



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GEOLOGIA MARINHA, COSTEIRA E  
SEDIMENTAR**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR  
RECIFES DE CORAL NAS ILHAS DE TINHARÉ E  
BOIPEBA, BAIXO SUL DA BAHIA, BRASIL**

**CARLA ISOBEL ELLIFF**

**SALVADOR – BAHIA**

**2014**

**CARLA ISOBEL ELLIFF**

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR  
RECIFES DE CORAL NAS ILHAS DE TINHARÉ E  
BOIPEBA, BAIXO SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção do Grau de Mestre em Geologia Marinha, Costeira e Sedimentar sob a orientação do Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi.

Data da defesa pública: 24/11/2014

**Salvador – BA**

**2014**

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca do Instituto de Geociências – UFBA

E461s      Elliff, Carla Isobel  
            Serviços ecossistêmicos prestados por recifes de coral nas  
            ilhas de Tinharé e Boipeba, Baixo Sul da Bahia, Brasil / Carla  
            Isobel Elliff. – Salvador, 2014.  
            82 f. : il. Color.

            Orientador: Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi  
            Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.  
            Instituto de Geociências, 2014.

            1. Ecologia dos recifes de coral. 2. Recifes e ilhas de coral –  
            Conservação. 3. Recursos marinhos – Conservação. I. Kikuchi,  
            Ruy Kenji Papa de. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

            CDU: 551.351:504

CARLA ISOBEL ELLIFF

**“SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR  
RECIFES DE CORAL NAS ILHAS DE TINHARÉ E  
BOIPEBA, BAIXO SUL DA BAHIA, BRASIL”**

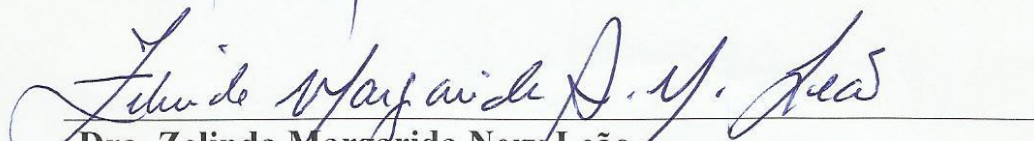
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito para a obtenção do Grau de Mestre em Geologia na área de concentração em Geologia Marinha Costeira e Sedimentar em 24/11/2014.

DISSERTAÇÃO APROVADA COM DISTINÇÃO PELA BANCA  
EXAMINADORA:



---

**Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi**  
Orientador – UFBA



---

**Dra. Zelinda Margarida Nery Leão**  
Examinadora Interno – UFBA



---

**Dr. Jose Rodrigues de Souza Filho**  
Examinador Externo - IFBaiano

Salvador – BA  
2014

To Grandad George Elliff

*(In memoriam)*

## **AGRADECIMENTOS**

À minha família, por sempre me apoiar e por ser meu alicerce na vida, especialmente minha mãe, Yara Dadalti Fragoso, e meu pai, David George Elliff. Ao meu parceiro em tudo, Gerson Fernandino de Andrade Neto, por estar ao meu lado sempre que precisei, seja no âmbito pessoal como no científico. Aos amigos da graduação e da pós-graduação por fazer a tarefa de crescer no meio acadêmico ser tão prazerosa.

Aos professores que tive a imensa honra de conhecer durante essa jornada, especialmente meu orientador prof. Dr. Ruy Kikuchi pela confiança e oportunidade. Ao prof. Dr. Manoel Jerônimo Moreira Cruz e prof. Dra. Simone Cruz em seus papéis como coordenadores do Programa de Pós-Graduação durante a realização do meu mestrado. Ao pessoal do grupo RECOR (Recifes de Corais e Mudanças Globais) pelo auxílio nas coletas de dados e diversas contribuições. À Universidade Federal da Bahia como um todo e todos os funcionários que direta ou indiretamente colaboraram com meu trabalho.

Finalmente, agradeço ao CNPq pela bolsa concedida para realizar este projeto.

## RESUMO

Recifes de coral fornecem importantes serviços ecossistêmicos, como a provisão de alimentos, manutenção de habitats, proteção à linha de costa e oportunidades para turismo e recreação. As ilhas de Tinharé e Boipeba, Baixo Sul da Bahia, têm grande parte de seu litoral rodeado por recifes em franja, que têm sofrido diversas pressões antropogênicas crônicas. O objetivo do presente estudo foi aplicar o conceito de serviços ecossistêmicos na análise dos recifes de coral das ilhas de Tinharé e Boipeba de modo a dar suporte a ações de manejo e servir como uma ferramenta para o gerenciamento costeiro. Foram aplicados os dados do monitoramento de sete anos utilizando o protocolo *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment* (AGRRA) para diagnosticar o estado de conservação dos recifes nas ilhas. Para o levantamento dos serviços ecossistêmicos foram realizados caminhamentos ao longo das praias para observar indicadores de ocorrência e os principais fatores estressantes para os recifes. O serviço de proteção à linha de costa foi analisado separadamente através do modelo de vulnerabilidade costeira do pacote InVEST. Para avaliar a capacidade de fornecimento de serviços pelos recifes, foi aplicado o modelo de avaliação de risco ao habitat, também do pacote InVEST. O diagnóstico AGRRA e o modelo de avaliação de risco ao habitat indicaram um estado preocupante de conservação dos recifes, com o maior risco de perda na capacidade de fornecimento de serviços em Morro de São Paulo. A ilha de Boipeba apresentou a maior ocorrência de indicadores associados a serviços prestados por recifes, seguido pela praia de Garapuá e, por último, Morro de São Paulo. Os serviços de maior ocorrência foram os de provisão de alimento, manutenção de habitats, recreação e lazer, e atratividade cênica. Enquanto os principais fatores estressantes foram a atividade turística, o uso de fossas sépticas e a pesca. Os recifes de coral apresentaram potencial de proteção à linha de costa em 50,51% da extensão das ilhas, sendo que 46,79% do litoral teria um estado de vulnerabilidade moderada a alta caso os recifes de coral desaparecessem. Torna-se preocupante a coincidência de áreas de alto risco e alta vulnerabilidade no cenário de ausência dos recifes. Conclui-se que o modelo atual de turismo deve ser alterado, assim como novas estratégias de manejo podem trazer benefícios e evitar o declínio dos recifes.

**Palavras-chave:** recifes de coral; serviços ecossistêmicos; gerenciamento costeiro; Tinharé e Boipeba.

## ABSTRACT

Coral reefs provide important ecosystem services such as the provision of food, habitat maintenance, shoreline protection and opportunities for tourism and recreation. The islands of Tinharé and Boipeba, Bahia, are mostly surrounded by fringing reefs, which have undergone several chronic human impacts. The objective of the present study was to apply an ecosystem approach by analyzing the ecosystem services provided by the coral reefs of the islands of Tinharé and Boipeba in order to support management actions and serve as a tool for coastal management. Data from a seven-year survey program using the Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) protocol were used to diagnose the state of conservation of the island's coral reefs. Ecosystem services were assessed by walking along the shoreline to observe indicators of their occurrence and the main stressful factors for the reefs. The shoreline protection service was analyzed separately by means of the coastal vulnerability model of the InVEST software. The habitat risk assessment model, also from the InVEST suite of models, was used to assess the reefs' ability to supply services. The AGRRA diagnosis and the habitat risk assessment model indicated a concerning state of conservation, with a greater risk of losing the ability to provide services in Morro de São Paulo. The island of Boipeba presented the greatest occurrence of indicators associated to services supplied by coral reefs, followed by Garapuí beach and, lastly, Morro de São Paulo. The services of greatest occurrence were food provision, habitat maintenance, recreation, and scenic quality. While the main stressful factors were tourism activities, the use of septic tanks and fisheries. The coral reefs presented potential for shoreline protection along 50.51% of the islands. Moreover, 46.79% of the shoreline would present moderate to high vulnerability in case the coral reefs disappeared. The coincidence of areas with high risk and high vulnerability in the scenario of absence of reefs is concerning. Thus, the current model for tourism used in the area should be altered, as should new management strategies be implemented, which can bring benefits and avoid reef decline.

**Keywords:** coral reefs; ecosystem services; coastal management; Tinharé and Boipeba.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Áreas de ocorrência de recifes de coral no Brasil .....	02
Figura 2	Localização das ilhas de Tinharé e Boipeba nomeando as principais praias .....	07
Figura 3	Mapa geológico das ilhas de Tinharé e Boipeba (modificado de Companhia Baiana de Pesquisa Mineral).....	12
Figura 4	Piscinas naturais na Quarta Praia da ilha de Tinharé (A) e na praia de Moreré na ilha de Boipeba (B) sendo usadas por banhistas .....	17
Figura 5	Mergulhadora anotando em planilha os dados coletados em campo realizado nas piscinas naturais de Moreré, ilha de Boipeba, em 2013, de acordo com o protocolo AGRRA.....	19
Figura 6	Croqui da metodologia utilizada no protocolo AGRRA, sendo (A) um transecto, no qual as formas representam colônias de corais de tamanhos e espécies diferentes, e (B) um quadrado com diversos componentes comuns dos recifes brasileiros .....	20
Figura 7	Localização das estações avaliadas com o protocolo AGRRA nas ilhas de Tinharé e Boipeba (DATUM: Córrego Alegre).....	21
Figura 8	Esquematização do funcionamento dos modelos marinhos e costeiros do InVEST (Modificado de Natural Capital Project, 2010).....	26
Figura 9	A relação entre a exposição e a consequência determina o nível de risco ao habitat e a estratégia de manejo para mitigar a situação (Modificado de Sharp <i>et al.</i> , 2014).....	28
Figura 10	Frequência relativa das principais espécies de corais em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA (SS: <i>Siderastrea</i> spp., MHI: <i>Mussismilia hispida</i> , MC:	

	<i>Montastraea cavernosa</i> , MB: <i>Mussismilia braziliensis</i> ) .....	36
Figura 11	Intensa ocupação do pós-praia na região de Morro de São Paulo em Tinharé .....	38
Figura 12	Praias de Morro de São Paulo: (A) Primeira Praia, (B) Segunda Praia, (C) Terceira Praia, (D) Quarta Praia.....	39
Figura 13	Praia de Garapuá na ilha de Tinharé (DATUM: WGS84).....	40
Figura 14	Mariscagem realizada na praia de Moreré na ilha de Boipeba...	43
Figura 15	<i>Rhizophora mangle</i> sobre recife da Quarta Praia na ilha de Tinharé.....	44
Figura 16	Atividades de recreação e lazer na Segunda Praia na ilha de Tinharé.....	44
Figura 17	Desenho dos polígonos de Morro de São Paulo, Garapuá e Boipeba, para análise dos fatores estressantes de exposição.....	45
Figura 18	Gráfico do nível de risco ao qual estão sujeitos os recifes de coral de Tinharé e Boipeba com base nos fatores de exposição e suas consequências.....	48
Figura 19	Mapeamento do risco cumulativo ao fornecimento de serviços ecossistêmicos pelos recifes de coral de Tinharé e Boipeba (DATUM: WGS84).....	49
Figura 20	Grau de vulnerabilidade costeira para as ilhas de Tinharé e Boipeba (DATUM: WGS84).....	52

