueleto calcário através da associação de íons de HCO_3^- e Ca^{2+} (carbonato de cálcio (CaCO_3) na forma de cristais de aragonita) (Vimal, 2007; Bertucci *et al.*, 2013). As reações químicas e biológicas da calcificação são reversíveis e podem causar a erosão de um recife em condições adversas, dependendo do pH, pressão e concentração de Ca^{2+} no meio, tornando os corais sensíveis às mudanças do meio marinho (Allemand *et al.*, 2011).

1.4 *MUSSISMILIA HARTTII* (VERRILL, 1868)

Das mais de 700 espécies de corais escleractínios zooxantelados existentes no mundo, apenas 16 espécies foram registradas no Brasil (Castro & Zilberberg, 2016). Dentre as

espécies de corais pertencentes aos recifes brasileiros, se destacam as espécies do gênero *Mussismilia* Ortmann, 1890, sendo um dos principais construtores recifais do país (Leão *et al.*, 2016).

Atualmente o gênero contém quatro espécies, *Mussismilia braziliensis* (Verrill, 1868), *M. harttii* (Verrill, 1868), *M. hispida* (Verrill, 1902) e *M. leptophylla* (Verrill, 1868). Esta última tem sido foco de discussão. Nunes *et al.*, 2008 propuseram a inclusão de *Favia leptophylla* Verrill, 1868 no gênero *Mussismilia*, após uma revisão com dados moleculares. O que foi também corroborado por Budd *et al.*, 2012 utilizando também dados morfológicos. No entanto, Castro & Zilberberg In Zilberberg, 2016, consideram que são necessários estudos mais abrangentes para definir a questão.

Mussismilia harttii é considerada uma das principais construtoras de recifes do Brasil (Pires *et al.*, 1999). A espécie apresenta três morfologias: forma laxa (cálices bastante separados e ocorrem geralmente em ambientes de águas mais calmas), forma confertifólia (os cálices são pouco separados, ocorrendo geralmente em águas mais agitadas) e a forma intermediária que abrange todas as formas que não apresentam as outras características extremas (Laborel, 1967).

Esta espécie além de ser uma importante construtora recifal é a segunda maior em termos de distribuição no Brasil entre as espécies do gênero *Mussismilia*, ocorrendo desde o Estado do Ceará até o Espírito Santo (Laborel, 1967), incluindo áreas oceânicas (Fernando de Noronha e Atol das Rocas) (Laborel, 1967,1969), mas normalmente encontrada em profundidades de 2 e 6 m, podendo eventualmente ser encontrada até os 55 m (Castro *et al.*, 2006). Suggett *et al.*, 2012 em um estudo no Banco de corais de Abrolhos, mostram que em ambientes de baixa turbidez a espécie *M. harttii* representava cerca de 70% da cobertura total de corais sendo esse valor reduzido entre 40 e 50% em ambientes de alta turbidez.

Pires *et al.*, (1999) foram os primeiros a estudar o padrão reprodutivo do gênero *Mussismilia*. Três espécies do gênero foram estudadas (*M. braziliensis*, *M. harttii* e *M. hispida*). *Mussismilia harttii* é considerada hermafrodita, com ciclo reprodutivo anual e desova gametas para fecundação externa entre Setembro e Novembro. Com desovas de 1 até 10 dias observadas no final da tarde (entre 17:50h e 19:45h) na lua nova. Apresentando também reprodução assexuada por brotamento e a autofecundação ainda não foi observada nesta espécie (Pires *et al.*, 2016 in Zilberberg *et al.*, 2016). O substrato quando disposto horizontalmente e em posição fotonegativa favorece o recrutamento desta espécie (Logato & Barros, 2007).

De acordo com a Lista Vermelha da IUCN, os dados atuais não são suficientes para estabelecer o estado de conservação de *M. harttii* por falta de informações sobre o estado atual de suas populações e suas ameaças. A Portaria N° 445, de 17 de Dezembro de 2014, Ministério do Meio Ambiente, gabinete da Ministra, documento de 18/12/2014 (n° 245, seção 1, pág. 126) e a Lista Vermelha das espécies ameaçadas no Brasil, em Pires *et al.*, (No Prelo), colocam a espécie na categoria EN (Em Perigo) devido, principalmente à redução de suas populações. A ausência de monitoramento contínuo na maioria das comunidades recifais descritas por Laborel (1970) nos últimos 50 anos, no entanto, dificulta a elucidação dos fatores reais que levaram à redução das populações deste coral nos ambientes estudados. Assim, um estudo que vise analisar o estado atual das populações, e que busque indicar quais fatores estressantes pode estar levando à redução e/ou extinção local das populações da espécie, *Mussismilia harttii*, torna-se prioritário. A partir desses conhecimentos, será possível planejar e propor medidas que visem à persistência da espécie nestes ambientes recifais.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar populações de *Mussismilia harttii* em algumas localidades do nordeste brasileiro em termos de número, distribuição e saúde das populações, assim como detectar fatores que possam estar levando à redução das populações e, conseqüentemente, de sua distribuição geográfica.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Estimar o tamanho e a densidade populacional das populações coralíneas e de *Mussismilia harttii*, nos Estado da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia;
- ✓ Estimar o número e tamanho de pólipos por colônia das populações estudadas;
- ✓ Avaliar a fragilidade das colônias através da análise da densidade dos pólipos;
- ✓ Quantificar a presença (porcentagem) de branqueamento nas populações estudadas;
- ✓ Analisar parâmetros abióticos como pH, salinidade, temperatura, condutividade e oxigênio, nas áreas amostradas;
- ✓ Análisar o sedimento: granulometria e porcentagem de matéria orgânica dos pontos de amostragem;
- ✓ Identificar e medir os possíveis impactos antrópicos e verificar a relação destes com o estado de saúde dos recifes de coral do nordeste brasileiro.

- ✓ Avaliar os parâmetros populacionais e distribuição espacial de *M. harttii* conforme os critérios descritos na IUCN.
- ✓ Realisar análises estatísticas que integrem as várias correlativas, afim de observar com os recifes se dispõem em função destas.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Os recifes que foram definidos como pontos de coleta estão situados nos Estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia, abrangendo uma área total de 9600 metros². Ao final desta seção consta uma tabela (Tabela 1) com dados referentes às datas de coleta, profundidade e coordenadas geográficas de cada ponto de amostragem.

3.1.2 Estado da Paraíba. Sítios de amostragem no Estado da Paraíba (Figura 1)

Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha (PEMAV) (7°00'56"S 34°48'58"O // 6°59'11"S 34°48'53"O)

De acordo com Laborel (1970), o recife de Areia Vermelha é formado por uma zona frontal de blocos irregulares de algas calcárias, um platô emergente e uma porção externa, sujeita à forte ação das ondas, que atinge 6 a 8 m de profundidade. É uma área de ampla visitação turística, pois exibe um banco de areia que emerge na maré baixa e separa o recife da costa. Localizado a 1 km da costa, este local é facilmente acessível nadando na maré baixa ou de lancha. As espécies construtoras destes recifes são *Mussismilia harttii* e *M. hispida*. *Siderastrea* spp também é abundante (Laborel, 1970; Gondim *et al.*, 2011).

A maior ameaça a este local é o turismo descontrolado causando abrasão do recife através da ancoragem dos barcos a motor e o pisoteio (Gondim *et al.*, 2011). O município de Cabedelo, onde está localizado o PEMA, tem uma densidade populacional de 2094,88 habitantes/km² (IBGE, 2016).

Caribessa

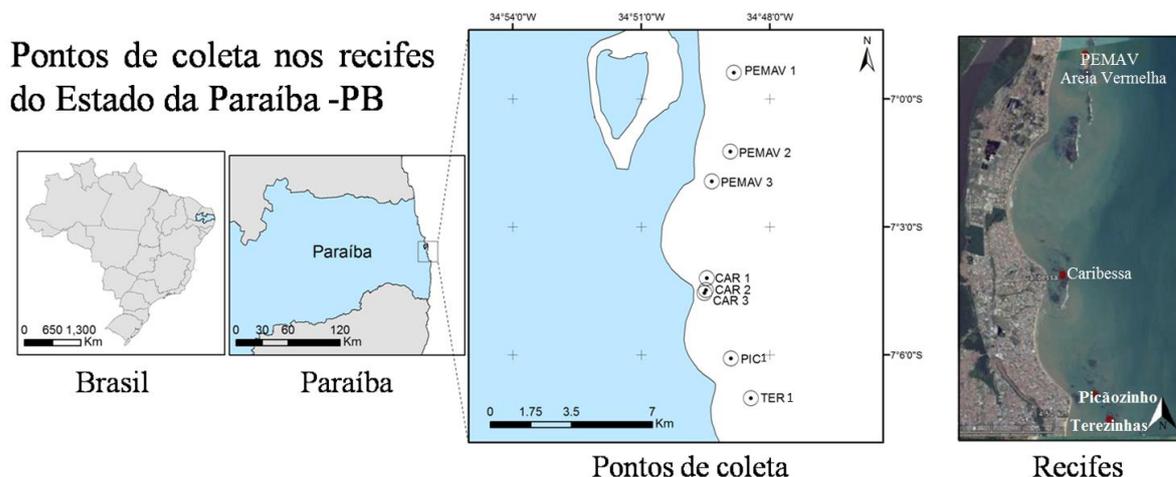
Faz parte do complexo de recifes de João Pessoa, no Estado de Paraíba, localizados a menos de 15 km ao sul de Areia Vermelha, mas não pertence ao parque marinho. O segundo sítio de amostragem está 7,4 km ao sul do local anterior. A formação recifal é muito semelhante à Areia Vermelha. Este é um recife de cerca de 1,8km de comprimento paralelo à costa, composto por várias formações aglomeradas e interrompidos por canais e fendas. Localizado a cerca de 500 metros da costa, este local é acessível nadando na maré baixa ou com uma lancha. As espécies construtoras de recife no Caribessa são *Siderastrea* spp, *Millepora alcicornis*, *Mussismilia hispida* e *M. harttii* (Laborel, 1970). Este local é muito popular entre os amantes de mergulho e *snorkeling*, o que pode causar abrasão ao recife.

O município de João Pessoa tem uma densidade populacional de 3791,07 habitantes/km² (IBGE, 2016).

Picãozinho e Terezinhas

O terceiro e quarto sítios de amostragem estão muito próximos um do outro, também no município de João Pessoa, 4 km ao sul do Caribessa. A formação de recifes, tem cerca de 1 km de comprimento, é idêntica ao do Caribessa pela morfologia e espécies presentes. Localizado a cerca de 1000 m da costa, esses locais também são de fácil acesso. Como no PEMAV e Caribessa, esses locais são visitados diariamente por entusiastas de mergulho.

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem no Estado da Paraíba-PB. PEMAV: Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha; CAR: Caribessa; PIC: Picãozinho; TER: Terezinhas.



Fonte: a autora (2017).

3.1.3 Estado de Pernambuco. Sítios de amostragem no Estado de Pernambuco (Figura 2)

Porto de Galinhas

Os recifes de Porto de Galinhas estão localizados no município de Ipojuca-PE, a 150 km do recife anterior (Picãozinho-PB). O recife está a cerca de 120 m da costa. Este local tem uma praia com recifes que formam piscinas naturais de até 8 m de profundidade. As principais espécies construtoras são *Siderastrea* spp, *Millepora alcicornis* e *Mussismilia hispida*. Os recifes ocorrem sobre formações lineares de arenito paralelos à costa, servindo de substrato para algas e corais (Machado *et al.*, 2013). O recife tem cerca de 1,5 km, é constituído por 3 grandes blocos de forma retangular paralelas à praia e separados uns dos outros por duas passagens cuja profundidade é menor do que 10 m e são facilmente acessíveis.

Ao longo dessa extensão recifal, existe uma área recifal aberta para visitação, chamado popularmente de recife pisoteado onde encontram-se as piscinas naturais e uma área com acesso permitido apenas para pesquisadores, chamado de recife não pisoteado. Foram realizadas amostragens nas duas áreas. A pesca e a mineração dos corais como material de construção, que já existiu nestes recifes, o aumento do turismo descontrolado desde 1990 e o desenvolvimento urbano do litoral são as principais ameaças deste recife (Machado *et al.*, 2013). Ipojuca tem uma densidade populacional de 176,37/km² (IBGE, 2016).

Serrambi

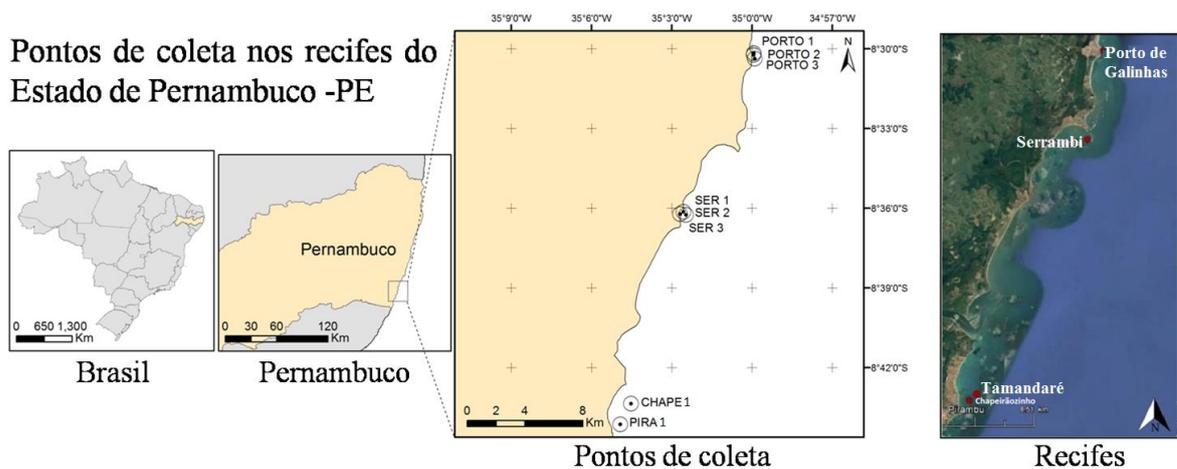
Os recifes de Serrambi também estão situados no município de Ipojuca-PE, a cerca de 7 km ao sul de Porto de Galinhas. Com formações ocorrendo junto a praia e também cerca de 100m mais distantes, estes últimos acessíveis apenas por veículo aquático motorizado. Têm uma morfologia semelhante ao recife de Porto de Galinhas. As principais espécies construtoras são *Siderastrea* spp, *Millepora alcicornis*, *Montastrea cavernsa* e *Mussismilia hispida*. O recife de Serrambi forma uma estrutura alongada de cerca de 4 km e é interrompido por vários corredores e piscinas naturais (Laborel, 1970). Embora o turismo seja uma das principais ameaças deste local, este é bem menos visitado que Porto de Galinhas.

Tamandaré (“Pirambú” e “Chapeirãozinho”)

Os recifes aqui representados estão a 25km de Porto de Galinhas e localizados na costa do município de Tamandaré-PE, e dentro da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais-APACC. A costa de Tamandaré se estende por 9 km e é delimitada pela foz do rio Formoso ao norte e pelos rios Mamucaba e Carro Quebrado, ao sul. Este setor é constituído por um complexo de recifes em franja e bancos adjacentes, dispostos paralelamente à costa, em três linhas. O topo destes recifes pode ser exposto na maré baixa. As principais espécies construtoras são *Siderastrea* spp, *Millepora alcicornis*, *Montastrea cavernosa*, *Mussismilia harttii* e *Mussismilia hispida*.

Desde 1950, o crescimento populacional no município de Tamandaré, devido ao crescimento da indústria do turismo, conduziu a uma forte pressão sobre o ecossistema dos recifes (Ferreira *et al.*, 2006). A densidade populacional do município é de 106,62 habitantes/km² (IBGE, 2016).

Figura 2. Localização dos pontos de amostragem no Estado de Pernambuco-PE. PORTO: Porto de Galinhas; SER: Serrambi; Tamandaré (CHAPE: Chapeirãozinho; PIRA: Pirambú).



Fonte: a autora (2017).

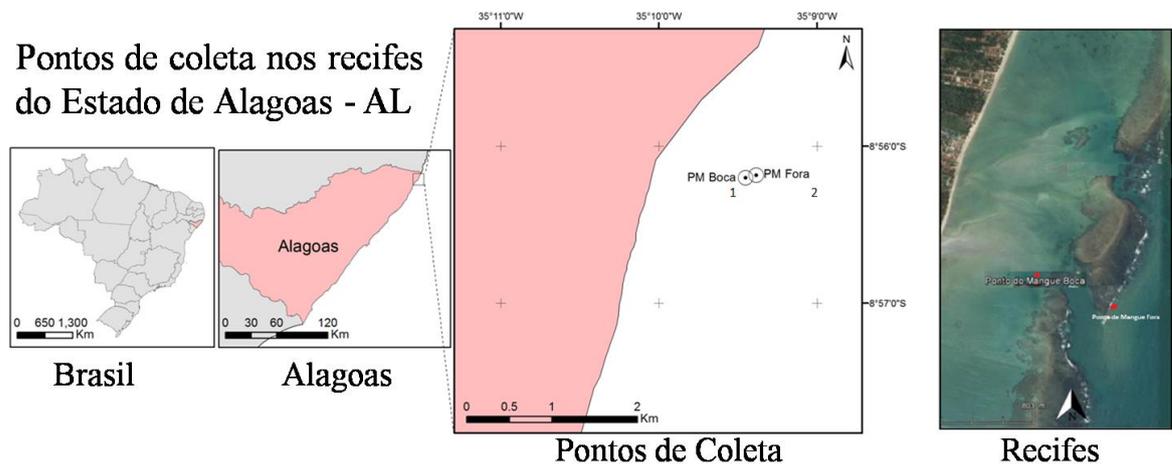
3.1.5 Estado de Alagoas - Sítios de amostragem no Estado de Alagoas (Figura 3)

Ponta de Mangue (“Boca” e “Fora”)

Estes recifes estão localizados na costa do município de Maragogi, no Estado de Alagoas e também estão dentro da APACC a 19km de Tamandaré-PE. A plataforma recifal é superficial e forma várias linhas recifais essencialmente costeiras (Ferreira & Maida, 2006). O recife é do tipo costeiro pouco profundo localizado de 1 a 3,5 km da costa e é composto por

várias linhas de arenito. A densidade da população do município de Maragogi é de 97,5 habitantes / km² (IBGE, 2016).

Figura 3. Localização dos pontos de amostragem no Estado de Alagoas-AL, praia de Ponta de Mangue onde os recifes pertencem à Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais - APACC. PM Boca: Ponta de Mangue-Boca; PM Fora: Ponta de Mangue-Fora.



Fonte: a autora (2017).

3.1.6 Estado da Bahia - Sítios de amostragem no Estado da Bahia (Figura 4)

Recife de Arraial d'Ajuda

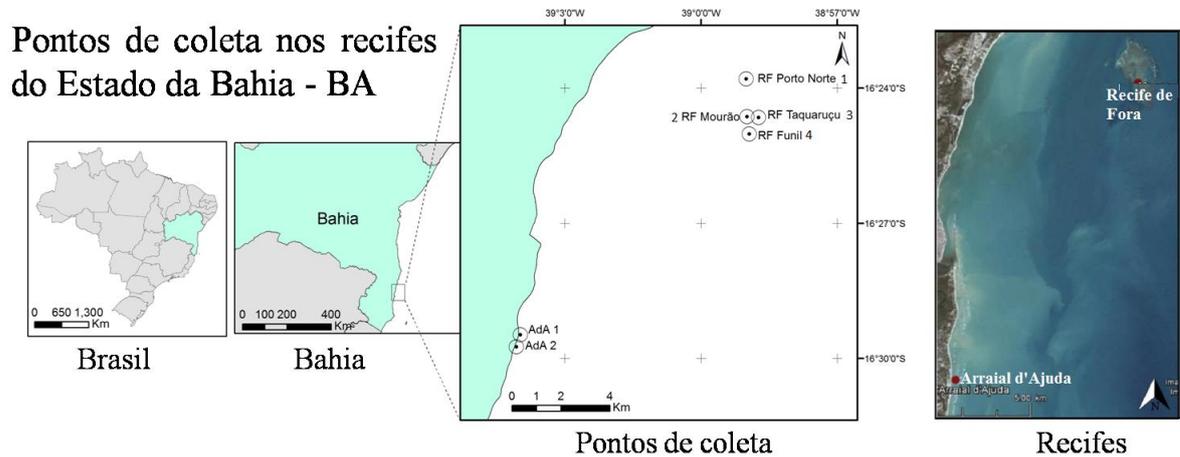
Este recife está localizado a 900km do recife anterior, encontrando-se ao largo da praia de Arraial d'Ajuda, no município de Porto Seguro, Bahia. A formação recifal corresponde a um recife em franja desenvolvido em arenito e paralelo à costa. Como o recife é contíguo à costa, é acessível nadando, semelhante aos recifes da Paraíba e Pernambuco. As principais espécies aqui são *Mussismilia brasiliensis* e *Siderastrea* spp. A sedimentação e atividades recreativas relacionadas à proximidade da costa parecem ser ameaças para o recife. O município de Porto Seguro tem uma densidade populacional de 64,47 hab / km² (IBGE, 2016), bem conhecido também pelo turismo.

Recife de Fora (“Porto Norte”; “Mourão”; “Funil” e “Taquaruçu”)

Estes recifes estão localizados no município de Porto Seguro e dentro do Parque Natural Municipal do Recife de Fora, 13km distantes de Arraiald'Ajuda-BA. Este parque tem uma área protegida de 17,5 km² e apenas uma pequena parte (3%) está aberta ao público, está

localizado a 5 km da costa e se estende por 20 km (Arantes, 2012). A fauna coralínea deste recife é muito rica com diversas espécies construtoras recifais, entre elas *Mussismilia brasiliensis*, *Mussismilia harttii* e *Mussismilia leptophylla*.

Figura 4. Localização dos pontos de amostragem em Arraial d’Ajuda e Recife de Fora no Estado da Bahia-BA. RF: Recife de Fora; AdA: Arraial d’ Ajuda.



Fonte: a autora (2017).

Tabela 1. Dados referentes aos pontos e datas de amostragem e profundidade de mergulho.

Recifes	Pontos/ Transec- tos	Coordenadas		Profun- didade (m)	Datas de amostragem
		Latitude	Longitude		
PB-Areia Vermelha	1	7° 1'13.71"S	34°48'55.24"O	0-5	29/01 a 01/02/2016 e 31/08 a 03/09/2016
	2	6°59'22.94"	34°48'50.16"O	0-5	
	3	7° 1'56.26"S	34°49'21.15"O	0-5	
PB-Caribessa	1	7°04'12.3"S	34°49'28.6"O	0-8	
	2	7°04'29.7"S	34°49'29.6"O	0-8	
	3	7°04'33.5"S	34°49'31.5"O	0-8	
PB-Picãozinho	1	7°07'01.0"S	34°48'26.4"O	0-4	
PB-Terezinhas	1	7°06'05.1"S	34°48'54.5"O	0-5	
PE-Porto de Galinhas	1	8°30'10.3"S	34°59'55.8"O	0-10	08- 10/01/2016 e 06- 08/06/2016
	2	8°30'14.1"S	34°59'56.3"O	0-10	
	3	8°30'22.6"S	34°59'53.7"O	0-10	
PE-Serrambi	1	8°36'13.0"S	35°02'41.6"O	0-8	13- 15/01/2016 e
	2	8°36'08.2"S	35°02'33.2"O	0-8	

		3	8°36'14.9"S	35°02'27.2"O	0-8	05-
PE-Tamandaré	Pirambú	1	8°44'08.3"S	35°04'55.2"O	0-10	19-
	Chapeirão	2	8°43'21.4"S	35°04'30.8"O	0-10	21/05/2016 e 16- 18/10/2016
Al-Ponta de Mangue	Boca	1	8°56'11.9"S	35°09'27.4"O	0-10	10-
	Fora	2	8°56'11.1"S	35°09'22.7"O	0-10	12/02/2016 e 23- 25/06/2016
BA-Arraial d'Ajuda		1	16°29'28.8"	39°03'59.3"O	0-5	13-20-08- 2016
		2	16°29'40.7"	39°04'03.3"O	0-5	
BA-Recife de Fora	Porto Norte	1	16°23'48.2"	38°59'00.2"O	0-6	
	Mourão	2	16°24'38.0"	38°58'59.4"O	0-6	
	Funil	3	16°25'01.1"	38°58'55.9"O	0-6	
	Taquaruçu	4	16°24'39.2" S	38°58'44.0"O	0-6	

Fonte: a autora (2017).

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Transectos

O método “Reef-check” foi criado em 1996, o programa contempla ações de monitoramento científico baseado na estimativa das abundâncias dos organismos dos recifes e permite o monitoramento e o diagnóstico do estado de saúde destes ecossistemas. Pesquisadores brasileiros (Ferreira e Maida, 2006) testaram e adaptaram o protocolo “*Reef Check*”, levando em consideração os recifes brasileiros com seus próprios indicadores. Nós adaptamos a metodologia visando unicamente o levantamento dos corais, e nos recifes visitados em quatro Estados, foram realizados cinco transectos de 20 m de comprimento por 4m de largura na parede recifal, com um espaçamento de 5 m entre cada um.

Os transectos foram realizados por um membro da equipe com uma fita métrica e que tinha em sua posse uma prancheta subaquática com a tabela de referência (Tabela A1 – Apêndice II) na qual eram anotados os corais e algumas observações e assim as populações foram quantificadas quanto ao número e saúde das colônias. Os indicadores de saúde considerados foram o nível de branqueamento e presença de doenças (0-25%

branqueada/doente, 26-50% branqueada/doente, 51-75% branqueada/doente e 76-100% branqueada/doente), os danos (colônia dividida com pólipos soltos e/ou que apresenta algas entre os pólipos) e se a colônia estava tombada.

Um segundo membro da equipe filmava o transecto com uma câmera GoPro Hero4, a uma distância de aproximadamente 1 m da fita métrica, as imagens foram utilizadas para análise de cobertura do substrato (Tabela 12 – Apêndice II). O tipo de substrato é registrado a cada 0,5 m de intervalo ao longo da linha do transecto, de 0,5 m até 20 m, para um total de 40 pontos por transecto (Ferreira & Maida, 2006).

As coordenadas geográficas de cada recife foram coletadas através de um equipamento GPS e em seguida utilizadas para a plotagem dos mapas.

3.2.2 Caracterização das comunidades - Riqueza, Abundância e Diversidade

Foi estimada a riqueza e diversidade de corais das populações estudadas e a abundância relativa destas. A riqueza foi estimada pelo número de espécies registradas ao longo dos transectos. A abundância relativa de cada espécie foi estimada pelo número de colônias de uma espécie em relação ao total de corais na amostra. A diversidade de espécies foi estimada pelo Índice de Simpson ($1/D$) e pelo Índice de Equitabilidade de Simpson (D/S) que maximiza a diversidade para cada ponto e compara a diversidade de Simpson com a distribuição das espécies observadas.

Essas análises foram realizadas com o pacote "*vegan*" do *software* R (R Core Team de 2016 J. Oksanen *et al.*, 2016).

3.2.3 Caracteres Merísticos – *Mussismilia harttii*

Colônias vivas e mortas/cemitérios foram fotografadas com escala e a área de cada uma foi medida com a função de área do programa *ImageJ*, assumindo que elas são planas, todas as imagens (fotografias) foram capturadas em modo automático de calibragem (foco, ISO, diafragma e obturação) facilitando assim o manuseio dos equipamentos. O programa foi utilizado para contar e medir os pólipos e o tamanho das colônias. Primeiro, a foto é transferida para o programa, depois, é configurada a escala com a fita métrica presente na foto. Colônias fragmentadas em vários pedaços tiveram o tamanho estimado com a soma dos “pedaços”. Nas colônias com mais de 200 pólipos, apenas 50 pólipos foram medidos.

3.2.4 Estado de saúde das comunidades coralíneas

O estado de saúde da comunidade foi caracterizado por um conjunto de variáveis quantitativas, incluindo a abundância relativa de escleractínios. Cobertura de zoantídeos e de espécies de hidrocorais do gênero *Millepora* e Índice de Diversidade de Simpson. A porcentagem de cobertura dos diferentes tipos de substratos marinhos (areia, rocha, algas, esponjas, cascalho, algas calcárias e outros) foi estimada utilizando a metodologia de amostragem pontual de *Reef Check*, (Ferreira e Maida, 2006) aplicado aos vídeos dos transectos. O tamanho da população (densidade) de *M. harttii* nos recifes estudados foi calculado através do número de colônias observadas nos transectos (Colônias/m²). A porcentagem de doenças coralíneas e branqueamento na área da colônia, foram determinados em campo e também através das imagens das colônias no software *ImageJ*. As colônias de *Mussismília harttii* são consideradas aqui como saudáveis quando, apresentam baixas taxas de doenças e branqueamento (<10% da área da colônia), sem tombamento, sem algas entre seus pólipos, e quando não estão danificadas e frágeis (Ver figura 19-B).

3.2.5 Medidas de pressões antrópicas

Distância da costa e taxa de construção da linha supralitoral

Para determinação da distância da costa em relação aos pontos de amostragem, foi determinado um ponto na linha de praia que correspondia ao ponto de amostragem (coordenadas geográficas do primeiro transecto obtidas por GPS), seguindo uma linha perpendicular à costa (figura 5). A distância entre o ponto costeiro e o ponto de coleta foi medida a partir das imagens de satélite do *Google Earth* (Google Earth, 2015).

Um valor aproximado da taxa de construção ao longo da linha supralitoral foi obtido para cada praia, em frente ao ponto de coleta. Para cada recife, 1000 metros na primeira linha de construção da costa foram analisados, centrados no ponto costeiro previamente determinado. O comprimento total coberto por edifícios e construções humanas foi calculado utilizando imagens de satélite do *Google Earth* no software *Image J* (Google Earth, 2015; Schindelin *et al.*, 2012). O comprimento cumulativo de edifícios e estruturas ao longo da linha supralitoral foi dividido pelo comprimento total da linha supralitoral prospectada (1000 m), para obter uma aproximação da taxa de construção da linha de costa para cada local.

Figura 5. Método utilizado para avaliar a taxa de construção da faixa supralitoral. A: Ponto de coleta; B: Linha da praia; C: Ponto costeiro referente ao ponto de coleta.



Fonte: a autora (2017).

Índice de pressão turística

Atualmente, não existem dados disponíveis sobre o número de turistas utilizando diretamente o recife e mesmo uma tentativa de chegar a um valor aproximado destes não é possível, pois apenas Porto de Galinhas-PE e o Recife de Fora-BA tem legislação específica sobre o número de visitantes que podem acessar o recife, e foram verificados fiscais nestes pontos.

A fim de estimar o impacto do turismo nos recifes, um índice de popularidade turística foi criado (Figura 6) com base em uma hierarquização da popularidade da praia. Quanto maior é a popularidade da praia, maior a probabilidade do recife ser impactado. As praias foram classificadas de 1 a 3, sendo 1, considerado pouco popular e 3 muito popular. A popularidade foi determinada para cada praia pelo número de vezes que ela foi mencionada no top 10 de uma pesquisa no *Google* com o assunto "Praias mais populares do Nordeste".

