



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA**

TIAGO ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO BRANQUEAMENTO NO POTENCIAL
CONSTRUTOR DE UMA COMUNIDADE DE CORAIS**

Salvador, 2014

TIAGO ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO BRANQUEAMENTO NO POTENCIAL
CONSTRUTOR DE UMA COMUNIDADE DE CORAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Geologia

Orientador: Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi

Salvador
2014

Albuquerque, Tiago
A346 Avaliação do impacto do branqueamento no potencial construtor de uma comunidade de corais./ Tiago Albuquerque. – Salvador, 2014. 31 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi.
Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Programa de Pós-graduação em Geologia, 2015.

1. Geologia submarina – Tinharé (BA). 2. Recifes e ilhas de coral. 3. Recursos marinhos - conservação. I. Kikuchi, Ruy Kenji Papa de. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Geociências. Programa de Pós-graduação em Geologia. III. Título.

CDU: 551.351.5(813.8)



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

CURSO PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO BRANQUEAMENTO NO POTENCIAL
CONSTRUTOR DE UMA COMUNIDADE DE CORAIS

por

TIAGO ALBUQUERQUE

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Submetida em satisfação parcial dos requisitos ao grau de

MESTRE EM CIÊNCIAS
GEOLOGIA

á

Câmara de Ensino de Pós-Graduação e Pesquisa
da
Universidade Federal da Bahia

Aprovado:

.....

.....

.....

Data de Aprovação:...../...../.....

Comissão Examinadora:

Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi (Orientador)

Dra. Zelinda Margarida de Andrade Nery Leão

Dr. Claudio Luis Santos Sampaio

Grau conferido em:...../...../.....

RESUMO

Recifes de corais estão entre os ambientes mais diversos do planeta e por serem extensivamente usados, muitos deles se encontram em estados críticos de conservação. Além dos impactos antrópicos diretos, estes ambientes têm sofrido com a crescente elevação da temperatura global. Com o aumento da temperatura superficial do mar, se torna mais comum a ocorrência de eventos de branqueamento de corais. Os recifes de corais do arquipélago de Tinharé-Boipeba foram monitorados entre os anos de 2002 e 2012, com o objetivo de avaliar a influencia do branqueamento na sua capacidade construtora. Foram avaliados diversos parâmetros da vitalidade dos corais e calculado um valor de bioconstrução para mensurar essa influência. Foi constatada uma relação direta entre branqueamento e eventos de anomalias térmicas positivas, mas não foi constatado qualquer dano permanente à comunidade coralínea do arquipélago, indicando que as espécies de coral da região são resistentes a eventos dessa magnitude. Os valores de bioconstrução calculados não apresentaram diferenças significativas entre os anos estudados. Ainda assim, estratégias que mitiguem o aquecimento global são fundamentais para garantir um futuro saudável aos recifes de corais.

Palavras-chave: Recifes de corais; Tinharé-Boipeba; anomalias térmicas; bioconstrução

ABSTRACT

Coral reefs are among the most diverse environments on the planet. Many of them are in critical states of preservation since they have been explored extensively by humans. In addition to that, these environments have suffered from the progressive global warming. The increase in sea surface temperature intensifies the occurrence of coral bleaching events. Tinharé-Boipeda's coral reefs were monitored between 2002 and 2012, with the purpose of evaluating the influence of bleaching on the corals building capacity. Several parameters of the coral reefs vitality were evaluated and a bioconstruction value was calculated to measure this influence. We observed a direct relationship between bleaching events and positive thermal anomalies, but no permanent damage was found to the coral community indicating that coral species in the region are resistant to events of this magnitude. The bioconstruction value calculated showed no significant differences between the studied years. Nevertheless, strategies that mitigate global warming are extremely important in ensuring a healthy future for the coral reefs.

Key words: Coral reefs; Tinharé-Boipeba; thermal anomalies; bioconstruction

“Todos querem voltar à natureza, mas ninguém quer ir a pé”

(P.Kelly)

Dedico este trabalho aos recifes de
corais de Tinharé-Boipeba

AGRADECIMENTOS

Agradeço a meus pais, Marta Simões e Toninho Albuquerque, por terem sido referência sempre e por acreditarem, cada um do seu modo. A meus irmãos, cada vez mais presentes em minha vida. A meus sobrinhos, pela alegria que sempre trazem. E aos meus familiares, tios, avós e primos. Obrigado família!

Agradeço a Ruy Kikuchi pela oportunidade, por aceitar o desafio da orientação e pelos ensinamentos ao longo desses anos. A todos os colegas do Grupo de Recifes de Corais e Mudanças Globais.

Agradeço a Flavinha Santana, companheira nessa jornada e nas próximas que virão.

Agradeço aos amigos, Miguel Loiola, Danilo Lisboa, Felipe Moraes e Igor Cruz pelas contribuições.

E por fim, agradeço as outras pessoas que não foram citadas, mas que de alguma forma acreditaram nesse trabalho.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS	4
2.1. Área de Estudo	4
2.2. Serie TSM	5
2.3. Desenho amostral e protocolo AGRRA	6
2.4. Indicadores: Vitalidade, Grupos Tróficos e Bioconstrução	7
2.5. Análise dos dados	8
3. RESULTADOS	9
4. DISCUSSÃO	14
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	17
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18

ÍNDICE DAS FIGURAS

Figura 1: Localização dos Recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba.....	4
Figura 2: Série TSM 2002 - 2012.....	5
Figura 3: MDS entre os parâmetros de vitalidade e os anos amostrados.....	11

Figura 4: MDS entre abundâncias de categorias tróficas de peixes e os anos..... 12

Figura 5: Médias do valor de bioconstrução calculados para cada um dos anos amostrados..... 14

ÍNDICE DAS TABELAS

Tabela 1: Estações amostradas ao longo dos anos..... 6

Tabela 2: Médias e desvios padrões dos parâmetros de vitalidades avaliados 9

Tabela 3: ANOSIM – Parâmetros de vitalidade do bentos11

Tabela 4: Médias das abundâncias de peixes por categorias tróficas ao por ano amostrado..... 12

Tabela 5: Médias e desvios padrões das classes de idade das espécies de coral ao longo dos anos.....13

Tabela 6: Médias e desvios das abundâncias relativas das espécies de coral por ano..... 13

1. INTRODUÇÃO

Os recifes de corais se são um dos ecossistemas marinhos mais diversos, complexos e produtivos do planeta (SPALDING *et al.*, 2001). Para diversas populações humanas que vivem nas áreas costeiras intertropicais do planeta, os recifes de corais representam a principal fonte de recursos econômicos, fornecendo tipos variados de bens, como alimentos, e serviços, como a exploração turística e a proteção da linha de costa, por conta de sua estrutura resistente às ondas. (BRYANT *et al.*, 1998). Como ecossistemas biodiversos e intensivamente usado pelo homem, muitos recifes de corais se encontram hoje em estados críticos de conservação (WILKINSON, 2008), um quadro ecológico alarmante ao qual Bellwood e colaboradores (2004) denominam de a “crise dos recifes de corais”. Estima-se que nas próximas décadas cerca de 70% das áreas recifais do planeta estejam totalmente degradadas (WILKINSON, 2008).

Até recentemente estressores que apresentam um alcance apenas local representavam os principais agentes causadores de declínio de biodiversidade em recifes de corais (HUGHES *et al.*, 2003). Dentre os principais agentes estressores locais estão: a sobre exploração dos recursos, incluindo também as práticas de pesca destrutivas e a perda de qualidade da água, causada principalmente pelo aumento do aporte de nutrientes e pelo aumento da sedimentação (JACKSON *et al.* 2001; SZMANT, 2002; FABRICIUS 2005). Mais recentemente, como consequência do quadro concretamente estabelecido de mudanças do clima global, vem crescendo a preocupação dos pesquisadores a respeito da ameaça que impactos de escala global apresentam e/ou apresentarão para os ecossistemas de recifes de corais (ARONSON *et al.*, 2003; HUGHES *et al.*, 2003; BELWOOD *et al.*, 2007). O debate sobre as mudanças climáticas tem renovado o interesse e a preocupação, sobretudo da comunidade técnico-científica, com a importância desses ecossistemas para a humanidade e da ameaça às quais estão expostos, havendo consenso sobre a necessidade de minimizar a sua deterioração, principalmente em consequência da degradação dos seus recursos naturais pela ação direta ou indireta das atividades antrópicas, mas também causadas pelo aquecimento global.

Dados da temperatura superficial do mar (TSM) obtidos remotamente mostram que de fato está ocorrendo um aquecimento gradual e em escala global dos oceanos. A partir desses dados algumas regiões do planeta onde os efeitos desse aquecimento serão mais severos podem ser apontadas, coincidindo muitas vezes com áreas de recifes de corais.