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Serviços e bens ecossistêmicos de recifes de coral (modificado de Moberg & Folke, 1999).....	5
Tabela 2	Anos de amostragem, número de estações analisadas e profundidade média dos levantamentos utilizando o protocolo AGRRA em Tinharé e Boipeba.....	21
Tabela 3	Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.....	23
Tabela 4	Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de regulação/suporte prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.....	23
Tabela 5	Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de informação e cultura prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.....	24
Tabela 6	Sistema de classificação do grau de exposição à erosão e alagamentos dos parâmetros analisados para calcular vulnerabilidade costeira (modificado de Sharp et al., 2014).....	31
Tabela 7	Dados de número de colônias contabilizadas, diâmetro máximo médio, recrutas/m <sup>2</sup> e cobertura de coral vivo média em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA.....	34
Tabela 8	Dados de mortalidade parcial recente e antiga, área afetada e colônias branqueadas em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA.....	35

Tabela 9	Contabilização das colônias das principais espécies observadas em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA.....	37
Tabela 10	Levantamento dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos recifes de corais de Tinharé e Boipeba.....	42
Tabela 11	Grau de exposição das feições geomorfológicas encontradas nas ilhas de Tinharé e Boipeba.....	50

# SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	
AGRADECIMENTOS	
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	x
CAPÍTULO I:	
INTRODUÇÃO.....	1
1 Objetivos.....	8
CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDO.....	10
1 Aspectos Fisiográficos.....	10
1.1 Clima.....	10
1.2 Circulação atmosférica e parâmetros oceanográficos.....	10
1.3 Geologia.....	11
2 Os recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba.....	15
CAPÍTULO III: MATERIAL E MÉTODOS.....	18
1 Protocolo <i>Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment</i> (AGRRA).....	18
2 Levantamento dos serviços ecossistêmicos em campo.....	22
3 <i>Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs</i> (InVEST).....	24
3.1 Modelo de Avaliação de Risco ao Habitat ( <i>Habitat Risk</i> <i>Assessment</i> , HRA) .....	26
3.1.1 Dados de entrada.....	28

3.2 Modelo de Vulnerabilidade Costeira.....	30
3.2.1 Dados de entrada.....	32
CAPÍTULO IV: RESULTADOS.....	34
1 Diagnóstico AGRRA.....	34
2 Impactos negativos e serviços ecossistêmicos.....	37
3 Modelo de avaliação de risco ao habitat (HRA).....	45
4 Modelo de vulnerabilidade costeira.....	49
CAPÍTULO V: DISCUSSÃO.....	53
CAPÍTULO VI: CONCLUSÕES.....	60
REFERÊNCIAS.....	62

## CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO

Os recifes de coral estão dentre os ecossistemas marinhos mais notáveis. Apesar de ocuparem menos de 1% do ambiente bentônico global, eles são considerados os ecossistemas mais diversos e produtivos dos oceanos (MARTÍNEZ et al., 2007). Formados pelo acúmulo de carbonato de cálcio oriundo de diversos organismos (por exemplo, colônias de corais, algas calcárias incrustantes, moluscos e esponjas) sobre um substrato estável, essa complexa estrutura tridimensional pode ser considerada um sistema biofísico altamente dinâmico, no qual ocorrem mudanças físicas, químicas e biológicas constantes (HAYDEN et al., 1978).

Recifes de coral são encontrados nas águas quentes, claras, rasas e oligotróficas das zonas tropicais e subtropicais do globo. O Brasil está entre as principais regiões de ocorrência de recifes de corais nas Américas, junto ao Caribe e o leste do Pacífico (CORTÉS, 2003). A região Nordeste do Brasil apresenta a maior concentração de recifes de coral no país, sendo o estado da Bahia, na costa leste, o mais representativo (Figura 1).

Como apontado por Leão et al. (2003), os recifes brasileiros apresentam características que os diferem notavelmente de outros recifes, como as altas taxas de endemismo e baixa diversidade de espécies. Estes autores também enfatizam a presença de sedimentos siliciclásticos lamosos nos bancos recifais mais costeiros. Este pode ser considerado um fator estressante para a fauna coralínea que depende de boa luminosidade na água para garantir energia por meio da fotossíntese realizada por suas algas simbiotes, as zooxantelas.

Além de fatores estressantes naturais, os recifes brasileiros e do mundo todo têm sofrido com as mudanças ambientais causadas por atividades humanas. Dentre as principais ameaças à resiliência dos recifes de corais estão a sobrepesca, a poluição, o aumento de sedimentação, a eutrofização, o desenvolvimento urbano desordenado na linha de costa e as mudanças climáticas (LEÃO et al., 2003; KIKUCHI et al., 2010; PRINCIPE et al., 2012). Além disso, Moberg e Folke (1999) afirmam que a recuperação dos recifes frente a impactos humanos persistentes (ex: poluentes, descargas de sedimentos) é mais lenta do que frente a impactos naturais (ex: furacões, surto de predadores), o que têm posto em risco estes ambientes e os serviços ecossistêmicos que estes nos fornecem.

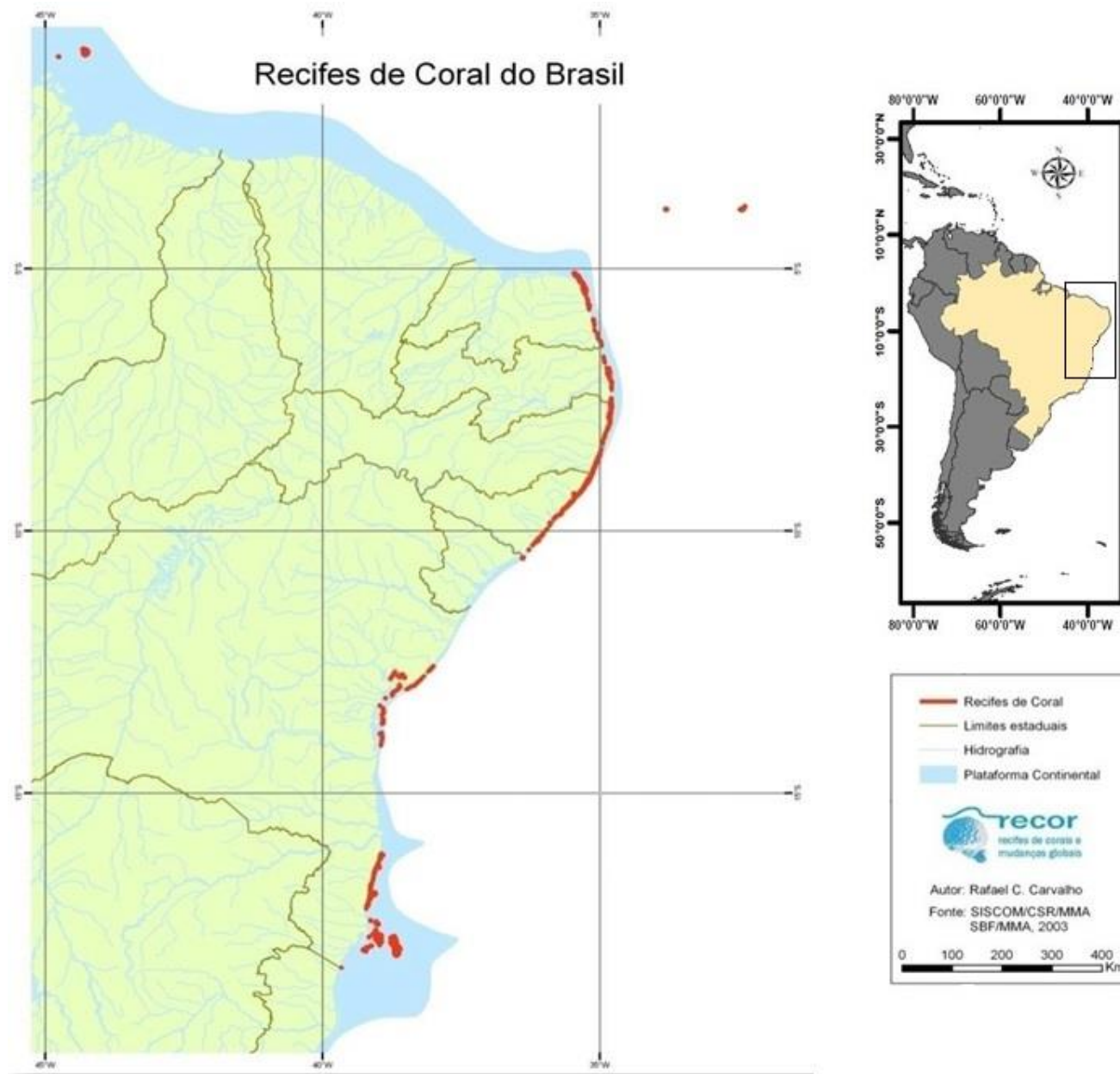


Figura 1 - Áreas de ocorrência de recifes de coral no Brasil.

Serviços ecossistêmicos podem ser simplificadamente definidos como os benefícios que os ecossistemas naturais fornecem ao ser humano (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Apesar de a espécie humana apresentar certo nível de distanciamento das relações diretas com o meio ambiente, devido a questões culturais e tecnológicas, esta ainda é fundamentalmente dependente do fluxo de serviços



ecossistêmicos. Por exemplo, um carro só é movido se houver um combustível (gasolina, eletricidade, biodiesel, etc.), construções só são possíveis se houver matéria prima, nossa respiração depende da produção de oxigênio por parte de organismos fotossintetizantes, e assim por diante.

O estudo dos serviços ecossistêmicos pode ser incluído na chamada “economia ecológica”, uma ciência transdisciplinar pela qual diferentes áreas do conhecimento buscam se comunicar por meio de uma mesma linguagem (DALY; FARLEY, 2004). Como apontado por Bockstael et al. (2000), um dos maiores empecilhos para alcançar resultados efetivos nas ciências ambientais é a falta de trabalhos colaborativos entre cientistas de diferentes áreas, de modo a englobar todas as questões envolvidas. Desse modo, assim como referido por Malone et al. (2014), é necessária uma abordagem holística e integrada, transpassando-se fronteiras impostas entre áreas do conhecimento, quando tratamos de serviços ecossistêmicos e desenvolvimento sustentável. No entanto, enquanto políticas públicas têm tratado o desenvolvimento econômico, o desenvolvimento social e a sustentabilidade ambiental como dimensões interativas, estas nem sempre são vistas como interdependentes.