Figura 6. Método para avaliar o Índice de Popularidade Turística nos recifes aqui estudados.

The image shows a Google search result for "Praias mais populares do Nordeste". On the left, there is a legend for the "Índice de Popularidade Turística" (Turistic Popularity Index) with three levels: 1 (low impact, ≤ 4), 2 (medium impact, between 5 and 7), and 3 (high impact, ≥ 8). On the right, a list of 10 search results is shown, each with a number from 1 to 10. A red arrow points from the search query to the first result, and another red arrow points from the index legend to the corresponding numbers in the search results.

Índice de Popularidade Turística

Google:
"Praias mais populares do Nordeste"

Índice:
1= Nível baixo de impacto ≤ 4
2= Nível médio de impacto entre 5 e 7
3= Nível alto de impacto ≥ 8

1 Nordeste: veja 15 belas praias e escolha as que você vai visitar ...
2 Conheça as praias mais bonitas do Nordeste | Guia Viajar Melhor
3 Top 10 - Praias do Nordeste - Destinos Nacionais - iD - iD Turismo
4 10 melhores praias do nordeste brasileiro - Blog Decolar.com
5 Praias do Nordeste - Descubra a Sua Favorita Aqui - Natal Praias
6 As 25 praias mais belas do Nordeste Brasileiro - Viagem.com
7 As 7 melhores praias do Nordeste | momento
8 Conheça dez praias imperdíveis do Nordeste brasileiro - Fotos - UOL ...
9 Conheça 11 praias para curtir o Nordeste - Rotas Incriveis - Uol
10 Top 10 Melhores Praias do Brasil: Conheça as Melhores

Fonte: a autora (2017).

Densidade Demográfica

Os dados sobre a densidade populacional dos municípios costeiros onde se situam os recifes estudados (Cabelede-PB, João Pessoa-PB, Ipojuca-PE, Tamandaré-PE, Maragogi-AL, Arraial d'Ajuda-BA e Porto Seguro-BA) foram calculados pela população estimada em 2016 e a área do município em 2015 disponíveis na página virtual do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.

3.2.6 Dados Abióticos

Em cada recife amostrado, foram obtidos parâmetros abióticos como pH, salinidade, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, e coletadas amostras de sedimento para análise granulométrica e bioquímica para porcentagem de matéria orgânica. Para obtenção dos parâmetros abióticos foi utilizado um medidor multiparâmetro HANNA Modelo HI 9829-00102.

No primeiro, terceiro e último transecto foram coletadas amostras de sedimento (1/2 kg cada amostra) para futura análise granulométrica com 3 peneiras [peneira de abertura de 2 mm (Nº10), peneira de abertura de 0,84 mm (Nº20), peneira de abertura de 0,297 mm (Nº50)] que separaram o sedimento em três categorias: "areia grossa" (sedimentos grosseiros), "areia média" (sedimentos médios) e "areia fina, sílica e argila" (sedimentos finos) (Pinto, 2000). A porcentagem de matéria orgânica por amostra também foi analisada. As análises foram realizadas pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP de acordo com o Manual de Análises do Solo – EMBRAPA.

3.2.7 Análises de densidade dos esqueletos

Sob as hipóteses de que os pólipos vivos são mais densos que os polipos mortos e de que a base ambos está menos densa que seu ápice, foram realizadas análises de densidade de dez amostras (5 vivos e 5 mortos) de cada recife amostrado, as amostras foram cortadas no Laboratório de Preparação de Lâminas Delgadas (Instituto de Geociências-IGEO da Universidade Federal da Bahia-UFBA), em uma máquina de serra elétrica, modelo HILLQUIST RF 20-40 SLAB SAW.

Com as amostras posicionadas de acordo com seu eixo de crescimento, foram realizados cortes com uma espessura mínima de um centímetro (1cm). Depois de cortadas, as amostras foram colocadas para secar em um ambiente refrigerado por 24 h. Após a secagem, foram lixadas com um equipamento de lixa desenvolvido pelo RECOR (Laboratório de Estudos de Recifes de Corais e Mudanças Globais – UFBA), garantindo a espessura máxima de um centímetro, depois foram levadas para o Laboratório de Radiologia do IFBA, onde foram radiografadas, utilizando a seguinte configuração/parâmetro radiográfico: 50 KVA, 100 Ma e 0,03seg. Junto às radiografias dos pólipos, também foram radiografadas 10 chapas de alumínio cada uma com 1 mm de espessura para serem utilizadas de background nas análises digitais de densidade. Em seguida, as radiografias foram digitalizadas através de um scanner Microtek Scanmaker 1000 XL Plus e assim analisadas através do software Coral XDS®. A partir desta análise, puderam-se estimar as taxas de extensão, densidade e calcificação médias anuais e mensais para cada uma das amostras, todos os transectos foram realizados no centro do pólipo e sempre se teve o cuidado que os mesmos ocorressem nas zonas que continham exatamente 1cm para que a avaliação de densidade fosse coerente com a realidade.

No que se refere às análises de densidade em ápice (topo) e base das amostras, foi estimada e estabelecida a idade de 8 anos (soma das 16 últimas bandas de crescimento) como

limite de análise dos mesmos, e assim as amostras foram divididas matematicamente ao meio, onde a metade superior equivale ao ápice e a metade inferior equivale a base do pólipos, padronizando assim as amostragens, e evitando comparar a densidade entre períodos distintos.

3.2.8 Análises Estatísticas

Análises de variância “ANOVA” foram realizadas para avaliar possíveis diferenças entre as características das colônias (tamanho, número de pólipos, saúde e taxa de crescimento) entre os sítios estudados. Séries de correlações foram realizadas a verificar possíveis relações entre as variáveis bióticas das colônias e as variáveis abióticas do meio marinho. Testes *t* de Student foram realizados para comparar as extensões das bandas de alta e baixa densidade dos pólipos, e também a diferença na densidade entre ápice e base e taxa de crescimento dos pólipos de *M. harttii*. Todas as análises foram realizadas com o programa R, utilizando o pacote “Hmisc” para a realização das análises de correlação e os pacotes “MASS” e “e1071” para as ANOVAs (Venable *et al.*, 2002; Meyer *et al.*, 2015; Harrell *et al.*, 2016; R Core Team, 2016).

Análises de Componentes Principais (ACP's) foram usadas para explorar como se agrupam os conjuntos de espécies de coral e as variáveis do estado de saúde, dependendo do local. Estas análises exploratórias foram realizadas utilizando o *software* R, com os pacotes "vegan" e "ggfortify" (Horikoshi & Tang, 2016; R Core Team, 2016; Oksanen *et al.*, 2016). O conjunto de dados das espécies foi submetido a uma transformação de Hellinger para diminuir a importância associada com espécies raras (Legendre & Gallagher, 2001). O conjunto de dados do estado de saúde foi modificado pelo pacote "missMDA" para gerar valores aproximados para os 0,03% de valores em falta (Josse & Husson, 2016). Os valores deste último conjunto de dados foram em seguida centralizados e reduzidos a fim de realizar a ACP.

Para modelar o efeito de variáveis ambientais e antrópicas sobre os indicadores de saúde das comunidades de corais foram realizadas análises multivariadas. Devido à estrutura hierárquica de dados e o efeito aleatório associado aos locais, «*Modelos Lineares Generalizados Mistos*» (GLMM) foram usados para modelar essas relações (Bolker *et al.*, 2009). As análises GLMMs descrevem como cada uma das variáveis de saúde varia de acordo com variáveis ambientais e antrópicas (Tabela 2). Todas as variáveis respostas são quantitativas contínuas com uma distribuição normal e utilizam uma função de ligação «identity». Estes modelos foram realizados utilizando o *software* R, com o pacote "nlme" (Pinheiro *et al.*, 2016;. R Core Team, 2016).

Tabela 2. Variáveis explicativas e respostas utilizadas para os GLMMs.

Variáveis ambientais e antrópicas (variáveis explicativas)	Variáveis do estado de saúde (variáveis respostas)
<ul style="list-style-type: none"> • Temperatura • pH • Salinidade • Condutividade • % de oxigênio dissolvido • % de matéria orgânica • % de sedimentos médios, grossos e finos • Densidade populacional do município costeiro • Índice de pressão turística • Taxa de construção da linha supralitoral • Distância da costa 	<ul style="list-style-type: none"> • Índice de diversidade de Simpson • Abundância relativa de organismos construtores • Abundância relativa de zoantídeos • % de cobertura por coral duro • % de cobertura por algas • Nível de branqueamento da comunidade • Prevalência de doenças

Fonte: a autora (2017).

4 RESULTADOS

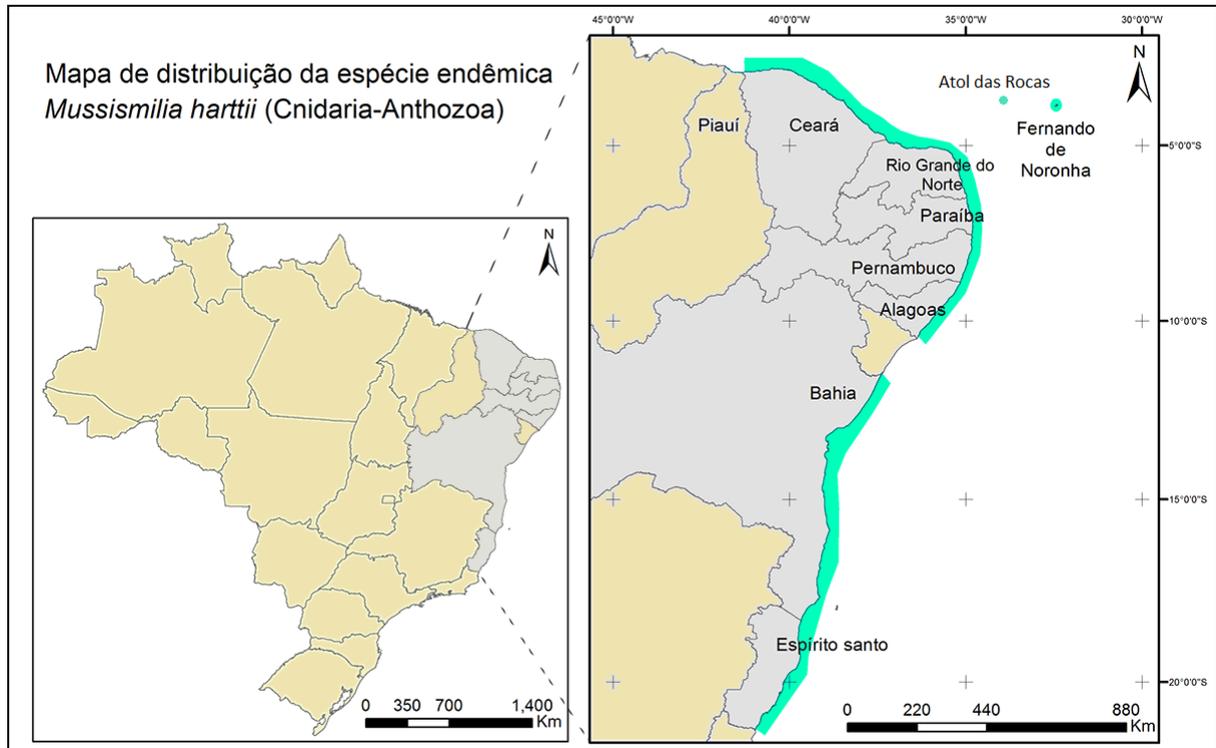
Os resultados expostos nessa seção são apresentados de acordo com a seguinte ordem: Mapeamento de ocorrência da espécie; Caracterização dos recifes; Análise das colônias e populações de *Mussismilia harttii*; Análise dos parâmetros abióticos e Relações entre o estado de saúde e as pressões antropogênicas.

4.1 DISTRIBUIÇÃO DA ESPÉCIE *MUSSISMILIA HARTTII*

A literatura registra e aqui se mantem a ocorrência da espécie endêmica *Mussismilia harttii* desde a costa do Ceará até a costa do Espírito Santo, no Atol das Rocas, e na ilha pernambucana de Fernando de Noronha (Figura 7). A localidade tipo da espécie é Maceió-AL. A espécie é um dos escleractínios brasileiros que apresenta maior amplitude latitudinal. Sem registros para o Estado de Sergipe, provavelmente provocado pelas baixas condições de sobrevivência nos recifes devido à pluma formada pela desembocadura do rio São Francisco.

Mussismilia harttii é uma espécie comum em águas rasas, mas pode ser observada também em águas mais profundas sendo identificada em coletas oceanográficas com registro em até 55 metros de profundidade (Castro *et al.*, 2006).

Figura 7. Ocorrência da espécie endêmica *Mussismilia harttii* na costa brasileira.



Fonte: a autora (2017).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RECIFES QUANTO ÀS ESPÉCIES DE CORAIS

Nos cinco transectos realizados em cada recife um total de 21 espécies de coral (13 espécies da ordem Escleractinia, quatro da subclasse Octocorallia e quatro da classe Hydrozoa) e três de zoantídeos (ordem Zoantharia) foram listadas e identificadas (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação das espécies observadas nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.

Classe Anthozoa

Subclasse Hexacorallia

Ordem Scleractinia

Familia Agariciidae

Genero *Agaricia*

Agaricia fragilis Dana, 1848

Agaricia humilis Verrill, 1901

Familia Faviidae

Genero *Favia*

Favia gravida Verrill, 1868

Genero *Montastraea*

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)

Familia Mussidae

Genero *Mussismilia*

Mussismilia harttii (Verrill, 1868)

Mussismilia hispida Laborel, 1967

Mussismilia leptophylla (Nunes 2008)

Mussismilia braziliensis Verrill, 1868

Genero *Scolymia*

Scolymia wellsii Laborel, 1967

Familia Pocilloporidae

Genero *Madracis*

Madracis decactis Lyman, 1859

Familia Poritidae

Genero *Porites*

Porites astreoides Lamarck, 1816

Porites branneri Rathbun, 1888

Familia Siderastreidae

Genero *Siderastrea*

Siderastrea spp. Blainville, 1830

Ordem Zoanthidea

Familia Zoanthidae

Genero *Zoanthus*

Zoanthus sociatus (Ellis, 1768)

Familia Sphenopidae

Genero *Palythoa*

Palythoa caribaeorum (Duchassaing e Michelotti, 1860)

Genero *Protopalythoa*

Protopalythoa variabilis (Duerden, 1898)

Subclasse Octocorallia

Ordem Alcyonacea

Familia Clavulariidae

Genero *Carijoa*

Carijoa riisei (Duchassaing & Michelotti, 1860)

Familia Plexauridae

Genero *Muriceopsis*

Muriceopsis sulphurea (Donovan, 1825)

Genero *Plexaurella*

Plexaurella grandiflora Verrill, 1912

Familia Gorgoniidae

Genero *Phyllogorgia*

Phyllogorgia dilatata (Esper, 1806)

Classe **Hydrozoa**

Subclasse Hydroidolina

Ordem Anthoathecatae

Familia Milleporidea

Genero *Millepora*

Millepora alcicornis Linnaeus, 1758

Millepora nitida Verrill, 1868

Millepora braziliensis Verrill, 1868

Familia Milleporidea

Genero *Stylaster*

Stylaster roseus Pallas, 1766

Fonte: a autora (2017).

A riqueza de espécies (Kruskal-Wallis; chi-quadrado= 31,58, p <0,01), o Índice de diversidade (1 / D) (ANOVA, F= 3,4; p <0,01) e a equitabilidade de Simpson (ANOVA, F= 9,697; p <0,01) mostraram diferença entre os locais (Tabela 4). É preciso considerar que o esforço amostral entre os sítios foi distinto.

Tabela 4. Riqueza, Diversidade e Equitabilidade da fauna recifal registrada nos Estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.

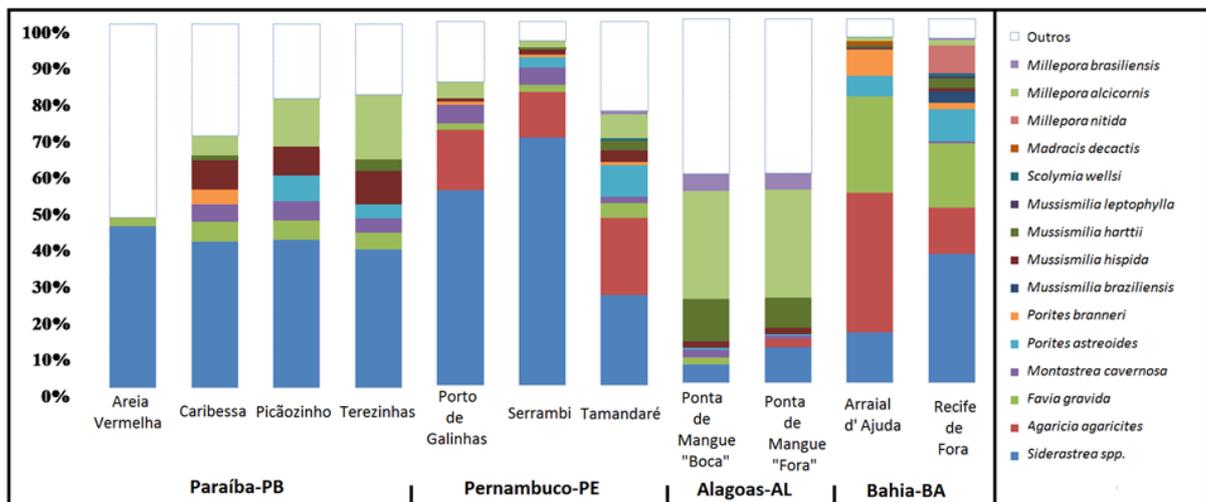
Estados	Locais	Riqueza específica	Índice diversidade	Índice equitabilidade
Paraíba (PB)	Areia Vermelha	5	3,183	0,637
	Caribessa	8	4,422	0,553
	Picãozinho	9	4,648	0,516
	Terezinhas	9	4,769	0,529
Pernambuco (PE)	Porto de Galinhas	10	2,943	0,294
	Serrambi	10	2,060	0,206
	Tamandaré	15	6,574	0,438
Alagoas (AL)	Ponta de Mangue - Boca	10	3,791	0,379
	Ponta de Mangue - Fora	10	3,826	0,383
Bahia (BA)	Arraial d' Ajuda	16	4,064	0,254
	Recife de Fora	18	5,249	0,292

Fonte: a autora (2017).

Em geral as espécies construtoras mais abundantes foram *Siderastraea* spp, *Mussismilia hispida* e o hidróide calcáreo *Millepora alcicornis* (Figura 8). *Mussismilia harttii* representa uma das espécies menos abundantes nos recifes aqui estudados, sendo mais representativa em Ponta de Mangue-AL e Recife de Fora-BA. A abundância relativa de corais construtores recifais mostra uma diferença significativa em todos os locais (Kruskal-Wallis, $n = 55$; $\chi^2 = 32,21$; $p < 0,01$).

A densidade de organismos construtores recifais também mostrou uma diferença significativa entre os locais (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 47,54$, $p < 0,01$) (Figura 9). Onde o Recife de Fora tem a maior densidade de organismos construtores de recifes, com um total de 3,32 colônias/m². O recife de Arraial d'Ajuda tem a segunda maior densidade, com 2,42 colônias de escleractínios e *Millepora* spp por metro quadrado. Os recifes com a menor densidade destes organismos estão no estado da Paraíba.

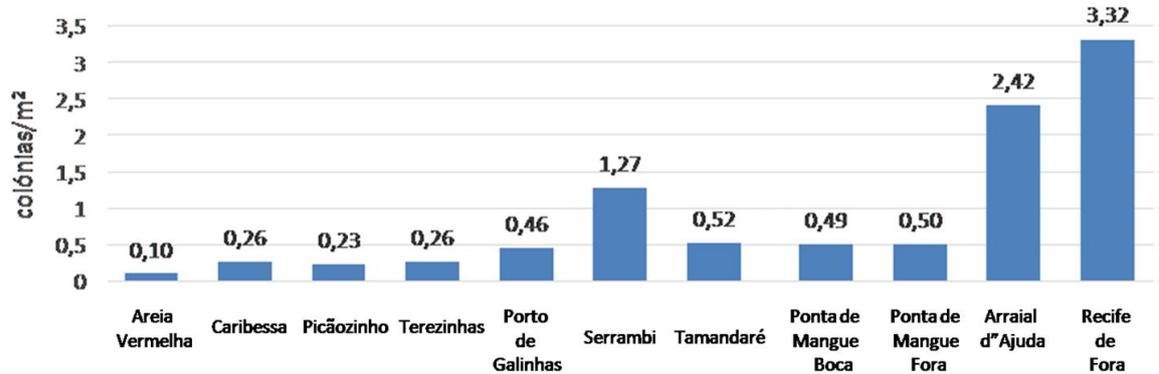
Figura 8. Abundância relativa dos organismos construtores (Scleractínios e *Millepora* spp, exceto *Stylaster roseus*.) nos pontos de coleta ao longo do litoral nordestino. “Outros” são representados por Zoantídeos e Octocorais.



Fonte: a autora (2017).

A abundância relativa de escleractíneos e *Millepora* spp é muito semelhante entre os recifes de Arraial d'Ajuda-BA, do Recife de Fora com os respectivos valores de 95,08%, 94,55% (Figura 8). Serrambi-PE e Porto de Galinhas-PE (também na fig.8), se destacam com alta abundância relativa, posição atribuída devido à alta abundância de *Siderastrea* spp, sem essa espécie estes recifes estariam entre os de menores abundâncias de corais construtores, mostrando sua baixa equitabilidade. Tamandaré-PE também teve um resultado interessante, com alta diversidade e equitabilidade e menor predomínio de *Siderastrea* spp.

Figura 9. Densidade dos organismos construtores (escleractínios e *Millepora* spp.) nos pontos de coleta em recifes ao longo da costa Nordeste do Brasil.



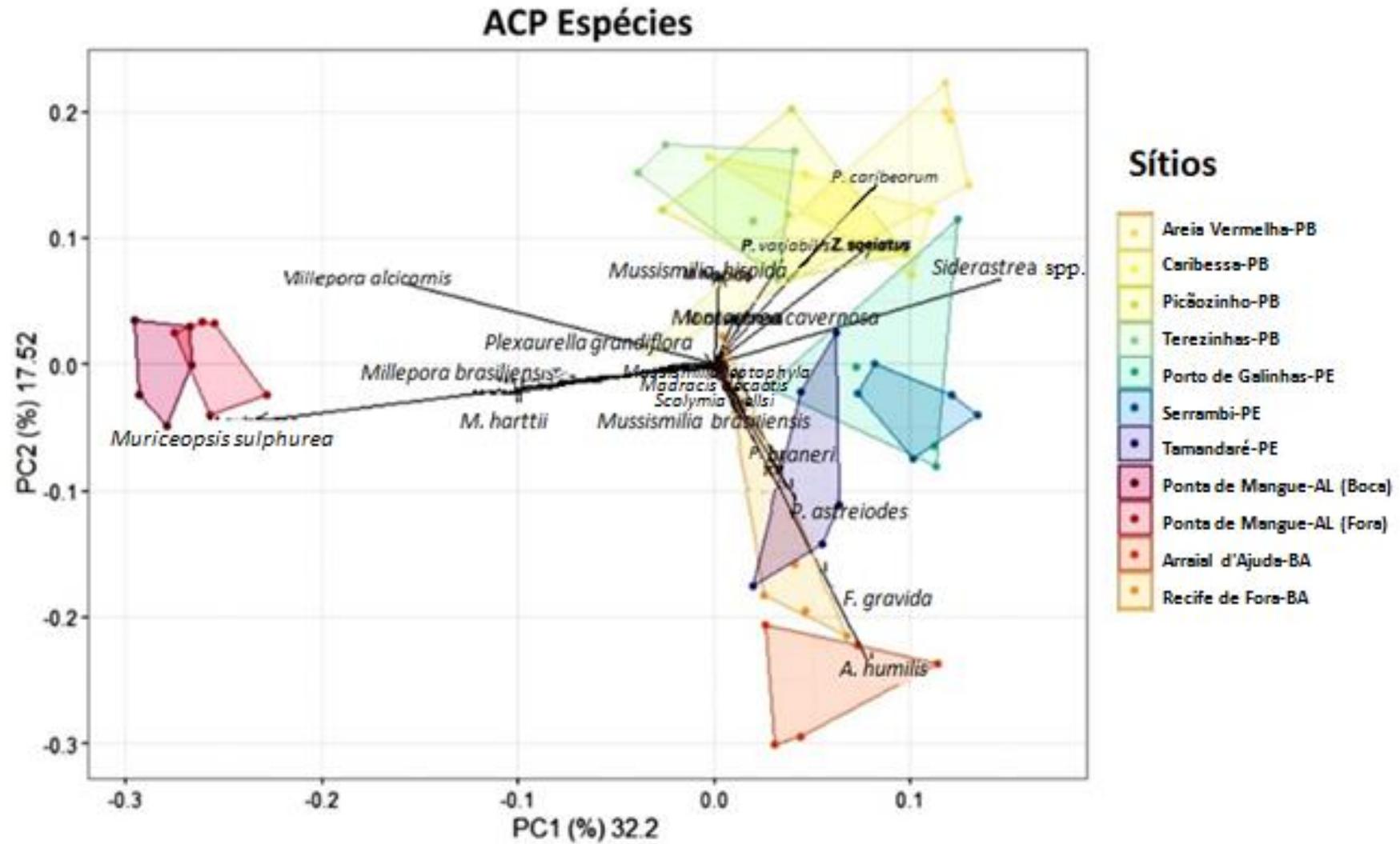
Fonte: a autora (2017).

Análise dos Componentes Principais – ACP das espécies

A riqueza de espécies, os índices de diversidade e de equitabilidade, a densidade e a abundância relativa refletem a proximidade dos locais para cada fator, mas não presume alguma similaridade ou dissimilaridade entre a comunidade de corais de cada local. Assim foi realizada uma análise ACP com as espécies de corais, zoantídeos e hidrocorais a fim de comparar o conjunto de espécies entre os locais de amostragem (Figura 10). Os dois eixos do ACP contribuem para a explicação da variância da nuvem de pontos, com uma inércia de 49,72%. O eixo PC1 explica 32,2% da variância entre os locais, enquanto o PC2 explica 17,52% dela. Os vetores representam cada uma das espécies e explicam a distribuição dos recifes no gráfico. A distribuição dos locais é pouco representada pelas espécies com vetores pequenos aglomerados no centro do gráfico.

Os recifes do Estado da Paraíba estão sobrepostos uns aos outros e com os centróides situados a mais de 0,1 do eixo PC2, explicando suas semelhanças na composição de espécies. Esses recifes são compostos principalmente por zoantídeos. Os recifes do Estado de Pernambuco também são semelhantes uns aos outros e apresentam-se sobrepostos no gráfico, representados principalmente por *Siderastrea* spp (Porto de Galinhas e Serrambi), e as espécies do gênero *Porites* (Tamandaré). Os recifes do Estado de Alagoas têm uma comunidade composta principalmente por *Millepora alcicornis*, *Millepora braziliensis*, *Mussismilia harttii*, *Muriceopsis sulphurea* e *Plexaurella grandiflora*. Os recifes do Estado da Bahia são caracterizados por uma forte presença das espécies *Porites branneri*, *P. astreoides*, *F. grvida*, *Mussismilia braziliensis* e espécies do gênero *Agaricia*.

Figura 10. Análise dos Componentes Principais nos recifes em relação às espécies construtoras.



Fonte: a autora (2017).

4.2 POPULAÇÕES DE *MUSSISMILIA HARTTII*

A porcentagem de cobertura de *M. harttii* em todos os transectos foi baixa com um máximo de 5% no Funil (Ponto 3 do Recife de Fora-BA). Durante as amostragens, foram observadas 193 colônias vivas de *M. harttii* distribuídas entre os recifes de Serrambi e Tamandaré – PE, Caribessa e Terezinhas – PB, Ponta de mangue – AL, Arraial d’Ajuda e Recife de Fora –BA, o que representa uma densidade média aproximada de 0,02 colônias de *M. harttii* por m². A Tabela 5 apresenta cada recife estudado assim como os diferentes parâmetros do estado de saúde da população de *M. harttii* em cada um destes.

Várias colônias observadas apresentavam partes tombadas com pólipos vivos, em particular nos recifes de Ponta de Mangue “Boca” e Pirambu - Tamandaré, com 50% e 43% de colônias tombadas, respectivamente. O Mourão, (Ponto 2 no Recife de Fora-BA), apresenta 27% de colônias tombadas, Caribessa e Terezinhas 25%. Os outros recifes apresentam 20% ou menos, de colônias tombadas. No entanto, todos os recifes apresentam cemitérios de *M. harttii* de pequena ou grande extensão, com variação de 15 a 38 pólipos caídos por m², dos quais os mais expressivos foram observados em Porto de Galinhas - PE, Areia Vermelha - PB e Arraial d’Ajuda - BA, onde cerca de 70% do substrato é composto por pólipos mortos de *M. harttii*. Nenhuma doença foi observada nas colônias de *M. harttii* nos locais do estudo.

Em geral, poucas colônias estavam saudáveis, com um máximo de 30% no Taquaruçu (Ponto 4 no Recife de Fora-BA) e mínimo de 10% nos recifes de Serrambi-PE e Arraial d’Ajuda-BA. Nenhuma colônia viva foi observada nos locais de Areia Vermelha-PB, Porto de Galinhas-PE e Porto Norte (Ponto 1 no Recife de Fora-BA). As densidades das populações foram baixas. As mais expressivas foram observadas no Recife de Fora (Funil, Taquaruçu e Mourão com respectivamente 0,40, 0,15 e 0,09 colônia/m²) e no recife de Ponta de Mangue “Fora” (0,1 colônia/m²). A porcentagem de cobertura total de *M. harttii* na superfície total de todos os transectos é baixa. Os valores mais importantes são observados nas zonas do Funil (5%) e de Taquaruçu (2,5 %).

As taxas de branqueamento são mais significativas nos Recifes de Pernambuco, e Bahia, onde as populações de Serrambi apresentaram 90% das colônias branqueadas e mais de 65% das colônias no Recife de Fora-BA também estavam nestas condições, o que representa um estresse fisiológico.

Tabela 5. População de *Mussismilia harttii* nos diferentes recifes de estudo na costa Nordeste do Brasil (* Presença de cemitérios de *M. harttii* em >50% dos transectos).