Naturalmente os recifes de corais são ecossistemas que apresentam como ótimo ambiental regiões marcadas por águas claras e quentes (alta disponibilidade luminosa). Por esse motivo estão concentrados nos mares rasos da faixa intertropical do planeta. A razão que estabelece essa zonação ambiental está baseada na relação mutualística existente entre os corais, que se apresentam como os principais organismos construtores em recifes, e suas algas simbiotes (dinoflagelados comumente conhecidos como zooxantelas). Nesta simbiose, o

papel das zooxantelas é garantir, a partir da fotossíntese, geralmente mais do que 95% do requerimento de carbono energético para o crescimento, reprodução e sobrevivência dos corais (MUSCATINE, 1990), além da maior parte da coloração característica observada nestes animais, oriunda dos pigmentos fotossintéticos algáceos (ALEXANDER *et al.*, 2006). Os corais, por sua vez, garantem às zooxantelas abrigo contra predadores, já que as mesmas se encontram em seus tecidos internos, além de produtos indispensáveis para o metabolismo do endossimbionte, como nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico. O fornecimento de luz e calor está na base para o funcionamento dos recifes de corais (GLYNN, 1993). Por este motivo a temperatura e a luz são tradicionalmente descritos como os principais controles ambientais reguladores do crescimento dos recifes. São elas que determinam a viabilidade da precipitação do carbonato de cálcio dissolvido na água do mar para formar os esqueletos desses organismos, através da fotossíntese algal (GOREAU, 1961).

A taxa de calcificação dos corais tende a aumentar em consequência da elevação da temperatura da água do mar (REYNAUD *et al.*, 2007), até um determinado limite de tolerância (que pode variar entre as espécies), após o qual a elevação da temperatura acarretará danos fisiológicos, muitas vezes irreversíveis (GLYNN, 1993). Um bom exemplo desse tipo de dano em resposta ao aumento da TSM é o surgimento do branqueamento (LEÃO *et al.*, 2008). O branqueamento é um processo relacionado à perda, pelos corais, das suas algas simbióticas fotossintetizadoras. Distúrbios ambientais, sobretudo o aumento da temperatura da água do mar, podem interromper esta delicada simbiose, causando dissociação entre as algas e os corais. Neste caso o coral perde a sua coloração característica (oriunda dos pigmentos fotossintetizantes das zooxantelas), exibindo o seu tecido translúcido e destacando seu esqueleto calcário, originalmente branco (HOEGH-GULBERG, 1999).

Em todo o planeta, as ocorrências de eventos de branqueamento em corais parecem coincidir com o aquecimento dos oceanos durante a ocorrência de eventos *El Niño* (GLYNN, 1990), este fato evidencia que pequenas variações da temperatura das águas superficiais são capazes de provocar alterações significativas nos padrões climáticos, com consequências severas sobre os ecossistemas marinhos, sobretudo os recifes de corais. São consideradas anomalias térmicas positivas da água do mar (*hotspots*) os valores de TSM que excedem o máximo anual alcançado num período de 10 anos (GOREAU e HAYES, 1994). Em caso de persistência de um evento de *hotspot* é esperado um branqueamento em massa dos corais. Branqueamentos severos geralmente ocasionam perda considerável da biodiversidade coralínea, a partir da morte em massa desses organismos, com mudanças drásticas na estrutura das comunidades de corais (a partir da substituição de espécies sensíveis por outras tolerantes) (BAKER *et al.*, 2008). Este tipo de degradação recifal apresenta consequências diretas sobre toda a biodiversidade associada, a qual é diretamente dependente da ação construtora dos corais que promove aumento da complexidade estrutural do ambiente e, conseqüentemente, da disponibilidade de habitat para a mega-diversidade característica dos recifes saudáveis (REAKA-KUDLA, 1991). A vitalidade de um recife depende das complexas relações entre grupos de organismos chave, tais como os corais, os peixes (sobretudo os

herbívoros, responsáveis pelo controle de diversos grupos de organismos) e as algas (principais competidores com os corais). Quando ocorrem alterações na dinâmica da comunidade de um desses componentes, os outros componentes também serão afetados e todas as relações podem ser comprometidas (GINSBURG *et al.*, 1998), isso inclui a capacidade construtora dos recifes. Para avaliar as condições vitais de um recife é fundamental que múltiplos indicadores destas relações sejam examinados.

No Brasil, os primeiros eventos de branqueamento foram registrados no verão de 1993/1994 (MIGOTTO, 1997, CASTRO e PIRES, 1999), observados na costa de São Paulo e no arquipélago dos Abrolhos. De 1998 a 2005, eventos deste tipo foram investigados em diversas áreas da costa da Bahia e suas ocorrências foram todas relacionadas a eventos de anomalias térmicas positivas das águas superficiais do oceano (LEÃO *et al.*, 2008). Desde então, os recifes da Bahia têm sido monitorados de forma sistemática, e apesar da ocorrência dos eventos de branqueamento, ainda não foi observado qualquer episódio de mortalidade em massa para os corais (MIRANDA 2013). Ainda assim, o provável aumento da intensidade de eventos de *El Niño* sugere um cenário preocupante para o próximo século, tornando-se urgente o aprofundamento de estudos relacionados ao tema.

Nesse contexto, trabalhos que avaliem o impacto do branqueamento sobre o ecossistema recifal como um todo se tornam altamente relevantes em tempos de mudanças climáticas, especialmente os trabalhos que investigam as consequências do branqueamento em ambientes pouco conhecidos, como são os recifes brasileiros. A partir disto este trabalho tem como objetivo principal avaliar o impacto de eventos de branqueamento (associados com ocorrência de anomalias térmicas positivas), ocorridos entre os anos de 2002 e 2012, em recifes localizados na costa leste brasileira, mais especificamente no litoral sul da Bahia (recifes costeiros do Arquipélago de Tinharé-Boipeba), no potencial construtor dos recifes amostrados, utilizando alguns dos parâmetros descritores da vitalidade das comunidades recifais, a estrutura trófica da comunidade de peixes e um índice de calcificação baseado na capacidade bioconstrutora do recife. Desta forma testaremos as seguintes hipóteses:

1) Os valores estimados para os parâmetros da vitalidade recifal e a estrutura trófica da comunidade de peixes nos anos de ocorrência de branqueamento (2003 e 2010) diferem dos valores estimados para os anos sem branqueamento (2002, 2009, 2012).

2) Nos anos de branqueamento (2003 e 2010) o índice de calcificação calculado é menor do que o índice calculado para os anos sem registro de branqueamento (2002, 2009 e 2012).

3) Os parâmetros da vitalidade recifal investigados em 2012 são diferentes dos de 2002, após 10 anos e dois eventos de branqueamento forte.

2. MATERIAIS E METODOS

2.1. Área de Estudo

Os recifes de corais estudados localizam-se no município insular de Cairu, no estado da Bahia, na região denominada Baixo Sul (Figura 1). O município é composto por três ilhas principais, ilha de Tinharé, ilha de Boipeba e ilha de Cairu, além de inúmeras ilhotas. Os recifes estudados bordejam a costa das ilhas de Tinharé e Boipeba, que fazem parte da APA Tinharé-Boipeba, cuja extensão territorial está localizada entre os paralelos 13°22' e 13°40' e os meridianos 38°51' e 39°03', abrangendo uma área de aproximadamente 430 km² (CONDER, 1998).