Costanza et al. (1997) realizaram o primeiro esforço global para a valoração econômica de serviços ecossistêmicos e capital natural. Esses autores consideraram que uma maneira de se pensar sobre a valoração dos serviços ecossistêmicos era determinar o quanto custaria para replicá-los em uma biosfera artificial. No entanto, eles expressam claramente que havia (e ainda há) muita discussão sobre a complexidade em se valorar um ecossistema, entendendo que não há sentido em se investigar o valor total de todo o capital natural para o bem-estar humano, pois se não há capital natural não há bem-estar humano. Porém, a valoração econômica pode ajudar a chamar atenção para atributos naturais que não são levados em conta em mercados tradicionais, como a capacidade de assimilação de poluentes e ciclos biogeoquímicos essenciais. Considerando as possíveis limitações do estudo de Costanza et al. (1997) no qual foram avaliados 17 serviços para 16 biomas, levando em conta apenas recursos renováveis, o valor total dos serviços ecossistêmicos mundiais foi estimado em pelo menos US\$ 33 trilhões/ano, demonstrando claramente a importância e dependência humana em relação aos ecossistemas. É importante enfatizar que 63% desse valor total foi atribuído a ambientes marinhos, dos quais os costeiros, incluindo recifes de coral, foram os mais representativos nessa parcela.

A partir desse marco no estudo dos serviços ecossistêmicos, iniciou-se um aumento exponencial no número de publicações acerca do tema, como demonstrado por Fisher et al. (2009). Estes autores atribuem essa popularização do tema em parte pela publicação do relatório do Millenium Ecosystem Assessment em 2005. Essa iniciativa da Organização das Nações Unidas (ONU) uniu o esforço científico de mais de 1.360 pesquisadores pelo mundo todo com o intuito de avaliar as consequências das mudanças ambientais para o bem-estar humano e a base científica para as ações necessárias para melhorar a conservação e o uso sustentável desses ecossistemas e sua contribuição para o bem-estar.

Os recifes de coral oferecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos. Moberg e Folke (1999) identificaram uma série desses serviços e bens ecossistêmicos (Tabela 1) e afirmam que para assegurar a capacidade dos recifes de coral de fornecerem esses serviços, é necessário conservar a resiliência desse ecossistema. Outro ponto importante levantado pelos mesmos autores é que esses serviços e bens são dependentes de interações complexas envolvendo o ambiente como um todo. Além disso, eles também variam entre regiões biogeográficas, tipos de recifes, recifes individuais e, até mesmo, entre zonas num mesmo recife. Logo, é importante que estudos sobre este tema não se baseiem apenas em modelos genéricos, pois pode haver uma grande variação na resposta regional.

Tabela 1 - Serviços e bens ecossistêmicos de recifes de coral (modificado de Moberg e Folke, 1999).

<b>Serviços e bens</b>	<b>Exemplos</b>
Recursos renováveis	Alimento (frutos do mar)
	Matéria-prima para medicamentos
	Outras matérias-primas (algas para Agar-agar)
	Joias
Mineração dos recifes	Peixes e corais vivos para aquariorfilia
	Blocos, cascalho e areia dos corais para construção
	Matéria-prima para a produção de calcário e cimento
Serviços pela estrutura física	Óleo e gás
	Proteção à linha de costa
	Incremento de substrato
	Promoção de crescimento de mangues e campos de algas
Serviços bióticos	Geração de areia coralina
	Manutenção de habitats
	Manutenção da biodiversidade e <i>pool</i> genético
	Regulação de processos e funções do ecossistema
	Manutenção biológica de resiliência
Serviços biogeoquímicos	Exportação de produção orgânica e plâncton para teias tróficas pelágicas
	Fixação de nitrogênio
	Controle de CO <sub>2</sub> /Ca
Serviços de informação e educação	Assimilação de resíduos
	Monitoramento e registro de poluição
Serviços sociais e culturais	Registro climático
	Recreação
	Valores estéticos e inspiração artística
	Sustento às comunidades
	Suporte de valores culturais, religiosos e espirituais

No Brasil, apesar do crescente interesse no tema, ainda são poucos os estudos que buscam avaliar serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles que avaliam o ambiente costeiro. No entanto, esta região é habitada por cerca de 39 milhões de pessoas de 17 estados, 395 municípios e 16 metrópoles, o que implica em diversos conflitos de uso (STROHAECKER, 2006). Assim, para garantir um gerenciamento costeiro adequado, é importante aplicar diversas estratégias e ferramentas, incluindo a avaliação dos serviços ecossistêmicos, de modo a alcançar um desenvolvimento que seja sustentável.

As ilhas de Tinharé e Boipeba (Figura 2), localizadas no litoral denominado Baixo Sul da Bahia, no município de Cairu, são um exemplo de uma região que se beneficiaria de uma abordagem ecossistêmica para seu gerenciamento. Inseridas na chamada Costa do Dendê, que, como apontado por Rebouças et al. (2011), é delimitada pelos rios Jequiçá e Tijuípe, apresentam uma linha de costa bastante irregular devido à presença de ilhas, baías e canais de maré, denotando uma alta geodiversidade. A dificuldade de acesso à linha de costa na região pode ser atribuída justamente à sua fisiografia, o que também implica em um melhor estado de preservação ambiental da área, comparando-se com outros trechos do litoral baiano (DOMINGUEZ; CORRÊA-GOMES, 2011).

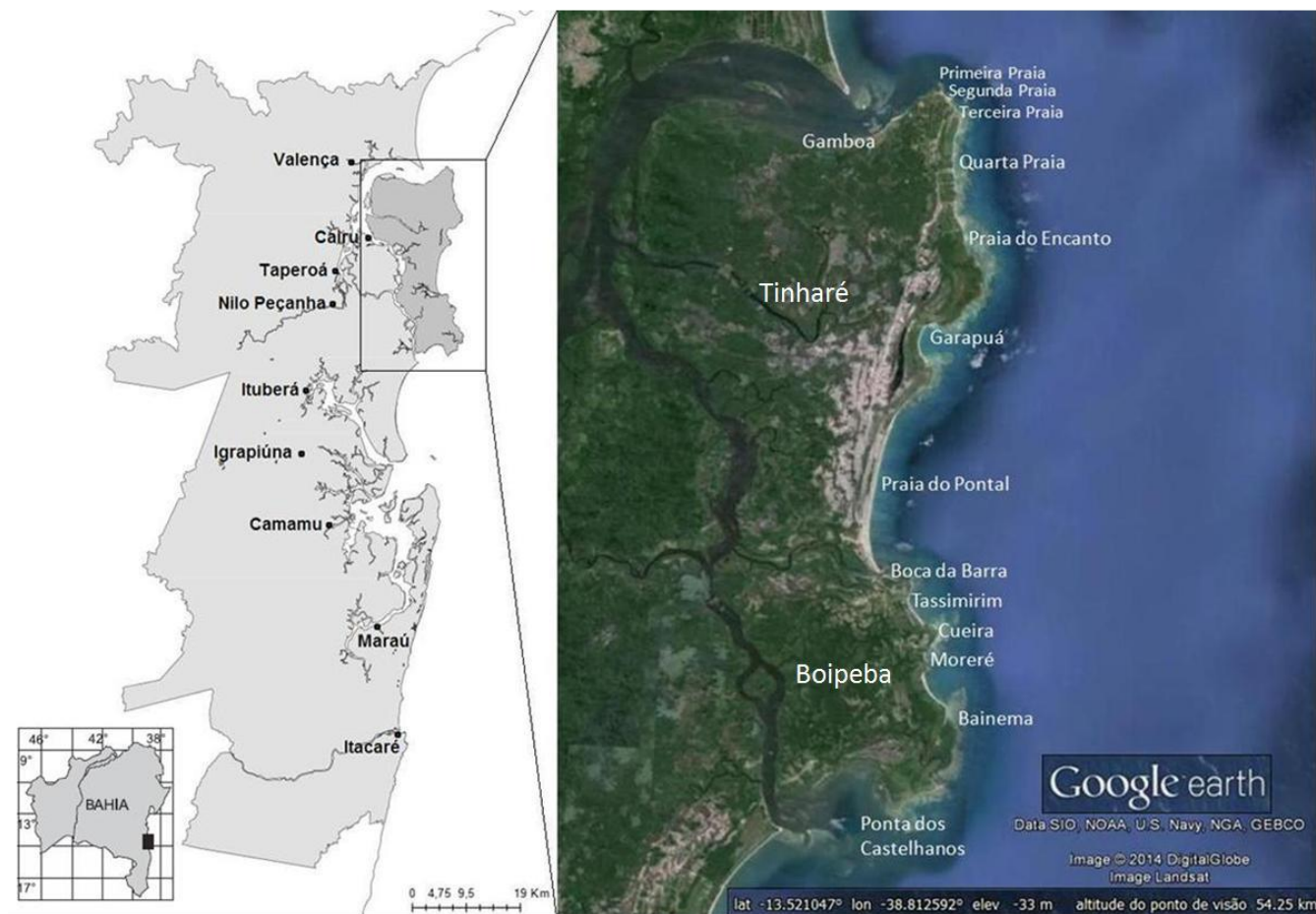


Figura 2 - Localização das ilhas de Tinharé e Boipeba nomeando as principais praias.

Freitas (2002) identificou como principais conflitos ambientais nas praias da Costa do Dendê a presença de resíduos de óleo (52% dos pontos analisados em seu estudo), atribuído à lavagem de porões de navios nas águas adjacentes, a presença de lixo (90% dos pontos), trânsito de veículos nas praias, crescimento desorganizado, destruição dos recifes, e a erosão costeira. Dessa forma, apesar da dificuldade de acesso e concentrações urbanas pouco frequentes, a região tem experimentado crescentes pressões antrópicas.

Como forma de buscar conservar os recursos naturais da região da Costa do Dendê, foram estabelecidas seis Unidades de Conservação englobando todo este trecho da linha de costa. As ilhas de Tinharé e Boipeba estão inseridas dentro de uma dessas Áreas de Proteção Ambiental (APA) (Decreto nº 1.240, 5 de junho 1992), que constitui uma Unidade de Conservação de uso sustentável. Essa denominação implica que as ilhas podem incluir

áreas privadas e públicas, com o intuito de ordenar o processo de ocupação humana, conservar a diversidade biológica local e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais das mesmas. Dentre os atributos naturais da área que são reconhecidamente fundamentais estão os recifes, barras, morros e depósitos costeiros.

Com a resolução do CEPRAM nº 1.692, de 19 de junho de 1998, ficou aprovado o seu Zoneamento Ecológico-Econômico, que classificou a APA de Tinharé e Boipeba em 17 categorias de zonas. O litoral das ilhas foi enquadrado dentro da chamada Zona de Orla Marítima, que corresponde à faixa de proteção de 60 m contados a partir da linha de preamar máxima. Em Tinharé isso corresponde à área de Morro de São Paulo (Alambique, Primeira, Segunda, Terceira e Quarta praias), Garapuá e Pontal; em Boipeba, Cueira, Tassimirim e Bainema. Nesta zona fica permitida apenas a visitação contemplativa, atividades associadas ao turismo e lazer e pesca artesanal, com proibição de arruamentos, tráfego de veículos, construção de edificações em caráter permanente e qualquer outra forma de uso do solo que impeça ou dificulte o acesso público ao mar.