Locais e recifes		Número de colônias	Densidade da população (m ²)	Cobertura total por recife (m ²)	% de cobertura	Superfície média das colônias (cm ²)	Número médio de pólipos	% colônias saudáveis	% colônias danificadas	% colônias tombadas	% colônias mortas	% colônias branqueadas
Paraíba												
1. Cabedelo	Areia Vermelha*	0	0	0	0	0	0	0	-	-	100	-
2. Tambaú	Caribessa	4	0,01	0,5	0,01	120	62	25	75	25	96	25
	Terezinhas	4	0,01	0,2	0,005	52	13	25	25	25	96	0
Pernambuco												
3. Porto de Galinhas	Porto de Galinhas*	0	0	0	0	0	0	0	-	-	100	-
4. Serrambi	Serrambi	4	0,02	0,2	0,005	222	46	10	33	0	97	90
5. Tamandaré	Chapeirãozinho*	7	0,02	1,1	0,03	157	42	14	43	0	14	29
	Pirambu	7	0,02	4,5	0,1	636	113	29	29	43	0	57
Alagoas												
6. Ponta de Mangue	Fora	54	0,10	4,8	0,07	451	135	25	30	50	33	31
	Boca	14	0,04	3,5	0,09	472	133	27	47	50	21	36
Bahia												
7. Arraial d'Ajuda	Arraial d'Ajuda*	5	0,01	0,02	0,0006	44	18	10	60	20	40	40
8. Recife de Fora	Porto Norte*	0	0	0	0	0	0	0	-	-	100	-
	Funil	58	0,40	82	5	1 428	352	20	66	19	3	71
	Taquaruçu	13	0,15	20	2,5	1 567	289	30	69	15	0	69
	Mourão	37	0,09	20	0,5	545	136	18	89	25	5	68

4.2.1 Discriminação das populações por Estados e análise das colônias

O tamanho médio e número de pólipos de *Mussismilia harttii* em cada recife podem ser observados na tabela 12 no Apêndice II.

Paraíba

Os quatro recifes da Paraíba têm praticamente a mesma riqueza de espécies com exceção do recife de Areia Vermelha (Tabela 4), que apresenta menor riqueza e maior equitabilidade. A diversidade segue o mesmo padrão, enquanto que o índice de Equitabilidade é maior em Areia Vermelha. Este local, cuja riqueza é de cinco espécies, é dominado 44% por *Siderastrea* spp, enquanto que os outros organismos que compõem a comunidade de coral, são *Favia gravida* e três espécies de zoantídeos (*Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribeorum* e *Palythoa variabilis*), os quais estão distribuídos de maneira semelhante.

A espécie *Mussismilia harttii* foi observada no Caribessa no canal que existe entre as duas grandes formações recifais do local, e em Terezinhas. Encontrando-se grandes cemitérios de pólipos de diversos tamanhos em todos os recifes deste Estado. Na ocasião, observaram-se apenas oito colônias vivas, quatro em cada um dos recifes, uma delas tombada, mas ainda com tecido (coletada), e as outras de menor tamanho formadas por poucos pólipos. As colônias de *M. harttii* observadas apresentaram aparência saudável, mas algumas com algas entre seus pólipos.

Pernambuco

Os três recifes de Pernambuco têm quase todos a mesma riqueza de espécies, com exceção do recife de Tamandaré que apresenta maior riqueza, diversidade e equitabilidade. Os escleractínios de maior abundância relativa nestes recifes são *Siderastrea* spp (média de 48,04% da cobertura coralínea), *Agaricia humilis* (média de 16,73%), *Montastraea cavernosa* (média de 3,84%). E o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (média de 10,06%).

Nenhuma colônia viva de *Mussimilia harttii* foi encontrada nos recifes de Porto de Galinhas, nestes recifes observam-se apenas extensos cemitérios, com média de 30 polipos/m². Nas amostragens realizadas nos recifes de Serrambi, observaram-se apenas quatro colônias vivas, porém com sinais de branqueamento. Já em Tamandaré, as amostragens ocorreram em dois pontos de coleta que estão localizados na região imediatamente fora da

zona fechada da APA Costa dos Corais (área de uso restrito exclusivo para pesquisadores da APACC). Os recifes estudados na APA foram Pirambú e Chapeirãozinho, sendo observadas 7 (sete) colônias de *M. harttii* em cada um destes, com cemitérios expressivos de *Mussismilia harttii* e *Millepora alcicornis*.

Alagoas

Em Ponta de Mangue os recifes analisados foram denominados de “Fora” e “Boca”, devido à sua localização. A diversidade de espécies para estes recifes tem um baixo índice de equitabilidade, devido ao fato da comunidade coralínea ser amplamente dominada por *Millepora alcicornis*, *Muriceopsis sulphurea* e *Mussismilia harttii*. O recife de Ponta de Mangue “Fora” apresentou um número de 40 colônias de *M. harttii*, enquanto Ponta de Mangue “Boca” apresenta um número bem menor, com 14 colônias observadas.

Porto Seguro-BA

Atualmente, 2016, mergulhando nos recifes do Sul da Bahia a presença dos cemitérios de *M. harttii* é facilmente detectável e onde as colônias ainda são abundantes é notável uma grande quantidade de pólipos vivos caídos no substrato, mas que já estão praticamente soterrados, com cerca de 35 pólipos/m² em Arraial d’Ajuda, a presença dos esqueletos calcários testemunha a abundância de *M. harttii* no passado.

Os recifes do sul da Bahia apresentaram uma riqueza específica maior em comparação aos outros locais visitados. Os recifes de Arraial d’Ajuda no Estado da Bahia ficam próximos da costa, em uma zona de forte influência turística, onde apenas cinco colônias de *Mussismilia harttii* foram observadas. O Recife de Fora inclui várias zonas analisadas que são: Porto Norte, Funil, Mourão e Taquaruçu. Um número de colônias observado nestes três últimos pontos (400m², cada) foi 58, 13 e 37 colônias, respectivamente.

4.2.2 Tendências populacionais de *Mussismilia harttii*

As observações das populações de *M. harttii* obtidas durante esse estudo foram comparadas com os dados históricos disponíveis em Laborel (1967, 1969, 1970) e Arantes (2012). Há 50 anos, de acordo com Laborel, *Mussismilia harttii* era uma das espécies mais abundantes no Nordeste do Brasil. A Tabela 6 indica que as populações de *M. harttii*

apresentam uma redução na maioria dos recifes visitados. Esta tendência é similar à documentada nos anos 1960 por Laborel para a espécie nos recifes dos Estados Rio Grande do Norte e Espírito Santo, pontos extremos da distribuição da espécie, mas de maior extensão com a possibilidade de estar ocorrendo nos ambientes recifais de todo o nordeste brasileiro.

Infelizmente, a maioria dos dados históricos apresentados aqui são qualitativos e não permitem conhecer exatamente a evolução dessas populações. Ainda que essas informações sejam pouco precisas, é perceptível uma redução populacional nesses recifes.

Tabela 6. Tendências populacionais do coral endêmico *Mussismilia hartii*. * Informações cedidas pela gestão da APARC - Área de Proteção Ambiental Recifes de Corais – APARC; ** Banco de recifes de corais localizados entre 17 e 28 km da costa.

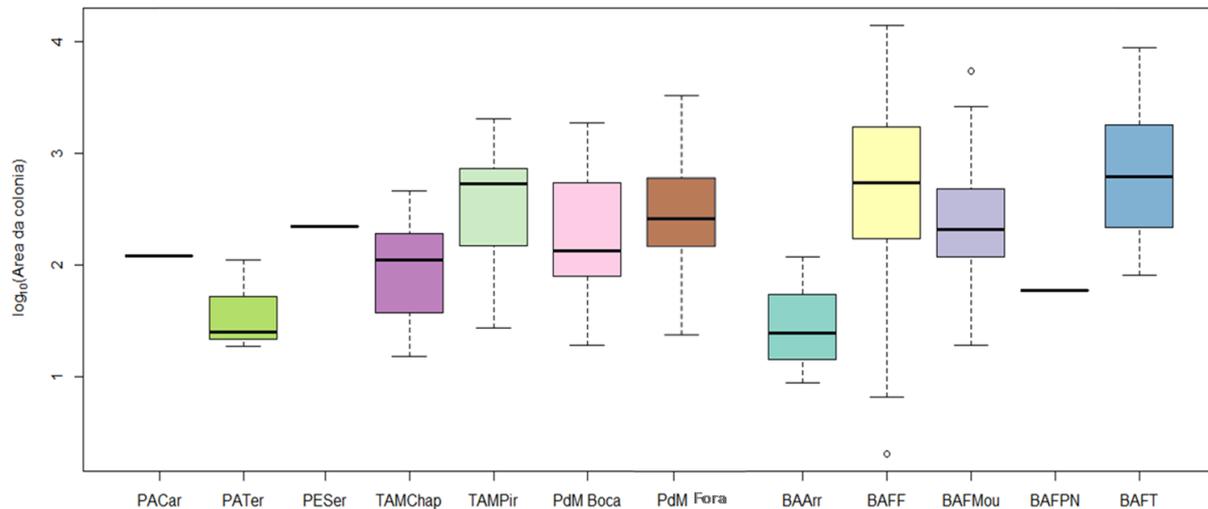
Local de estudo	Dados Históricos (Laborel, 1967, 1969, 1970)	Observação atual (2015/2016)
RN- Rio Grande do Norte	Ausente – apenas mortos (podendo apresentar populações em recifes fundos)	3 Colônias detectadas (comunicação pessoal*)
PB - Areia Vermelha	Presente nos canais da planície recifal	Nenhuma colônia observada
PB – Tambaú	Um dos principais construtores	Rara (2,5%) (3% dos escleractínios)
PE – Porto de Galinhas	Comum, formando extensas faixas, com colônias de cerca de 1m de diâmetro	Nenhuma colônia observada
PE – Serrambi	Comum	Rara (0,37%)
PE – Tamandaré	Um dos principais construtores	Rara (3,5%) (3% dos escleractínios)
Al – Ponta de Mangue	Presente e Abundante	Comum (10,05%)
BA- Arraial d’Ajuda	<<Sem dados>>	Rara (0,49%)
ES- Espírito Santo	Ausente – apenas mortos	Mazzei <i>et al.</i> , 2016**
BA- Recife de Fora	Dados Históricos (Arantes, 2012)	Observação atual (2015/2016)
Porto Norte	Comum	Nenhuma colônia observada
Mourão	Comum	Comum (5%)
Funil	Presente numa área <5%	Comum (5%)
Taquaruçu	Comum	Comum (12%)

Fonte: a autora (2017).

4.2.3 Análises das Colônias

Uma análise de variância (ANOVA) foi realizada sobre o tamanho das colônias, para avaliar se as variações desses parâmetros são significativamente diferentes entre os recifes. A Figura 11 apresenta os dados de área das colônias em cada recife, apresentando uma diferença significativa do tamanho das colônias entre os recifes ($p = 0,003$). O teste de TukeyHSD mostra que esta diferença é significativa entre a zona do Funil (BAFF) e o recife de Arraial d’Ajuda ($p = 0,02$), assim como entre Taquaruçu e Arraial d’Ajuda ($p = 0,03$).

Figura 11. Mediana da Área da colônia (\log_{10}) nos recifes estudados; PACar: Paraíba-Caribessa, PATER: Paraíba-Terezinhas, PESer: Pernambuco-Serrambi; TAMChap: Tamandaré-Chapeirãozinho, TAMPIr: Tamandaré-Pirambú, PdM Boca: Ponta de Manguê “Boca”; PdM Fora: Ponta de Manguê “Fora”; BAArr: Bahia-Arraial d’Ajuda, BAFF: Bahia-Funil, BAFMou: Bahia-Mourão, BAFPN: Bahia-Porto Norte, BAFT: Bahia-Taquaruçu.



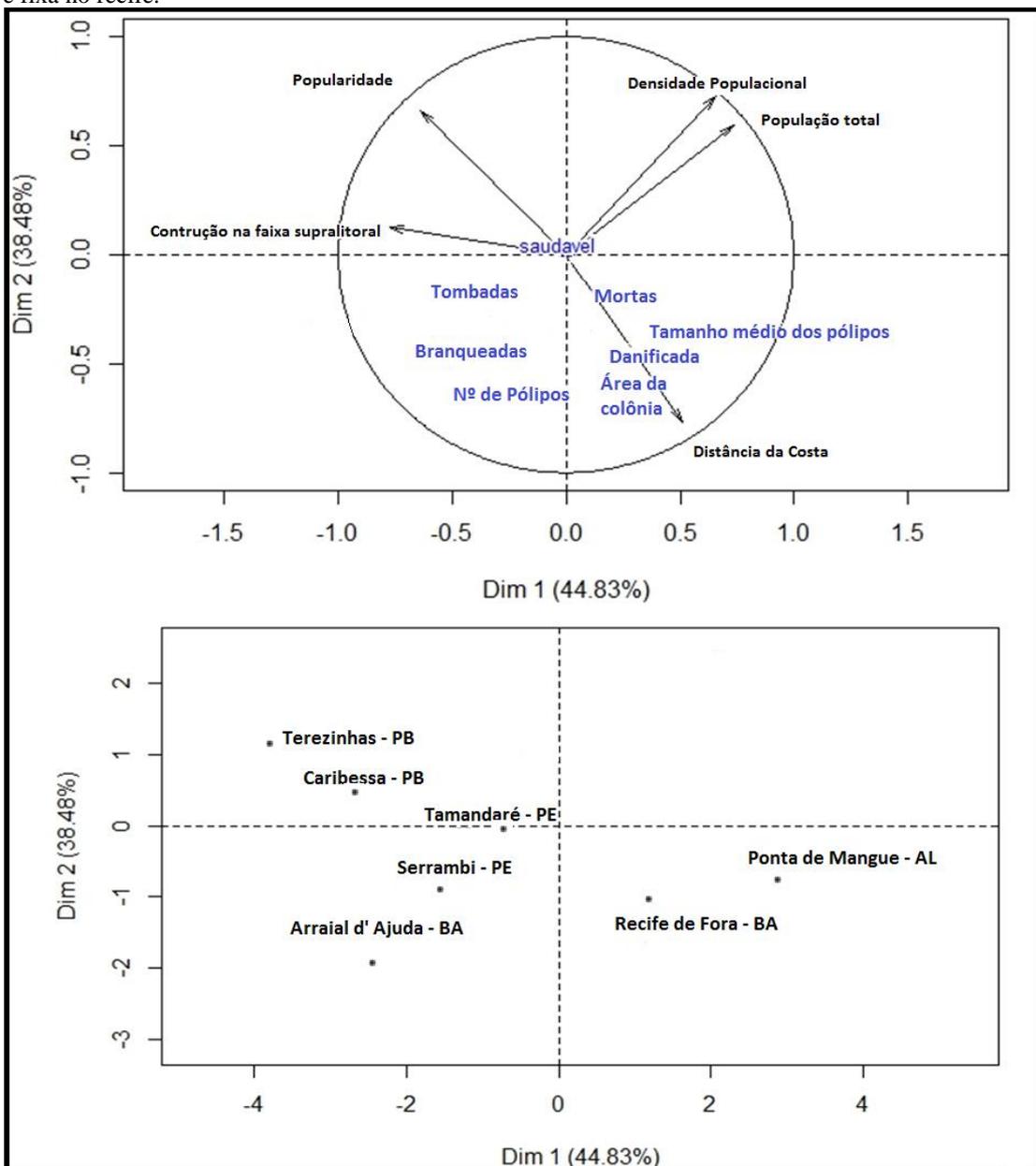
Fonte: a autora (2017).

A ACP realizada com as variáveis bióticas apresentadas (Figura 12) mostra que a maioria das variáveis permite explicar a disposição quanto à dispersão dos recifes no plano fatorial Dim1Dim2 que parecem se organizar em um gradiente distância/popularidade. Estes dois eixos permitem explicar mais de 83% da dispersão dos pontos.

Os vetores que ligam os recifes à variável saudável do gráfico se referem aos recifes de Tamandaré-PE, Ponta de Manguê-AL e Recife de Fora-BA. O Recife de Fora-BA (Funil, Taquaruçu e Mourão) e Ponta de Manguê-AL (“Boca e “Fora”), são caracterizados por um número alto de colônias grandes com muitos pólipos, mas que também possuem muitas colônias mortas. Os recifes de Tamandaré-PE (Chapeirãozinho e Pirambú) Caribessa-PB e Terezinhas -PB parecem compartilhar populações de *M. hartii* similares. Sendo os recifes de

Caribessa e Terezinhas bastante influenciados por fatores antrópicos e os recifes de Tamandaré apresentando um alto número de colônias saudáveis e também tombadas. Os recifes do Serrambi-PE e Arraial d'Ajuda-BA apresentam coordenadas negativas nos eixos Dim1 e Dim2, o que supõe que as populações de *M. hartii* nestes recifes são semelhantes, apresentando colônias pequenas com poucos pólipos e um número significativo de colônias branqueadas e tombadas.

Figura 12. Análise dos Componentes Principais das variáveis bióticas em *M. hartii*. SD: desvio-padrão do tamanho dos pólipos; PB: Paraíba; PE: Pernambuco; AL: Alagoas; BA: Bahia. Danificada: com partes caídas e/ou algas entre os pólipos; Tombada: colônias caídas; Saudável: sem branqueamento, sem algas entre os pólipos e fixa no recife.



Fonte: a autora (2017).

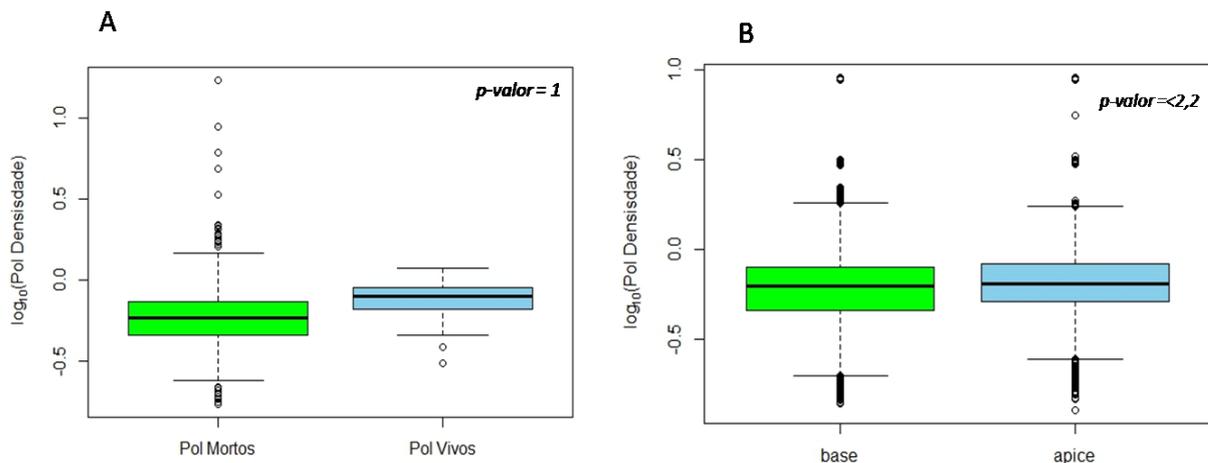
4.2.4 Densidades dos Esqueletos

As amostras para Arraial d'Ajuda-BA, Recife de Fora-BA e Tamandaré-PE foram coletadas, mas devido a problemas com greve e outros imprevistos, não foram analisadas.

Nas análises realizadas no Coral XDS®, obteve-se a densidade esquelética de cada pólipo ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Para todos os pólipos analisados, foram observados padrões cíclicos, com formação de um par de bandas por ano, uma de alta e outra de baixa densidade. As amostras coletadas vivas apresentaram as faixas de bandeamento mais evidentes, com maiores valores de densidade $0,81\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,06$) enquanto os mortos obtiveram valor médio igual a $0,67\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,03$), os valores foram testados (teste t) com um $\alpha=5\%$. O valor de P obtido foi $p\text{-valor} = 0,05$, mostrando que os pólipos vivos são estatisticamente mais densos que os mortos (Figura 13-A).

A hipótese de que a base polipar, região mais antiga da colônia, possuía a mesma densidade que o ápice foi testada estatisticamente. As amostras apresentaram menores valores médios de densidade na base do pólipo (Vivas= $0,85\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,10$) / Mortas = $0,58\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,36$)), quando comparadas ao ápice (Vivas= $0,88\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,12$) / Mortas= $0,62\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,26$)) (Figura 13-B). Assim a hipótese foi aceita ($\alpha=5\%$; $p<1$). A maior densidade média foi observada para a comunidade (mortas) de Porto de Galinhas-PE com $1,01\text{g}/\text{cm}^{-3}$ ($\pm 0,30$), média maior que a média anual para as colônias vivas dos outros recifes.

Figura 13. Análise da variação da densidade dos pólipos de *Mussismilia harttii*, valores transformados em \log_{10} . **A:** Média da densidade entre pólipos vivos e mortos. **B:** Média de densidade da base e ápice polipar.



Fonte: a autora (2017).

A extensão/crescimento (bandas de crescimento) linear média obtida para a espécie *M. harttii* foram diferentes entre os sítios de coleta. Entre os pólipos coletados (mortos e vivos) a maior taxa de extensão ficou para os recifes de Alagoas, com as bandas de alta e baixa densidade crescendo em média 0,67 cm. Os menores valores de taxa de extensão ficaram para os recifes da Paraíba com as bandas crescendo em média 0,53cm.

Já as taxas de calcificação foram maiores nos recifes de Pernambuco com as bandas de alta densidade calcificando em média 0,44 g.cm⁻² e as bandas de baixa densidade com uma média de 0,46 g.cm⁻². Os menores valores foram registrados nos Serrambi-PE. E os recifes de Alagoas, com as bandas de alta densidade calcificando em média 0,36 g.cm⁻² e as bandas de baixa densidade com uma média de 0,31 g.cm⁻², ver Tabela 7.

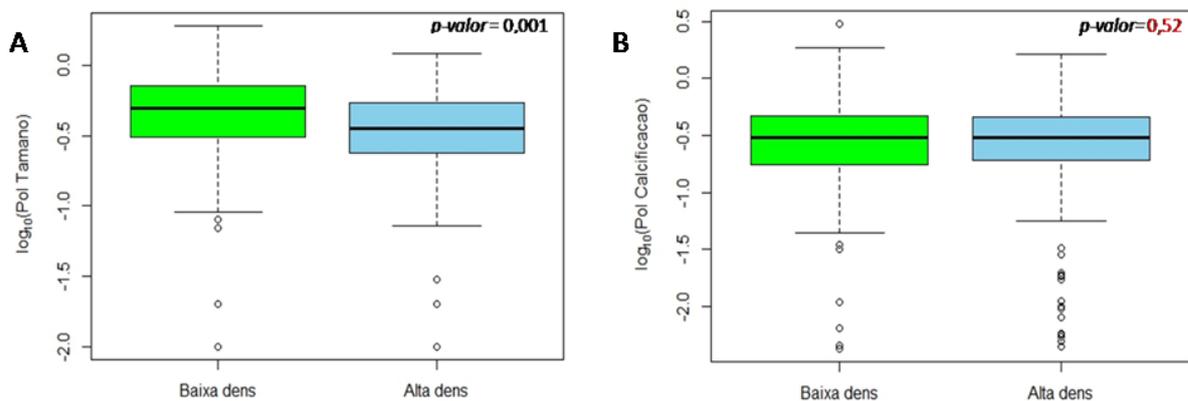
Tabela 7. Valor médio de extensão e calcificação das bandas de alta e baixa densidade dos pólipos de *M. harttii*. (±) = Desvio padrão. Mortas n=35. Vivas (n=10).

Sítios de Amostragem	Extensão (cm) / Bandas de Alta Densidade	Extensão (cm) / Bandas de Baixa Densidade	Calcificação (g.cm⁻²) / Bandas de Alta Densidade	Calcificação (g.cm⁻²) / Bandas de Baixa Densidade
Areia Vermelha – PB	0,35 (±0,13)	0,65 (±0,24)	0,37 (±0,29)	0,52 (±0,22)
Terezinhas – PB	0,55 (±0,14)	0,46 (±0,08)	0,53 (±0,11)	0,45 (±0,14)
Caribessa – PB	0,62 (±0,07)	0,54 (±0,10)	0,32 (±0,13)	0,25 (±0,09)
Caribessa e Terezinhas - Vivas- PB	0,62 (±0,21)	0,54 (±0,10)	0,57 (±0,20)	0,43 (±0,09)
Porto de Galinhas – PE	0,44 (±0,09)	0,68 (±0,23)	0,60 (±0,22)	0,66 (±0,33)
Serrambi – PE	0,51 (±0,11)	0,50 (±0,08)	0,28 (±0,07)	0,26 (±0,09)
Ponta de Mangue – Boca - AL	0,64 (±0,22)	0,72 (±0,27)	0,31 (±0,16)	0,31 (±0,12)
Ponta de Mangue – Fora - AL	0,70 (±0,28)	0,62 (±0,25)	0,41 (±0,19)	0,31 (±0,17)
Ponta de Mangue “Boca”Vivas- AL	0,35 (±0,09)	0,77 (±0,01)	0,31 (±0,12)	0,57 (±0,04)
Ponta de Mangue “Fora”Vivas- AL	0,44 (±0,10)	0,46 (±0,22)	0,35 (±0,08)	0,33 (±0,11)

Fonte: a autora (2017).

As diferenças entre as extensões médias das bandas de densidade foram testadas (teste t) apresentando um $p\text{-valor} = 0,001$ para um $\alpha=5\%$ mostrando que as bandas de baixa densidade são maiores que as bandas de alta densidade (Figura 14-A). Já a calcificação apresenta bandas de alta densidade calcificando praticamente igual às de baixa densidade, estatisticamente a diferença entre elas não é significativa ($p\text{-valor}= 0,52$) (Figura 14-B).

Figura 14. Taxas de extensão média (cm) (A) e calcificação (g/cm^{-3}) (B) entre as bandas de alta e baixa densidade dos pólipos de *Mussismilia harttii*.



Fonte: Lima, G. (2016).

Os resultados apontam que em média as bandas de baixa densidade são mais extensas e valores de baixa calcificação são comuns para as comunidades analisadas. Alguns pólipos apresentaram bandas de baixa densidade maiores com taxas de calcificação baixas e baixa densidade da base do pólipo, esses são fatores que podem explicar a queda da colônia ainda viva (tombadas) no substrato.

4.2.5 Taxa de Crescimento

A taxa de crescimento de *M. harttii* foi calculada a partir de análise dos bandamentos (1 banda de baixa densidade + 1 banda de alta densidade = 1 ano) presentes nos esqueletos, que tiveram sua contagem possível através das imagens de radiografias. Para o crescimento médio anual (Tabela 8), as colônias apresentaram uma taxa de 1,1 cm/ano ($\pm 0,25$). As colônias coletadas vivas apresentaram taxa média de crescimento maior que as colônias coletadas mortas, porém sem diferença significativa ($p\text{-valor}=0,67$).

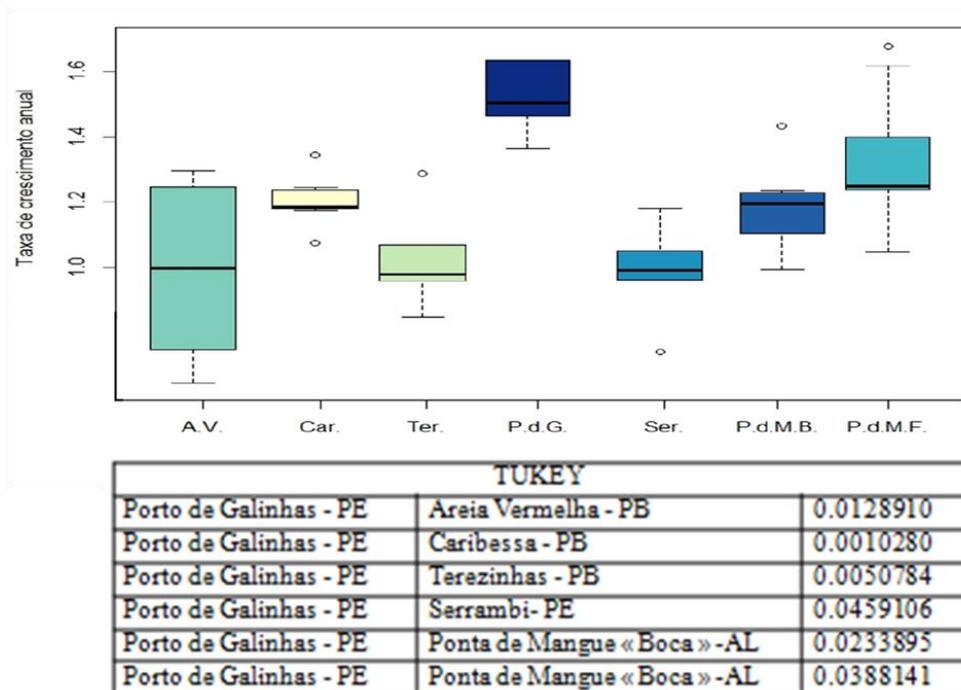
Tabela 8. Crescimento médio anual das colônias de *Mussismilia harttii* apresentado pelas amostras de cada sítio. C1=Colônia 1; C2=Colônia 2; C3=Colônia 3; C4=Colônia 4; C5=Colônia 5. Valores expressados em cm.

Crescimento médio Anual	C1	C2	C3	C4	C5	MÉDIA
PB - Areia Vermelha	0,966	1,003	1,332	0,904	0,819	1,00
PB - Caribessa	1,145	1,362	1,143	1,153	-	1,20
PB - Terezinhas	0,808	1,208	0,865	0,939	1,128	0,99
Vivas - Paraíba	1,575	0,979	0,889	-	-	1,15
PE - Porto de Galinhas	0,793	1,187	1,694	1,86	1,798	1,46
PE- Serrambi	0,959	0,927	0,989	1,147	0,996	1,00
AL - Ponta de Mangue Boca	1,143	0,951	1,567	1,41	0,928	1,20
AL - Ponta de Mangue Fora	1,59	0,97	1,510	1,47	0,601	1,23
Ponta de Mangue “Boca” vivas	1,222	1,037	1,087	-	-	1,12
Ponta de Mangue “Fora” vivas	0,88	0,772	0,918	1,12		0,92
Média Geral						1,11

Fonte: Lima, G. (2016).

O teste estatístico ANOVA com teste a posteriori de Tukey destacou a população de Porto de Galinhas como sendo estatisticamente diferente das demais (Figura 15).

Figura 15. Média de crescimento anual para os pólipos de *Mussismilia harttii* coletados mortos em cada região. A.V.= Areia Vermelha –PB; Car.= Caribessa –PB; Ter.= Terezinhas –PB; P.d.G. =Porto de Galinhas –PE; Ser.= Serrambi –PE; P.d.M.B.= Ponta de Mangue – Boca –AL; e P.d.M.F.= Ponta de Mangue – Fora –AL. Valores expressados em centímetros(cm).



Fonte: a autora (2017).

4.2.6 Análises de Componentes Principais (ACP) dos parâmetros do estado de saúde

A ACP sobre as variáveis relacionadas ao estado de saúde das comunidades de corais (Figura 16) permite comparar os locais entre eles quanto à saúde geral graças aos diferentes indicadores. Os dois eixos da ACP contribuem para a explicação da variância da nuvem de pontos, com uma inércia de 55,4% (PC1= 30,12%; PC2= 25,28%). Os vetores maiores são os que apresentam maior significância na distribuição dos locais e estes são representados pelo nível de branqueamento, porcentagem de cobertura de algas, abundância de zoantídeos, diversidade, porcentagem de cobertura de coral duro e a abundância de organismos construtores de recifes.