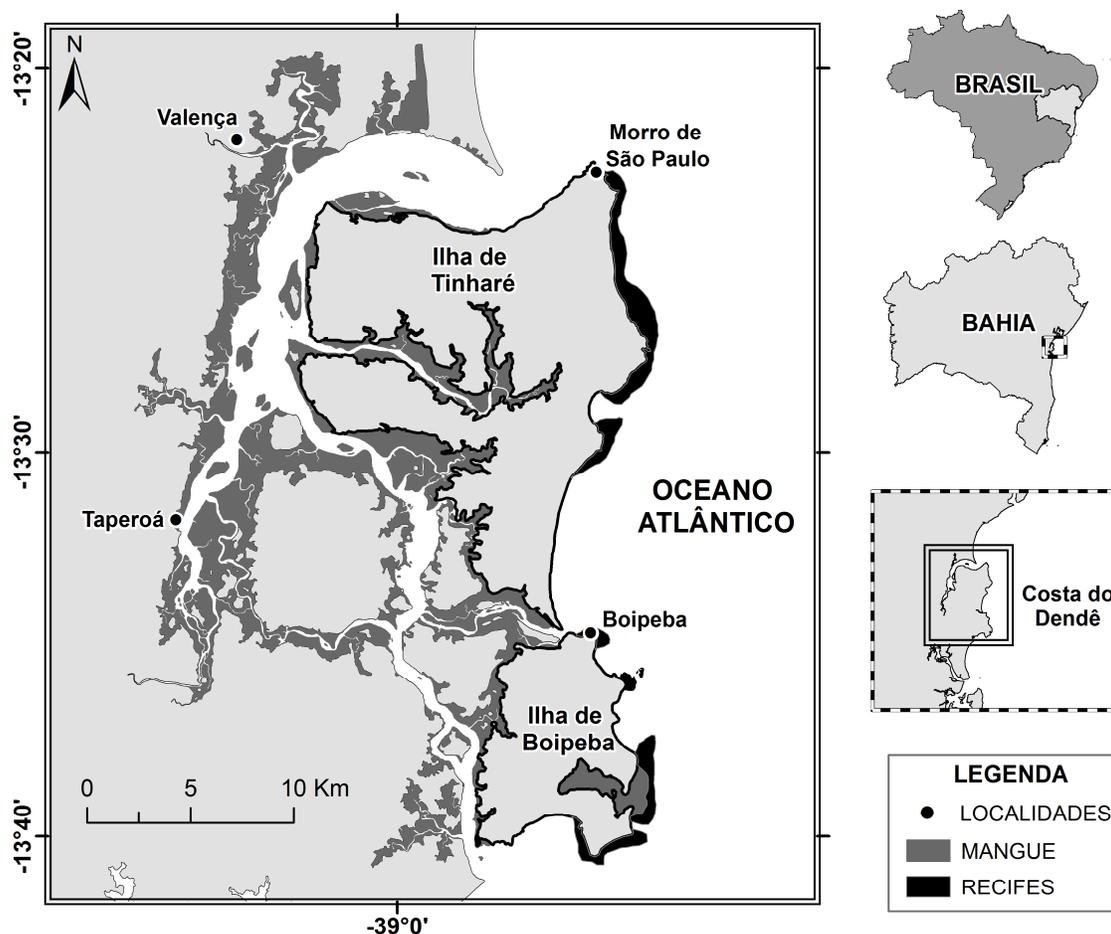


Figura 1- Localização dos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba.

Esta área é caracterizada por um complexo ecossistema estuarino, com amplas áreas de mangue, formadas por pequenos canais e ilhotas, recortados por morros e barras e bordejada por recifes de corais. Nesta região

encontram-se recifes em franja que afloram na baixa-mar, bordejando a costa leste das ilhas, e bancos recifais rasos. Os recifes intermareais abrangem os recifes em franja e os bancos isolados adjacentes à costa. O topo destes recifes apresenta superfície irregular, cortado por numerosos canais e poças de maré, onde crescem corais e encontra-se uma comunidade recifal diversa, com uma infinidade de organismos marinhos (KIKUCHI *et al.*, 2008). Esses ambientes são caracterizados por baixa cobertura de esponjas e zoantídeos, grande cobertura de macroalgas e uma cobertura satisfatória de corais construtores (LOIOLA *et al.*, 2014 *in press*).

2.2. Série da Temperatura Superficial do Mar

Para verificar a variabilidade dos valores da temperatura superficial do mar, foram utilizadas as séries das médias mensais de TSM e a série das anomalias térmicas normalizadas da região estudada (LISBOA, 2014) (Figura 2), obtidos através do banco de dados OSTIA (*Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis*). Em ambas as séries notam-se as maiores TSMs e anomalias para os anos de 2003 e 2010, quando comparados aos anos de 2002, 2009 e 2012. Nestes anos foram reportadas as maiores taxas de branqueamento para o período, confirmando a dependência da temperatura para a ocorrência deste fenômeno.

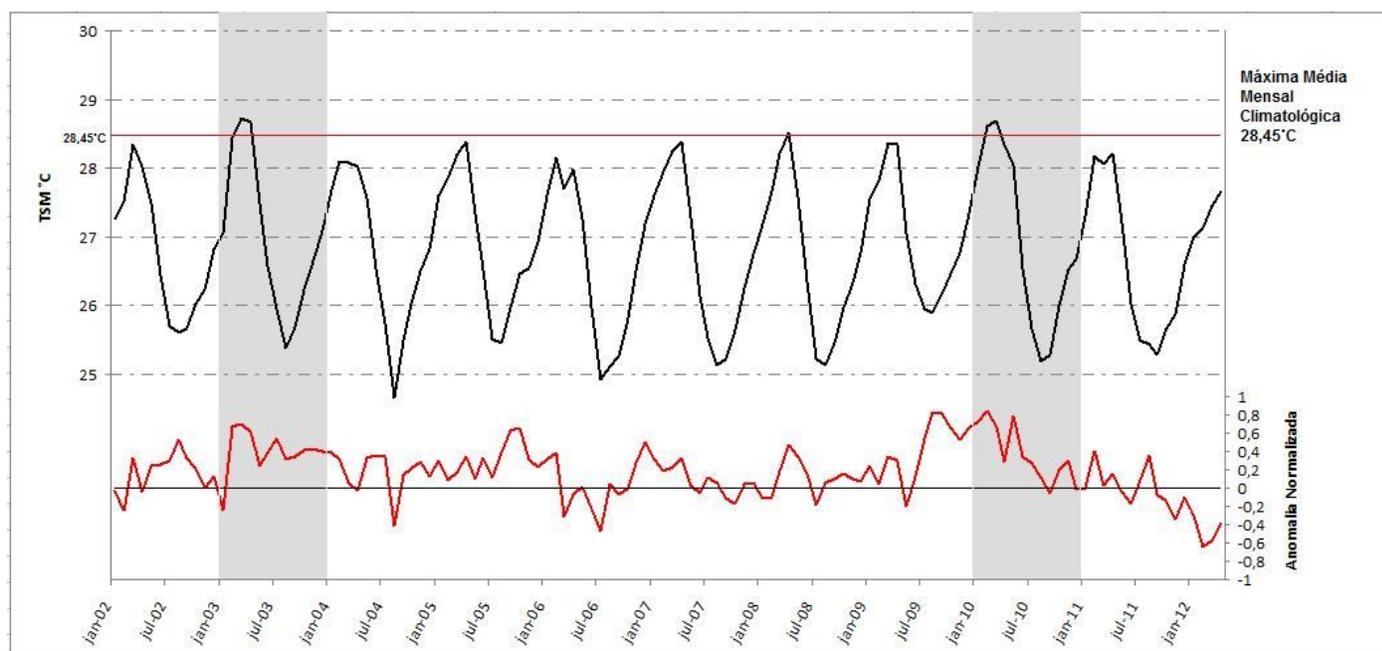


Figura 2- Série temporal (2002-2012) de TSM do arquipélago de Tinhare-Boipeba. Parte superior, eixo esquerdo: Destaca-se a máxima média mensal climatológica (linha vermelha em 28,45°C) que representa a temperatura de fronteira para o branqueamento de corais. Abaixo, eixo direito: série de anomalias normalizadas da TSM.

2.3. Desenho amostral e o protocolo AGRRA

Este trabalho utilizou análises dos efeitos do branqueamento durante eventos pretéritos de anomalia térmica para realizar avaliação da vitalidade e da capacidade construtora do ecossistema e sua variação durante dois episódios de branqueamento.

Para avaliar a vitalidade e a capacidade construtora da comunidade de corais, foram analisados dados coletados em dezembro de 2002, dezembro de 2003, novembro de 2009, abril de 2010 e maio de 2012, obtidos *in situ* a partir da aplicação do protocolo AGRRA (*Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment*), desenvolvido por Ginsburg e colaboradores (1998) e atualizado por Kramer e colaboradores (2005). Além disso, para esses mesmos anos de amostragem, foi calculado um índice quantitativo e indicativo do valor de bioconstrução dos recifes, seguindo o modelo proposto por Done (1995). Para os anos de 2002 e 2003 foram utilizados dados obtidos da aplicação do protocolo AGRRA em três estações distribuídas pelo arquipélago de Tinharé-Boipeba. Para os anos de 2009, 2010 e 2012 o número de estações amostradas foi de seis, também localizadas no mesmo arquipélago (Tabela 1). Os recifes de corais deste arquipélago são similares quanto à suas comunidades de corais construtores, não existindo diferenças significativas entre si. (LOIOLA *et al.*, 2014), sendo assim os dados analisados foram divididos por ano, não sendo avaliada nenhuma diferença espacial.