Como mencionado anteriormente, a ilha de Tinharé comporta a região de Morro de São Paulo, que inclui a Primeira, Segunda, Terceira e Quarta praias, ao norte e, seguindo para sul, as praias do Encanto, Garapuá e Pontal. Já em Boipeba as principais praias são as praias da Boca da Barra, Tassimirim, Cueira, Moreré, Bainema e Ponta dos Castelhanos. A localização destas praias está devidamente identificada na Figura 2. Silva et al. (2009) afirmam que a maior parte da extensão das ilhas apresenta ocupação pouco intensa, sendo que nas praias de ocupação mais intensa, como a região de Morro de São Paulo, a gestão ambiental requer caráter corretivo, enquanto que nas mais preservadas esta demanda é por ações preventivas.

## **1. Objetivos**

O objetivo geral do presente estudo foi aplicar o conceito de serviços ecossistêmicos na análise dos recifes de coral das ilhas de Tinharé e Boipeba de modo a dar suporte a ações de manejo e servir como uma ferramenta para o gerenciamento costeiro.

Como objetivos específicos, pretendeu-se:

- Relacionar os serviços ecossistêmicos levantados às características geomorfológicas, geográficas e biofísicas da região;
- Realizar a primeira análise qualitativa desses serviços prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba;
- Mapear as áreas de maior fornecimento dos serviços ecossistêmicos, indicando locais de maior vulnerabilidade e locais que demandam maiores ações de manejo e/ou conservação;
- Diagnosticar o estado de conservação dos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba com base nos índices de vitalidade levantados com o protocolo AGRRA;
- Dar subsídios à prefeitura para a tomada de decisões bem informadas acerca de questões do uso da área dos recifes.

## CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDO

### 1. Aspectos Fisiográficos

#### 1.1 *Clima*

A Costa do Dendê é caracterizada como uma região de clima quente e úmido, sem estação seca, visto a ocorrência de chuva durante todos os meses do ano, com um regime de pluviosidade regular e taxas maiores que 2.000 mm por ano (SEI, 1998). Apesar de serem bem distribuídas ao longo do ano, Freitas (2002) atribui a maior ocorrência de chuvas entre os meses de abril e agosto à chegada de frentes-frias.

A temperatura da região é amenizada pelos padrões de circulação atmosférica local, com média em torno de 24-25°C, sendo a temperatura média do mês mais frio acima de 18°C e a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (SEI, 1998).

#### 1.2 *Circulação atmosférica e parâmetros oceanográficos*

O cinturão de ventos alísios que atinge a costa leste do Brasil principalmente na direção E-SE e NE é um dos componentes mais importantes na circulação atmosférica da região da Costa do Dendê (REBOUÇAS, 2006). De acordo com Bittencourt et al. (2000), devido ao padrão de circulação da região, há uma mudança na direção dos ventos que atingem a costa baiana: durante a primavera e verão os ventos são de NE-E, e no outono e inverno são de SE-E. Além disso, os autores explicam que ventos de SSE que ocorrem durante o outono e o inverno, associados ao avanço periódico da Frente Polar Atlântica, reforçam os ventos alísios de SE. Porém, esse sistema está sujeito a perturbações, particularmente em anos de *El Niño*, quando a Frente Polar Atlântica pode ser interrompida e não atingir o litoral.

De acordo com Martin et al. (1998) e Nunes (2009), a direção, altura e período de ondas que incidem na costa nordeste brasileira estão relacionados inerentemente à direção e velocidade dos ventos alísios. Dessa forma, durante o verão e a primavera, os ventos alísios de NE-E geram ondas de N-NE, com alturas predominantes de 1 m e



período de 5 s, enquanto os ventos alísios do outono e inverno geram ondas na mesma direção de sua incidência (SE-E), com alturas predominantes maiores (1,5 m) e períodos mais longos (de 6 a 7 s) (MARTIN et al., 1998; FREITAS, 2002).

Rebouças et al. (2011), a partir de uma série temporal de dados de 1951 a 1972, afirmam que as direções médias e frequências anuais de ventos locais que podem gerar ondas afetando a Costa do Dendê são: NE(N45°) – 18%, E (N90) – 47%, SE (N135°) – 30%, SSE (N157,5°) – 5%.

Não há medições diretas e de longa duração para o regime de ondas deste trecho da costa, porém Freitas (2002) identificou dois grandes domínios energéticos a partir de modelagem da refração de ondas: um domínio de baixa a média energia, com ondas de até 1 m, e outro de alta energia, com ondas maiores que 1 m. O autor insere as ilhas de Tinharé e Boipeba no domínio de baixa a média energia, devido à proteção oferecida pelos recifes, porém o mesmo afirma que a energia das ondas é alta nas bordas dos recifes, principalmente próximo a Garapuá, em Tinharé, e Ponta dos Castelhanos, em Boipeba. Além disso, a presença de obstáculos e recifes de corais causam inversões locais no sentido da deriva litorânea, sendo que há importantes regiões de divergência da deriva litorânea em Tinharé e Boipeba (BITTENCOURT et al., 2011).

Nesse trecho da costa, observa-se um regime de meso-marés semidiurnas e, com base no marégrafo do Porto de Salvador, a amplitude média é de 2,5 m, enquanto a amplitude média de sizígia chega a 2,8 m (REBOUÇAS et al., 2011). A plataforma continental em frente às ilhas de Tinharé e Boipeba alcança sua extensão mais estreita no estado da Bahia, com apenas 15 km (KIKUCHI et al., 2010).

### *1.3 Geologia*

A linha de costa das ilhas de Tinharé e Boipeba, e da Costa do Dendê como um todo, é bastante recortada. Essa configuração atual e estruturação da linha de costa da área é resultado da herança geológica local relacionada à inserção da região na Bacia de Camamu, somada aos eventos de regressão e transgressão marinha que

ocorreram durante o período Quaternário (SILVA et al., 2009). As principais características geológicas das ilhas de Tinharé e Boipeba estão ilustradas na Figura 3.

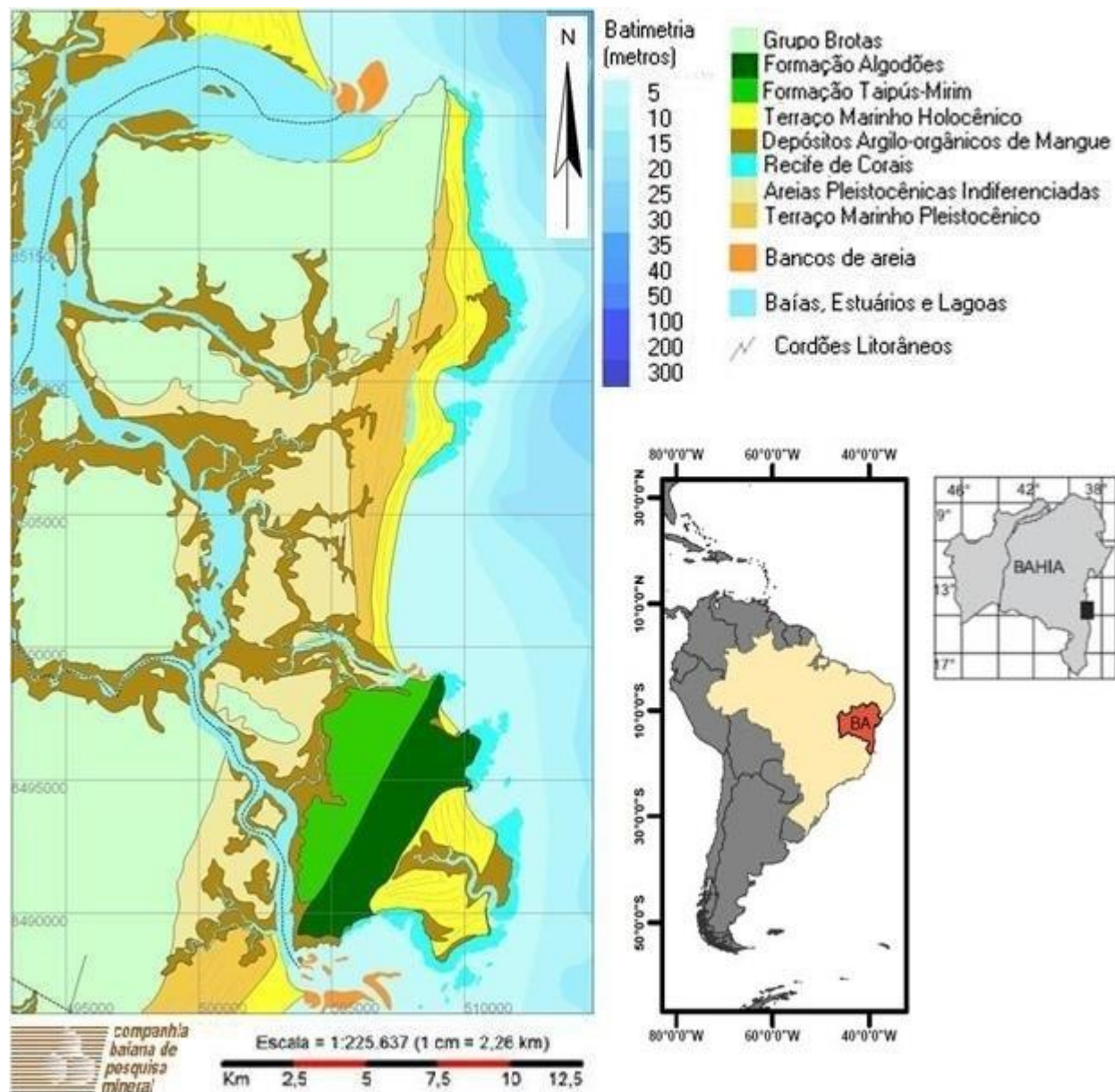


Figura 3 - Mapa geológico das ilhas de Tinharé e Boipeba (modificado de Companhia Baiana de Pesquisa Mineral).

Rebouças (2006) descreve a geologia da Costa do Dendê como sendo diferenciada do restante da costa baiana, devido à ausência do Grupo Barreiras e à presença de rochas mesozóicas que bordejam o litoral e formam falésias nas ilhas de Tinharé e Boipeba. Essas falésias, de 5 a 80 m de altura, são formadas pelo afloramento de arenitos e carbonatos da própria Bacia de Camamu, e estão, de maneira geral, em franco processo de recuo, além de sua presença estar associada à criação de pequenas enseadas com praias de bolso (SILVA et al., 2009; REBOUÇAS et al., 2011).