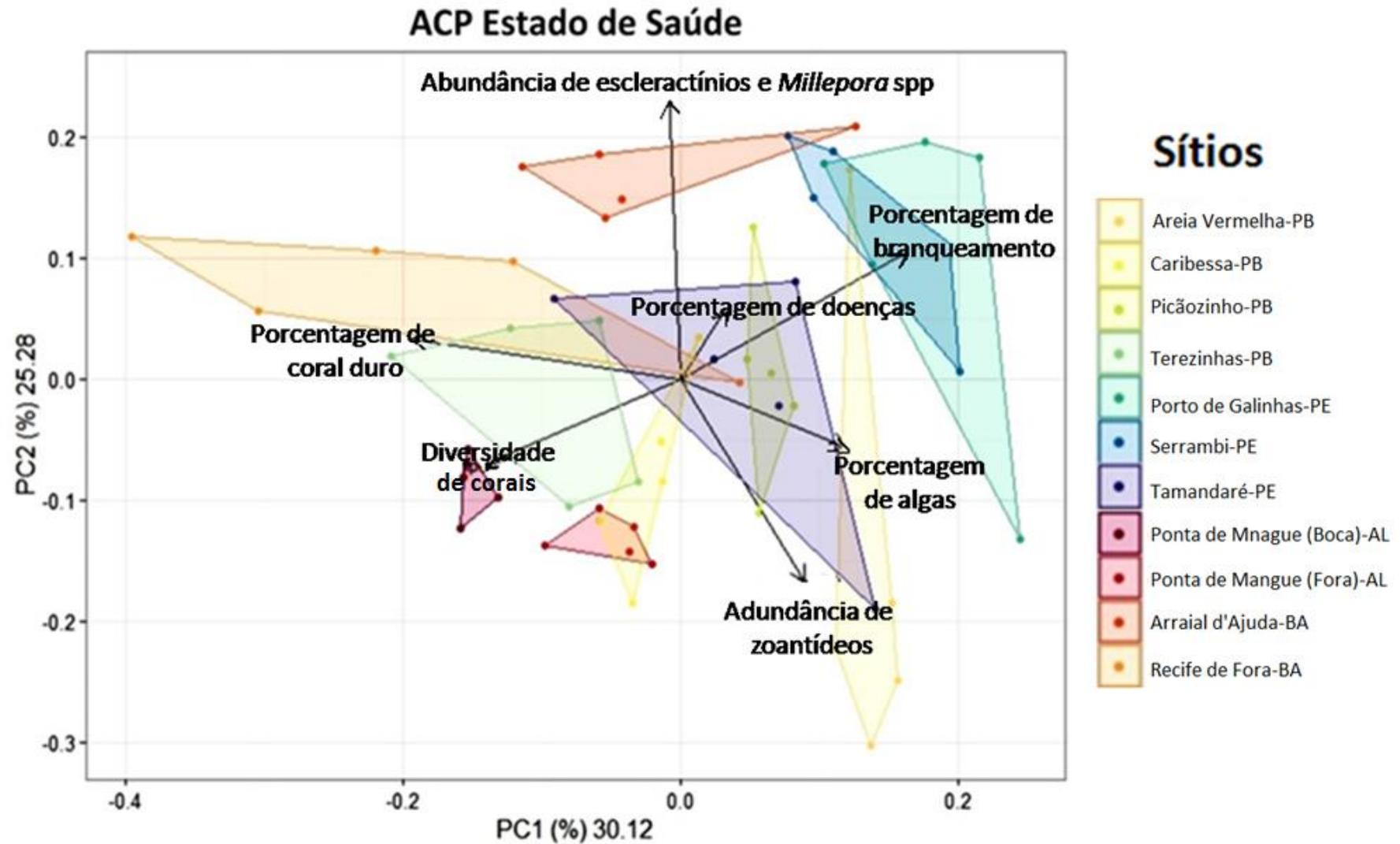
Os recifes de Areia Vermelha apresentam uma alta abundância de zoantídeos e uma alta cobertura de algas. Além disso, este local tem uma abundância de organismos construtores baixa e uma baixa cobertura coralina. Os recifes de Terezinhas são caracterizados por alta porcentagem de corais. Os recifes de Caribessa e Picãozinho indicam uma cobertura de coral baixa, um nível relativamente elevado de branqueamento e uma alta cobertura de algas e zoantídeos.

Os recifes de Serrambi e de Porto Galinhas são caracterizados principalmente por um alto nível de branqueamento. Os recifes de Tamandaré são indicados por um nível elevado de branqueamento e uma alta cobertura de algas. Os recifes do Estado de Alagoas (Ponta de Mangue Boca e Ponta de Mangue Fora) são caracterizados principalmente pela diversidade coralínea.

Os recifes de Arraial d'Ajuda são caracterizados por uma grande abundância de organismos construtores, baixa abundância de zoantídeos, baixa diversidade e uma baixa cobertura de algas. O Recife de Fora é caracterizado por uma grande cobertura de coral e uma grande abundância de organismos construtores de recifes. Este local também tem uma baixa abundância de zoantídeos e uma baixa cobertura de algas.

Os resultados revelam que pelo menos a metade dos recifes visitados mostra sinais significativos de mau estado de saúde caracterizado por um elevado nível de branqueamento, uma predominância de cobertura de algas, prevalência de doença e abundância considerável de zoantídeos.

Figura 16. Análises de Componentes Principais dos recifes de acordo com os parâmetros do estado de saúde. PB : Paraíba; PE : Pernambuco; AL : Alagoas; BA : Bahia.



Fonte: a autora (2017).

4.2.7 Relação entre as pressões antropogênicas e os parâmetros abióticos

Uma Análise dos componentes principais (ACP) foi realizada para estudar a estrutura das relações lineares entre as pressões antropogênicas e os parâmetros abióticos (figura 17), nos recifes estudados. Quanto menor a distância entre dois pontos no gráfico, maior a similaridade dos locais para as variáveis aos quais se relacionam. O coeficiente de correlação de Pearson indica que as correlações das pressões antropogênicas e os parâmetros bióticos são baixos ($r < 0,7$ ou $r > -0,7$; Figura 21–Apêndice II). Assim uma ACP para estes dados não foi realizada. A tabela 9 reúne os dados referentes às pressões antrópicas na região costeira e recifal dos ambientes aqui estudados. Os recifes localizados numa distância superior a 950 m da costa, como os locais do Recife de Fora e os recifes de Ponta de Manguê Fora, são os locais caracterizados como menos populares (1). A taxa de construção da faixa supralitoral é maior nos recifes de Arraial d’Ajuda (0,95) e de Porto de Galinhas (0,94), onde a popularidade do local é máxima (3).

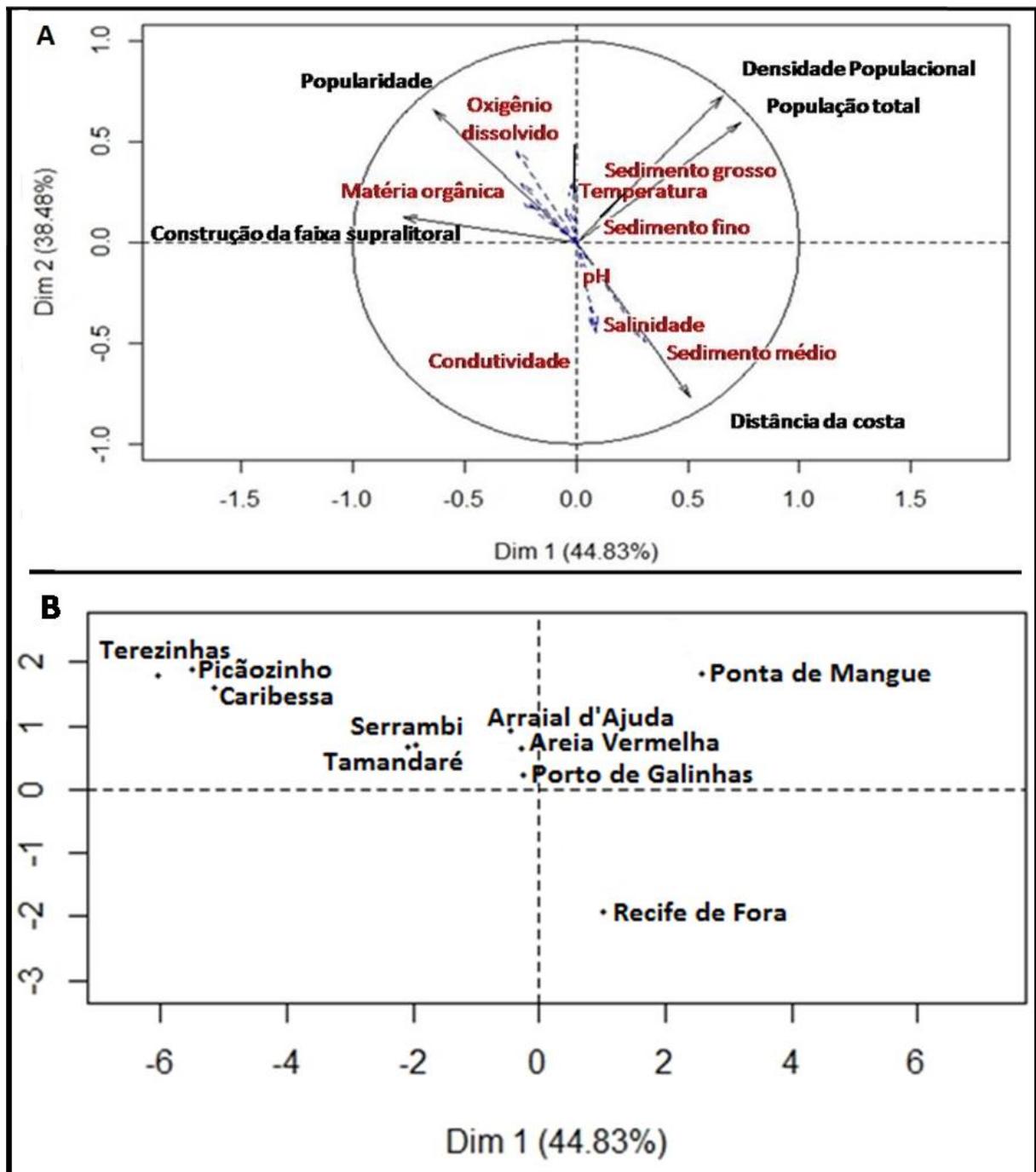
Tabela 9. Dados dos fatores relacionados as pressões antrópicas sobre os recifes estudados.

Município	Local de estudo	População total	Densidade populacio- nal (km ²)	Taxa de construção supralitoral (km)	Popula- ridade turística	Distância da costa (metros)
Cabedelo	Areia Vermelha	65634	2094,88	0,61	3	998
João Pessoa (PB)	Terezinhas	791438	3791,08	0,41	2	1492
	Caribessa	791438	3791,08	0,54	2	625
Ipojuca (PE)	Porto de Galinhas	91341	176,37	0,94	3	186
	Serrambi	91341	176,37	0,70	2	744
Tamandaré (PE)	Chapeirãozinho	22591	104	0,40	3	559
	Pirambú	22591	104	0,87	2	908
Maragogi (AL)	Ponta de Manguê-Boca	32171	97,50	0,55	2	1052
	Ponta de Manguê-Fora	32171	97,50	0,40	1	953
Porto Seguro (BA)	Arraial d’Ajuda	145431	64,47	0,95	3	200
	Porto Norte	145431	64,47	0,52	3	3980
	Mourão	145431	64,47	0,52	1	5680
	Funil	145431	64,47	0,52	1	6320
	Taquaruçu	145431	64,47	0,52	1	6100

Fonte: a autora (2017).

A análise dos componentes principais na figura 17 mostra que as pressões antropogênicas explicam 83% da inércia total da dispersão dos pontos no plano fatorial construído pelos dois primeiros componentes principais. A ACP mostra que os locais parecem se organizar no sentido distância da costa/popularidade. A ACP também mostra que nos recifes distantes da costa, os valores de pH, a salinidade e a condutividade são altos.

Figura 17. ACP sobre as variáveis abióticas e as pressões antropogênicas no plano fatorial DIM1Dim2 : 83.31%; A: Disposição das variáveis no gráfico; B: Disposição dos recifes no gráfico em função das variáveis.



As zonas no Recife de Fora (Taquaruçu, Funil, Porto Norte e Mourão) compartilham as mesmas características abióticas e antropogênicas, definidas pela salinidade, pH, sedimentos médios e distância da costa. Os recifes de Ponta de Mangue (“Boca” e “Fora”) apresentam valores altos de sedimentação e temperatura. Os recifes da Paraíba (Caribessa, Terezinhas e Picãozinho) apresentam características abióticas e antropogênicas bem próximas, a taxa de construção da faixa supralitoral parece mais intensa no Caribessa.

Os recifes de Tamandaré parecem diferenciar-se pela taxa de construção da faixa supralitoral e o oxigênio dissolvido. E os recifes de Serrambi-PE, Porto de Galinhas-PE, Areia Vermelha-PB e Arraial d’Ajuda-BA parecem apresentar características abióticas e antropogênicas semelhantes porque eles ficam próximos um do outro, associados principalmente pela popularidade, construção na faixa supralitoral, porcentagem de matéria orgânica, sedimentos finos e a porcentagem de oxigênio dissolvido.

É importante mencionar que este modelo estatístico é baseado em dados ambientais pontuais. Os valores de temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e condutividade utilizados não refletem toda a variação de cada um deles. Para demonstrar com maior precisão, quais fatores fazem variar os parâmetros do estado de saúde, deve ser usada uma variação anual desses valores.

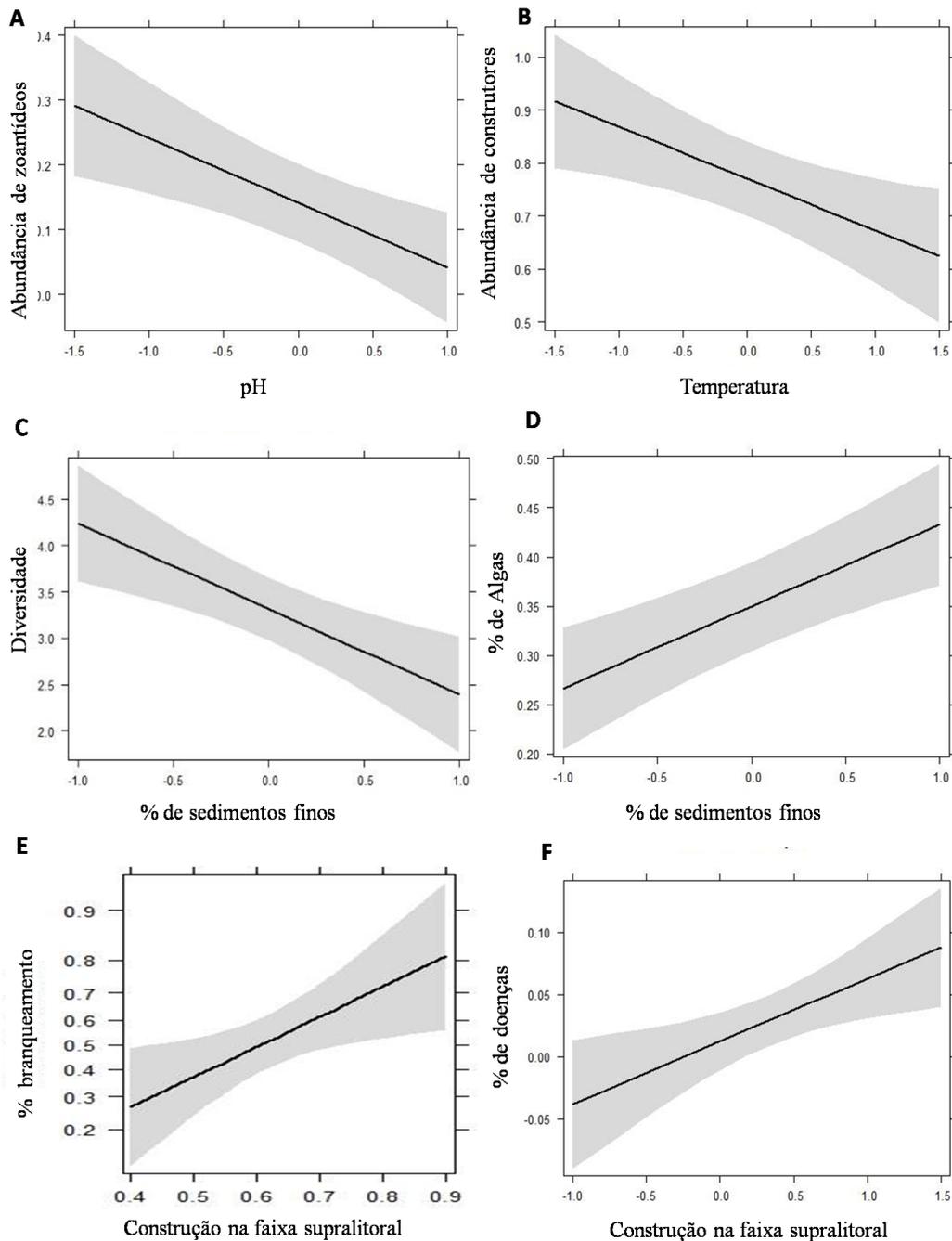
4.2.8 Parâmetros ambientais e antrópicos e a relação com o estado de saúde dos recifes

Os *Modelos Lineares Generalizados Mistos* (Figura 18 e Tabela 10) permitem modelar as relações entre as variáveis ambientais, antrópicas e do estado de saúde nos recifes, tendo em vista a estrutura hierárquica dos dados, o efeito aleatório associado com os locais, e resultam em uma dependência das variáveis respostas.

Os modelos mostram que a abundância de zoantídeos foi maior nos ambientes com menores valores de pH (figura 18-A). No entanto, o declive da reta é baixo, indicando que a abundância de zoantídeos varia pouco em termos dessa variável (declive = -0,10). Observa-se também que quanto maior a temperatura registrada, menor foi a abundância de organismos construtores (declive = -0,10) (figura 18-B). Quanto maior a porcentagem de sedimentos finos, os recifes apresentaram menor diversidade e maior porcentagem de cobertura de algas (declives = -0,93 e 0,08) (figura 18-C e D). Quanto maior a taxa de construção na faixa supralitoral maior foi a porcentagem de colônias doentes e/ou branqueadas (declive da reta = 0,98 e 0,05) (figura 18E e F). Como a taxa de construção da linha supralitoral é positiva e fortemente correlacionada ao índice de popularidade turística.

Os modelos realizados não permitem pôr em evidência nenhum efeito destas variáveis sobre a porcentagem de colônias saudáveis, mortas, danificadas e tombadas. A cobertura de coral também foi modelada, mas nenhuma das variáveis ambientais é capaz de explicar significativamente como ela varia ($p > 0,05$ para cada umas das variáveis testadas).

Figura 18. Modelos Generalizados Mistos – GLM's, entre variáveis bióticas e abióticas e o estado de saúde das populações estudadas.



Fonte: a autora (2017).

Tabela 10. Resultados do efeito fixo dos Modelos Lineares Generalizados Mistos – GLMMs.

Efeitos fixos do Modelo Linear Generalizado Misto				
	Declive de reta	Erro Padrão	Grau de Liberdade	P-valor
Abundância de Zoantídeos ~ pH	-0,10	0,03	9	0,009
Abundância de escleractínios e <i>Millepora spp</i> ~ Temperatura	-0,10	0,03	9	0,021
Porcentagem de sedimentos finos ~ Diversidade de simpson	-0,93	0,25	16	0,002
Porcentagem de sedimentos finos ~ Porcentagem de Algas	0,08	0,02	16	≤0,001
Porcentagem de branqueamento ~ Construção da faixa supralitoral	0,98	0,4	9	0,015
Abundância de doenças ~ Construção da faixa supralitoral	0,05	0,02	9	0,021

Fonte: a autora (2017).

4.2.9 Colônias de *Mussismilia harttii* - Observações Importantes

Durante as amostragens observaram-se características interessantes em colônias de *Mussismilia harttii* que podem trazer melhor esclarecimento e compreensão sobre o processo de declínio das populações deste coral endêmico. Essas serão apresentadas a seguir:

Colônias vivas, porém tombadas (Figura 19-A)

Essa é uma característica importante e observada principalmente nos recifes onde suas populações ainda são significativamente grandes, Ponta de Mangue - AL e Recife de Fora – BA. As colônias provavelmente estão sofrendo com a fragilidade dos seus pólipos e assim acabam se desprendendo do recife, e caem pela ação das ondas e ficam roladas no topo recifal. A maioria das colônias vivas que foram encontradas tombadas estava no substrato, essas provavelmente ocorriam na parede recifal e como consequência da fragilidade dos pólipos, caíram. É característica comum da espécie que ocorra o tombamento das colônias para que sirvam de substrato para o assentamento de novos corais e assim ocorra o

crescimento e renovação do recife (Laborel, 1967), no entanto aqui relatamos um número maior de colônias vivas tombadas a colônias vivas fixas ao recife.

Mas, o mais importante a se ressaltar é a aparência saudável dos pólipos, com tecido e sem sinais de doença e na grande maioria não branqueados o que implica que a causa da morte das colônias (pólipos) é diferente à causa do tombamento, ou seja, algumas colônias estão morrendo soterradas pelo fato de terem caído e não estão caídas porque estavam mortas.

Colônias saudáveis com pólipos soltos (Figura 19-B)

Característica observada em todos os recifes aqui explorados onde a espécie ainda se faz presente. Principalmente em colônias grandes e que ocorriam na plataforma (topo) recifal. São colônias cujos pólipos se mantêm agregados a elas, porém não estão conectados física e/ou estruturalmente a estas, podendo ser removidos sem que seja necessário nenhum esforço. Reforçando que as observações aqui descritas ressaltam o fato de que boa parte do declínio dessas populações é morte provocada pela queda das colônias e pólipos, que conferem maior vulnerabilidade a estes.

Pólipos soterrados, porém vivos (Figura 19-C)

Em Ponta de Mangue – AL e em Tamandaré – PE foram observadas buquês de pólipos que estavam soterrados no substrato e ao serem tirados foi possível observar a presença de tecido vivo nos pólipos, no entanto estavam completamente branqueados, o que pode explicar que ainda estivessem vivos é uma possível queda recente dos mesmos, com branqueamento provocado pela expulsão ou fuga das zooxantelas pelo estresse causado com o soterramento.

Os fragmentos podem permanecer vivos e seguirem crescendo ou morrerem principalmente soterrados se as condições ambientais não permitirem seu desenvolvimento. A função de servir de substrato na base recifal permitindo a ancoragem de diversos organismos e outras espécies de corais, provavelmente não está se cumprindo devido à alta sedimentação que encobre os pólipos e assim o substrato duro não está mais tão disponível, dificultando assim uma de suas funções no ecossistema.

“Fototropismo polipar” (Figura 19-D)

Essa característica foi observada nos recifes de Ponta de Mangue – AL, Recife de Fora - BA e Caribessa – PB. Como comentado anteriormente, alguns pólipos vivos puderam ser observados caídos no substrato em meio ao sedimento. A característica mais marcante é que alguns destes apresentavam um crescimento perpendicular em forma de cachimbo onde os pólipos parecem ter encontrado uma solução para não morrerem soterrados. E assim alguns parecem estar curvando-se em direção da coluna d’água e conseqüentemente à luz, em um movimento semelhante ao fototropismo apresentado pelas plantas. Mantendo a fotossíntese e provavelmente buscando “fugir” do soterramento pela sedimentação e assim conseguem manter-se vivos.

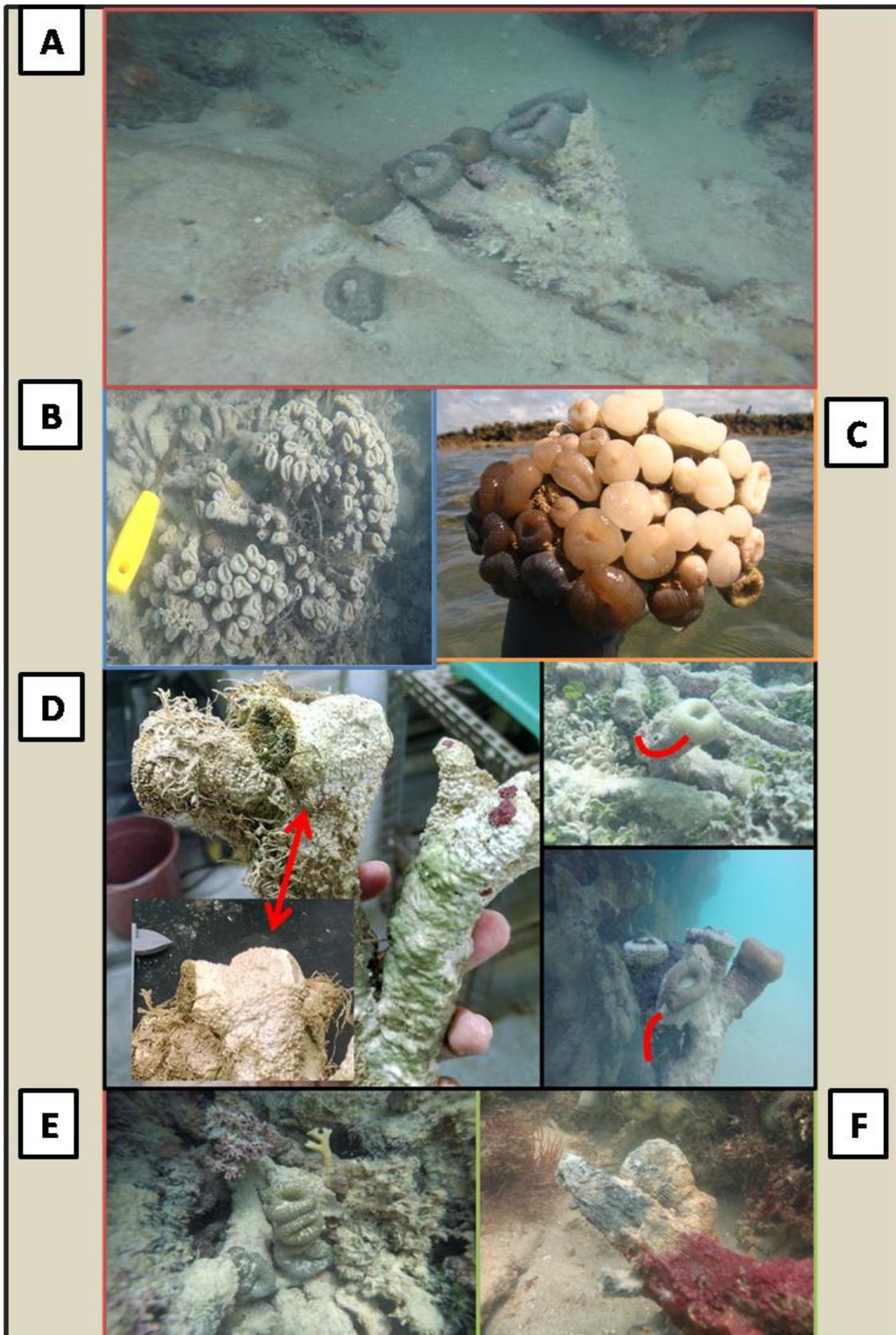
Pólipos com a base escura (Figura 19-E)

Em todos os sítios de amostragem foi possível a observação de que a maioria (cerca de 60%) dos pólipos mortos, os que formavam o que caracterizamos aqui de cemitérios, e pólipos vivos tombados no sedimento, que por vezes apresentavam a base soterrada encontravam-se com uma coloração preta nesta região. Este fato já tinha sido relatado por Laborel (1970) como um fenômeno de “sulfose”, o qual seria provocado como consequência de que ao ficarem soterradas pelo sedimento as mesmas ficam imersas em um ambiente anóxico que pode ser fonte para bactérias ou fungos, que quimicamente poderiam fragilizar os esqueletos das colônias e o conseqüente tombamento das mesmas.

Pólipos vivos sedimentados no substrato inconsolidado (Figura 19-F)

Muitos eram os pólipos caídos e que ainda estavam com tecidos vivos, mas outra coisa que chamou a atenção é que muitos estavam cimentados no substrato, ou seja, é como se eles tivessem caído, permanecido vivos e conseguiram cimentar-se ao substrato e assim era praticamente impossível retirá-los de lá, assim como era difícil retirar os que estavam fixos à colônias saudáveis. Isto condiz com a estratégia de crescimento da espécie nos recifes, geralmente esta espécie é um coral de borda recifal, e sua contribuição a construção dos recifes se dá pela queda de pólipos das bordas das colônias que logo se cimentam ao substrato e continuariam crescendo, servindo seus esqueletos como futuro substrato duro para assentamento de uma grande variedade de bentos (Laborel, 1970).

Figura 19. Colônias de *Mussismilia hartii*, observações importantes. A: Colônias vivas, porém tombadas; B: Colônias saudáveis com pólipos soltos; C: Pólipos soterrados, porém vivos; D: “Fototropismo polipar”; E: Pólipos vivos sedimentados no substrato inconsolidado; F: Pólipos com a base escura



Fonte: a autora (2017).

5 DISCUSSÕES

5.1 OCORRÊNCIA ATUAL DA ESPÉCIE

Na década de 1960, Laborel registrou que *M. harttii* ocorria desde o estado do Ceará (CE) até o Espírito Santo (ES) incluindo áreas oceânicas (Fernando de Noronha e Atol das Rocas) (Laborel, 1967, 1969). As populações de *Mussismilia harttii* para o Ceará foram observadas a partir de dragagens que ocorreram em profundidade que variaram entre 30 e 80 metros de profundidade (Laborel, 1970). O primeiro registro costeiro norte é para os recifes de Muriú (RN) e Cabo de São Roque (RN), formando cemitérios, assim como as populações de *M. harttii* no Espírito Santo (ES). Laborel não trata estes cenários como populações extintas e considera que algumas colônias podem não ter sido observadas e também os cemitérios demonstram que a espécie foi abundante nos recifes costeiros dessas regiões. Pires *et al.*, (no prelo) registram que a espécie ocorre do Piauí-PI ao Espírito Santo-ES. No entanto, nos trabalhos publicados aos quais tivemos acesso não encontramos registros para o PI, assim decidimos considerar a ocorrência do CE ao ES.