Tabela 1- Estações amostradas ao longo dos anos.

2002	2003	2009	2010	2012
M102	M103	M109	M110	M112
B102	B103	M209	M210	M212
G102	G103	M309	M310	M312
		G109	G110	G112
		G209	G210	G212
		G309	G310	G312

Os anos de 2003 e 2010 foram caracterizados por temperaturas superficiais da água do mar maiores que os outros anos (Figura 2) e por eventos de branqueamento em massa. Isto possibilitou avaliar a vitalidade e a capacidade construtora dos recifes em diferentes cenários, antes, durante e após os eventos de branqueamento, favorecendo o levantamento de inferências a respeito das condições de vitalidade dos recifes e, sobretudo, a influência dos eventos de *El-Niño* na resiliência do ecossistema estudado.

A aplicação do protocolo AGRRA é feita de forma probabilística para produzir informações representativas de grandes áreas. Embora a abordagem não tente distinguir entre causa e efeito, os dados obtidos podem ser usados no desenvolvimento de hipóteses sobre as tendências de declínio dos recifes de corais, sobretudo em grandes escalas espaciais.

O protocolo AGRRA é padronizado e pode ser aplicado rapidamente em um grande número de recifes. Este método de amostragem tem como princípio a utilização de censos visuais ao longo de transectos, atendendo a três objetivos principais: 1) determinar a condição vital dos corais, descrevendo a composição, a estrutura e o perfil da comunidade dos corais, através de dados de riqueza, abundância, tamanho médio das colônias, densidade de recrutas, taxas de branqueamento e mortalidade nas colônias de corais; 2) analisar a composição da comunidade de algas e outros organismos bentônicos associados e 3) descrever a comunidade de peixes, determinando a abundância e o tamanho das espécies.

Para avaliar a vitalidade da comunidade bentônica, sobretudo dos corais, em cada estação foram realizados seis transectos lineares que apresentavam 10 m de comprimento por 1 m de largura, o que totalizou uma área amostrada de 60 m². Em cada um dos transectos estimamos a cobertura relativa de corais a partir do contato com a linha do transecto. A cobertura relativa de cada um dos grupos bentônicos identificados e também do substrato descoberto (lama, areia ou rocha) foi estimada a partir do lançamento de quadrados de 25 cm de lado a cada 2 m ao longo dos transectos. Para cada transecto foram também catalogadas todas as espécies de corais ocorrentes, sendo que para cada colônia estimamos o diâmetro médio, o percentual de branqueamento e o percentual de mortalidade.

Para avaliar a comunidade dos peixes, em cada estação foram estendidos 10 transectos de 30 x 2 m, mantendo uma velocidade constante de natação, durante toda a coleta dos dados, as espécies de peixes foram identificadas visualmente e posteriormente divididas em categorias tróficas.

2.4. Indicadores: Vitalidade, Categorias Tróficas e Bioconstrução

Os parâmetros de vitalidade escolhidos foram os percentuais de área das colônias com mortalidade, o percentual de colônias branqueadas, o percentual da área das colônias com branqueamento, a densidade de corais por metro quadrado, a cobertura linear de corais, a densidade de recrutas de coral por metro quadrado e o percentual de cobertura de macro algas. Esses parâmetros são excelentes indicadores da saúde recifal. Um recife saudável é caracterizado por uma grande cobertura de corais e baixa cobertura de macro algas, devido à grande capacidade competitiva que esse grupo apresenta para os corais (MCFIELD e KRAMER, 2007). Altas densidades de recrutas e baixos percentuais de mortalidade e de branqueamento também são bons indicadores da saúde dos recifes de corais.

Os peixes identificados foram agrupados em cinco categorias tróficas: carnívoros, herbívoros, invertívoros, onívoros e planctívoros, classificação esta adaptada de forma simplificada do que foi proposto por Albuquerque e colaboradores (2014).

O valor de bioconstrução foi utilizado para avaliar a capacidade construtora do ambiente recifal e sua variação ao longo dos dez anos estudados. Esse valor é calculado com base na estimativa das idades das colônias de corais e a proporção de cada espécie por área estudada. Recifes com números significativos de colônias grandes são indicativos de comunidades e ecossistemas mais maduros, o que representa um cenário de condições ambientais saudáveis para estes ambientes (DONE, 1995). Isto porque para as espécies de corais escleractínios, a taxa de mortalidade total é geralmente inversamente proporcional ao tamanho da colônia. Além disso, as taxas de crescimento, de fertilidade e de regeneração também são maiores para as colônias grandes (SOONG, 1993).

Para calcular esse valor foram utilizados os tamanhos médios das colônias, o número total de colônias, as taxas de crescimento anual específicas e os percentuais relativos, considerando apenas as cinco espécies de corais mais abundantes, as quais se destacam como as principais construtoras desses recifes, *Mussismilia braziliensis* (Verril, 1868), *M. harttii* (Verril, 1868), *M. hispida* (Verril, 1901), *Montastraea cavernosa* Linnaeus, 1767 e *Siderastrea stellata* Verril, 1868 (LEÃO *et al.*, 2003).

$$VBC = \sum(a_i \times m_i) \quad (1)$$

Onde a_i representa a classe de idade, obtida a partir da relação entre o tamanho médio das colônias e a quantidade de colônias encontradas, e sua respectiva taxa de crescimento, e m_i é a proporção de cada espécie em relação à cobertura total. A partir destes valores, foi calculado um valor médio por ano.

O tamanho médio de cada colônia e a proporção de cada espécie em relação à cobertura total foram obtidos através dos dados coletados com a utilização do protocolo AGRRA. As taxas de crescimento utilizadas foram 0,65 cm/ano para *M. braziliensis*, 0,21 cm/ano para *M. harttii*, 0,47 cm/ano para *M. hispida*, 0,62 cm/ano para *M. cavernosa* e 0,20 cm/ano para *S. stellata* (SUGGETT *et al.*, 2012).

2.5. Análise dos Dados

Os diferentes anos de amostragem foram comparados, quanto aos parâmetros bióticos levantados (cobertura e densidade de corais, densidade de recrutas, percentual de mortalidade de corais, de colônias branqueadas, da área colonial branqueada e de cobertura de macro-algas), através de uma análise multivariada e não-paramétrica de similaridades (ANOSIM), baseada em coeficientes de similaridade de Bray-Curtis (CLARKE e WARWICK, 2001). Além disso, foi utilizada uma análise não-paramétrica de escalonamento multidimensional (MDS), novamente baseada no índice de similaridade de Bray-Curtis, como ferramenta gráfica para a observação de eventuais grupos distintos formados entre os anos de ocorrência de branqueamento e sem ocorrência do mesmo. Para realização desta análise, os valores dos parâmetros foram transformados de forma que todos eles tivessem a mesma ordem de grandeza, com o objetivo de que os parâmetros tenham a mesma influência no resultado da

análise. Através de um teste *a posteriori* os diferentes anos de amostragem foram comparados par a par. Paralelamente, a partir do MDS, foi avaliado se os parâmetros bióticos estimados em campo se diferenciam entre o primeiro (2002) e o último ano de amostragem (2012), ou seja, após 10 anos de branqueamento. Este conjunto de análise foi efetivado através do software Primer 6.0.

A partir dos dados de abundância das categorias tróficas de peixes, obtidos com aplicação do protocolo AGRRA, analisamos se existiram diferenças entre a abundância de cada um dos grupos tróficos considerados entre os diferentes anos de amostragem. Paralelamente analisamos se os anos de ocorrência de branqueamento se diferenciam dos anos em que o branqueamento foi ausente, quanto à estrutura trófica das comunidades de peixes monitoradas. Para responder esta pergunta, utilizamos novamente o conjunto de análises de similaridades (ANOSIM e MDS), utilizando para isso o software Primer 6.0. Novamente o nível de significância estabelecido foi de 0,05. Para este conjunto de dados os valores de abundancia foram transformados em $\text{LogN}(x+1)$ já que os dados apresentavam diferenças quanto a ordem de grandeza.

Por último foi utilizada uma análise não paramétrica de variância (teste de Kruskal-Walis) para comparar os valores de bioconstrução entre os anos de amostragem. Assim como adotado anteriormente, foi estabelecido um nível de significância equivalente a 0,05. Para esta análise foi utilizado o software PAST.

3. RESULTADOS

Os dados obtidos a partir do protocolo AGRRA foram compilados em uma tabela contendo os parâmetros de vitalidade avaliados. A Tabela 1 apresenta as médias e os desvios padrões destes parâmetros no decorrer dos anos amostrados.

Tabela 2- Médias e desvios padrões dos parâmetros de vitalidades avaliados.