A evolução costeira da região de Tinharé e Boipeba durante o Quaternário foi particularmente influenciada pelos seguintes estágios descritos por Freitas (2002) e Dominguez et al. (2011):

- Máximo da Penúltima Transgressão: O clima na região retorna a condições mais úmidas após um período árido e o mar se eleva e atinge o nível máximo de  $8\pm 2$  m, acima do nível médio atual, há 120.000 anos AP. Isso levou à erosão parcial de rochas sedimentares da Bacia de Camamu, à formação de estuários e ao recuo de falésias. Nesta época não existiam as planícies quaternárias das ilhas de Tinharé e Boipeba e do Pratigi observadas nos dias de hoje.
- Deposição dos Terraços Marinheiros do Pleistoceno: O nível do mar sofre um abaixamento, o que leva à progradação da linha de costa. Assim, formam-se terraços arenosos que hoje tem altitudes entre 6 e 10 m. Estes podem ser observados atualmente nas porções mais internas da planície costeira, inclusive na ilha de Tinharé, e neles estão demarcados cordões litorâneos.
- Máximo Glacial: Após a Penúltima Transgressão, o nível do mar volta a baixar com a expansão de geleiras no Hemisfério Norte, chegando a um nível aproximadamente 140 m abaixo do atual, 16.000 anos AP. Por causa dessa regressão marinha, a plataforma continental ficou exposta e, conseqüentemente, as comunidades recifais foram praticamente

dizimadas, mantendo-se vivas apenas na borda da plataforma ou em montes submarinos.

- Máximo da Última Transgressão: A subida do nível do mar atinge 5 m durante o Holoceno (5.100 anos AP) e parcialmente erode e inunda os terraços pleistocênicos, formando sistemas de ilhas barreiras e lagunas nas planícies quaternárias. Essa inundação permitiu que as comunidades recifais se reestabelecessem aproveitando os substratos consolidados disponíveis.
- Deposição dos Terraços Marinheiros do Holoceno: A forma final do litoral é alcançada quando novamente há uma descida do nível do mar e progradação da linha de costa, o que favorece o truncamento do topo dos recifes de corais mais costeiros e a deposição de terraços arenosos. Estes se encontram nas porções mais externas da planície costeira e tem altitude máxima de 4 a 6 m, com suave caimento em direção à linha de costa.

Com relação aos sedimentos da Costa do Dendê, Rebouças et al. (2011) observaram que estes são essencialmente siliciclásticos (80-100%), sendo o quartzo o principal componente (70-100%). Porém, nas ilhas de Tinharé e Boipeba os bioclastos são os principais componentes (80-100%), sendo fragmentos de algas do gênero *Halimeda* os itens mais comuns (até 70%), com participação significativa também de algas coralinas e moluscos (>30%). Os autores afirmam que os recifes de coral e algas coralinas representam uma importante fonte de sedimentos para as praias da área.

A textura do sedimento encontrado em Tinharé e Boipeba apresenta certa variabilidade, de areia fina a grossa, com cor variando de branca a ocre, como descrito por Silva et al. (2009). Estes autores detalham a granulometria das praias de Tinharé, sendo que a Primeira Praia, Segunda Praia, Quarta Praia e Praia do Encanto apresentam predomínio de areias finas, enquanto a Terceira Praia, Garapuá e Pontal apresentam predomínio de areia média.

## 2. Os recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba

Apesar dos recifes da Baía de Camamu terem sido os primeiros recifes brasileiros a serem relatados na literatura científica, esta é a área menos conhecida de toda a costa do estado da Bahia (LEÃO et al., 2003). Segundo Kikuchi et al. (2008) um maior interesse nos estudos dos recifes de coral da área surgiu a partir de 2003 com o início das atividades de exploração de petróleo na Bacia de Camamu-Almada. Como apontado por Leão et al. (2003), Kikuchi et al. (2008) e Miranda (2009), as ilhas de Tinharé e Boipeba apresentam recifes do tipo franjantes aflorantes que bordejam a costa, bancos rasos (entre 5 e 10 m de profundidade), e recifes profundos (entre 10 e 20 m). Recifes aflorantes são caracterizados como aqueles que permanecem emersos durante as marés baixas de sizígia, englobando assim os recifes em franja e os bancos isolados adjacentes.

Leão et al. (2010) registraram a ocorrência de 13 espécies de corais e 3 espécies de hidrocorais nas ilhas: *Agaricia agaricites*, *Agaricia fragilis*, *Favia gravida*, *Madracis decactis*, *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia harttii*, *Mussismilia hispida*, *Phyllangia americana*, *Porites astreoides*, *Porites branneri*, *Scolymia wellsi*, *Siderastrea stellata*, *Millepora alcicornis*, *Millepora nitida*, *Stylaster roseus*, respectivamente.

As espécies mais constantes são as endêmicas *Mussismilia hispida* e *Siderastrea stellata*, seguido pelas também endêmicas *Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia harttii* e *Favia gravida* (KIKUCHI et al., 2008). De acordo com Miranda (2009), dentre as espécies de coral amostradas em seu estudo, *Mussismilia hispida* foi o principal construtor recifal, sendo responsável por, aproximadamente, 32% da cobertura total do recife, seguida por *Siderastrea* spp. (26%), *Mussismilia braziliensis* (13,5%), *Millepora alcicornis* (12%), e *Montastraea cavernosa* (10%).

Devido à evolução costeira quaternária da região, o topo destes recifes tem uma superfície bastante irregular, com o truncamento de antigas colônias e a formação de muitos canais e poças de maré (KIKUCHI et al., 2008; DOMINGUEZ et al., 2011). Além disso, a disposição desses recifes permite a formação de piscinas naturais, que são um grande atrativo turístico na região (Figura 4) (MIRANDA, 2009).

No entanto, a pressão da indústria do turismo pode ser considerada como um impacto negativo sério na conservação dos ambientes recifais se esta não for realizada de maneira ordenada (KIKUCHI et al., 2010). Freitas (2002) indica que a Costa do Dendê tem experimentado um alto crescimento nos últimos 15 anos, impulsionado, sobretudo, pelo rápido desenvolvimento da indústria do turismo, principalmente em lugares como Itacaré e Morro de São Paulo. Além disso, a exploração petrolífera na Bacia de Camamu apresenta um potencial de acarretar danos aos recifes, como apontado por Silva et al. (2009), cujo estudo sobre a sensibilidade das praias de Tinharé e Boipeba em relação a derrames de óleo constatou um alto nível de sensibilidade na região principalmente pela presença de recifes de coral e manguezais.

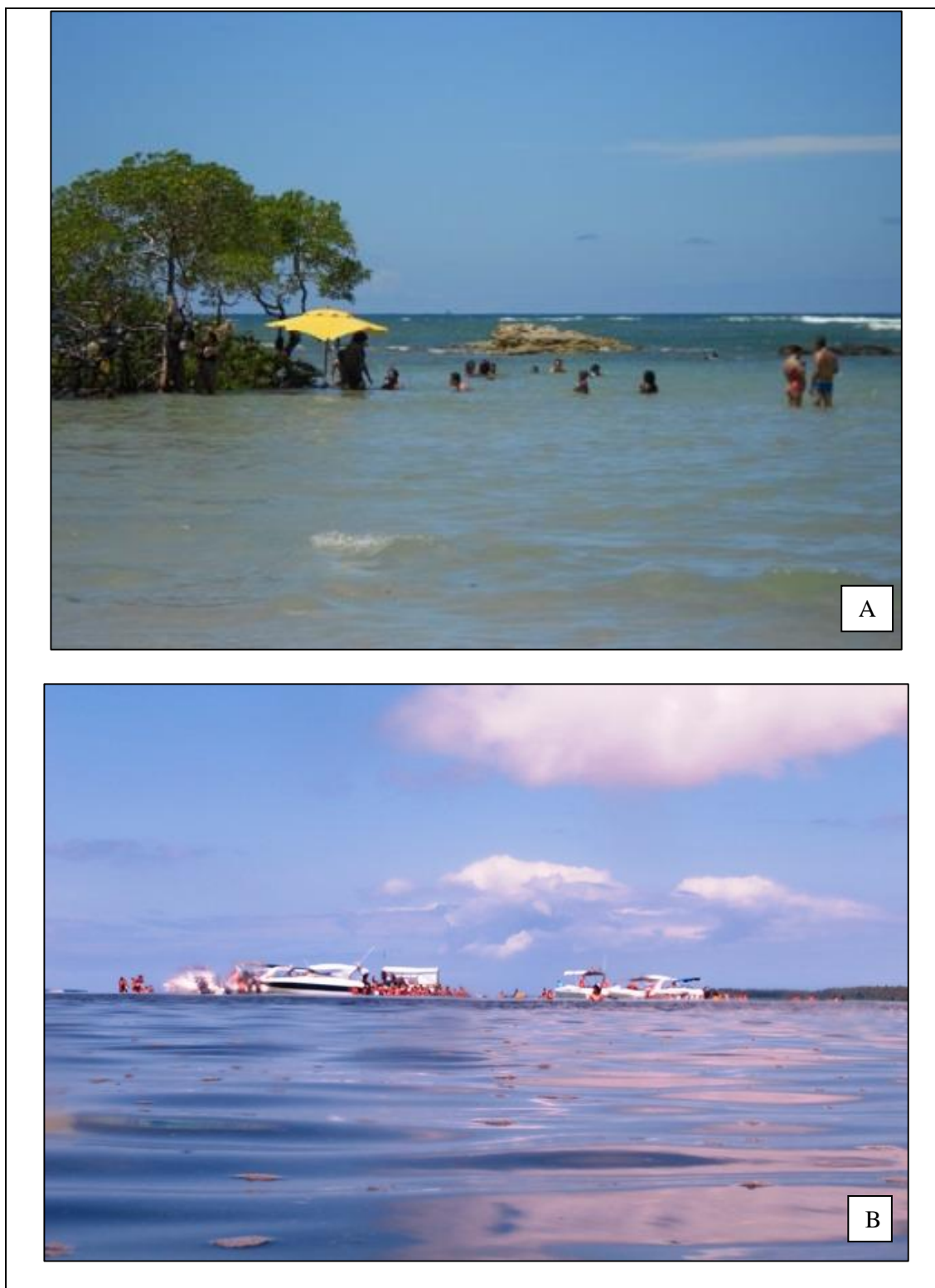


Figura 4 - Piscinas naturais na Quarta Praia da ilha de Tinharé (A) e na praia de Moreré na ilha de Boipeba (B) sendo usadas por banhistas

## CAPÍTULO III: MATERIAL E MÉTODOS

### 1. Protocolo *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)*

Os dados de vitalidade dos recifes de coral foram obtidos a partir do banco de dados do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD/CNPq) do grupo Recifes de Corais e Mudanças Globais (RECOR), intitulado “Investigação do funcionamento do ecossistema recifal da zona costeira do estado da Bahia e avaliação dos efeitos de ações antropogênicas e mudanças globais”. Este usa o protocolo *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)*, que é uma metodologia de censo visual, ao longo de transectos e quadrados. Resumidamente, os principais focos dessa metodologia são determinar a condição vital dos corais, analisar a composição da comunidade algácea, estimar a composição da fauna ictiológica e avaliar o grau de recrutamento pelos corais (GINSBURG et al., 1998).

O protocolo AGRRA é uma colaboração internacional entre cientistas e gestores com o objetivo de avaliar a nível regional as condições de recifes do oceano Atlântico oeste e Golfo do México. Por se tratar de um programa contínuo, atualizações dos protocolos e resultados de levantamentos são disponibilizados na *web-page* <<http://www.agrra.org>> periodicamente, sendo que a última atualização do protocolo foi realizada em 2010 (LANG et al., 2010).