Durante a revisão bibliográfica deste trabalho verificou-se registros recentes de colônias vivas da espécie no Rio Grande do Norte (Pirangi e Maracajá) e Espírito Santo, onde Laborel não havia registrado colônias vivas, sendo apenas duas colônias para a costa do Rio Grande do Norte (Comunicação pessoal com a gestão da APARC) e o novo registro de uma população de corais incluindo *M. harttii* nos recifes profundos (12-25m de profundidade) recém-descobertos na porção sul do banco de Abrolhos no Estado do Espírito Santo (Mazzei *et al.*, 2016). No Rio Grande do Norte a disposição dos esqueletos mortos descritas por Laborel (Laborel, 1970) é a mesma encontrada em Porto de Galinhas. A foz do Rio São Francisco cria um enclave de mais de 100 km ao longo da costa onde os corais não podem sobreviver, devido ao elevado fluxo de sedimentos que aumenta consideravelmente a turbidez da água e reduz a luz (Maida & Ferreira, 1997), o que explica a ausência de registros de *Mussismilia harttii* no Estado de Sergipe.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS POPULAÇÕES

No presente estudo, é registrado um fenômeno de extinção e provável declínio das populações de *M. harttii*. A extinção de *Mussismilia harttii* é registrada nos recifes costeiros da praia de Porto de Galinhas-PE. O acompanhamento das populações deste recife começou

desde o início dos anos 2000 onde foram realizadas diversas amostragens em toda área da primeira linha recifal e apenas três colônias vivas de *Mussismilia harttii* puderam ser observadas, sendo duas no verão de 2002 e a última em 2008 a qual foi usada para ancoragem por jangadeiros e foi encontrada posteriormente morta.

Laborel, (1970) descreve que *M. harttii* formava faixas contínuas localizadas abaixo da faixa de *Millepora alcicornis* com colônias de até 1 m de diâmetro. Atualmente, se comparar os recifes de Porto de Galinhas com as descrições dessas áreas feitas por Jacques Laborel, conseguimos mensurar quão destrutivos podem ser 50 anos de impactos antrópicos contínuos sobre essas comunidades coralíneas. Hoje notamos uma realidade de ambiente pobre e verdadeiramente discrepante dos ecossistemas coralíneos ricos descritos em 1970.

Mas Laborel (1970) também ressalta que a presença de pólipos jovens já era rara nestes recifes, o que poderia ser um indicativo de que a espécie já vinha sofrendo algum desequilíbrio ecológico que limitava sua reprodução, ele relata ainda que como muitos recifes no Nordeste, Porto de Galinhas parecia estar passando naquele momento por uma fase de vitalidade reduzida.

Provavelmente a espécie também esteja extinta (CR - Possivelmente Extinto), ou apresenta uma população drasticamente reduzida, nos recifes do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha-PB, onde nenhuma colônia de *M. harttii* foi observada em três pontos (1200 m²) de amostragem. O mesmo foi observado por Lourenço *et al.*, 2015 onde nenhuma colônia de *Mussismilia harttii* foi registrada em uma amostragem de 1500m perpendicular a praia, com amostragem limitada a leste pela arrebentação. A citação mais recente da espécie para estes recifes foi por Gondim *et al.*, 2011, para material coletado em 2008. Apesar de ser um Parque Estadual para preservação do ambiente recifal, o turismo massivo encontrado, carece de um controle por parte dos órgãos de proteção ambiental e da Secretaria de Meio Ambiente do Estado da Paraíba. Esta falta de controle provoca com que as áreas recifais circundantes se encontrem mais vulneráveis aos impactos antrópicos, como pisoteio, poluição das águas com combustível, lixo, fluidos fisiológicos, protetor solar, ancoragem, pesca, perturbação da fauna, entre outros. Durante amostragem realizada na área recifal em todos os transectos, conseguiu-se observar uma grande massa de pólipos do coral *Mussismília harttii* rolados no substrato formando um grande cemitério.

As populações de *M. harttii* no Recife de Fora puderam ser analisadas comparativamente com os dados de Arantes, 2012, que indicam *M. harttii* como “comum” na zona de Porto Norte e Mourão, enquanto que nenhuma colônia foi encontrada no levantamento deste trabalho em 2016 para a primeira e 37 colônias na segunda zona. As

observações no Funil e em Taquaruçu foram as mesmas que as de Arantes (2012). A comparação dos dados atuais com as de 2012 sugere uma redução de 40% da população de *M. harttii* no Recife de Fora. No entanto os dados não podem ser confirmados devido a diferença metodológica e amostral entre o trabalho atual e o de Arantes, 2012.

De maneira geral, as principais ameaças às populações de *M. harttii* nos diferentes recifes de estudo são a forte pressão do turismo e a taxa importante de construção na faixa supralitoral. Que têm como consequência um aumento no desmatamento e subsequente aumento na sedimentação aos recifes costeiros. As pressões antropogênicas se refletem, geralmente, nos parâmetros abióticos que como consequência degradam a qualidade do meio marinho. Tomascik e Sander (1987) detectaram redução no número de larvas de populações de corais em áreas próximas a concentrações urbanas e industriais, o que explica a ausência de recrutas e jovens de *M.harttii* nos recifes aqui estudados. Mostra também que em áreas protegidas, o número de larvas é normalmente o dobro, o que pode explicar populações mais densas no Recife de Fora e Ponta de Mangue “Fora”.

Mussismilia harttii já foi uma das espécies mais abundantes nos recifes brasileiros (Laborel, 1967, 1969, 1970). Atualmente a baixa abundância relativa da espécie em todos os recifes aqui estudados (Caribessa 0,40%, Terezinhas 0,47%, Serrambi 0,37%, Tamandaré 2,30% Ponta de Mangue “boca” 11,66%, Ponta de Mangue “fora” 18,41%, Arraial d’Ajuda 0,49% e Recife de Fora 2,58%), sugere o declínio de suas populações. Nestes ambientes recifais nota-se também a presença de vastos cemitérios na base recifal, constituídos principalmente de esqueletos de *Mussismilia harttii* e *Millepora alcicornis*. O que seria uma situação característica das espécies que serviriam de substrato consolidado para o assentamento de novas espécies (Laborel, 1970), porém esta função parece não se cumprir atualmente em detrimento da alta sedimentação.

Após as análises populacionais, foi constatada uma clara degradação das populações sentido Sul-Norte, com os Estados de Paraíba e Pernambuco apresentando populações drasticamente debilitadas, principalmente afetadas pelos sedimentos, pH, alta taxa de construção na faixa supralitoral e pelo índice de turismo elevado, além de áreas com extinção local da espécie. Os Estados de Alagoas e Bahia também apresentam populações afetadas e em declínio porém com índices ecológicos melhores, associados aos indicadores de recifes saudáveis, como baixa taxa de branqueamento, baixa prevalência de doenças coralinas, baixa cobertura de algas e alta diversidade.

O turismo excessivo pode gerar alterações na dinâmica e estrutura dos ecossistemas, descaracterizando-os e contribuindo para o empobrecimento na diversidade de espécies,

empobrecimento ecológico, paisagístico e cênico (Melo *et al.*, 2006). É ainda responsável pela perda de 20 a 25% dos recifes em franja de todo o mundo (Buddemeier *et al.*, 2004; Machado *et al.*, 2009).

Alguns estudos retratam os efeitos dos distúrbios ambientais na saúde dos corais, principalmente no que diz respeito a mudanças nos parâmetros físicos e químicos do ambiente marinho (Leão *et al.*, 2008; Kikuchi *et al.*, 2003). Quando o coral sofre um estresse devido a alguma doença ou ao branqueamento, a sua capacidade reprodutiva e suas taxas de crescimento e calcificação são reduzidas (Weil *et al.*, 2006). Alguns estudos comprovam que a redução do pH oceânico está diretamente relacionada com a redução na taxa de calcificação de organismos marinhos como os corais por causar a queda da concentração do íon carbonato (CO_3^{2-}) (Smith e Buddemeier, 1992; Marubini e Atkinson, 1999; Kleypas *et al.*, 1999), provocando a degradação da estrutura recifal, limitando o estabelecimento das algas calcárias que favorecem o recrutamento do coral e facilitando a implementação de macro-algas (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Mumby *et al.*, 2007).

Já a sedimentação pode danificar ou até mesmo matar as colônias levando em consideração que a deposição altera a incidência da luz prejudicando a realização da fotossíntese realizada pelas zooxantelas que é um mecanismo de fundamental importância para a vitalidade dos corais (Leão *et al.* 2008).

5.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RECIFES

Os recifes do Estado da Paraíba (Areia Vermelha, Caribessa e Picãozinho) são classificados como em más condições de saúde. As variáveis da ACP do estado de saúde mostram uma cobertura de algas significativa e uma grande abundância de zoantídeos nesta região, assim como uma alta prevalência de doenças coralinas e alto nível de branqueamento foram observados para os recifes de Areia Vermelha e Picãozinho. A importância da cobertura de algas aumenta com a quantidade de sedimentos finos, proveniente, principalmente, da erosão costeira e dos rios. Birrel *et al.* 2005 mostram que a colonização por algas dos cemitérios recifais e de corais branqueados, retarda a recuperação e capacidade de resiliência deste ambiente. Os autores também mostram que as algas favorecem o acúmulo de sedimento finos, e ambos reduzem o assentamento dos corais para níveis extremamente baixos, na maioria das vezes zero, como também mostrado por Babcock e Davies, 1991. Fatores estes que podem explicar o atual cenário nos recifes da Paraíba.

O recife de Terezinhas é classificado como o mais saudável deste Estado. Segundo Labrel (1970), *M. harttii* foi o principal construtor dos pináculos da zona externa dos recifes de Tambaú-PB, onde neste estudo apenas 8 colônias puderam ser observadas em quatro áreas recifais estudadas. O presente estudo mostra que os zoantídeos brasileiros estão geralmente associados a ambientes perturbados e que estes competem fortemente por substrato com os corais escleractínios. Na verdade, eles têm uma taxa de crescimento rápida e produzem um efeito alelopático sobre os escleractínios (Samarco *et al.*, 1985 *in* Rabelo *et al.*, 2013), o que os torna mais eficazes em competição, por muitas vezes produzindo uma substituição de cobertura bentônica de corais por zoantídeos (Connell *et al.*, 2004 *in* Rabelo *et al.*, 2013). Cruz *et al.*, 2015, observaram em dois recifes da Bahia mudança de fase com a redução de cerca de 7% da cobertura de corais e aumento da cobertura do zoantídeo *Epizoanthus gabrieli* em um intervalo de 4 anos. Fenômeno que pode estar ocorrendo nos recifes costeiros aqui estudados, podendo explicar a baixa abundância de escleractínios.

Os recifes de Pernambuco são caracterizados por uma prevalência de doenças de coral e branqueamento. Já foi mostrado que algumas doenças de coral que atacam os escleractínios foram associadas à importância do turismo na *Great Barrier Reef Marine Park* (Lamb & Willis, 2011). Porto de Galinhas e Serrambi são caracterizados principalmente por um alto nível de branqueamento da comunidade coralínea, ao contrário do recife de Tamandaré. As análises de GLMMs mostram que nos recifes aqui analisados o nível de branqueamento diminuiu em função da distância entre o recife e a costa, o que explica a baixa taxa de branqueamento em Tamandaré e o que caracteriza as más condições de saúde nos outros dois ambientes recifais (Jones *et al.*, 2004; Kaufman *et al.*, 2011).

Labrel, 1970 também cita a presença de *M. harttii* para os recifes de Serrambi, os quais são um ponto intermediário e de conectividade entre os recifes de Tamandaré e Porto de Galinhas, hoje as poucas colônias observadas se encontram bem distantes umas das outras, o que não chega a configurar um ambiente provável de recuperar sua população. Esses recifes são pouco estudados, o que não nos fornece dados para uma análise mais aprofundada, porém a grande quantidade de cemitérios de *Mussismilia harttii* na região nos mostra que *Mussismilia harttii* já foi abundante para esta localidade, mostrando uma distribuição contínua na costa Pernambucana.

Os recifes de Tamandaré são descritos por Labrel (1970) como um dos mais ricos da costa Pernambucana e agrega às espécies *Mussismilia harttii* e *Millepora alcicornis* o título de principais construtores nesta região, assim como em Porto de Galinhas. Atualmente, além dos cemitérios de *M. harttii* tão extensos quanto em Arraial d'Ajuda-BA e Porto de Galinhas-

PE, foram observados cemitérios do hidróide calcário *Millepora alcicornis*. *M. alcicornis* ou “coral de fogo” como é popularmente conhecido, é uma espécie que aumenta a complexidade do ambiente recifal, permitindo que várias espécies de peixes e invertebrados se refugiem em suas colônias (Coni *et al.*, 2013), a perda dessas populações é de grande importância no ecossistema recifal, e podem desencadear um desequilíbrio ecológico, afetando os seres que vivem sob sua proteção (Oliveira *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2009).

A granulometria também parece ser um fator de estresse importante sobre os recifes da Paraíba e Pernambuco. Estes sedimentos finos provavelmente advêm de diferentes rios presentes próximos a estes recifes. Efetivamente, ao sul de Porto de Galinhas e ao norte de Serrambi, se encontra o Rio Maracaípe. Além disso, entre Serrambi e Tamandaré, está à foz do Rio Sirinhaém e do imponente Rio Formoso, em seguida, um pouco ao sul do recife de Tamandaré encontra-se a boca de outro pequeno rio. O rio Paraíba desemboca próximo aos recifes estudados no Estado de mesmo nome. Os efeitos da sedimentação são melhor discutidos no item “sedimentação” desta seção.

Laborel (1970) descreve os recifes de Alagoas como bem diversos e os compara a os recifes de Abrolhos, porém com perda de fauna. Os recifes dos Estados de Alagoas e Bahia são associados aos indicadores de recifes saudáveis. De acordo com a ACP do estado de saúde, eles têm uma baixa taxa de branqueamento, uma baixa prevalência de doenças coralinas e uma baixa cobertura de algas e, ainda, como detentores de alta diversidade e alta porcentagem de cobertura de coral, critérios usados para descrever recifes saudáveis (Bell & Galzin 1984; Jones *et al.*, 2004; Kaufman *et al.*, 2011), a distância entre o recife e a costa também é um indicativo de melhor qualidade de vida, ou seja, as mais distantes das costas se apresentam mais saudáveis e diversos (Leão *et al.*, 2010). A abundância de zoantídeos é baixa, indicando um ambiente não perturbado. Os recifes do sul da Bahia são principalmente diferenciados pela porcentagem de cobertura de algas e o nível de branqueamento. A ACP do estado de saúde mostra que o recife de Arraial d’Ajuda tem um nível mais elevado para estes dois parâmetros.

5.4 DENSIDADE DOS PÓLIPOS

As análises de densidade mostram que a maior densidade média observada foi para a comunidade de Porto de Galinhas-PE com 1,01 g/cm⁻³, média maior que a média anual para as colônias vivas observadas nos outros sítios de amostragem. Analisando a espécie *Mussismilia braziliensis*, Oliveira (2007) encontrou valores médios anuais gerais de

densidade variando entre 1,44 e 1,58 g.cm⁻³ para a região do Arquipélago de Abrolhos. Valores superiores aos valores médios observados para *Mussismilia harttii* e superior ao observado em Porto de Galinhas-PE. No entanto, a forma maciça das colônias de *M. brasiliensis* pode ter influenciado nestes valores.

Foi observado nos resultados deste trabalho que as bandas de baixa densidade apresentam maior extensão que as bandas alta densidade. Kikuchi *et al.* (2013) relataram não ter encontrado diferença significativa ao comparar a extensão entre as bandas de densidade do coral *Mussismilia braziliensis* na região do Arquipélago de Abrolhos-BA. Porém, foram encontradas aqui taxas de calcificação semelhantes estatisticamente entre as duas bandas, o que pode significar que a maior extensão da banda de baixa de densidade aliada a baixa calcificação para as duas bandas, torna o pólipos frágil e mais vulnerável às intempéries físicas, como a ação das ondas, e acabam tombando.

Uma redução da densidade esquelética (baixa calcificação) acompanhada por um aumento na taxa de extensão tem sido chamada de alongamento modular, ou seja, o organismo apresenta um crescimento “forçado”, sem condições de calcificar o esperado para que se mantenha esqueleticamente denso, em busca de atingir o tamanho reprodutivo ideal (Carricart-Ganivet & Merino, 2001). Esse processo tem sido documentado também em ambientes poluídos e que apresentam alta taxa de sedimentação (Mendes, 2004). A redução na mineralização do esqueleto em ambientes de baixo pH, e a manutenção das taxas de crescimento constante, provocam também um aumento da macroporosidade esquelética (Fantazinni *et al.*, 2015). Fatores que podem explicar a fragilidade das colônias e o consequente tombamento de pólipos ainda vivos, aqui observados.

Rocha, (2015) observou para a espécie *Siderastraea stellata* na Bahia, que a média anual geral de calcificação variou entre 0,45 e 0,76 g.cm⁻² em dois sítios de amostragem. Oliveira (2007) observou variações entre 1,13 e 1,42 g.cm⁻² para a espécie *Mussismilia braziliensis* na região de Abrolhos-BA. Enquanto Carricart-Ganivet *et al.* (2000) observaram um valor médio anual geral de 1,50 g.cm⁻² para a espécie *Montastraea anullaris* no Caribe. Todas as taxas superiores as observadas para *Mussismilia harttii*, sendo as observadas por Rocha (2015) as mais semelhantes. Valores de baixa calcificação também são resultado de uma queda na taxa fotossintética (Moya, *et al.*, 2008), o que reflete uma situação de estresse vivida por zooxantelas e corais.

As bandas de alta densidade geralmente são menos extensas e formadas entre Primavera e Verão. Podem estar associadas a um período no qual o coral investe energia em reprodução (Wellington & Glynn, 1983; Kikuchi *et al.* 2013). A menor extensão das bandas

de alta densidade reflete os resultados já expostos na literatura. A não observação de pólipos jovens ou recrutas da espécie pode ser resultado de uma baixa taxa reprodutiva ou ausência de reprodução destes organismos. Fator que deve ser analisado em amostragens futuras para a averiguação da afirmativa.

5.5 RELAÇÕES DAS POPULAÇÕES COM OS DADOS ABIÓTICOS

pH

A abundância de zoantídeos é correlacionada com a diminuição do pH. Uma abundância de zoantídeos significativa é quase sempre associada a um ambiente estressado e os diferentes zoantídeos competem com os escleractínios (Connell *et al.*, 2004).

Os valores de pH registrados aqui tiveram uma média de 8,13 no verão, sendo o maior valor (8,35) registrado para os recifes de Ponta de Mangue-AL, já para o inverno a média foi de 8,44 com o maior valor (8,67) registrado Arraial d’Ajuda e o menor (8,00) para Natal-RN.

Temperatura

Os valores de temperaturas registrados durante este trabalho tiveram os maiores valores registrados para o litoral da Paraíba e Alagoas e os menores para o litoral Sul da Bahia que ficou em torno dos 26°C, o que configura temperaturas ótimas (Howe & Marshall, 2002; Salvat & Allemand, 2009). Para o período de inverno obtiveram-se os maiores valores para os recifes de Natal-RN marcando 29,8°C e com a menor temperatura registrada para o inverno de Arraial d’Ajuda com águas a 25,48°C. Os recifes de corais apresentam normalmente melhor desempenho metabólico entre 26-28°C. A exposição a temperaturas abaixo dos 20°C e acima dos 31°C são potencialmente danosas para os corais e, conseqüentemente, para a saúde e vitalidade dos ecossistemas coralíneos como um todo (Rocha, 2015).

Anomalias térmicas de cerca de 1°C podem promover o branqueamento em massa do coral (Wilkinson e Souter, 2008). Leão *et al.*, 2008 mostram que as populações de *Mussismilia harttii* em Abrolhos-BA apresentaram branqueamento em mais de 10% das colônias após anomalia térmica de 0,25°C de pelo menos uma semana.

Uma pesquisa recente mostra que *M. harttii* foi capaz de reestabelecer suas zooxantelas quando mantidas entre 26,5 e 29°C, após estresse térmico (Winter *et al.*, 2016). Os corais podem sobreviver e recuperar suas zooxantelas após o estresse térmico suave, mas

tipicamente mostram crescimento reduzido, baixa calcificação e taxa de fecundidade reduzida (O. Hoegh-Guldberg, 1999 *in* O. Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007) e podem apresentar maior incidência de doenças (Harvell *et al.*, 2002; Bruno *et al.*, 2007). A mesma entra em processo de necrose quando exposta a temperaturas acima dos 33°C, sem apresentar branqueamento visível, mas provocando a morte irreversível do coral (Winter *et al.*, 2016). A evolução da temperatura nos últimos 50 anos deve ser estudada e correlacionada com os parâmetros bióticos desses ambientes, para que se tenha uma posição concreta do papel desta variável no declínio das populações de *M. harttii*.

Sedimentação

A baixa diversidade de corais e a alta cobertura de algas observada podem ser explicadas, de acordo com o modelo linear (Figura 18), por uma percentagem significativa de sedimentos finos. A taxa de sedimentos finos foi maior que 50% em todas as regiões, com taxas superiores a 85% nos recifes de Ponta de Mangue-AL e inferiores a 30% nos recifes de Picãozinho-PB. A sedimentação pode danificar ou até mesmo matar as colônias levando em consideração que são organismos filtradores e também que a deposição altera a incidência da luz prejudicando a realização da fotossíntese realizada pelas zooxantelas que é um mecanismo de fundamental importância para a vitalidade dos corais (Leão *et al.* 2008). No que diz respeito ao substrato, todas as três réplicas coletadas em todos os pontos analisados apresentam um padrão onde a camada superior tem um aspecto lamoso, porém com muito cascalho e nas camadas mais inferiores o sedimento apresenta uma coloração mais escura o que pode caracterizar um grande aporte de matéria orgânica, essa aparência lamacenta pode ser resultado da alta sedimentação terrestre.

Durante nossas amostragens uma característica muito forte foi a presença de uma grande concentração de muco no sedimento próximo de *M. harttii* dando uma aparência aveludada ao ambiente em volta das colônias. Freitas (*et al.*, 2012) e Weir-Brush (*et al.*, 2004) mostram que os corais aumentam sua produção de muco como uma estratégia de defesa das colônias, os autores observaram que algumas espécies elevavam a produção de muco em ambientes com alta concentração de nutrientes e de sedimentação para diminuir as taxas de infecções por doenças, sendo esta a explicação para o ambiente “aveludado” observado aqui.

A alta taxa de sedimentação aumenta a turbidez, gera abrasão e asfixia do recife, o que terá consequências negativas sobre a taxa do crescimento, recrutamento, morfologia da colônia e o balanço energético dos pólipos (Roger, 1990). Dutra *et al.* 2006 em um estudo

sobre os efeitos da sedimentação nos recifes de Abrolhos, em que *Mussismilia harttii* foi a segunda espécie de coral mais abundante nesta pesquisa, mostraram que existe uma correlação negativa quanto a taxa de sedimentação e o número de espécie de corais e também quanto ao crescimento médio das colônias e que um acúmulo de $10 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ pode ser considerado como limite crítico para a vitalidade dos recifes de coral. A sedimentação pode ainda sufocar juvenis recém-assentados (Babcock e Davies, 1991; Babcock e Mundy, 1996; McCook *et al.* 2001). Todos esses fatores contribuem para uma queda na taxa de resiliência do recife e mostram como são importantes para o atual estado das populações de *M. harttii*.

Matéria orgânica

A maior média de matéria orgânica no sedimento foi observada para os Recifes de Porto de Galinhas com 12,32 % e a menor para os recifes de Ponta de Mangue apresentando uma taxa duas vezes menor, equivalente a 4,68%. Essas taxas mostram que existe para todas essas regiões uma concentração considerável de matéria orgânica no sedimento junto à parede recifal que são prejudiciais aos ambientes coralíneos. Valores altos de nutrientes favorecem a presença de “perfurantes” (organismos que corroem a estrutura interna dos corais) como esponjas e bivalves, podendo estes prejudicar a estrutura recifal devido à sua atividade bioerosiva (Leão, 2003). Eles aumentam a porosidade da estrutura do coral o tornando fraco e fácil de quebrar, fato que pode estar diretamente relacionada à baixa densidade dos pólipos de *Mussismilia harttii*.

De Castro, *et al.*, 2013 em uma avaliação da comunidade bacteriana presente no muco de *Mussismilia braziliensis*, *M. hispida*, e *M. harttii* em Abrolhos-BA, através de dados de 16S rRNA, encontraram uma fauna semelhante destes microorganismos para as espécies *M. brasiliensis* e *M. hispida*, porém distinta da comunidade encontrada nas colônias de *M. harttii*, a qual chamou atenção para a presença de bactérias do Fílo Acidobactéria, que não estava presente nas outras espécies do gênero. Como o próprio nome sugere, este é um grupo de bactérias acidófilas, ou seja, seu desenvolvimento é extremamente significativo em ambientes de pH reduzido e com altas concentrações de matéria orgânica. A presença deste nas colônias de *M. harttii* pode indicar um ambiente ácido em volta destas colônias, e uma presença de uma considerável carga de matéria orgânica provinda do ambiente terrestre, onde geralmente este filo é encontrado.

Embora as capacidades metabólicas e os papéis ecológicos destas bactérias, ainda sejam desconhecidas (Barns *et al.*, 2007), o aumento da acidificação provocada pela

degradação de material lignocelulósico (carbono, hidrogênio e oxigênio), pode ser mais um agravante no que diz respeito a baixa densidade nos pólipos e tombamento da colônias de *Mussismilia harttii*, aqui observadas.

5.6 ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS POPULAÇÕES

Mussismilia harttii é uma espécie endêmica e tem sua conservação prioritária. Como a espécie é endêmica a avaliação de suas populações é considerada global. Assim uma avaliação por Estado é considerada uma avaliação regional de acordo com as normas da IUCN. No entanto, é importante avaliar o estado de conservação de suas populações individualmente nos diferentes Estados, a fim de compreender o real estado de conservação em cada ambiente recifal e assim buscar a melhor solução para que estas populações sejam mantidas. Considerando que uma análise por ambiente pode permitir verificar as causas que influem no declínio da espécie, o que é mais difícil numa análise global.

Em geral, as populações de *M. harttii* observadas mostram sinais de declive e/ou degradação. Essa tendência seria principalmente devido às pressões antropogênicas locais que geram um estresse nas comunidades coralíneas e podem modificar as condições abióticas e prejudicar o meio marinho próximo. Observa-se um declínio populacional mais acentuado ao Norte (Paraíba e Pernambuco), e as populações apresentam melhores condições ao Sul (Alagoas e Bahia).

No que diz respeito aos recifes de Areia Vermelha-PB e Porto de Galinhas-PE, o estado de conservação da população de *M. harttii* é considerado como Criticamente em perigo, porém, provavelmente extinto (CR - Possivelmente Extinto). Nesses dois recifes nenhuma colônia viva pode ser observada e a presença de cemitérios extensos são testemunhos de uma população densa no passado. Em Serrambi - PE, Caribessa - PB, Picãozinho - PB, Terezinhas - PB e Arraial d'Ajuda - BA, onde as condições abióticas e as pressões antropogênicas se encontram similares às de Porto de Galinhas e Areia Vermelha, suas características fazem referência principalmente a uma extinção possível da população em uma zona limitada em um futuro próximo em consequência das ameaças aqui identificadas e de futuras ameaças.

No que diz respeito ao estado de conservação da população de *M. harttii* em Tamandaré-PE e Ponta de Mangue-AL, a espécie apresenta uma queda no tamanho e área de ocupação da população, cujas causas provavelmente ainda existem. As populações de *Mussismilia harttii* no Recife de Fora-BA apresentam melhor estado de conservação do que a

regiões já citadas, porém se medidas conservacionistas não forem tomadas em relação à espécie *Mussismilia harttii*, o cenário de extinção é passível de se repetir também nestes recifes.

No entanto, os fenômenos de extinção e de diminuição da população são passíveis de ocorrer tempo em todas as áreas. Pires *et al.*, No Prelo, estimam um declínio ponderado de 50% em toda área de ocorrência da espécie num período de três gerações (30 anos), e categorizam a espécie *Mussismilia harttii* como Em Perigo (EN A2c), em uma avaliação segundo critérios da IUCN.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo evidência o estado de conservação das populações da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia, pontuando suas principais ameaças e contribuindo assim no desenvolvimento de informações importantes na dinâmica da espécie *Mussismilia harttii*.

Nossa hipótese após análise dos resultados e no contexto histórico da espécie é que o declínio das populações de *M. harttii* está relacionado com a fragilidade dos esqueletos das colônias, provocado principalmente pela alta porcentagem de matéria orgânica e alta sedimentação, consequentes das ações antrópicas e desmatamento. As análises mostram que bandas de baixa densidade são 20% maiores que as de alta densidade, favorecendo o tombamento excessivo das colônias e o posterior soterramento dos pólipos pela elevada sedimentação da região. Desta maneira os polipos tombam vivos, posteriormente grande parte destes é soterrada por sedimento fino e acabam morrendo e formando os extensos cemitérios.

A ausência de colônias jovens e/ou recrutas pode estar relacionada a três fatores, sejam eles consequentes ou individuais. Assim consideramos que a ausência pode estar ligada a uma mortalidade provocada pela alta sedimentação. A segunda possibilidade seria de que as larvas não estão conseguindo substrato consolidado para o assentamento, devido a alta cobertura de algas e a alta sedimentação. Ou também que as condições as quais estão submetidas as populações de *Mussismilia harttii*, não favorecem ou permitem que as colônias entrem no período reprodutivo (investindo energia em crescimento apenas) e assim não há liberação de gametas e consequentemente não há formação de larvar e recrutas.

Conclui-se também que os recifes dos estados de Paraíba e de Pernambuco se destacam pelo mau estado de saúde e são principalmente afetados por sedimentos finos, pH ácido, matéria orgânica no sedimento, uma alta taxa de construção na faixa supralitoral e um índice de turismo elevado. E que os recifes da Bahia e de Alagoas estão em melhor estado de

saúde, com exceção as populações de *M. harttii* em Arraial d’Ajuda, a qual se assemelha aos recifes de Serrambi-PE e Areia Vermelha-PB.

Em acordo com Pires *et al.*, (no prelo), as populações de *Mussismilia harttii* são classificadas como “Em Perigo” (EM A2c) com base nos critérios da IUCN. Essa categorização é preocupante, pois mostra que o declive da população ocorreu em um curto período de tempo, 50% em 30 anos. Os dados aqui disponíveis dão margem para conhecer as causas da extinção e do declínio dessas populações, e permitem identificar as condições as quais a espécie não é capaz de se manter.

A extinção local (Porto de Galinhas-PE) e o declínio populacional de uma espécie tão importante na estrutura dos ambientes recifais são informações que podem ser usadas para mobilização da comunidade e órgãos ambientais responsáveis pela gestão destas áreas. *Mussismilia harttii* é uma espécie endêmica, resistente, que tem um papel importante na construção dos recifes brasileiros, o que faz sua conservação prioritária.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante deste panorama, e levando em consideração a Resolução CONABIO nº 6, de 03 de setembro de 2013, que dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade e estabelece que o risco de extinção de espécies ameaçadas no Brasil terá sido reduzido significativamente, tendendo a zero, e que o status de conservação, principalmente das espécies identificadas como as que vem sofrendo maior declínio em suas populações, terá sido significativamente melhorado até o ano de 2020, medidas conservacionistas são necessárias.