	2002	2003	2009	2010	2012
% Mortalidade	20,9 ± 4,7	25,0 ± 6,2	20,1 ± 3,6	27,3 ± 12,8	27,9 ± 3,1
% Colonias Branqueadas	2,1 ± 1,2	17,1 ± 7,7	4,0 ± 5,0	23,0 ± 12,8	3,1 ± 2,7
% Área Branqueada	0,1 ± 0,1	11,9 ± 5,8	0,7 ± 1,0	12,7 ± 7,2	0,7 ± 0,9
Densidade de Coral	1,7 ± 0,9	1,6 ± 0,7	2,4 ± 1,6	2,6 ± 2,6	3,8 ± 1,8
Cobertura de Coral	3,4 ± 1,7	4,1 ± ,05	4,3 ± 2,5	6,9 ± 6,8	7,5 ± 5,9
Densidade de Recrutas	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,4	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,3
% Macro Alga	0,6 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,1

Os valores dos percentuais de áreas de coral com mortalidade variaram entre 20,05 e 27,90%. No ano de 2012 foi encontrado o valor mais alto e em 2009 o menor valor. Apesar dos valores encontrados nos anos de

temperaturas mais elevadas terem sido maiores que os dos anos anteriores a eles, as variações encontradas não foram significativas.

O percentual de colônias com branqueamento oscilou entre 2,14 e 22,99%. Os anos que registraram os valores de temperatura média mais altos, 2003 e 2010, foram os que apresentaram os maiores percentuais de colônias com branqueamento, como esperado. O mesmo foi observado em relação ao percentual de área branqueada em colônias de corais, onde a variação observada foi entre 0,11 e 12,73% e os anos de 2003 e 2010 tiveram valores claramente maiores que os outros anos amostrados.

Os valores de densidade de coral por metro quadrado e cobertura linear de coral vivo não tiveram grandes oscilações. A densidade variou entre 1,61 e 3,84 ind/m² e a cobertura entre 3,37 e 7,54%. Nos dois exemplos os menores valores foram encontrados nos anos de 2002 e os maiores no ano de 2012.

Com relação à densidade de recrutas de corais por metro quadrado os resultados oscilaram entre 0,15 e 0,57 ind/m², os valores foram aleatórios, não aparentando nenhuma correlação com os anos de temperaturas mais elevadas.

O percentual de cobertura de macro algas que recobrem a superfície dos recifes é baixo, sempre inferior a 1%. Este indicador apresentou também variações pequenas.

Analisando o gráfico MDS observa-se que os dois anos com ocorrência de branqueamento (2003 e 2010) formaram um grupo distinto dos três anos onde não houve eventos de branqueamento (Figura 3).

O teste ANOSIM aplicado ao conjunto dos parâmetros bióticos estimados em campo mostra uma diferença significativa entre os anos de amostragem (R Global = 0,331; p = 0,002). O teste *a posteriori* do ANOSIM, que faz uma comparação par a par dos anos distintos de amostragem, encontrou diferenças significativas comparando os anos de 2002 com 2010 (R Global = 0,66; p = 0,012), de 2003 com 2012 (R Global = 0,667; p = 0,012), de 2009 com 2010 (R Global = 0,628; p = 0,002) e 2010 com 2012 (R Global = 0,661; p = 0,002) (Tabela 3). Diferenças significativas, portanto foram encontradas apenas quando foram comparados anos sem branqueamento com anos de ocorrência de branqueamento.

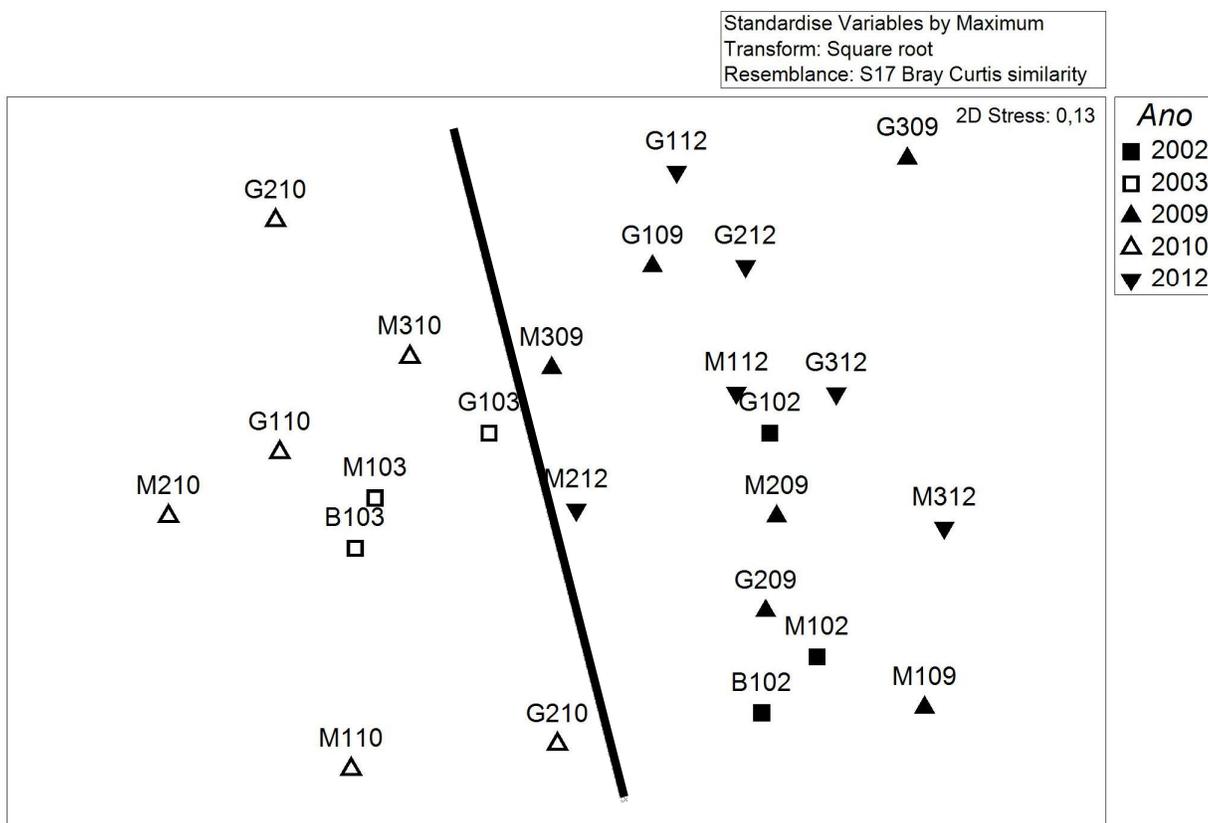


Figura 3 – MDS entre os parâmetros de vitalidade e os anos amostrados. A linha delimita as áreas de agrupamento dos pontos relativos aos anos de branqueamento (à esquerda) e aos anos sem branqueamento (à direita).

Tabela 3- ANOSIM parâmetros de vitalidade do bentos.

Grupos	R Global	Nível de significância
2002, 2003	1	10
2002, 2009	-0,11	75
2002, 2010	0,66	1,2
2002, 2012	0,22	14,3
2003, 2009	0,3	9,5
2003, 2010	-0,31	98,8
2003, 2012	0,67	1,2
2009, 2010	0,63	0,2
2009, 2012	0,02	38,3
2010, 2012	0,66	0,2

Os dados de peixes, obtidos também através da aplicação do protocolo AGRRA foram compilados em uma tabela contendo as médias das abundâncias de cada categoria trófica (Tabela 4).

Com relação às abundâncias, os menores valores encontrados para quatro das cinco categorias, foram no ano de 2002. E os maiores valores, também para quatro categorias foram no ano de 2009. Aparentemente o aumento na quantidade de peixes observados não está ligado às variações de temperatura em nenhuma das categorias estudadas.

Tabela 4 – Médias das abundâncias de peixes por categorias tróficas ao por ano amostrado.

Abundância	2002	2003	2009	2010	2012
Carnívoro	2,3 ± 3,2	11,7 ± 12,5	42,8 ± 25,6	2,5 ± 2,9	30,7 ± 10,7
Herbívoro	128,7 ± 86,4	227,3 ± 68,6	303,3 ± 51,9	190,8 ± 70,2	227,0 ± 111,8
Invertívoro	21,7 ± 13,3	63,0 ± 13,1	223,3 ± 66,4	137,7 ± 76,2	165,0 ± 55,6
Onívoro	0,00	38,0 ± 56,6	35,5 ± 18,7	42,8 ± 30,3	40,5 ± 23,5
Planctívoro	0,3 ± 0,6	9,7 ± 10,0	12,2 ± 19,8	0,00	2,2 ± 2,9

O diagrama MDS (Figura 4), mostra um agrupamento dos pontos representativos do ano de 2002 isolado dos demais anos, com mais proximidade com o ano de 2003. Há uma sutil separação dos pontos relativos ao ano de 2010, em que ocorreu branqueamento, mas houve também um evento similar em 2003, o qual se agrupa com os anos sem branqueamento.