Como mencionado anteriormente, a metodologia consiste em censos visuais utilizando equipamento de mergulho autônomo tipo SCUBA (*Self Contained Underwater Breathing Apparatus*) ou mergulho livre, a depender da profundidade local, ao longo de transectos e quadrados randomicamente distribuídos na área de interesse (Figura 5). Isso possibilita o levantamento de informações de maneira não-invasiva e probabilística em grandes áreas, como ilhas, plataformas, países e ecorregiões (LANG et al., 2010).

No entanto, como explicado anteriormente, os recifes de coral do Brasil apresentam características únicas, o que levou à necessidade de algumas adaptações para que o protocolo atendesse às suas condições particulares. Por exemplo, o protocolo em sua primeira versão estipulava que apenas colônias de corais maiores que 25 cm de diâmetro deveriam ser contabilizadas, porém os corais brasileiros



apresentam, de maneira geral, maior restrição em seu crescimento que as colônias de outras regiões. Assim, essa situação foi levada em consideração nas versões seguintes do protocolo, de modo que optou-se por padronizar nos levantamentos AGRRA brasileiros que todas as colônias a partir de 10 cm de diâmetro fossem contabilizadas, para evitar uma subestimação da fauna coralínea.



Figura 5 - Mergulhadora anotando em planilha os dados coletados em campo realizado nas piscinas naturais de Moreré, ilha de Boipeba, em 2013, de acordo com o protocolo AGRRA.

Como descrito por Kikuchi et al. (2010), o protocolo AGRRA é aplicado nos recifes brasileiros ao longo de seis transectos de 10 m estendidos aleatoriamente no recife estudado, a partir do qual são observados parâmetros como a ocorrência de espécies, diâmetro máximo das colônias, porcentagem de mortalidade e branqueamento por colônia, e presença de doenças em um trecho de 0,5 m de largura para cada lado do cabo do transecto, totalizando 10 m<sup>2</sup> de área de observação (Figura 6a).

Até o ano de 2012, a cobertura de coral vivo era calculada a partir da extensão da intercepção do cabo de 10 m com colônias de corais. Além disso, utilizavam-se cinco quadrados de 25 cm x 25 cm distribuídos aleatoriamente ao longo do cabo do

transecto a fim de estimar a porcentagem de cobertura do recife por comunidades de algas (filamentosas, macroalgas, calcárias ramificadas e calcárias incrustantes). Nesse mesmo quadrado era contabilizada a ocorrência de colônias recruta (diâmetro máximo  $\leq 2$  cm) (Figura 6b).

A partir do ano de 2013, o chamado método de pontos (*Point Intercept Transect*) passou a ser utilizado a fim de estimar a cobertura do recife por algas, coral vivo e outros componentes recifais. Optou-se por utilizar uma adaptação dessa metodologia descrita em Lang et al. (2010) e Leão et al. (in prep.), desse modo analisando a cada 20 cm sobre o cabo do transecto qual o tipo de cobertura recifal (ex: coral, alga calcária articulada ou incrustante, zoantídeo, entre outros). Os quadrados de 25 cm x 25 cm distribuídos aleatoriamente continuaram a ser usados na contabilização de recruta.

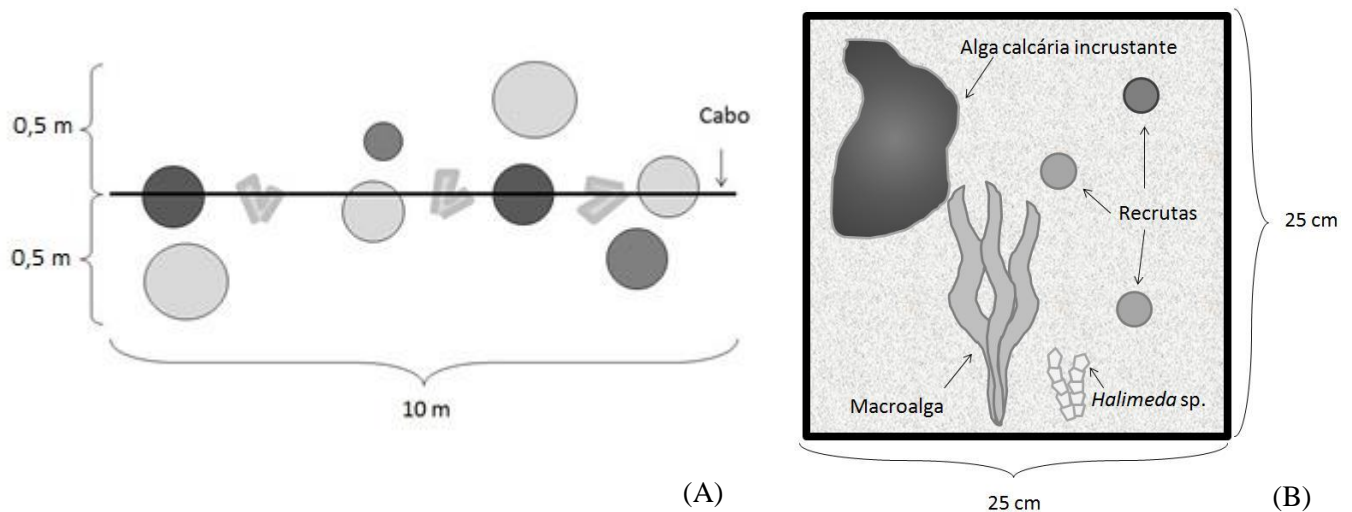


Figura 6 - Croqui da metodologia utilizada no protocolo AGRRA, sendo (A) um transecto, no qual as formas representam colônias de corais de tamanhos e espécies diferentes, e (B) um quadrado com diversos componentes comuns dos recifes brasileiros.

O protocolo AGRRA foi aplicado nas ilhas de Tinharé e Boipeba nos anos de 2002, 2003, 2009, 2010, 2012, 2013 e 2014, totalizando sete anos de amostragem (Tabela 2). Durante esse período, foram analisadas as estações de Bainema, Caitá, Ponta dos Castelhanos, Garapuá, Moreré, Ponta Panã e Primeira Praia (Figura 7). A

profundidade média geral durante esse período foi de 2,46 m, sendo que os levantamentos demoravam em média duas horas por estação, normalmente com a participação de dois ou três avaliadores devidamente capacitados.

Tabela 2 - Anos de amostragem, número de estações analisadas e profundidade média dos levantamentos utilizando o protocolo AGRRA em Tinharé e Boipeba.

<b>Ano</b>	<b>Nº de estações</b>	<b>Profundidade média (m)</b>
2002	4	3,85
2003	3	3,80
2009	8	1,70
2010	10	2,30
2012	8	1,73
2013	8	2,00
2014	10	1,86

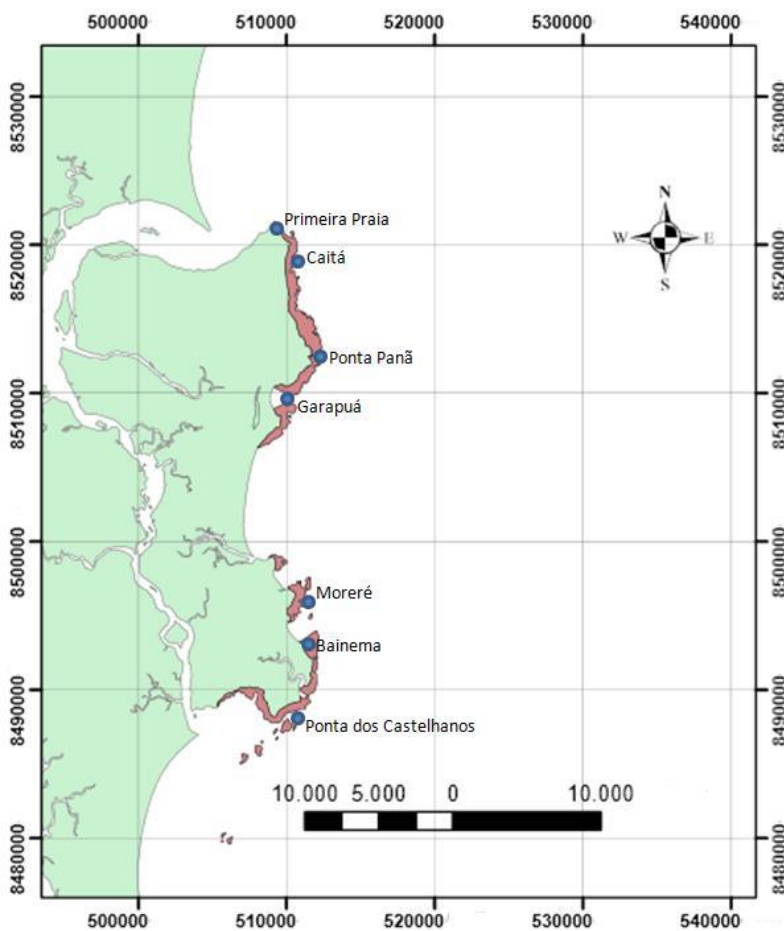


Figura 7 - Localização das estações avaliadas com o protocolo AGRRA nas ilhas de Tinharé e Boipeba (DATUM: Córrego Alegre).

## 2. Levantamento dos serviços ecossistêmicos em campo

Foram realizadas duas visitas à área de estudo, sendo a primeira entre os dias 22 e 24 de março de 2013, e a segunda entre 25 e 28 de maio de 2013. O intuito dessas visitas foi realizar um levantamento dos principais impactos antrópicos na área e realizar um levantamento primário dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelos recifes de Tinharé e Boipeba a partir de uma lista de indicadores ambientais e geológicos, seguindo a proposta de Santos e Silva (2012), e de conversas com agentes locais, como moradores da região, proprietários de empreendimentos, agentes de turismo, operadores de mergulho e turistas, considerando as diretrizes gerais do manual socioeconômico para o gerenciamento de recifes de coral elaborado pelo *Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)* (BUNCE et al., 2000).

Foram realizados caminhamentos ao longo das praias identificando cada indicador usando uma escala de alta, média e baixa ocorrência dos mesmos, de modo a graduar a relevância do serviço analisado em questão no contexto específico dos recifes de Tinharé e Boipeba. Foram coletados dados das regiões de Morro de São Paulo (englobando a Primeira, Segunda, Terceira e Quarta praias), Garapuá, e Boipeba como um todo, baseado nas diferenças inerentes de uso e ocupação de cada trecho.