Recomenda-se a construção de um programa nordestino de restauração e conservação de *M. harttii*, com ações emergenciais a curto e longo prazo para tentar salvar esta espécie. A curto prazo se sugere o fortalecimento das colônias vivas (através de técnicas de « cimentação » com colas inócuas) e de repovoamento das áreas com ausência ou baixa densidade de colônias de *M. harttii* (re-introdução com « mudas » de colônias tombadas vivas de outras regiões e coladas com cola inócua). Isto aumentaria além do número de indivíduos a diversidade genética da área.

É necessário também um monitoriamente semestral, tanto no inverno e no verão, o qual irá permitir analisar como variam os parâmetros do estado de saúde com base em parâmetros ambientais sazonais. E finalmente, seria interessante aumentar a conscientização sobre a importância dos recifes, trabalhar conjuntamente com a população local e envolvê-los diretamente nas ações de conservação e/ou restauração.

REFERÊNCIAS

- ALLEMAND, D.; TAMBUTTÉ, E.; ZOCCOLA, D.; & TAMBUTTÉ, S. Coral calcification, cells to reefs. In: **Coral reefs: an ecosystem in transition**. Springer Netherlands, p. 119-150, 2011.
- ARANTES, R. **Geoprocessamento aplicado à modelagem Ambiental em recifes de coral**, Tese de Doutorado, Universidade de Rio de Janeiro – Departamento de Geologia, Rio de Janeiro, 2012.
- BABCOCK, R.; & DAVIES, P. Effects of sedimentation on settlement of *Acropora millepora*. **Coral Reefs**, v. 9, n. 4, p. 205-208, 1991.
- BABCOCK, R.; & MUNDY, C. Coral recruitment: consequences of settlement choice for early growth and survivorship in two scleractinians. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 206, n. 1-2, p. 179-201, 1996.
- BARNS, S.; CAIN, E.; SOMMERVILLE, L.; & KUSKE, C. Acidobacteria phylum sequences in uranium-contaminated subsurface sediments greatly expand the known diversity within the phylum. **Applied and environmental microbiology**, v. 73, n. 9, p. 3113-3116, 2007.
- BELL, J. D.; GALZIN, R. Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 15, n. 3, p. 265-274, 1984.
- BERTUCCI, A.; MOYA, A.; TAMBUTTÉ, S.; ALLEMAND, D.; SUPURAN, C.; & ZOCCOLA, D. Carbonic anhydrases in anthozoan corals—A review. **Bioorganic & medicinal chemistry**, v. 21, n. 6, p. 1437-1450, 2013.
- BIRRELL, C.; MCCOOK, L.; & WILLIS, B. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 1, p. 408-414, 2005.
- BOLKER, B.; BROOKS, M.; CLARK, C.; GEANGE, S.; POULSEN, J.; STEVENS, M.; & WHITE, J. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127-135, 2009.
- BRANNER, J. **The Stone Reefs of Brazil, Their Geological and Geographical Relations, with a Chapter on the Coral Reefs... With Ninety-nine Plates**. 1904.
- BRUGGEMANN, H. **Les Recifs coraliens. Présentation dans le cadre du cours Ecologie des écosystèmes tropicaux. Année 2014-2015**. Université de la Réunion, Laboratoire d'Ecologie marine, Saint-Denis, Ile de la Réunion, França, 2014.
- BRUNO, J.; STACHOWICZ, J.; & BERTNESS, M. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 3, p. 119-125, 2003.
- BRUNO, J.; & SELIG, E. Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. **PLoS one**, v. 2, n. 8, p. e711, 2007.

- BRUNO, J.; SELIG, E.; CASEY, K.; PAGE, C.; WILLIS, B.; HARVELL, C.; ... & MELENDY, A. Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. **PLoS Biol**, v. 5, n. 6, p. e124, 2007.
- BUDD, A.; FUKAMI, H.; SMITH, N.; & KNOWLTON, N. Taxonomic classification of the reef coral family Mussidae (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 166, n. 3, p. 465-529, 2012.
- BUDDEMEIER, W.; KLEYPAS, A.; ARONSON, B. **Coral reefs and global climate change (Vol. 10)**. Pew Center on Global Climate Change, 2004.
- BURKE, L.; REYTAR, K.; SPALDING, M.; & PERRY, A. 2008. **Reefs at risk revisited**. Washington, World Resources Institute, p.115. Disponível em: <<http://www.wri.org/publication/reefs-risk-revisited>>. Acessado em 15 out. 2015.
- CAROSELLI, E.; ZACCANTI, F.; MATTIOLI, G.; FALINI, G.; LEVY, O.; DUBINSKY, Z.; & GOFFREDO, S. Growth and demography of the solitary scleractinian coral *Leptopsammia pruvoti* along a sea surface temperature gradient in the Mediterranean Sea. **PLoS One**, v. 7, n. 6, p. e37848, 2012.
- CARRICART-GANIVET, J.; BELTRÁN-TORRES A.; MERINO, M.; & RUÍZ-ZÁRATE, M. Skeletal extension, density and calcification rate of the reef building coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander) in the Mexican Caribbean. **Bulletin of Marine Science**, v. 66, n. 1, p. 215-224, 2000.
- CARRICART-GANIVET, J.; & MERINO, M. Growth responses of the reef-building coral *Montastraea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. **Bulletin of Marine Science**, v. 68, n. 1, p. 133-146, 2001.
- CASTRO, C.; & PIRES, D. A bleaching event on a Brazilian coral reef. **Revista brasileira de Oceanografia**, v. 47, n. 1, p. 87-90, 1999.
- CASTRO, C.; & PIRES, D. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.
- CASTRO, C.; AMORIM, L.; CALDERON, E.; & SEGAL, B. Cobertura e recrutamento de corais recifais (Cnidaria: Scleractinia e Milleporidae) nos recifes Itacolomis, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 64, n. 1, p. 29-40, 2006.
- CASTRO, C.; SEGAL, B.; NEGRAO, F.; CALDERON, E. Four-year monthly sediment deposition in turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, p. 49-63, 2012.
- COHEN, A.; & MCCONNAUGHEY, T. Geochemical perspectives on coral mineralization. **Reviews in mineralogy and geochemistry**, v. 54, n. 1, p. 151-187, 2003.
- COLES, S.; BROWN, B. Coral bleaching—capacity for acclimatization and adaptation. **Advances in marine biology**, v. 46, p. 183-223, 2003.

CORDEIRO, R.; NEVES, B.; ROSA-FILHO, J.; & PÉREZ, C. Mesophotic coral ecosystems occur offshore and north of the Amazon River. **Bulletin of Marine Science**, v. 91, n. 4, p. 491-510, 2015.

CONI, E.; FERREIRA, C.; DE MOURA, R.; MEIRELLES, P.; KAUFMAN, L.; & FRANCINI-FILHO, R. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 96, n. 1, p. 45-55, 2013.

COSTA, O.; LEÃO, Z.; NIMMO, M.; & ATTRILL, M. Nutrification impacts on coral reefs from northern Bahia, Brazil. In: **Island, Ocean and Deep-Sea Biology**. Springer Netherlands, v. 440 p. 307-315, 2000.

CRUZ, I.; KIKUCHI, R.; LONGO, L.; & CREED, J. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. **Marine Ecology**, v. 36, n. 3, p. 318-325, 2015.

DARWIN C. **The structure and Distribution of Coral reefs**. Smith Elder, 256p. 1842.

DE CASTRO, A.; REIS, S.; POMPEU, A.; HATAY, M.; DE MOURA, R.; & KRÜGER, R. Bacterial communities associated with three Brazilian endemic reef corals (*Mussismilia* spp.) in a coastal reef of the Abrolhos shelf. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 135-139, 2013.

DONEY, S.; FABRY, V.; FEELY, R.; & KLEYPAS, J. Ocean acidification: the other CO₂ problem. **Annual review of marine science**, v. 1, p. 169-192, 2009.

DONNER, S.; SKIRVING, W.; & LITTLE, C. Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change. **Global Change Biology**, v. 11, n. 12, p. 2251-2265, 2005.

DOUGLAS, A. E. Coral bleaching—how and why?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 4, p. 385-392, 2003.

DUTRA, L.; KIKUCHI, R.; & LEÃO, Z. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 639-644, 2006.

DUTRA, L.; & HAWORTH, R. Human disturbance, natural resilience and management futures: the coral reefs of Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Journal of Sustainable Development**, v. 1, n. 1, p. 13, 2008.

EDMUNDS, P.; & CARPENTER, R. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 9, p. 5067-5071, 2001.

EVANGELISTA, H.; GODIVA, D.; SIFEDDINE, A.; LEÃO, Z.; RIGOZO, N.; SEGAL, B.; ... & LE CORNEC, F. Evidences linking ENSO and coral growth in the Southwestern-South Atlantic. **Climate Dynamics**, v. 29, n. 7-8, p. 869-880, 2007.

FANTAZZINI, P.; MENGOLI, S.; PASQUINI, L.; BORTOLOTTI, V.; BRIZI, L.; MARIANI, M.; & PRADA, F. Gains and losses of coral skeletal porosity changes with ocean acidification acclimation. **Nature communications**, v. 6, 2015.

FERREIRA, B.; & MAIDA, M. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006.

FRANCINI-FILHO, R.; CONI, E.; MEIRELLES, P.; AMADO-FILHO, G.; THOMPSON, F.; PEREIRA-FILHO, G.; & MOURA, R. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. **PloS one**, v. 8, n. 1, p. e54260, 2013.

GARCIA, T.; MATTHEWS-CASCON, H.; FRANKLIN-JUNIOR, W. *Millepora alcicornis* (Cnidaria: Hydrozoa) as substrate for benthic fauna. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 2, p. 153-155, 2009.

GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network; 2004). Status of coral reefs of the world: 2004 volume 1. WILKINSON, C., Austrálie, 301 p. 2004.

GOFFREDO, S.; CAROSELLI, E.; MATTIOLI, G.; PIGNOTTI, E.; & ZACCANTI, F. Relationships between growth, population structure and sea surface temperature in the temperate solitary coral *Balanophyllia europaea* (Scleractinia, Dendrophylliidae). **Coral Reefs**, v. 27, n. 3, p. 623-632, 2008.

GONDIM, A.; DIAS, T.; CAMPOS, F.; ALONSO, C.; & CHRISTOFFERSEN, M. Macrofauna benthica do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, Paraíba, Brasil/Benthic macrofauna from Areia Vermelha Marine State Park, Cabedelo, Paraíba, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 1, 2011.

HALPERN, B.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K.; KAPPEL, C.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J.; CASEY, K.; EBERT, C.; FOX, H.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H.; MADIN, R.; PERRY, M.; SELIG, E.; SPALDING, M.; STENECK, R.; & WATSON, R. A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, n. 5865, p. 948-952, 2008.

HARRELL, F. E. rms: Regression Modeling Strategies (2011). **R package version**, p. 4.1-0, 2016.

HARTT, C.; & AGASSIZ, L. **Thayer Expedition: Scientific Results of a Journey in Brazil: by Louis Agassiz and His Travelling Companions: Geology and Physical Geography of Brazil**. Fields, Osgood, 1870.

HARVELL, C.; MITCHELL, C.; WARD, J.; ALTIZER, S.; DOBSON, A.; OSTFELD, R.; & SAMUEL, M. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. **Science**, v. 296, n. 5576, p. 2158-2162, 2002.

HAWKINS, Julie P.; ROBERTS, Callum M. Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. **Journal of Applied Ecology**, p. 25-30, 1993.

HELMLE, Kevin P.; DODGE, Richard E. Sclerochronology. In: **Encyclopedia of Modern Coral Reefs**. Springer Netherlands. p 958-966, 2011.

HOEGH-GULDBERG, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Marine and freshwater research**, v. 50, n. 8, p. 839-866, 1999.

HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P.; HOOTEN, A.; STENECK, R.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; & HATZIOLOS, M. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **science**, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

HORIKOSHI, M.; & TANG, Y. **ggfortify: Data Visualization Tools for Statistical Analysis Results**. R package version 0.2.0. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ggfortify>>. Acessado em 18 nov. 2016.

HOWE, S.; & MARSHALL, A. Temperature effects on calcification rate and skeletal deposition in the temperate coral, *Plesiastrea versipora* (Lamarck). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 275, n. 1, p. 63-81, 2002.

IBGE (**Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2010**). Informações completas. IBGE Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em 14 out. 2016.

ICMBio (**Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – ICMBio MMA 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes_diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameacada_de_extinc_ao_2016.pdf>. Acesso em 22 de Dez. 2016.

IMAGEJ (2016). IMAGEJ in **IMAGEJ**. Disponível em: <<http://imagej.net/Welcome>>. Acessado em 27 jun. 2016.

IUCN (2014). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. **Red list guidelines**. Disponível em: <http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/RedListGuidelines.pdf>>. Acessado em 3 de fev. 2016.

JONES, G.; MCCORMICK, M.; SRINIVASAN, M.; & EAGLE, J. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 21, p. 8251-8253, 2004.

JOSSE, J.; & HUSSON, F. missMDA: a package for handling missing values in multivariate data analysis. **Journal of Statistical Software**, v. 70, n. 1, p. 1-31, 2016.

KAY, A.; & LIDDLE, M.; Impact of human trampling in different zones of a coral reef flat. **Environmental management**, v. 13, n. 4, p. 509-520, 1989.

KAUFMAN, L.; SANDIN, S.; SALA, E.; OBURA, D.; ROHWER, F.; & TSCHIRKY, T. Coral Health Index (CHI): measuring coral community health. **Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA**, 2011.

KIKUCHI, R.; & LEÃO, Z.; Rocas (Southwestern Equatorial Atlantic, Brazil): an atoll built primarily by coralline algae. In: **Proc 8th Int Coral Reef Symp**. v.1.p. 731-736. 1997.

KIKUCHI, R.; LEÃO, Z.; TESTA, V.; DUTRA, L.; & SPANO, S. Rapid assessment of the Abrolhos reefs, eastern Brazil (Part 1: Stony corals and algae). **Atoll Research Bulletin**, v. 496, p. 172-187, 2003.

KIKUCHI, R.; OLIVEIRA, M.; & LEÃO, Z. Density banding pattern of the south western Atlantic coral *Mussismilia braziliensis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 449, p. 207-214, 2013.

LABOREL, J. **A revised list of Brazilian scleractinian corals and description of a new species**. 1967.

LABOREL, J. **Madréporaires et hydrocoralliaires récifaux des cotes brésiliennes: systématique, écologie, répartition verticale et géographique**. Masson, 1969.

LABOREL, J. **Les peuplements de madréporaires des côtes tropicales du Brésil**. Université d'Abidjan, 1970.

LAMB, J.; & WILLIS, B. Using coral disease prevalence to assess the effects of concentrating tourism activities on offshore reefs in a tropical marine park. **Conservation Biology**, v. 25, n. 5, p. 1044-1052, 2011.

LARCOMBE, P.; & WOOLFE, K. Increased sediment supply to the Great Barrier Reef will not increase sediment accumulation at most coral reefs. **Coral Reefs**, v. 18, p. 163-169, 1999.

LEÃO, Z.; & GINSBURG, R.; Living reefs surrounded by siliciclastic sediments: the Abrolhos coastal reefs, Bahia, Brazil. Proc. 8th Intern. Coral Reef Symp., v. 2, p. 1767-772, 1997.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R. K. P. & TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In Cortes, J., (editor). **Latin American Coral Reefs**, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands. p. 9-52, 2003.

LEÃO, Z.; KIKUCHI, R.; & OLIVEIRA, M. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 69-82, 2008.

LEÃO, Z. M. A. N., KIKUCHI, R. K. P., OLIVEIRA, M. D., & VASCONCELLOS, V. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(2), p.224-235, 2010.

LEÃO, Zelinda. Kikuchi, R. K, Ferreira, B. P., Neves, E. G., Sovierzoski, H. H., Oliveira, M. D. & Johnsson, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. SPE2, p. 97-116, 2016.

LEDER, J.; SZMANT, A.; & SWART, P. The effect of prolonged —bleaching on skeletal banding and stable isotopic composition in *Montastrea annularis*. **Coral Reefs**, v. 10, n. 1, p. 19-27, 1991.

LEGENDRE, P.; & GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271-280, 2001.

LOGATO, R. & BARROS, M.M.L. Crescimento de Recrutas do Coral *Mussismilia harttii* (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia) Em Placas Artificiais de Recrutamento. **Anais Do VIII Congresso De Ecologia Do Brasil**, 23 A 28 De Setembro De 2007, Caxambu – MG, 2007.

LOURENÇO, L.; CRISPIM, M.; ELOY, C. Caracterização do parque estadual marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, PB, baseado na diversidade e abundância dos cnidários da classe anthozoa, como subsídio para o zoneamento ecológico econômico. **Gaia Scientia**, v. 9, n. 1, 2015.

MACHADO, R.; VILA-NOVA, D.; LEAL, A.; OLIVEIRA, C.; LOURDES, C.; & SOARES, R. Percepção sócio-ambiental dos turistas e trabalhadores da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco-Brasil) acerca do ecossistema recifal. **RGCI-Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 9, n. 3, p.71-78, 2009.

MAZZEI, E.; BERTONCINI, A.; PINHEIRO, H.; MACHADO, L.; VILAR, C.; GUABIROBA, H.; ... & HOSTIM-SILVA, M. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 123-133, 2016.

MCCOOK, L.; JOMPA, J.; & DIAZ-PULIDO, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. **Coral reefs**, v. 19, n. 4, p. 400- 417, 2001.

MELO, R.; CRISPIM, M.; DE LIMA, E. O turismo em ambientes recifais: em busca da transição para a sustentabilidade. **Caderno virtual de turismo**, v. 5, n. 4, 2006.

MENDES, J. Timing of skeletal band formation in *Montastraea annularis*: Relationship to environmental and endogenous factors. **Bulletin of Marine Science**, v. 75, n. 3, p. 423-437, 2004.

MEYER, D.; DIMITRIADOU, E.; HORNIK, K.; WEINGESSEL, A.; & LEISCH, F. e1071: Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group (Formerly: E1071), TU Wien, 2015. **R package version**, p. 1.6-7, 2015.

MOURA, R.; AMADO-FILHO, G.; MORAES, F.; BRASILEIRO, P.; SALOMON, P.; MAHIQUES, M.; ... & BRITO, F. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science advances**, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MOYA, A.; BERTUCCI, A.; TAMBUTTÉ, E.; LOTTO, S. VULLO, D.; & ZOCCOLA, D. Carbonic anhydrase in the scleractinian coral *Stylophora pistillata* characterization, localization, and role in biomineralization. **Journal of Biological Chemistry**, v. 283, n. 37, p. 25475-25484, 2008.

MUMBY, P.; The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. **Ecological Applications**, v. 16, n. 2, p. 747-769, 2006.

MUMBY, P.; HASTINGS, A.; & EDWARDS, H. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. **Nature**, v. 450, n. 7166, p. 98-101, 2007.

NEVES, E. **Complexo Siderastrea: espécies distintas? Significado da variabilidade do gênero Siderastrea de Blainville, 1830 (Anthozoa, Scleractinia) no Brasil.** Tese de Doutorado. 2004.

NEVES, E.; ANDRADE, S.; DA SILVEIRA, F.; & SOLFERINI, V. Genetic variation and population structuring in two brooding coral species (*Siderastrea stellata* and *Siderastrea radians*) from Brazil. **Genetica**, v. 132, n. 3, p. 243-254, 2008.

NEVES, E.; DA SILVEIRA, F.; & JOHNSON, R. Cnidaria, Scleractinia, Siderastreidae, *Siderastrea siderea* (Ellis and Solander, 1786): Hartt Expedition and the first record of a Caribbean siderastreid in tropical Southwestern Atlantic. **Check List**, v. 6, n. 4, p. 505-510, 2010.

NUNES, F. FENNER, D. HOEKSEMA, B. DEVANTIER, L. & SHEPPARD, C. Re-evaluation of the systematics of the endemic corals of Brazil by molecular data. **Coral Reefs**, v. 27, n. 2, p. 423-432, 2008.

HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P.; HOOTEN, A.; STENECK, R.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; ... & KNOWLTON, N. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **science**, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; GAVIN, L.; SIMPSON, P.; SOLYMOS, M.; HENRY, H.; & WAGNER, H. 2016. **vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-5.** Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acessado em 10 out. 2016.

OLIVEIRA M. **Efeito do aquecimento global sobre a extensão, densidade e taxa de calcificação do esqueleto do coral *Mussismilia braziliensis* Verrill 1868, no último século (Abrolhos, Bahia).** Tese (Doutorado em Geologia). Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2007.

OLIVEIRA, M.; LEÃO, Z.; KIKUCHI, R. Cultivo de *Millepora alcicornis* como uma ferramenta para Restauração e Manejo dos Ecossistemas Recifais do Nordeste do Brasil. **RGCI-Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 2, 2008.

PINTO, C.S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas.** p.247, Oficina de textos, São Paulo, 2000.

PIRES, D.; CASTRO, C.; & RATTO, C. Reef coral reproduction in the Abrolhos Reef Complex, Brazil: the endemic genus *Mussismilia*. **Marine Biology**, v. 135, n. 3, p. 463-471, 1999.

PIRES, D.; DE PAULA, A.; FERREIRA, B.; FRANCINI-FILHO, R.; GASPAR, A.; MENDES, L.; NEGRÃO, F.; NEVES, E.; & SEGAL, B. **No prelo (2015).** Avaliação do Risco de Extinção de *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868). In: ICMBio (eds). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acessado em 09 set. 2016, 2016.

- RABELO, E.; SOARES, M.; & MATTHEWS-CASCON, H. Competitive interactions among zoanthids (Cnidaria: Zoanthidae) in an intertidal zone of Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 1, p. 35-42, 2013.
- RIEGL, B.; BRUCKNER, A.; COLES, S.; RENAUD, P.; & DODGE, R. Coral Reefs: Threats and Conservation in an Era of Global Change. **Annals of the New York Academy of Sciences** 1162: p. 136-186, 2009.
- ROCHA, L. **Calibração dos registros ambientais em esqueletos de colônias do coral *Siderastrea stellata* Verril, 1868**. Dissertação de Mestrado. 2015. Universidade Federal da Bahia.
- ROGERS, C. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. **Marine ecology progress series. Oldendorf**, v. 62, n. 1, p. 185-202, 1990.
- ROSENBERG, E.; & KUSHMARO, A. Microbial diseases of corals: pathology and ecology. In: **Coral reefs: an ecosystem in transition**. Springer Netherlands, 2011. p. 451-464.
- SALVAT, B. & ALLEMAND, D. **L'acidification et les récifs coralliens**. Nouvelle Calédonie, CRISP (Coral Reef Initiative for the Pacific), p.32, 2009. Disponível em: <http://www.un.org/Depts/los/general_assembly/contributions_2013/EU%20Contribution%20Attachment%201.pdf>. Acessado em 16 de nov. 2015.
- SCHINDELIN, J.; CARRERAS, I.; FRISE, E.; KAYNIG, V.; LONGAIR, M.; PIETZSCH, T.; & TINEVEZ, J. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 676-682, 2012.
- SEGAL, B.; & CASTRO, C. Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 2, p. 119-129, 2011.
- SPALDING, M.; RAVILIOUS, C.; & GREEN, E. **World atlas of coral reefs**. University of California Press, 2001.
- SUGGETT, D.; KIKUCHI, R.; OLIVEIRA, M.; SPANÓ, S.; CARVALHO, R.; & SMITH, D. Photobiology of corals from Brazil's near-shore marginal reefs of Abrolhos. **Marine Biology**, v. 159, n. 7, p. 1461-1473, 2012.
- TOMASCIK, T.; & SANDER, F. Effects of eutrophication on reef-building corals. III: Reproduction of the reef-building coral *Porites porites*. **Marine Biology**, v. 94, n. 1, p. 77-94, 1987.
- VALIELA, I., BOWEN, J. L., & YORK, J. K. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. **Bioscience**, v. 51, n. 10, p. 807-815, 2001.
- VIMAL, J. **Physiopathologie des coraux**. Doctoral dissertation, Université Claude-Bernard-Lyon I, 2007.
- WEIL, E.; SMITH, G.; GIL-AGUDELO, D. Status and progress in coral reef disease research. **Diseases of aquatic organisms**, v. 69, n. 1, p. 1-7, 2006.

WEST, J.; & SALM, R. Resistance and resilience to coral bleaching: implications for coral reef conservation and management. **Conservation Biology**, v. 17, n. 4, p. 956-967, 2003.

WILKINSON, C.; & SOUTER, D. Townsville, Australia: Global coral reef monitoring network and reef and rainforest research centre; 2008. **Status of coral reefs of the world**, p. 117, 2008.

WILKINSON, C.; LOPER, C.; HODGSON, G.; & OLIVER, J. **Status of coral reefs of the world: 2008**. Wilkinson, C., Australia, p.6, 2008. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0017/001792/179244e.pdf>>. Acessado em 19 de nov. 2015.

WILKINSON, C. Status of Coral Reefs of the World: 2008 Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center. **Townsville, Australia. 296pp**, 2008.

WINTER, A.; CHALOUB, R.; DUARTE, G.; & CASTRO, C. Photosynthetic responses of corals *Mussismilia harttii* (Verrill, 1867) from turbid waters to changes in temperature and presence/absence of light. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 3, p. 203-216, 2016.

ZILBERBERG, C.; ABRANTES, D.; MACHADO, L.; MARANGONI, L.; & MARQUES, J. **Os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. 1. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, v.1. 364p. 2016.

APÊNDICE I - ARTIGO

EXTINÇÃO LOCAL DO CORAL ENDÊMICO *Mussismilia harttii* (VERRILL, 1868) NA PRAIA DE PORTO DE GALINHAS, PERNAMBUCO - BRASIL

Local extinction of the endemic coral *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) in Porto de Galinhas beach, Pernambuco - Brazil

RESUMO

Mussismilia harttii já foi uma das espécies mais abundantes encontradas na costa brasileira. No entanto, aqui relatamos a extinção populacional deste organismo em alguns ambientes recifais, que podem estar relacionados com a expansão do turismo e áreas urbanas. As praias são uma das principais atrações turísticas do Nordeste do Brasil, isto é especialmente verdadeiro para Porto de Galinhas (8 ° 30'26 "S 34 ° 59'52" W), que já foi escolhida mais de dez vezes como a melhor praia brasileira. A área tem um recife de cerca de 3 km de comprimento que é de fácil acesso. Além disso, mais de 70% de sua plataforma fica exposta durante a maré baixa, o que permite o acesso dos visitantes. A praia de Porto de Galinhas tinha uma abundante e diversa fauna de corais em 1960 e *M. harttii* era uma espécie comum nestes recifes. Atualmente, existem apenas grandes depósitos de esqueleto em todo o fundo recifal, que formam verdadeiros cemitérios de calcário com cerca de 30 corallitos/m². Temos monitorado a primeira linha de recifes desde 2001 e as últimas colônias vivas foram fotografadas no verão de 2008. Atualmente nenhuma colônia da espécie foi observada na primeira linha recifal e o cenário revela a existência passada de populações desta espécie, devido aos extensos cemitérios de pólipos em toda extensão recifal. Aqui são discutidos os fatores que possivelmente contribuíram para esse quadro, como os altos níveis de sedimentação, a expansão do turismo, e o crescimento de áreas urbanas na região e o desmatamento. A espécie ainda pode ser encontrada em localidades próximas ao recife estudado e áreas marinhas protegidas adjacentes, mas está ausente na área estudada. Considera-se que a possibilidade de restabelecimento das populações locais é escassa devido às enormes mudanças ambientais ocorridas desde 1960.

Palavras-chave: Scleractini. Turismo. Conservação. Recifes de Coral.

INTRODUÇÃO

Recifes rasos são considerados como um dos ecossistemas mais ameaçados atualmente, uma vez que são bastante suscetíveis a estresses naturais e impactos antropogênicos diretos ou indiretos (Riegl et al., 2009). Nacionalmente, esses ecossistemas têm sofrido declínio, uma vez que, somados aos impactos naturais e às ameaças globais já conhecidas, como o aquecimento global e a acidificação oceânica, os impactos locais, como sobrepesca, pisoteio, descargas sedimentares e eutrofização também representam riscos à preservação de espécies de corais (Riegl et al., 2009; Francini-Filho et al., 2013).

Mussismilia harttii é uma espécie de coral endêmica do Brasil e já foi considerada uma das principais construtoras de recifes, tendo ampla distribuição no Brasil, ocorrendo desde a costa do estado do Ceará até o litoral do Espírito Santo (Laborel, 1970), incluindo áreas oceânicas (Castro & Pires 2001). É uma espécie comum nas bordas do recife, ocorrendo em profundidades que variam entre 2 m e 8 m, podendo eventualmente ser encontrada até os 55 m (Castro et al., 2006). Habita áreas não tão abrigadas das ondas, onde as variações das temperaturas sazonais são bem marcadas e as águas são turvas devido ao maior aporte sedimentar (Laborel 1970; Leão et al., 2010).

Nos últimos anos foi observado que a área de distribuição das populações de *M. harttii* sofreu reduções (Pires et al., (no prelo)). Na década de 1960, Laborel registrou que nos Estados do Rio Grande do Norte e do Espírito Santo só foi possível a observação de exemplares mortos, rolados na areia das praias. O mesmo fato foi constatado nos últimos 15 anos pelo Grupo de Pesquisa de Antozoários-GPA (Universidade Federal de Pernambuco - Universidade Federal Rural de Pernambuco) em Porto de Galinhas no Estado de Pernambuco. Precisamente nesta praia, Laborel (1970) cita que *M. harttii* formava faixas contínuas ao longo de todo o recife, onde hoje só é possível observar extensos cemitérios.

O crescente número de cemitérios encontrados em recifes da região Nordeste, a Portaria 445 do Ministério do Meio Ambiente e o trabalho de Pires, *et al.* (no prelo), onde *M. harttii* se encontra na categoria EN (Em Perigo), mostram que esta é uma espécie que requer atenção ecológica urgente. No entanto, antes do estabelecimento de estratégias de conservação, é necessário adquirir conhecimentos sobre o estado de saúde e conservação atual desses recifes e identificar as ameaças que aumentam a vulnerabilidade destes ecossistemas. Considerando essas informações o objetivo do presente trabalho é comunicar a extinção da espécie de coral endêmica do Brasil *Mussismilia harttii* nos recifes de Porto de Galinhas - PE, e avaliar as possíveis causas que levaram a extinção local desta espécie.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em Porto de Galinhas, localizada no município de Ipojuca, no litoral Sul do Estado de Pernambuco (Brasil) a cerca de 100 km da capital Recife. Porto de Galinhas é uma das praias mais turísticas do Brasil, recebendo mais de 900.000 turistas por ano. A localização dos recifes próxima da costa permite o acesso na maré baixa sem a necessidade de um barco motorizado, porém o acesso turístico é feito principalmente por jangadas. A primeira linha de recifes, onde foram realizadas as amostragens, tem cerca de 3 km de extensão, constituída por 3 formações lineares paralelas à costa e separadas umas das outras por dois canais com profundidade inferior a 10m, com uma área de acesso restrito e outra com acesso turístico permitido (Fig. 1).