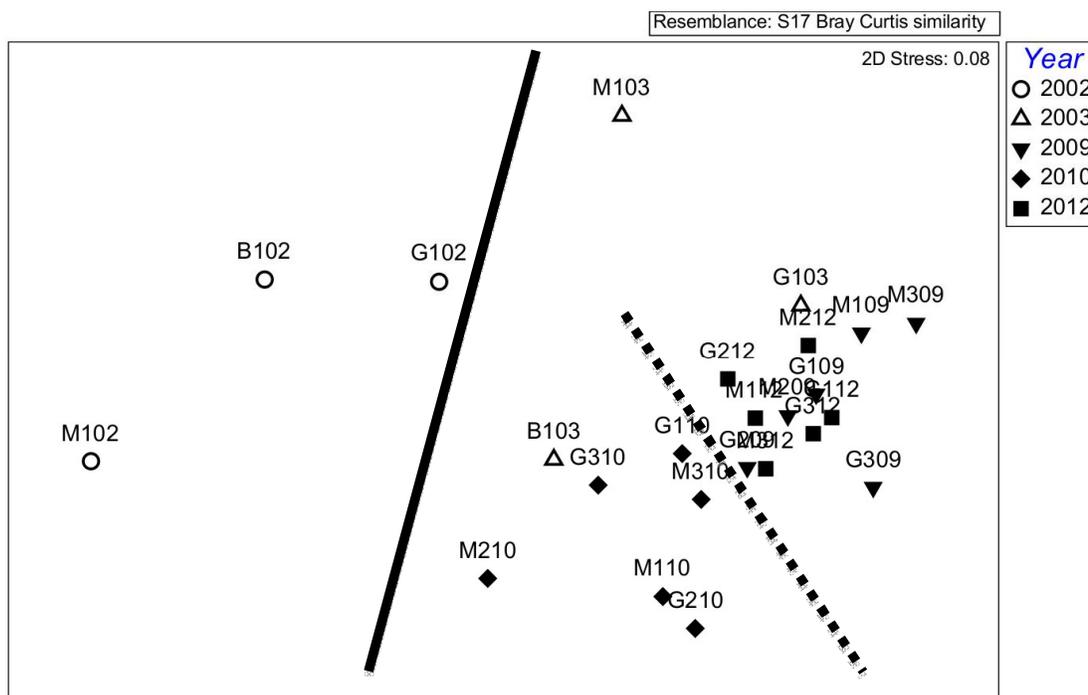


Figura 4- MDS entre abundâncias de categorias tróficas de peixes e os anos. A linha cheia realça o isolamento dos pontos relativos ao levantamento do ano de 2002 em relação aos demais anos. A linha pontilhada realça a distinção visível entre os pontos dos indicadores do ano de 2010 em relação aos demais anos.

O ANOSIM indicou que os diferentes anos de amostragem se diferenciam quanto a abundancia dos grupos tróficos de peixes considerados ($p = 0,001$; R Global = 0,56). De acordo com o teste a posteriori diferenças significativas foram encontradas comparando os anos de 2002 e 2009 (R Global = 0,99, $p = 0,012$), 2002 e 2010 (R Global = 0,96, $p = 0,012$), 2002 e 2012 (R Global = 0,99, $p = 0,012$), 2003 e 2009 (R Global = 0,56, $p = 0,024$), 2003 e 2010 (R Global = 0,49, $p = 0,048$), 2003 e 2012 (R Global = 0,65, $p = 0,012$), 2009 e 2010 (R Global = 0,62, $p = 0,002$), 2010 e 2012 (R Global = 0,65, $p = 0,002$). Diferenças significativas não foram encontradas apenas quando foram comparados os anos de 2002 e 2003 (R Global = 0,44, $p = 0,1$) e de 2009 e 2012 (R Global = 0,002, $p = 0,42$). Diferenças significativas não foram associadas às ocorrências ou ausências de eventos de branqueamentos nos recifes de Tinharé-Boipeba.

A partir dos dados de tamanho médio, quantidade de colônias e taxas de crescimento foram calculadas as classes de idade (a_i) (Tabela 5). Foram calculadas também as abundancias relativas (m_i) das principais espécies construtoras (Tabela 6).

Tabela 5- Médias e desvios padrões das classes de idade das espécies de coral ao longo dos anos.

	2002	2003	2009	2010	2012
<i>Mussismilia braziliensis</i>	187,7 ± 105,3	687,9 ± 549,2	305,6 ± 231,29	216,4 ± 260,9	105,4 ± 109,1
<i>Mussismilia hispida</i>	2196,3 ± 1668,4	1102,0 ± 360,2	977,5 ± 795,0	1555,8 ± 1360,1	1091,2 ± 687,5
<i>Siderastrea stellata</i>	860,0 ± 661,9	1506,9 ± 888,6	4775,4 ± 5108,8	4625,2 ± 6790,8	8485,5 ± 6744,83
<i>Montastrea cavernosa</i>	45,7 ± 79,1	82,3 ± 142,3	465,6 ± 638,7	729,0 ± 799,5	515,9 ± 800,2
<i>Mussismilia harttii</i>	0,0	558,7 ± 886,5	1315,7 ± 1913,9	607,1 ± 1074,4	950,7 ± 1325,0

Tabela 6- Media e desvio padrão das abundâncias relativas das espécies de coral por ano.

	2002	2003	2009	2010	2012
<i>Mussismilia braziliensis</i>	12,8 ± 9,4	29,1 ± 6,2	10,5 ± 8,6	4,8 ± 3,3	2,5 ± 3,3
<i>Mussismilia hispida</i>	71,6 ± 11,8	41,5 ± 17,9	20,3 ± 17,0	34,1 ± 23,4	18,6 ± 13,8
<i>Siderastrea stellata</i>	12,9 ± 7,4	22,1 ± 9,4	48,8 ± 35,3	40,5 ± 37,9	61,7 ± 32,7
<i>Montastrea cavernosa</i>	2,8 ± 4,8	2,1 ± 3,7	11,9 ± 8,27	18,0 ± 22,19	12,3 ± 22,3
<i>Mussismilia harttii</i>	0,0	5,2 ± 7,6	8,4 ± 8,3	2,5 ± 3,9	4,9 ± 6,2

A partir das classes de idade e das abundâncias relativas, foi calculado o valor de bioconstrução. A figura 5 representa a média e o desvio padrão dos índices calculados a cada ano.

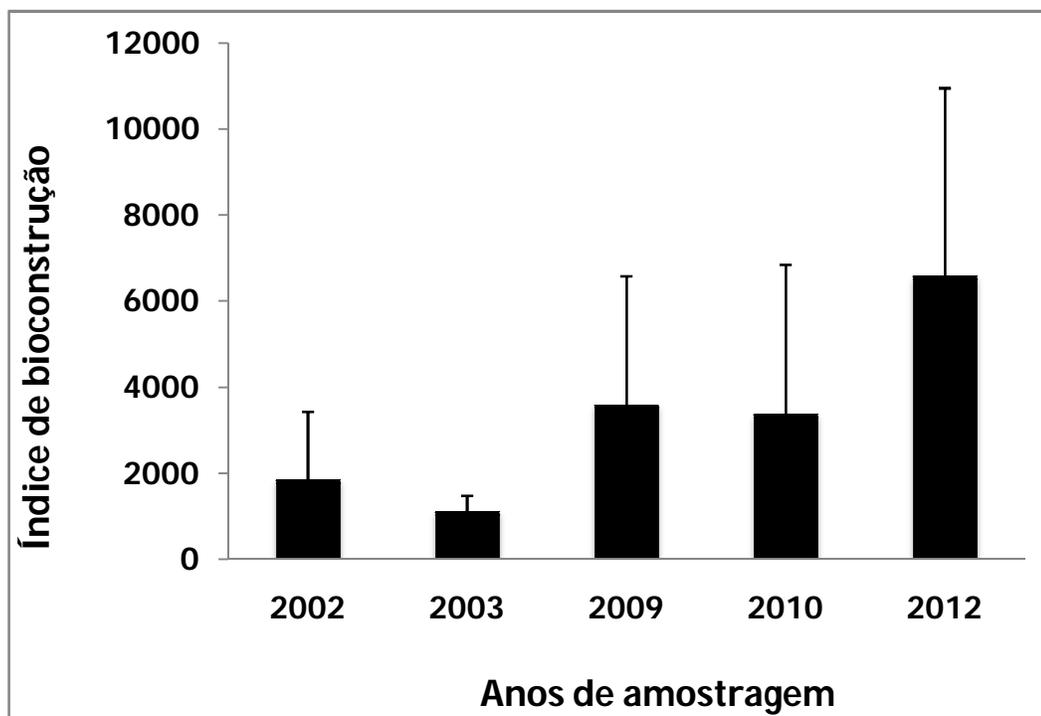


Figura 5- Médias do valor de bioconstrução calculados para cada um dos anos amostrados.