Como apontado por Moberg e Folke (1999) e Principe et al. (2012), os serviços e bens mais relevantes prestados por recifes de coral são: i) a provisão de recursos renováveis, como a pesca e mariscagem; ii) serviços ligados à estrutura física do recife, como a proteção à linha de costa e regulação de processos erosivos; iii) serviços biogeoquímicos, como por exemplo a fixação de nitrogênio e controle de CO<sub>2</sub>/Ca; e iv) serviços de informação e cultura, como o turismo e atividades de recreação. O potencial de proteção à linha de costa foi avaliado através de modelagem computacional e, portanto, não foram incluídos indicadores desse serviço nas planilhas de campo. Dessa forma, foram definidos os indicadores usados para o presente estudo com base na literatura científica acerca o tema (MOBERG; FOLKE, 1999; PRINCIPE et al., 2012; SANTOS; SILVA, 2012) (Tabelas 3, 4 e 5).

Tabela 3 - Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.

<b>Serviços de Provisão</b>	<b>Baixa</b>	<b>Média</b>	<b>Alta</b>
<b>Produção Natural de Alimentos</b>	Ausência de atividades como pesca e mariscagem sobre os recifes	Ocorrência de pelo menos uma atividade (ex.: pesca ou mariscagem)	Ocorrência de mais de uma atividade (ex.: pesca ou mariscagem)
<b>Recursos Ornamentais</b>	Ausência de atividades de exploração de recursos ornamentais (ex.: esqueletos de corais, conchas, etc.)	Ocorrência de atividades de exploração de pelo menos um recurso ornamental (ex.: esqueletos de corais, conchas, etc.)	Ocorrência de atividades de exploração de mais de um recurso ornamental (ex.: esqueletos de corais, conchas, etc.)
<b>Recursos de Aquariorfilia</b>	Ausência de atividades de exploração de recursos para aquariorfilia (ex.: peixes recifais, estrelas-do-mar, etc.)	Ocorrência de pelo menos uma atividade de exploração de recursos para aquariorfilia (ex.: peixes recifais, estrelas-do-mar, etc.)	Ocorrência de mais de uma atividade de exploração de recursos para aquariorfilia (ex.: peixes recifais, estrelas-do-mar, etc.)

Tabela 4 - Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de regulação/suporte prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.

<b>Serviços de Regulação/Suporte</b>	<b>Baixa</b>	<b>Média</b>	<b>Alta</b>
<b>Manutenção de habitats</b>	Ausência de habitats saudáveis nos entornos (ex.: manguezais, campos de gramíneas marinhas, etc.)	Ocorrência de pelo menos um habitat saudável no entorno (ex.: manguezais, campos de gramíneas marinhas, etc.)	Ocorrência de mais de um habitat saudável no entorno (ex.: manguezais, campos de gramíneas marinhas, etc.)

Tabela 5 - Planilha de campo usada para graduar os indicadores ambientais e geológicos dos serviços ecossistêmicos de informação e cultura prestados pelos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba.

<b>Serviços de Informação e Cultura</b>	<b>Baixa</b>	<b>Média</b>	<b>Alta</b>
<b>Recreação e lazer</b>	Ausência de locais com atratividade para recreação, como piscinas naturais, área para prática de esportes, etc..	Ocorrência de pelo menos um local com atratividade para recreação, como piscinas naturais, área para prática de esportes, etc..	Ocorrência de mais de um local com atratividade para recreação, como piscinas naturais, área para prática de esportes, etc..
<b>Atratividade cênica</b>	Presença de poluição visual em mais de 50% da área (ex: lixo, esgoto, recifes degradados)	Presença de poluição visual em até 50% da área (ex: lixo, esgoto, recifes degradados)	Ausência de poluição visual na área (ex: lixo, esgoto, recifes degradados)
<b>Turismo histórico/cultural</b>	Ausência de estruturas históricas, como naufrágios	Ocorrência de pelo menos uma estrutura histórica, como naufrágios	Ocorrência de mais de uma estrutura histórica, como naufrágios

### **3. *Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs (InVEST)***

Em posse das observações de campo e do levantamento das características geológicas e oceanográficas da região, foi utilizado o *software Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs (InVEST)* versão 3.0.1 (Natural Capital Project, Califórnia, EUA) para modelar e mapear o fornecimento de serviços ecossistêmicos. Esta ferramenta foi desenvolvida pelo Natural Capital Project, uma parceria entre a Universidade de Stanford, The Nature Conservancy (TNC), World Wildlife Fund (WWF) e a Universidade de Minnesota. O objetivo dessa iniciativa é desenvolver e fornecer conceitos e ferramentas práticas para levantamentos de serviços ecossistêmicos, de modo a dar subsídios a autoridades e tomadores de decisões quanto às ações com o melhor custo-benefício, levando em consideração, às vezes pela primeira vez, o papel dos ecossistemas naturais na produção de bem-estar humano.

A ferramenta InVEST consiste em um conjunto de modelos terrestres e aquáticos englobando serviços ecossistêmicos finais e de suporte, além de modelos para facilitar análises de serviços ecossistêmicos. As especificações do *software* estão detalhadas em <<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>> e em Sharp et al. (2014). Atualmente, os modelos InVEST podem ser rodados de maneira independente ou dentro de um Sistema de Informações Geográficas (SIG). Além disso, o *software* foi desenvolvido de modo a permitir ao usuário a utilização de dados globais *default* no caso de ausência de dados locais. Os modelos funcionam basicamente a partir da entrada de dados de cunho ambiental e socioeconômico, a depender do serviço em questão, em forma de camadas, criando cenários e resultando em informações quanto ao suprimento dos serviços analisados (Figura 8).

Por meio do InVEST é possível modelar cenários de como mudanças climáticas ou mudanças dos ecossistemas, de estratégias de gerenciamento e de políticas públicas, por exemplo, podem influenciar o fornecimento de serviços ecossistêmicos como a provisão de alimento, recreação e turismo, e a proteção costeira contra erosão e inundações por ambientes abióticos e biogênicos, entre outros (CHAN; RUCKELSHAUS, 2010). Além disso, esta ferramenta tem se mostrado particularmente interessante por proporcionar resultados em valores monetários (ex: valor para reconstruir propriedades costeiras caso houvesse perda de proteção à linha de costa), valores não-monetários (ex: alto, médio ou baixo fornecimento do serviço) e também em valores biofísicos (ex: metros de linha de costa que são protegidos pela existência de recifes de coral adjacentes) dos serviços analisados (GUERRY et al., 2012).

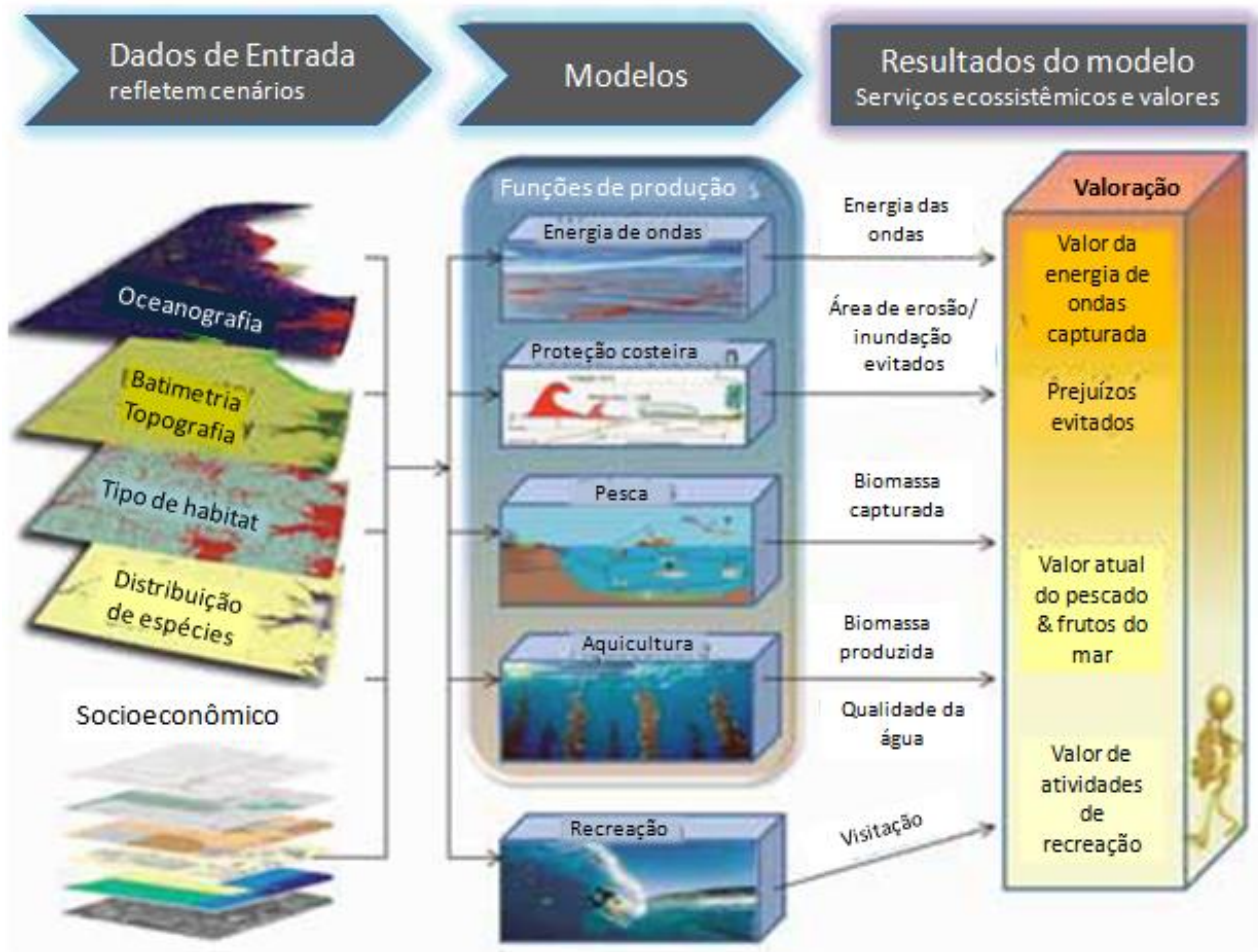


Figura 8 - Esquematização do funcionamento dos modelos marinhos e costeiros do InVEST (Modificado de Natural Capital Project, 2010).

### 3.1. Modelo de Avaliação de Risco ao Habitat (Habitat Risk Assessment, HRA)

Para avaliar a resiliência dos recifes de Tinharé e Boipeba, foi aplicado o modelo de avaliação de risco ao habitat (*Habitat Risk Assessment*, HRA) do pacote InVEST. Esta ferramenta permite ao usuário avaliar os riscos que atividades antrópicas impõem a ecossistemas costeiros e marinhos e as possíveis consequências dessa exposição para o fornecimento de serviços ecossistêmicos a partir da identificação de áreas com maiores impactos negativos. No caso deste modelo, “risco” pode ser entendido como a



probabilidade de efeitos adversos antrópicos levarem a consequências indesejadas, ou seja, no caso de ambientes costeiros, que a capacidade destes de fornecer serviços seja prejudicada (BURGMAN, 2005; SHARP et al., 2014).