Figura 1. Imagem de satélite da extensão total da área recifal da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco, Brasil), com destaque para as duas áreas recifais com e sem visitação. Google Earth, 2010. Fonte: Zamboni, 2014.

Como *Mussismilia harttii* é um coral de fácil visualização, por possuir pólipos grandes (normalmente com diâmetro do cálice maior que 20 mm), colônias que atingem até 2 m de diâmetro, além de ser fotófila, optou-se por utilizar busca ativa por espécimes em toda a extensão do recife de Porto de Galinhas. Para avaliar os parâmetros ecológicos e estado de saúde do recife foram mensurados a porcentagem de algas, presença de doenças nos corais, abundância de zoantídeos, diversidade e abundância de corais e hidróides calcáreos (*Millepora* spp). Para isto foram realizados dez transectos de 20 m de comprimento dispostos aleatoriamente na borda recifal, a uma profundidade máxima de 8m, cobrindo toda a área até dois metros de cada lado da fita métrica, ou seja, 80m² por transecto. As amostragens ocorreram sempre na maré baixa (0.0 – 0.3). A abundância relativa de cada espécie foi estimada pelo número de colônias de uma espécie em relação ao número total de colônias de todas as espécies de coral encontradas no recife.

A fim de avaliar o impacto antrópico e dos fatores abióticos foram realizadas amostragens nos recifes de Porto de Galinhas –PE, Areia Vermelha-PB, Ponta de Mangue-AL, Arraial d’Ajuda-BA e Recife de Fora-BA, para comparar os sítios e identificar quais parâmetros definem a situação atual dos recifes de Porto de Galinhas-PE, todos estes recifes também foram analisados quanto aos parâmetros do estado de saúde do recife. Assim foram avaliados os seguintes fatores: densidade populacional do município, taxa de construção da linha de costa e distância da costa e através de uma sonda multiparâmetro Hanna foram coletados dados de pH, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido. Dados históricos de temperatura e pH, foram fornecidos pelo Banco Nacional de Dados Oceanográficos - Marinha do Brasil.

Dados sobre a densidade populacional do município foram calculados pela população estimada em 2016 e a área do município em 2015 disponíveis na página virtual do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Uma aproximação da taxa de construção ao longo da linha supralitoral foi realizada em frente do ponto de coleta, onde 1000m foram analisados, centrados no ponto costeiro previamente determinado. O comprimento total de cobertura por construções foi calculado utilizando imagens de satélite do *Google Earth* e analisadas no *software Image J* (Google Earth 2015), em seguida dividido pelo comprimento total da linha supralitoral prospectada (1000 m), para obter uma aproximação da taxa de construção da linha de costa para estes recifes. A distância entre o ponto costeiro e o ponto de coleta foi medida a partir das imagens de satélite do *Google Earth* (2015) (Fig. 2).



Figura 2. Método utilizado para avaliar a taxa de construção da faixa supralitoral e distância entre o recife e a costa. A: Ponto de coleta; B: Linha da praia; C: Ponto costeiro referente ao ponto de coleta.

Uma análise dos componentes principais – ACP foi realizada no programa R com o pacote “vegan” sobre as variáveis relativas aos parâmetros do estado de saúde e outra para os parâmetros ambientais e as pressões antrópicas a fim de organizar as variáveis entre elas e observar as similaridades destas no recife de Porto de Galinhas. Para todas as amostras foi testada a homocedasticidade e normalidade dos dados.

Para avaliar o impacto da mudança de uso e ocupação do solo na costa de Ipojuca - PE, dados Radiométricos foram utilizados e analisados através dos índices de vegetação EVI (Índice de vegetação ajustado) e NDWI (Normalized Difference Water Index) com imagens do sensor Thematic Mapper (TM), de órbita e pontos 214/65-66, a bordo do satélite Landsat 5. Obtidas junto à Divisão de Geração de Imagens (DGI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Após a realização do processamento das imagens foi realizado a calibração radiométrica e cômputo da reflectância. A radiância de cada pixel e banda foi obtida pela equação de Markham e Baker (1987).

RESULTADOS

Os resultados obtidos revelam a extinção local do principal construtor dos recifes de Porto de Galinhas, o coral endêmico *Mussismilia harttii*, que já foi uma das espécies mais abundantes nestes recifes (Laborel, 1970) (Fig. 3). Também se registra a ausência das espécies *Millepora brasiliensis* e *Scolymia wellsii* documentadas no final dos anos 60 para estes recifes.

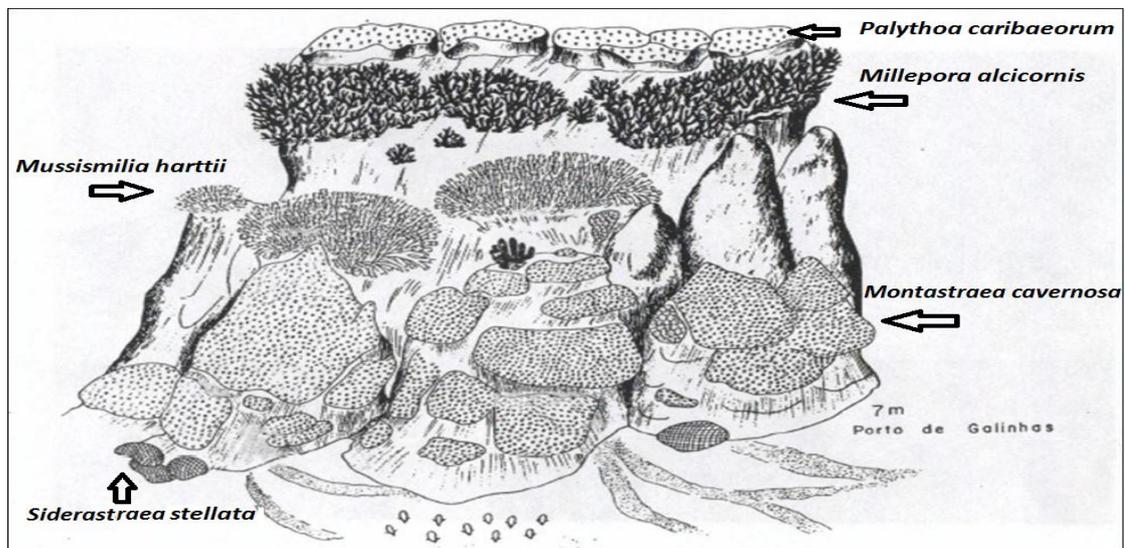


Figura 3. Diagrama da zonação dos recifes de Porto de Galinhas. **Fonte:** modificado de Laborel, 1970.

As últimas três colônias vivas de *M. harttii* foram observadas entre os anos de 2003 e 2008, todas de tamanho reduzido (menor que 0,5 m de diâmetro). Duas delas foram encontradas na extremidade sul recifal (a menos de 1,5 m de profundidade), e outra no extremo norte, com sinais de branqueamento (a 3 m de profundidade) (Fig., 4-A). É possível observar amontoados de pólipos mortos da espécie ao longo de toda extensão recifal de Porto de Galinhas (Fig., 4-B) e alguns destes esqueletos aparecem soterrados e apresentam uma coloração escura na base (Fig., 4-C).

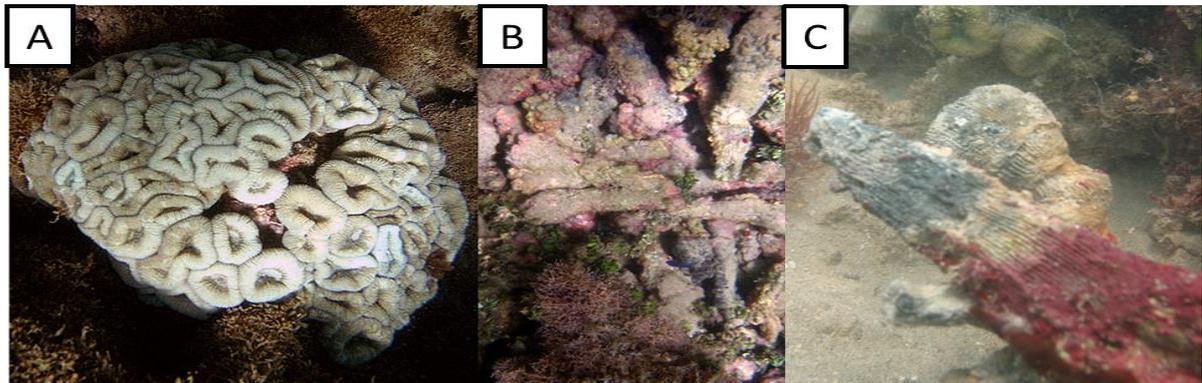


Figura 4. Colônias de *Mussismilia harttii* em Porto de Galinhas-PE. A– Última colônia viva de *M. harttii*, registrada em Porto de Galinhas em 2008. B- Colônias mortas de *M. harttii* (cemitério) em Porto de Galinhas. C- Esqueleto de *M. harttii* com base preta. Fonte: GPA.

Além disso, detectou-se uma redução da população de *Millepora alcicornis*, em consideração aos dados expostos por Laborel (1970) onde fala de extensas faixas do coral de fogo, com uma porcentagem de abundância de apenas 4,5% de colônias presentes ao longo dos transectos, a abundância das outras espécies observadas pode ser visualizada na fig. 5.

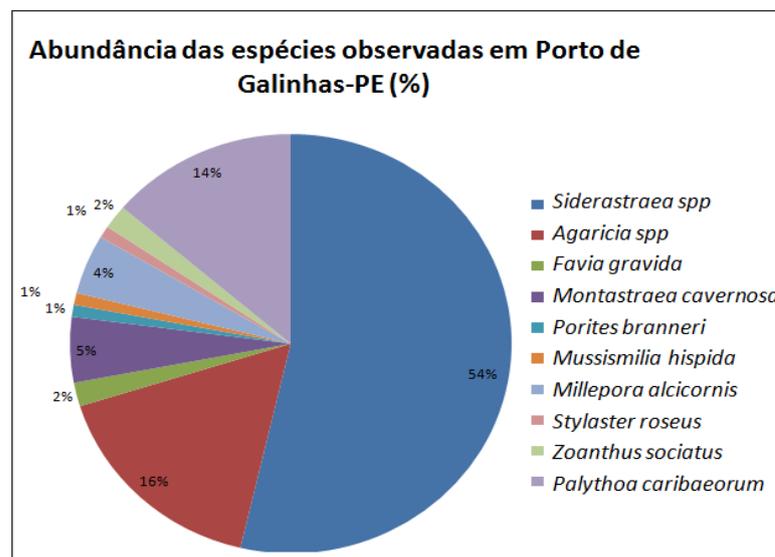


Figura 5. Abundância das espécies registradas em Porto de Galinhas – PE.

A ACP (Fig. 6) sobre as variáveis relacionadas ao estado de saúde das comunidades de corais permite comparar os locais entre eles quanto à saúde geral graças aos diferentes indicadores. Os recifes de Porto Galinhas são caracterizados principalmente por alto nível de branqueamento, alta cobertura de algas e alta prevalência de doenças, observadas principalmente nas espécies *Favia grvida* e *Siderastraea* spp. Além disso, eles apresentam uma baixa diversidade e uma pequena porcentagem de cobertura de coral.

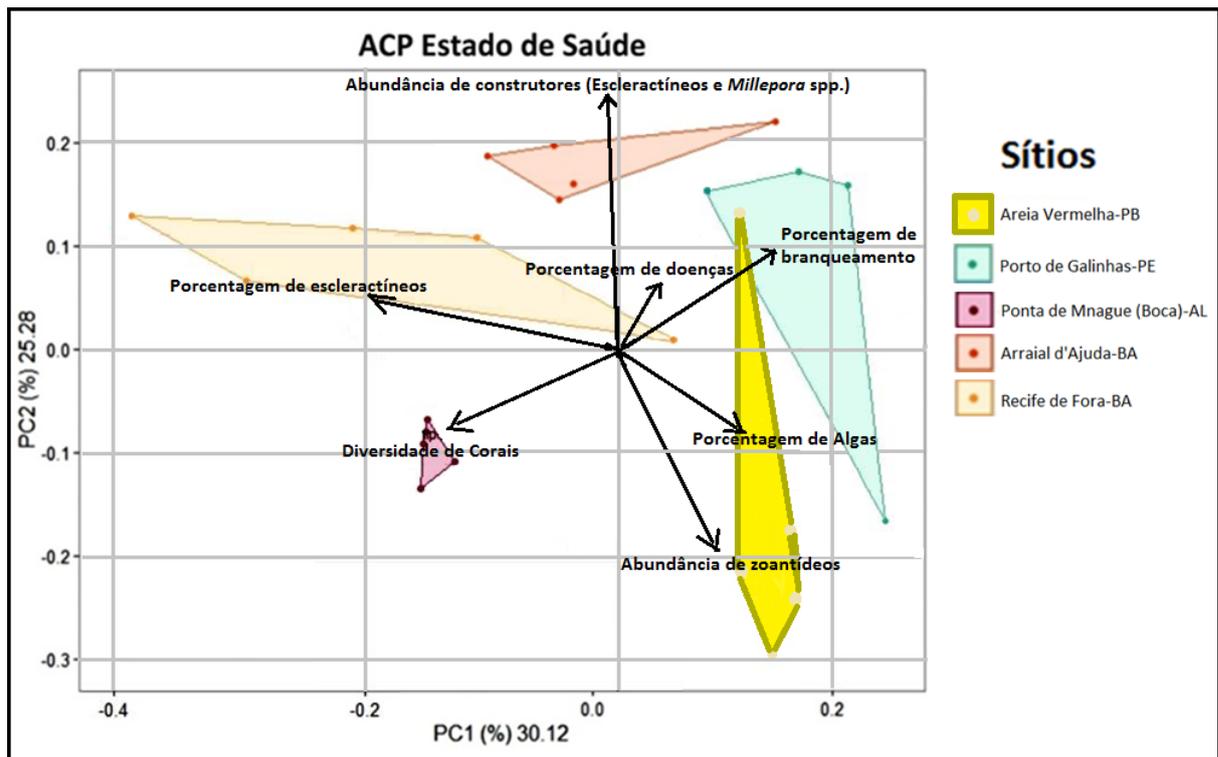


Figura 6. Análise dos Componentes Principais da variáveis do estado de saúde no plano fatorial PC1PC2.

Os resultados da ACP (Fig. 7) das variáveis abióticas e das pressões antropogênicas, mostra que os recifes de Porto de Galinhas estão definidos por alta taxa de construções na faixa supralitoral (84%), alta popularidade turística, alta sedimentação e elevada porcentagem de matéria orgânica (12%). Esses resultados são provavelmente os fatores determinantes nas más condições ambientais nestes recifes atualmente e que provavelmente podem ter acelerado o processo de extinção de *Mussismilia hartii* na linha recifal costeira de Porto de Galinhas.

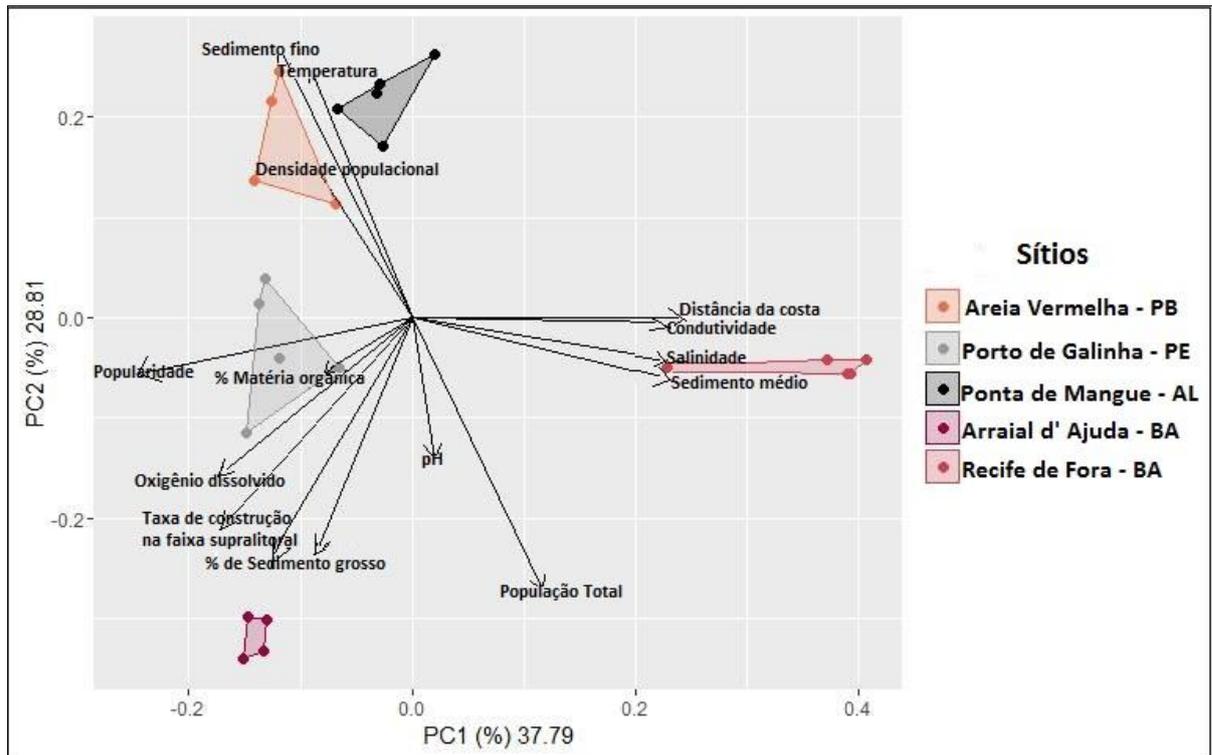


Figura 7. Análise dos Componentes Principais da variáveis abióticas e das pressões antrópicas no plano fatorial PC1PC2.

Ao mergulhar em Porto de Galinhas nota-se que o substrato recifal apresenta um padrão onde a camada superior tem um aspecto lamoso e nas camadas inferiores o sedimento apresenta uma coloração mais escura, o que representa um grande aporte de matéria orgânica. As análises granulométricas exibem porcentagens médias de 39% na peneira n° 10 (Sedimento grosso), 33% para a peneira n° 20 (Sedimento médio) e 28% na peneiras n° 50 (Sedimento fino).

A alta sedimentação e porcentagem de matéria orgânica também podem ser um reflexo da mudança de uso e ocupação do solo. A figs. 8 e 9 mostram a evolução do desmatamento na região costeira próxima aos recifes de Porto de Galinhas. As variações espaço-temporais de cobertura do solo são facilmente observadas através das análises dos índices radiométricos de EVI e NDWI, os valores negativos (<0) representam corpos hídricos. Já os valores de 0,001 até mais ou menos 0,4 é solo exposto ou área urbana, e os valores superiores as 0,5 é vegetação, que podem ser representados por resquícios de Mata Atlântica, manguezais e/ou áreas canavieiras. Nota-se que a cobertura vegetal observada nas imagens de 1989 foi diminuindo gradativamente quando comparado a imagens dos anos de 1998 e 2010.

Analisando a imagem do EVI (fig. 8), é possível visualizar que as áreas de fragmentos florestais com vegetação densa se apresentam bem mais delineada na imagem de 1989. Já

para as áreas mais urbanizadas é possível visualizar a diminuição espacial da quantidade de vegetação em grande parte do município de Ipojuca-PE. Entre o ano de 1989 e 2010 é possível observar que os valores de EVI no entorno costeiro diminuíram consideravelmente. De acordo com Índice de Umidade (NDWI) (fig. 9), é perceptível a diminuição espaço-temporal nos valores de umidade mais elevados e a fragmentação que as áreas de mata da região de Ipojuca-PE vêm sofrendo, ao observar a região próxima a costa apresentaram valores de NDWI variando entre inferiores a zero até 0,5 o que se caracteriza diminuição da cobertura vegetal e aumento de áreas construídas e/ou desmatadas.

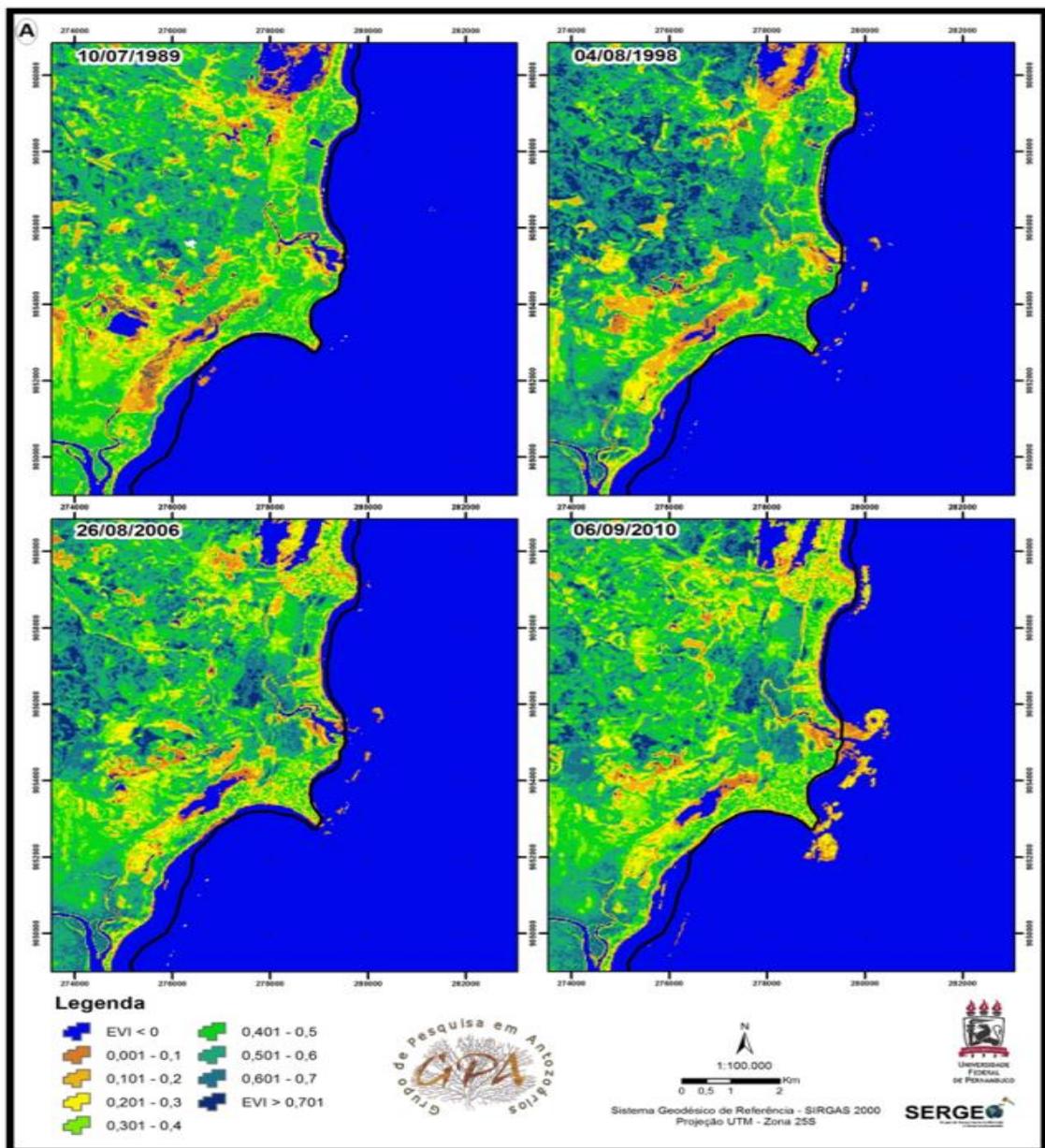


Figura 8. Evolução espaço-temporal do uso e cobertura do solo dos índices radiométricos (A): EVI e (B): NDWI para o município de Ipojuca – PE. Fonte: Oliveira, T. (2016).

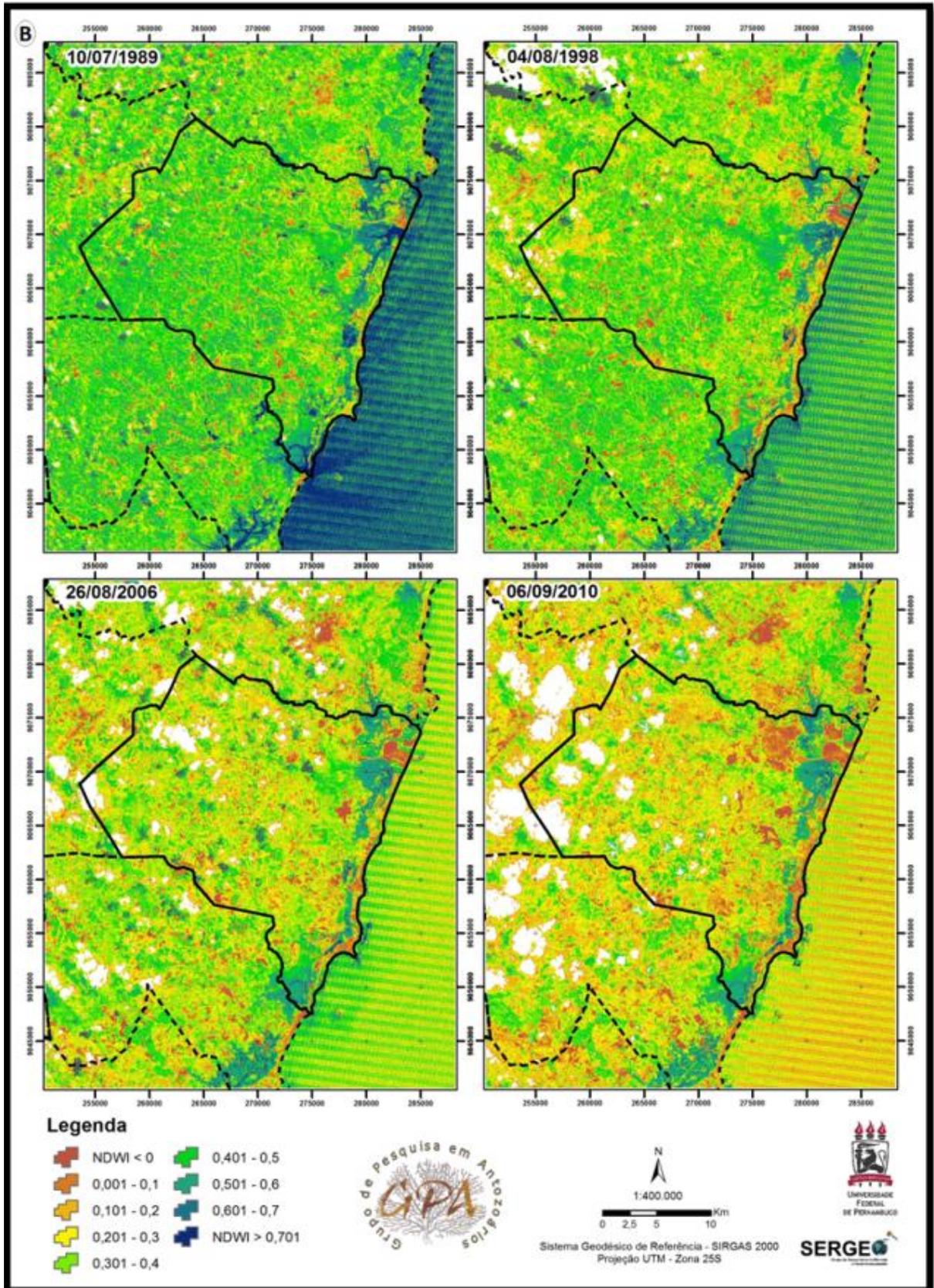


Figura 9. Evolução espaço-temporal do uso e cobertura do solo dos índices radiométricos (A): EVI e (B): NDWI para o município de Ipojuca – PE. Fonte: Oliveira, T. (2016).

Considerando a ACP (Fig. 6), onde os dados de Temperatura e pH também parecem definir Porto de Galinhas, no entanto com menor força vetorial, foi realizada uma análise dos dados históricos a fim de ver a variação temporal dessas variáveis (Fig. 10 A e B). Onde observa-se uma pequena variação destes e que provavelmente tiveram pouca influência no cenário atual de declínio e extinção de corais.

A temperatura média mensurada para os recifes de Porto de Galinhas, durante amostragens deste trabalho, foi de 27,68 °C. No gráfico (Figura 10 A) onde constam os dados de amostragens médias mensais das últimas seis décadas e o valor coletado em 2016, nota-se que este parâmetro tem oscilações de mais de 1°C e se manteve acima dos 27° a partir dos anos 2000. Foi realizada uma ANOVA (F=1,51 e P=0,28), para análise da variação da média anual da temperatura nas quatro últimas décadas que mostra que não há uma diferença significativa entre elas. A amostragem em 2017 revelam um pH igual a 7,9. Como se pode observar (Fig. 10 B), a região apresenta uma redução de 0,37 unidades nos valores de pH quando comparado com o dado obtido pela Marinha do Brasil em 1959. No entanto os valores fornecidos pela marinha são médias anuais quando o valor de 2017 é pontual. O que pode ter influenciado neste resultado.

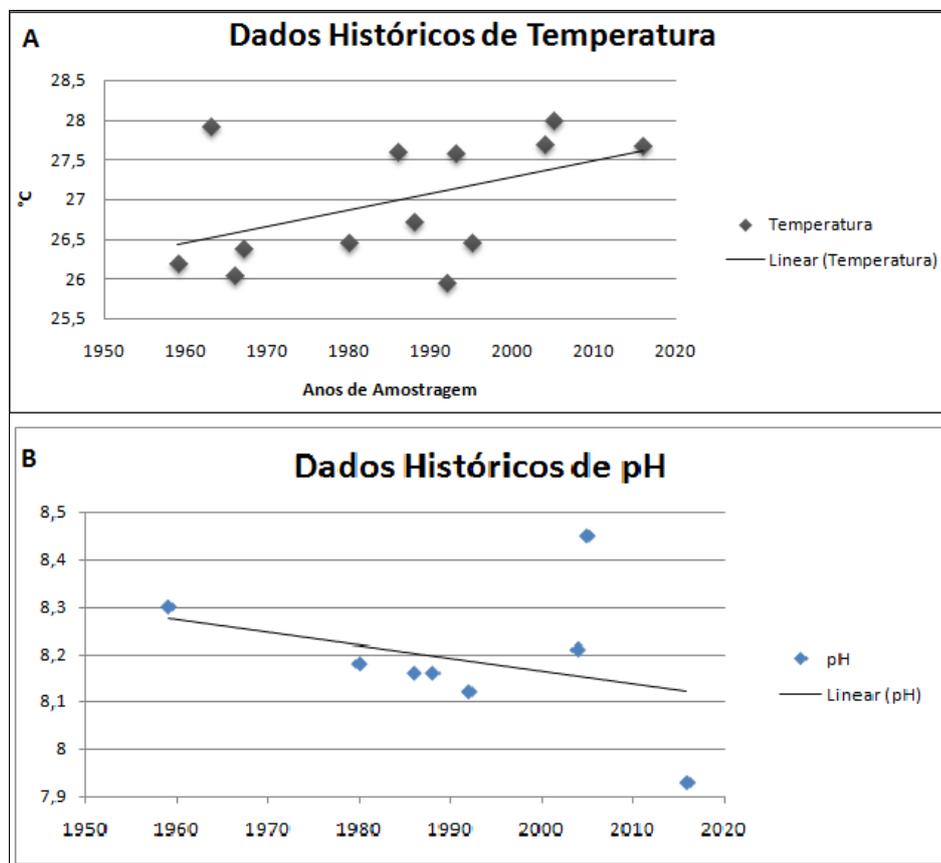


Figura 10. Variação de temperatura e pH entre os anos de 1959 e 2016 em Porto de Galinhas-PE.