De acordo com o teste de Kruskal-Walis os diferentes anos de amostragem não se diferenciam quanto ao valor de bioconstrução calculado ($H = 8,65$; $p = 0,07$; Figura 5). Esse resultado indica que em anos de ocorrência de branqueamento o percentual de cobertura de corais não diferiu do percentual estimado em anos de ausência de eventos de branqueamento. Entretanto, é possível observar uma tendência de crescimento deste valor ao longo dos anos, com pequenas quedas em anos onde se observa eventos de branqueamento.

4. DISCUSSÃO

Os parâmetros de vitalidade analisados mostram que nos anos de 2003 e 2010, ocorreram eventos importantes de branqueamento nos corais do arquipélago de Tinaré-Boipeba, que estão associados à ação do fenômeno *El Niño*. Os valores dos parâmetros que mensuram o branqueamento, tais como o percentual de colônias com branqueamento e o percentual da área das colônias com branqueamento, apresentaram os valores mais elevados nestes anos. Os valores alcançados nesses anos são pelo menos quatro vezes maiores que nos demais anos, e podem alcançar valores até 10 vezes maiores que nos anos considerados normais. As análises multivariadas demonstram que existe diferenciação entre os anos impactados por anomalias térmicas positivas e os outros anos estudados. Esse agrupamento foi influenciado pelos parâmetros relacionados ao branqueamento dos corais. Os anos nos quais não ocorreu branqueamento se agrupam entre si, indicando que os parâmetros de

vitalidade avaliados não se diferenciaram, isto é, apesar da influência dos eventos de branqueamento os corais retornaram a seu estado anterior.

Os valores de cobertura linear e de densidade por metro quadrado não foram influenciados pelo branqueamento das colônias. Ainda que o ambiente tenha passado por dois eventos estressores durante o intervalo dos dez anos estudados, esses estresses não exerceram influências significativas na capacidade construtora do recife, tendo em vista que para esses dois parâmetros, os valores encontrados no ano de 2012 foram maiores que os encontrados no ano de 2002. Este resultado contrasta com a expectativa de que eventos de branqueamento influenciem inversamente no crescimento dos corais (CANTIN *et al.*, 2010). Os dados obtidos nesse estudo indicam que os eventos de branqueamento registrados nos anos de 2003 e 2010, a despeito de poderem afetar o crescimento dos corais, momentaneamente, não foram suficientes para interferir na ocupação da superfície do recife pelos corais, o que sugere que não houve efeito significativo na capacidade de construção dos habitats dos corais.

O valor de bioconstrução proposto por Done (1995) foi calculado para melhor avaliar a influencia dos eventos de branqueamento na capacidade construtora dos recifes estudados. Esse índice tem como objetivo principal avaliar áreas prioritárias para conservação, sendo utilizado para avaliar diferenças entre recifes próximos, indicando áreas mais saudáveis (CRUZ *et al.*, 2013). Neste trabalho, esse índice foi utilizado com o objetivo de avaliar mudanças temporais, ou seja, identificar como a capacidade construtora do ambiente recifal se comportou ao longo de 10 anos, e se os eventos de branqueamento influenciaram na capacidade construtora desse ambiente. Os valores encontrados não diferem significativamente entre si, não apresentando qualquer padrão relacionado aos eventos de branqueamento. Mesmo não sendo observadas diferenças significativas ocorreu um aumento gradativo na média desse valor ao longo dos anos, com um pequeno decréscimo nos anos em que ocorreram eventos de branqueamento. Isto sugere que as anomalias térmicas positivas observadas nos anos de 2003 e 2010, apesar de poderem afetar momentaneamente o crescimento de parte dos corais, não tiveram efeito duradouro e, portanto, não tiveram influência nos valores de bioconstrução calculados entre os anos de 2002 e 2012. Apesar de não ter existido influência aparente dos eventos de branqueamento no potencial construtor desse ambiente, percebe-se uma mudança nos percentuais relativos das espécies construtoras (Tabela 6), onde espécies do gênero *Mussismilia* deixam de ser dominantes em detrimento da espécie *Siderastrea stellata*.

As macro-algas podem ser consideradas as principais competidoras dos corais no recife (HUGHES, 1984), sendo assim, espera-se que em anos em que os corais passem por estresse térmico, os valores percentuais de cobertura de macro-alga sejam maiores que os normais. Os valores obtidos nesse trabalho não apontaram qualquer relação entre cobertura de macro-algas e os eventos de branqueamento. Com relação a este parâmetro,

os recifes da região estão aparentemente saudáveis, tendo em vista que os valores de cobertura deste organismo estão sempre mais baixos que os valores de cobertura de corais (MCFIELD e KRAMER, 2007)

Mudanças observadas nas categorias tróficas de peixes não foram relacionadas com os eventos de branqueamento. As abundâncias de todas as categorias tiveram valores maiores no ano de 2012 do que no ano de 2002. Os herbívoros mostraram ser a classe mais abundante, o que pode ter influência direta na baixa cobertura de macro algas observada ao longo dos anos. As análises multivariadas mostraram a existência de dois grupos distintos, um formado pelos anos de 2002 e 2003 e outro pelos anos de 2009, 2010 e 2012, sugerindo que as mudanças ocorridas nas categorias tróficas não tiveram influência dos eventos de anomalia térmica positiva. O motivo dessas mudanças deve estar relacionado a algum processo de longo prazo, com prováveis influências antrópicas.

Os dados obtidos nesse trabalho corroboram com a idéia de que a fauna coralina brasileira, incluindo os recifes de corais de Tinharé-Boipeba, tem características peculiares, apresentando de uma forma geral baixa diversidade e alto percentual de endemismo. Outra característica marcante desta fauna é a evidente tolerância que algumas espécies apresentam a determinados tipos de impactos locais (LOIOLA *et al.*, 2013), sobretudo, àqueles oriundos da intensa sedimentação e do aporte de nutrientes. Possivelmente, tais espécies apresentam também atributos que conferem a mesma tolerância aos impactos de natureza global, oriundos das mudanças climáticas, tais como o aquecimento e a acidificação dos oceanos. Estudos investigativos que apresentem as razões para esta tolerância são dessa forma relevantes, em tempos de mudanças ambientais drásticas, onde a preocupação a respeito do futuro dos ecossistemas recifais é latente. No cenário atual, de mudanças climáticas, é provável que os recifes de corais não desapareçam do planeta. Entretanto mudanças profundas relacionadas à estrutura e composição das comunidades coralíneas, como a diminuição da diversidade de uma forma geral e a substituição de espécies sensíveis por grupos tolerantes, representam consequências possíveis que mudem sua estrutura, diminuindo sua diversidade (HUGHES *et al.*, 2003). É possível que os recifes de corais brasileiros sejam um retrato futuro dos recifes do planeta, possivelmente porque a fauna local possa estar mais bem adaptada ao aquecimento, e por isso seja alta a recuperação aos eventos de branqueamento.