DISCUSSÃO

De acordo com Laborel, 1970, há 50 anos *M. harttii* era uma das espécies mais abundantes em Porto de Galinhas. Contudo, na atualidade sua população se apresenta extinta nestes recifes. Este fenômeno se assemelha ao documentado em 1970 por Laborel, para os recifes do Rio Grande do Norte e Espírito Santo. Sendo que este novo registro considera a possibilidade desse fenômeno estar ocorrendo nos ambientes recifais de todo o nordeste brasileiro uma vez que, em praias visitadas pelo pesquisador, onde *M. harttii* era uma das espécies mais abundantes, ela foi completamente extinta ou teve suas populações drasticamente reduzidas (Pires et al., (no prelo)).

Atualmente, a única evidência de que *M. harttii* já foi uma espécie abundante em Porto de Galinhas são os vastos cemitérios ao longo de todo o recife, onde são facilmente visualizados os amontoados de esqueletos do coral. Estes cemitérios são normalmente formados por *M. harttii* com cerca de 30 pólipos/m². A espécie é característica por colônias construtoras da base recifal, e que os esqueletos, ao atingirem certo tamanho/idade, se desprendem do recife e rolam para o substrato subjacente, onde são cimentados e servem de substrato para o assentamento de novos organismos recifais (Laborel, 1970). Quando o coral sofre um estresse devido a alguma doença ou ao branqueamento a sua capacidade reprodutiva e suas taxas de crescimento e calcificação são reduzidas (Weil *et al.*, 2006). Embora *M. harttii* apresentasse colônias formando buquês de quase dois metros de diâmetro nos recifes de Porto de Galinhas-PE, advertia-se (Laborel, 1970) uma limitação na reprodução local, já que a presença de pólipos jovens era rara, considerado como indício de desequilíbrio ecológico.

No Estado de Pernambuco, os ecossistemas costeiros e ambientes recifais vêm sofrendo vários processos de degradação e perda de biodiversidade, como consequência do crescente e descontrolado turismo, que representa uma das maiores ameaças a esses ecossistemas (Ferreira e Maida, 2006). A presença de doenças de coral e branqueamento, também podem ser consequência do turismo como mostrado por Lamb & Willis, 2011 para a *Great Barrier Reef Marine Park*. Atualmente Porto de Galinhas é considerada uma das praias mais visitadas do Brasil. A alta densidade populacional observada é resultado do desenvolvimento urbano com alta taxa de construção na faixa supralitoral e o turismo na região, o que explica também a alta popularidade, ambos fatores bem expressivos na ACP (Fig. 7).

A baixa diversidade de corais e a alta cobertura de algas podem ser explicadas, pela alta sedimentação. Estes sedimentos provavelmente advêm de diferentes rios presentes perto

na região e também do desmatamento, como mostrado nas análises de NDWI e EVI, que causou grandes pressões sobre o ecossistema costeiro, aumentando a erosão da banda litoral, o que aumentou o escoamento de água carregando sedimentos e matéria orgânica para o ambiente recifal.

A sedimentação proveniente do ambiente terrestre leva um risco suplementar da poluição ambiental aos ambientes recifais, o que enfraquece o coral e favorece o aparecimento de macro-algas (Ferreira & Maida 2006; Loiola et al., 2014), o que explica a alta porcentagem destas na Fig. 7. Birrel *et al.* 2005 mostram que a colonização por algas nos cemitérios recifais e em corais branqueados, retarda a recuperação e capacidade de resiliência deste ambiente.

Em um estudo realizado por Dutra et al., (2006) sobre os efeitos da sedimentação nos recifes de Abrolhos, onde a espécie *Mussismília harttii* era a segunda espécie de coral mais abundante, verificou-se que quanto maior a sedimentação menor o número de espécies e menor o tamanho das colônias. Segundo esse estudo, um acúmulo de $10 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ pode ser considerado como limite crítico para a vitalidade dos recifes de corais.

Estudos feitos pelo Grupo de Pesquisa em Antozoários - GPA em Julho de 2010 e Janeiro de 2011 mensuraram uma taxa de sedimentação para Porto de Galinhas de $229,94 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Costa 2012) valor semelhante ao observado por Castro et al, 2012 ($233 \text{ mg cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) para os recifes de Abrolhos-BA. O qual representa um valor muito além do limite crítico proposto por Dutra et al., 2006; e coloca este parâmetro como um dos fatores mais influentes no declínio das populações de corais da praia estudada. Castro et al., 2012 relatam não ter encontrado uma relação causa e efeito da sedimentação sobre a comunidade de corais em Abrolhos-BA, no entanto o valor observado por Costa, 2012 revela que a sedimentação em Porto de Galinhas levou a um soterramento parcial deste ambientes coralíneos. Segundo Brown (1997) valores superiores a $50 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ podem levar a situações catastróficas. A sedimentação excessiva pode afetar negativamente a estrutura e função do ecossistema recifal alterando processos físicos e biológicos (Rogers 1990).

As análises realizadas no presente estudo evidenciam uma concentração considerável de matéria orgânica no sedimento junto à parede recifal que pode ser prejudicial aos ambientes coralíneos. A coloração escura na base dos esqueletos pode evidenciar que as altas concentrações de matéria orgânica encontradas estão proporcionando um ambiente anóxico, o qual pode ser favorável ao crescimento de bactérias sulfurosas (De Castro, et al., 2013) e organismos perfurantes que são característicos por sua atividade bioerosiva, fragilizando as colônias (Leão, 2003).

Mussismilia harttii é uma espécie que quando submetida por longos períodos a temperaturas acima das 31°C pode sofrer danos irreversíveis ou até mesmo morrer (Winter, et. al., 2016). Sabe-se que a instabilidade da temperatura pode aumentar a frequência e intensidade dos eventos de branqueamento (Wilkinson 2008). A mesma foi uma das variáveis que define os recifes de Porto de Galinhas na ACP (Fig. 9), no entanto não apresentou uma variação significativa e assim não será, ser neste caso, considerada como fator determinante para o cenário atual.

Alguns estudos comprovam que a redução do pH oceânico está diretamente relacionada com a redução na taxa de calcificação de organismos marinhos como os corais (Langdon et al., 2000, 2003; Passow 2004). O valor de pH registrado em 2016 para Porto de Galinhas foi de 7,9, a avaliação dos dados históricos (Fig. 9) sugere um redução de 0,3 unidades, no entanto a variação anual do mesmo não foi avaliada e assim como a temperatura, não são considerados aqui como variáveis resposta expressivas. Estudos futuros sobre a variação anual destes fatores devem ser considerados e assim será possível a confirmação da influência ou não destes para o atual cenário de declínio e extinção de organismos construtores em Porto de Galinhas-PE.

Se comparados os atuais recifes costeiros de Porto de Galinhas com as descrições realizadas por Jacques Laborel, é possível dimensionar quão destrutivos podem ser 50 anos de impactos antrópicos contínuos sobre essas comunidades de recifes.

CONCLUSÃO

O grau de sensibilidade às variações ambientais resultantes de pressões antrópicas varia entre espécies, o que explica a alta abundância dos scleractínios *Siderastraea* spp, *Agaricia agaricites* e do zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, assim como a redução populacional de *Millepora alcicornis*, a ausência de *Millepora brasiliensis* e *Scolymia wellsi*, e, finalmente, a extinção de *Mussismilia harttii* na primeira linha de recifes de Porto de Galinhas - Pernambuco.

A alta popularidade consequência do desenvolvimento urbano que gerou desmatamento e um aumento na densidade populacional e taxa de construção na faixa supralitoral, são determinantes na taxa de sedimentação causando estresse nos corais e favorecendo o estabelecimento de algas e zoantídeos. Assim como a alta porcentagem de matéria orgânica e provavelmente o vinhoto, foram fatores que influenciaram para o cenário atual da extinção local de *Mussismilia harttii* nos recifes de Porto de Galinhas. Outros

parâmetros abióticos como Temperatura, pH, salinidade e condutividade não mostraram resultados significativos que possam contribuir na discussão sobre a extinção de *M. harttii*.

A ausência de monitoramento contínuo na maioria das comunidades recifais descritas por Laborel (1970) nos últimos 50 anos, dificulta a elucidação dos fatores reais que levaram à extinção deste coral nos ambientes aqui estudados. Para reduzir a taxa de extinção das espécies de coral dos recifes brasileiros, bem como para diminuir a degradação destes ecossistemas, é necessário tomar medidas concretas, como a criação de várias zonas de exclusão de uso para a pesca e o turismo e monitoramento contínuo dessa comunidade recifal.

REFERÊNCIAS

BIRRELL, C.; MCCOOK, L.; & WILLIS, B. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 1, p. 408-414, 2005.

BROWN, L. R. Concentrations of chlorinated organic compounds in biota and bed sediment in streams of the San Joaquin Valley, California. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 33, n. 4, p. 357-368, 1997.

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

CASTRO, C.; AMORIM, L.; CALDERON, E.; & SEGAL, B. Cobertura e recrutamento de corais recifais (Cnidaria: Scleractinia e Milleporidae) nos recifes Itacolomis, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 64, n. 1, p. 29-40, 2006.

CASTRO, C.; SEGAL, B.; NEGRAO, F.; CALDERON, E. Four-year monthly sediment deposition in turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, p. 49-63, 2012.

CHANDER, G.; & MARKHAM, B. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. **IEEE Transactions on geoscience and remote sensing**, v. 41, n. 11, p. 2674-2677, 2003.

COSTA, L. **Avaliação do octocoral *Carijoa riisei* como engenheiro ecossistêmico da praia de Porto de Galinhas – Pernambuco, Brasil**, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. CAV, Saúde Humana e Meio Ambiente, 2012.

DE CASTRO, A.; REIS, S.; POMPEU, A.; HATAY, M.; DE MOURA, R.; & KRÜGER, R. Bacterial communities associated with three Brazilian endemic reef corals (*Mussismilia* spp.) in a coastal reef of the Abrolhos shelf. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 135-139, 2013.

DUTRA, L.X.C.; KIKUCHI, R.K.P.; LEÃO, Z.M.A.N. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 639-644, 2006.

FERREIRA, B.; & MAIDA, M. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006.

FRANCINI-FILHO, R.; CONI, E.; MEIRELLES, P.; AMADO-FILHO, G.; THOMPSON, F.; PEREIRA-FILHO, G.; & MOURA, R. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. **PloS one**, v. 8, n. 1, p. e54260, 2013.

GAO, B. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote sensing of environment**, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.

GOOGLE EARTH V 7.1.5.1557. (21 set. 2015). **Brasil. Digital Globe 2016**. Disponível em: <<http://www.earth.google.com>>. Acessado em 26 abr. 2016.

HARRELL, F. E. rms: Regression Modeling Strategies (2011). **R package version**, p. 4.1-0, 2016.

LABOREL, J. **Les peuplements de madréporaires des côtes tropicales du Brésil**. Université d'Abidjan, 1970.

LAMB, J.; & WILLIS, B. Using coral disease prevalence to assess the effects of concentrating tourism activities on offshore reefs in a tropical marine park. **Conservation Biology**, v. 25, n. 5, p. 1044-1052, 2011.

LANGDON, C.; TAKAHASHI, T.; SWEENEY, C.; CHIPMAN, D.; GODDARD, J.; MARUBINI, F.;... & ATKINSON, M. Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 14, n. 2, p. 639-654, 2000.

LANGDON, C.; BROECKER, W.; HAMMOND, D.; GLENN, E.; FITZSIMMONS, K.; NELSON, S.; ... & BONANI, G. Effect of elevated CO₂ on the community metabolism of an experimental coral reef. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, n. 1, 2003

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R. K. P. & TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. *In* Cortes, J., (editor). **Latin American Coral Reefs**, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands. p. 9-52, 2003.

LEÃO, Z. M. A. N., KIKUCHI, R. K. P., OLIVEIRA, M. D., & VASCONCELLOS, V. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(2), p.224-235, 2010.

LOIOLA, M.; CRUZ, I.; LEÃO, Z.; & KIKUCHI, R. Definition of priority areas for the conservation of a coastal reef complex in the eastern Brazilian coast. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 4, p. 611-624, 2014.

PASSOW, U. Switching perspectives: Do mineral fluxes determine particulate organic carbon fluxes or vice versa?. **Geochemistry, Geophysics, Geosystems**, v. 5, n. 4, 2004.

PIRES, D.; DE PAULA, A.; FERREIRA, B.; FRANCINI-FILHO, R.; GASPAR, A.; MENDES, L.; NEGRÃO, F.; NEVES, E.; & SEGAL, B. **No prelo (2015)**. Avaliação do

Risco de Extinção de *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868). In: ICMBio (eds). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

RIEGL, B.; BRUCKNER, A.; COLES, S.; RENAUD, P.; & DODGE, R. Coral Reefs: Threats and Conservation in an Era of Global Change. **Annals of the New York Academy of Sciences** 1162: p. 136-186, 2009.

ROGERS, C. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. **Marine ecology progress series. Oldendorf**, v. 62, n. 1, p. 185-202, 1990.

SCHINDELIN, J.; CARRERAS, I.; FRISE, E.; KAYNIG, V.; LONGAIR, M.; PIETZSCH, T.; & TINEVEZ, J. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 676-682, 2012.

WILKINSON, C. Status of Coral Reefs of the World: 2008 Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center. **Townsville, Australia. 296pp**, 2008.

WINTER, A.; CHALOUB, R.; DUARTE, G.; & CASTRO, C. Photosynthetic responses of corals *Mussismilia harttii* (Verrill, 1867) from turbid waters to changes in temperature and presence/absence of light. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 3, p. 203-216, 2016.

ZILBERBERG, C.; ABRANTES, D.; MACHADO, L.; MARANGONI, L.; & MARQUES, J. **Os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. 1. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, v.1. 364p. 2016.

ZAMBONI, N. **Análise da capacidade de carga turística e perceptual dos Ambientes Recifais e Piscinas Naturais da praia de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil**. Dissertação de Mestrado. 2014. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

APÊNDICE II – TABELAS E FIGURAS

Tabela 11. Tabela de referencias utilizada nos transectos realizados nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.

Tabela Transectos									
Local:									
Data:									
Profundidade:									
Maré:									
Espécies	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5	% Branqueamento	Doença	Tombada SIM/NÃO	Obs.
<i>Agaricia humilis</i>									
<i>Favia gravida</i>									
<i>Mussismilia leptophylla</i>									
<i>Montastraea cavernosa</i>									
<i>Mussismilia harttii</i>									
<i>Mussismilia hispida</i>									
<i>Mussismilia braziliensis</i>									
<i>Scolymia wellsii</i>									
<i>Madracis decactis</i>									
<i>Porites astreoides</i>									
<i>Porites branneri</i>									
<i>Siderastrea stellata</i>									
<i>Zoanthus sociatus</i>									
<i>Palythoa caribaeorum</i>									
<i>Protospalythoa variabilis</i>									
<i>Carijoa riisei</i>									
<i>Muriceopsis sulphurea</i>									
<i>Plexaurella grandiflora</i>									
<i>Phyllogorgia dilatata</i>									
<i>Millepora alcicornis</i>									
<i>Millepora nitida</i>									
<i>Millepora braziliensis</i>									
<i>Stylaster roseus</i>									

Fonte: a autora (2017).

Tabela 12. - Tabela de referência Reef Check para análise de cobertura bentônica.



Monitoramento dos Recifes Brasileiros

Ministério do Meio Ambiente **BRASIL** UM PAÍS DE TODOS GOVERNO FEDERAL

INSTITUTO RECIFES COSTEÍROS

Local:		Data:
Hora ini.:	Hora fin.:	Visib. (m):
Líder:		Prof. (m):
Mergulhadores:		

SEGMENTO A		SEGMENTO B		SEGMENTO C		SEGMENTO D	
0.0	10.0	0.0	10.0	0.0	10.0	0.0	10.0
0.5	10.5	0.5	10.5	0.5	10.5	0.5	10.5
1.0	11.0	1.0	11.0	1.0	11.0	1.0	11.0
1.5	11.5	1.5	11.5	1.5	11.5	1.5	11.5
2.0	12.0	2.0	12.0	2.0	12.0	2.0	12.0
2.5	12.5	2.5	12.5	2.5	12.5	2.5	12.5
3.0	13.0	3.0	13.0	3.0	13.0	3.0	13.0
3.5	13.5	3.5	13.5	3.5	13.5	3.5	13.5
4.0	14.0	4.0	14.0	4.0	14.0	4.0	14.0
4.5	14.5	4.5	14.5	4.5	14.5	4.5	14.5
5.0	15.0	5.0	15.0	5.0	15.0	5.0	15.0
5.5	15.5	5.5	15.5	5.5	15.5	5.5	15.5
6.0	16.0	6.0	16.0	6.0	16.0	6.0	16.0
6.5	16.5	6.5	16.5	6.5	16.5	6.5	16.5
7.0	17.0	7.0	17.0	7.0	17.0	7.0	17.0
7.5	17.5	7.5	17.5	7.5	17.5	7.5	17.5
8.0	18.0	8.0	18.0	8.0	18.0	8.0	18.0
8.5	18.5	8.5	18.5	8.5	18.5	8.5	18.5
9.0	19.0	9.0	19.0	9.0	19.0	9.0	19.0
9.5	19.5	9.5	19.5	9.5	19.5	9.5	19.5

CD - coral duro	CM - coral mole	RD - rocha
NIA - alga indicadora de nutriente	SP - esponja	AG - argila
CC - cascalho	AR - areia	AC - alga calcária
OT - outros	CRM - coral recém morto	AF -alga folhosa

Fonte: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o-que-fazemos/monitoramento/4.3-formulario4.jpg>

Tabela 12-A. Características físicas de até quatro colônias de *Mussismilia harttii*, por Estado, observadas neste estudo.

Número da colônia	Tamanho da colônia (cm)	Número de pólipos	Tamanho médio dos pólipos (cm)
Caribessa-PB			
1	22,53	68	2,676
2	35,54	72	1,925
3	30,28	59	1,764
4	18,03	61	2,383
Terezinhas-PB			
1	7,39	4	1,054
2	25,23	7	1,310
3	33,76	30	1,142
4	17,43	14	1,850
Serrambi-PE			
1	35,83	8	1,950
2	50,34	116	2,279
3	55,31	63	1,297
4	60,60	84	2,916
Tamandaré-PE			
1	52,68	53	1,006
2	15,29	30	1,962
3	20,90	24	1,148
4	36,66	143	2,897
Ponta de Mangue-AL			
1	95,01	>480	2,504
2	9,38	7	2,086
3	70,33	92	2,790
4	22,19	10	2,021
Mourão			
1	53,81	127	2,367
2	46,27	98	2,112
3	52,21	101	1,934
4	43,95	83	1,888
Funil			
1	42,2	81	1,919
2	52,5	93	1,771
3	37,5	43	1,146
4	5	42,21	77
Taquaruçu			
1	44,19	65	1,470
2	58,91	123	2,088
3	41,13	79	1,920
4	55,81	112	2,006

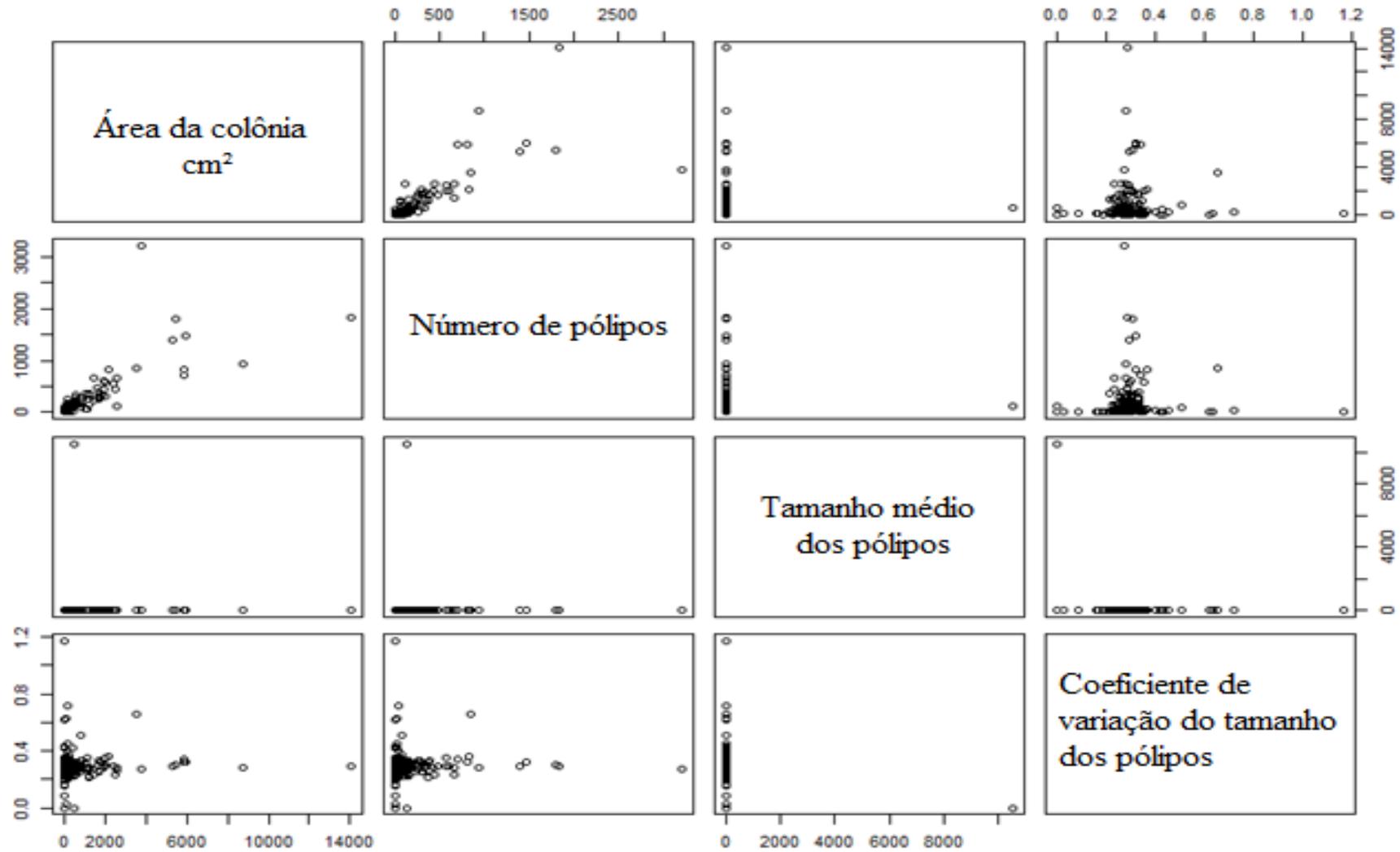
Fonte: a autora (2017).

Tabela 13. Dados abióticos coletados para o período seco e chuvoso do ano de 2016, nos recifes da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia.

Verão	°C	pH	OD %	Salinidade	µS/cm
Terezinhas – PB	29,43	8,20	21,70	36,19	54,86
Caribessa – PB	30,69	8,25	42,60	36,29	55,06
Areia Vermelha – PB	30,34	8,33	29,40	36,43	55,22
Serrambi – PE	27,61	8,04	19,50	36,63	55,36
Porto de Galinhas – PE	27,68	7,93	31,20	36,59	58,13
Tamandaré – PE	*	*	*	*	*
Ponta de Manguê-F – AL	30,01	8,35	21,10	36,57	55,40
Ponta de Manguê-B AL	29,56	8,11	25,80	36,66	55,49
Arraial D'Ajuda – BA	*	*	*	*	*
Recife de Fora - Porto Norte - BA	*	*	*	*	*
Recife de Fora-Mourão - BA	*	*	*	*	*
MÉDIA	29,39	8,15	27,33	34,28	55,65
Inverno	°C	pH	OD %	Salinidade	µS/cm
Terezinhas – PB	27,84	8,61	110,10	36,44	55,12
Caribessa – PB	27,23	8,18	84,30	35,13	53,33
Areia Vermelha – PB	26,91	8,15	74,70	36,06	54,56
Serrambi – PE	27,71	8,59	88,40	35,81	54,26
Porto de Galinhas – PE	26,83	8,32	83,40	36,19	54,73
Tamandaré – PE	28,69	8,56	76,80	36,08	54,67
Ponta de Manguê-F - AL	28,99	8,62	97,00	36,27	54,95
Ponta de Manguê-B AL	28,65	8,59	84,00	36,34	54,87
Arraial D'Ajuda – BA	25,48	8,67	123,10	36,20	54,69
Recife de Fora – Porto Norte - BA	25,49	8,41	62,60	36,91	55,64
Recife de Fora-Mourão - BA	25,54	8,57	68,80	36,16	54,65
MEDIA	27,43	8,44	86,65	35,21	54,68

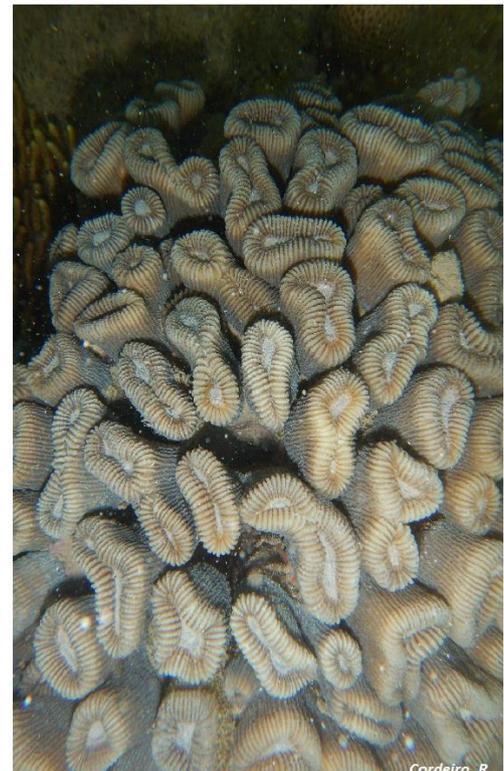
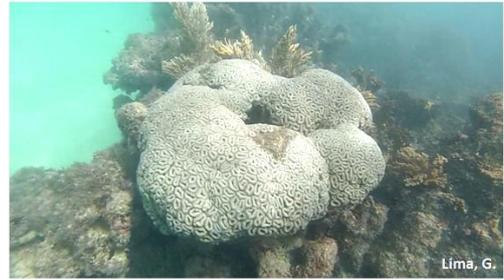
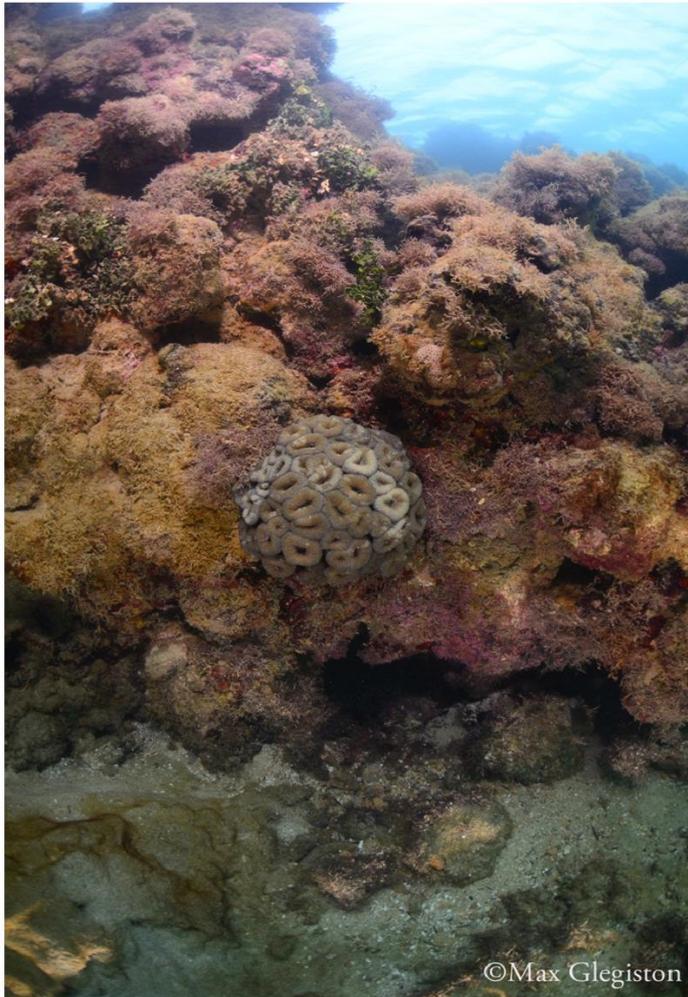
Fonte: a autora (2017).

Figura 20. Correlações de Pearson (0,78, $p < 0,05$ e $n=166$) entre as características das colônias de *Mussismilia hartii*.



Fonte: a autora (2017).

Mussismilia harttii



APÊNDICE III – DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO

Declaração sobre plágio

Eu, Gislaine Vanessa de Lima, autora da tese/dissertação intitulada “ Avaliação do Estado de Conservação do Coral Endêmico *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) (Cnidária: Anthozoa) no Brasil” a ser defendida/defendida através do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, declaro que:

1. A pesquisa apresentada nesta tese/dissertação, exceto onde especificado, representa minha pesquisa original.
2. Esta tese/dissertação não foi submetida anteriormente para obtenção de nenhum grau em nenhuma outra instituição de ensino e pesquisa do país ou do exterior.
3. Esta tese/dissertação não contém dados de terceiros, nem figuras, gráficos ou outras informações, a menos que devidamente especificado e devidamente creditado como sendo fornecido por outra pessoa.
4. Esta tese/dissertação não contém material escrito por terceiros, a menos que devidamente especificado e creditado como sendo fornecido por outros pesquisadores. Onde material escrito por terceiros foi usado, eu:
 - 4.1. Re-escrevi o texto, mas a informação passada foi devidamente referenciada.
 - 4.2. Onde palavras exatas escritas por terceiros foram usadas, as mesmas foram marcadas no texto em itálico ou entre aspas e devidamente referenciadas.
5. Esta tese/dissertação não contém texto, gráficos ou tabelas copiadas e coladas da internet, a menos que especificamente creditado, e a fonte original devidamente referenciada e datada na sessão de Referências Bibliográficas.

Recife, 30 de Maio de 2017.

Gislaine Vanessa de Lima