É importante ressaltar que foram avaliados apenas os impactos do branqueamento num período de 10 anos. Apesar dos resultados indicarem que o branqueamento não impactou a capacidade construtora dos recifes locais, uma perspectiva futura, com a subida da temperatura superficial do mar em até 2°C, prevista entre 2050 e 2100 constitui um cenário preocupante aos recifes do planeta (HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2007), incluindo os recifes locais. A confirmação desse prognóstico em conjunto com a intensificação de eventos de *El Niño* pode acarretar no colapso total dos recifes, semelhante ao que já ocorrera no passado (TOTH *et al.*, 2012). Além do aumento de temperatura, a acidificação dos oceanos, oriunda do aumento da concentração de dióxido de carbono

na atmosfera, surge como um potencial estressor que pode agir em sinergia com o aumento da TSM e conferir um risco real cada vez mais acentuado aos recifes de corais (KLEYPASS *et al.*, 1999).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

É possível perceber que os eventos de anomalias térmicas positivas impactaram os recifes de corais da região, mas após esses eventos, o ecossistema recifal se recuperou por completo, corroborando com a idéia que os corais do Brasil têm grande capacidade de resiliência. Apesar de existirem outros estressores, anomalias térmicas semelhantes às observadas nos últimos 10 anos, na frequência em que ocorreram, não podem ser consideradas, ainda, como fatores de risco a este ambiente. Portanto, de uma forma geral, para os recifes amostrados das ilhas de Tinharé e Boipeba, a “crise global dos recifes de corais” ainda não é evidente. Esse cenário positivo pode estar tanto associado ao estado ainda incipiente de degradação ambiental, quanto à capacidade de resiliência desta comunidade. É possível que o limiar da resiliência dos recifes estudados ainda não tenha sido atingido, mas o quanto de impactos ou mudanças no ambiente é necessário para que se atinja esse limiar é desconhecido. Por essa razão, é de suma importância que os esforços para prever e monitorar branqueamento, envolvendo tanto as observações de sensoriamento remoto, quanto a obtenção de dados *in situ*, se intensifiquem. Além disso, estratégias que busquem o controle dos impactos locais, tais como a nutrificação, impactos mecânicos e incremento da sedimentação são importantes para reduzir o potencial de sinergia dos diversos fenômenos que podem impactar os recifes. Por fim, estratégias que mitiguem o aquecimento global são fundamentais para garantir um futuro saudável aos recifes de corais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, T. *et al.* “In situ effects of human disturbances on coral reef fish assemblage structure: temporary and persisting changes are reflected as a result ecotourism.” *Marine and Freshwater research*, Just Accepted (Online Version of Record published before inclusion in an issue). MF 13185. 2014

ALEXANDER, A. *et al.* “The impact of coral bleaching on the pigment profile of the symbiotic alga, *Symbiodinium.Plant.*” *Cell and Environment* [S.I.], v. 29, p. 2133-2142, 2006.

ARONSON, R. B. *et al.* Causes of coral reef degradation. *Science* [S.I.], v. 302, n. 5650, p. 1502-1502, 2003.

BAKER, A.C. *et al.* “Climate change and coral reef bleaching: an ecological assessment of the long-term impacts, recovery trends and future outlooks.” *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80, 435–471. 2008

BRYANT, D. *et al.* “Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs.” *World Resources Institute*, Washington, D.C, 1998.

BELLWOOD, D.R. *et al.* “Confronting the coral reef crisis.” *Nature.* 429, 827–833, 2004.

CANTIN, N.E. *et al.* “Ocean Warming Slows Coral Growth in the Central Red Sea” *Science.* 329, 322, 2010.

CASTRO, C.B. e PIRES, D.O. “A bleaching event on a Brazilian coralreef.” *Rev. Bras. Oceanogr.* 47(1):87-90, 1999.

CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M. “Changes in Marine Communities: An Approach to Stastical Analysis an Interpretation.” 2ª edn., *Primer-E: Plymouth*, United Kingdom, 2001.

CONDER. “Plano de Manejo: APA das Ilhas de Tinharé e Boipeba.” *Governo de Estado da Bahia, Secretária do Planejamento, Ciência e Tecnologia, Centro de recursos ambientais (CRA.)*, v. 1, 1998.

CRUZ, I.C.S., *et al.* “Reef quality criteria for marine reserve selection: an example from eastern Brazil.” *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 2013

DONE, T. J. “Ecological criteria for evaluating coral reefs and their implications for managers and researchers.” *Coral Reefs* [S.I.], v. 14, n. 4, p. 183-192, 1995.

FABRICIUS, K.E., “Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis.” *Marine Pollution Bulletin* 50, 125–146. 2005

GINSBURG, R.N. *et al.* “AGRRA, Atlantic and Gulf rapid reef assessment.” Disponível em: <http://www.agrra.org/>>. 1998.

GLYNN, P.W. “Global Ecological Consequences of the 1982-1983 *El-Niño* Southern Oscillations.” Elsevier Oceanography, Amsterdam, 1990.

GLYNN, P.W. “Coral reef bleaching: ecological perspective.” *Coral Reefs* **129**(1):1-17, 1993.

GOREAU, T. F. “Problems of growth and calcium deposition in reef corals.” *Endeavour* **20**, 32-39, 1961.

GOREAU, T.J. & HAYES, R.L. “Coral bleaching and ocean hotspots.” *Ambio* **23**(3),176-180, 1994.

HOEGH-GULDBERG, O. “Climate change, coral bleaching and the future of the world’s coral reefs.” *Mar. Freshw. Res.* **50**, 839–866, 1999.

HOEGH-GULDBERG, O. *et al.* “Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification.” *Science* **318**, 1737, 2007

HUGHES, T. P. Population-dynamics based on individual size rather than age – A general model with a reef coral example. *American Naturalist* [S.l.], v. 123, n. 6, p. 778-795, 1984.

HUGHES, T.P. *et al.* “Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs.” *Science* **301**, 929, 2003.

JACKSON, J.B.C.*et al.* “Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems.” *Science*, **293**(5530): 629–638. (doi: 10.1126/science.1059199). 2001

KIKUCHI, R.K.P,*et al.* “Os recifes de Tinharé-Boipeba-Camamu, Bahia.” Rio Oil & Gas Expo and Conference 2008, 2008

KLEYPASS, J.A.,*et al.* “Geochemical Consequences of Increased Atmospheric Carbon Dioxide on Coral Reefs.” *Science* **284**, 118, 1999.

KRAMER, P. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA): Version 4.0 <www.agrra.org/method/methodology.html>, 2005.

LEÃO, Z.M.A.N. *et al.* “Corals and coral reefs of Brazil”. In: J. Cortês (ed.). *Latin America coral reefs*. Elsevier Publisher, Amsterdam, pp. 9-52, 2003

LEÃO, Z.M.A.N. *et al.* “Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano.” *Biota Neotropica* **8**(3), 69-82, 2008.

LISBOA, D.S., (2014), Relatório final de atividades. Fomento a rede Brasileira de Pesquisa sobre mudanças climáticas. PP 1-16

LOIOLA M., *et al.* “Definition of priority areas for the conservation of a coastal reef complex in the eastern Brazilian coast.” *Journal of Integrated Coastal Zone Management*. In press (http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-449_Loiola.pdf | DOI:10.5894/rgci449), 2014

- LOIOLA, M., et al. "Tolerance of Brazilian brain coral *Mussismilia braziliensis* to sediment and organic matter inputs." *Mar.Pollut.Bull.* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.33>), 2013
- MCFIELD, M. e KRAME, P. "Healthy Reefs for Healthy People." 1^a edn., Franklin Trade Graphics, Miami, 2007.
- MIGOTTO, A.E. "Anthozoan bleaching on the southeastern coast of Brazil in the summer of 1994." In Proc. Intern. Conference on Coelenterate Biology, 6, 1995. ICCB, Leeuwenhorst, p.329-335, 1997.
- MIRANDA, R.J., et al. "Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event" *Lat. A m. J. Aquat. Res.*, 41(2): 351-360, 2013
- MUSCATINE, L. "The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals." In Ecosystems of the world 25: Coral Reefs (Z. Dubinsky,ed.). Elsevier, New York, p.75-84, 1990.
- REAKA-KUDLA, M. L. "Processes Regulating Biodiversity in Coral Reef Communities on Ecological vs. Evolutionary Time Scales." *Critical Issues in Biodiversity-Symposium*, Professor, Department of Zoology, University of Maryland, College Park, 1991.
- REYNAUD, S. "Light and temperature effects on Sr/Ca and Mg/Ca ratios in the scleractinian coral *Acropora* sp." *Geochimica et Cosmochimica Acta* **71**, 354-362, 2007.
- SOONG, K. "Colony size as a species character in massive reef corals." *Coral Reefs* [S.I.], v. 12, n.2, p. 77-83, 1993.
- SUGGET, D.J., et al. "Photobiology of corals from Brazil's near-shore marginal reefs of Abrolhos." *Mar. Biol.* (DOI 10.1007/s00227-012-1925-6),2012
- SPALDING, M.D. et al. "World Atlas of Coral Reefs." University of California Press. 424 pp, 2001.
- SZMANT, A.N., "Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline?" *Estuaries* 25, 743-766. 2002.
- TOTH, L.T. et al. "ENSO Drove 2500-Year Collapse of Eastern Pacific Coral Reefs." *Science* **337**, 81, 2012.
- WILKINSON C. "Status of Coral Reefs of the World: 2008." Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center, Townsville, Australia. 2008.