Sharp et al. (2014) explicam que o modelo HRA é baseado em uma estrutura de exposição-consequência, de modo que usuários podem explorar quais tipos de estratégias de manejo seriam mais adequadas dadas as condições locais para diminuir o risco ao qual o ecossistema está sujeito (Figura 9). Em uma situação em que o ecossistema esteja sofrendo alta exposição e respondendo com uma alta consequência, por exemplo, pode-se considerar o risco alto e a melhor estratégia a ser adotada seria uma intervenção intensa para mitigação. Caso a exposição seja alta, mas a consequência é baixa, uma intervenção menos intensa já diminuirá o risco. No entanto, em uma situação onde o grau de exposição é baixo, porém as consequências se mostram altas, há pouco o que se pode fazer além de monitorar a área e prevenir que a exposição aumente.

Como apontado por Crain et al. (2008), o efeito cumulativo de múltiplos fatores estressantes nos ecossistemas ainda é pouco entendido. Dessa forma, o modelo HRA assume que esses efeitos sejam aditivos, e não sinérgicos ou antagônicos, o que pode levar a uma super ou subestimativa do risco dependendo do conjunto de dados em questão (SHARP et al., 2014). Além disso, os resultados devem ser interpretados em uma escala relativa e não comparados com outras áreas de estudo não correlatas. Fora essas considerações, as limitações do modelo dizem respeito à qualidade dos dados usados e à classificação de cada fator de risco feito pelo usuário.

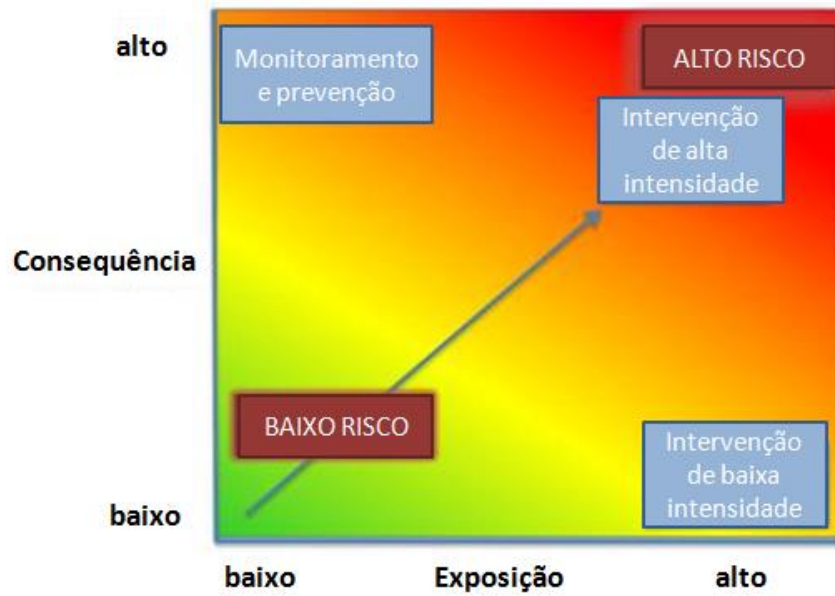


Figura 9 - A relação entre a exposição e a consequência determina o nível de risco ao habitat e a estratégia de manejo para mitigar a situação (Modificado de Sharp et al., 2014).

### 3.1.1. Dados de entrada

Para determinar o grau de exposição de um dado ambiente, o usuário deve fornecer informações como mapas da distribuição dos habitats e atividades humanas, o tempo de ocorrência e intensidade dessas atividades e dados sobre a eficácia de estratégias atuais de gerenciamento. Para determinar a consequência, os dados devem remeter a observações de perdas de habitat e perda da capacidade do habitat se recuperar.

Dessa forma, foram utilizados os levantamentos realizados em campo quanto aos impactos antrópicos da área para determinar o grau de exposição dos recifes de coral da área. Foram criadas camadas de polígonos utilizando o SIG QGIS 2.2 (OSGeo) individualizando cada fator de exposição, delimitando sua área de ocorrência. Optou-se por analisar os dados no formato espacialmente explícito permitido pelo modelo. Nesse caso, os polígonos delimitando a área de ocorrência de cada fator foram graduados quanto à intensidade de seu impacto dentro da própria

tabela de atributos da camada. Dessa forma, foi possível estabelecer diferentes níveis de intensidade de um mesmo fator, levando em consideração as características de cada trecho da ilha (ex: ocupação, pressão turística, etc.), permitindo uma análise mais detalhada.

As camadas dos fatores de exposição eram então comparadas dentro do modelo HRA com a camada dos recifes de coral da área, definidas por Dominguez e Corrêa-Gomes (2011), a fim de determinar a sobreposição ou não dos mesmos.

No caso de haver uma sobreposição do fator de exposição com os recifes de coral, estes foram avaliados em uma escala de 1 a 3 quanto à sua sobreposição temporal (1: coocorrência de 0-4 meses/ano; 2: 4-8 meses/ano; 3: 8-12 meses/ano), e à intensidade desse fator (1: baixo; 2: médio; 3: alto). Caso não fosse conveniente avaliar o fator em questão quanto a algum desses parâmetros, este foi avaliado como zero.

Além desses parâmetros, determinou-se uma área *buffer* de atuação de cada fator em metros e avaliou-se em uma escala de 1 a 3 o peso de cada fator (1: menos importante; 2: importância igual; 3: mais importante) e a qualidade dos dados sendo usados (1: ótima, o que significa que informação substancial está disponível para a área de estudo e que esta é baseada em amostragens na área; 2: adequada, quando a informação é baseada em amostragens fora da área de estudo, mas em locais similares; 3: dados limitados, quando não há dados na literatura que justifiquem a classificação aplicada, porém o usuário pode fazer inferências razoáveis).

Para determinar a consequente resposta do ambiente foram usados os dados de recrutamento de novas colônias e taxas de mortalidade levantados utilizando o protocolo AGRRA. Estas informações serviram como indicadores da resiliência do recife, considerando a importância da comunidade coralina na manutenção da tridimensionalidade da estrutura recifal (PRINCIPE et al., 2012).

Como descrito por Sharp et al. (2014), o modelo identifica as áreas com maior potencial de risco. A classificação “alto” se refere às áreas do mapa com um risco acumulado de >66% da pontuação máxima de risco para qualquer combinação de fator de estresse/habitat, “médio” entre 33-66%, e “baixo” risco entre 0-33%.

### 3.2. *Modelo de Vulnerabilidade Costeira*

Para estimar qualitativamente o potencial do serviço de proteção à linha de costa fornecido pelos recifes de coral de Tinharé e Boipeba, foi aplicado o modelo de vulnerabilidade costeira do pacote InVEST. Este modelo fornece ao usuário um índice de vulnerabilidade que diferencia áreas relativamente mais ou menos expostas à erosão e a inundações. Acoplando essa informação a dados sobre a população costeira local, o modelo indica áreas de maior vulnerabilidade a esses processos costeiros com a presença atual e total ausência dos habitats inseridos no modelo.

Um índice de exposição física foi calculado para a área de estudo pelo modelo a partir da média geométrica dos dados locais de geomorfologia, relevo, habitats naturais (bióticos e abióticos), exposição a vento e ondas, e o potencial para eventos de tempestade. As informações sobre a geomorfologia local e os habitats naturais (no caso, os recifes de coral) foram classificadas manualmente em uma escala de 1 a 5 de acordo com seu grau de exposição (1 = muito baixo; 5 = muito alto), enquanto os demais parâmetros foram classificados automaticamente pelo modelo seguindo as recomendações de Gornitz et al. (1990 apud SHARP et al., 2014) e Hammar-Klose e Thieler (2001), como descrito na Tabela 6.

A partir dessas informações, o modelo forneceu arquivos de dados *raster* que se sobrepunham ao litoral analisado em uma resolução pré-estabelecida de 350x350 m. Esses arquivos continham índices numéricos e classificações das variáveis de entrada e puderam então ser usados para criar mapas temáticos.

Tabela 6 - Sistema de classificação do grau de exposição à erosão e alagamentos dos parâmetros analisados para calcular vulnerabilidade costeira (modificado de SHARP et al., 2014).

	<b>Muito baixo</b>	<b>Baixo</b>	<b>Moderado</b>	<b>Alto</b>	<b>Muito alto</b>
<b>Parâmetro</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Geomorfologia	Rochoso; falésias altas; fiordes; quebra-mares	Falésia média; litoral recortado; quebra- mares pequenos	Falésia baixa; planície aluvial; blocos de rochas ou concreto	Praias de cascalho; estuário; laguna; berma	Ilha barreira; praia arenosa; planície de maré; delta
Relevo	Percentil 0 a 20	Percentil 21 a 40	Percentil 41 a 60	Percentil 61 a 80	Percentil 81 a 100
Habitats naturais	Recifes de coral; manguezais; floresta costeira	Dunas altas; terras úmidas	Dunas baixas	Gramíneas marinhas; florestas de Kelp	Sem habitat
Exposição a ondas	Percentil 0 a 20	Percentil 21 a 40	Percentil 41 a 60	Percentil 61 a 80	Percentil 81 a 100
Potencial de tempestade	Percentil 0 a 20	Percentil 21 a 40	Percentil 41 a 60	Percentil 61 a 80	Percentil 81 a 100

No entanto, como indicado por Sharp et al. (2014), uma das principais limitações deste modelo de vulnerabilidade costeira é a simplificação das interações dinâmicas dos processos costeiros por meio da média geométrica das variáveis supracitadas e suas respectivas categorias de exposição. Dessa

forma, os resultados do modelo não devem ser usados para quantificar a exposição à erosão e inundações para uma área específica, e sim para uma análise qualitativa da vulnerabilidade relativa do local.

### 3.2.1. Dados de entrada

Como mencionado anteriormente, o modelo se baseia na classificação do grau de exposição de diversas variáveis biogeofísicas e dados populacionais. No caso da ausência de alguma dessas informações, o próprio modelo disponibiliza um banco de dados globais *default*, de modo a possibilitar a utilização da ferramenta mesmo em locais com poucos dados. No caso do presente estudo, foram fornecidos arquivos do tipo *shapefiles* relativos à área de interesse do estudo, à geomorfologia local e aos recifes de coral, com base nos arquivos disponibilizados no estudo de Dominguez e Corrêa-Gomes (2011).

A área de interesse (*area of interest*, AOI) foi projetada usando como base o arquivo *default* global do continente sul-americano, de forma a manter a intersecção dos demais dados *default* usados para as análises. Todos os *shapefiles* tinham como sistema de coordenadas o WGS 84, sendo a AOI o único arquivo com projeção em metros (EPSG: 32724, WGS 84/zona UTM 24S).

A geomorfologia foi descrita em um *shapefile* de linha que dividia a costa de Tinharé e Boipeba em diferentes segmentos, cada qual recebendo a respectiva classificação quanto ao seu índice de exposição, como demonstrado na Tabela 6, dentro de sua tabela de atributos. Já os recifes de coral foram representados por um *shapefile* de polígono, e classificados quanto ao seu índice de exposição e ao alcance médio em metros de sua ação amortecedora em um arquivo CSV.

Foram utilizados dados globais disponibilizados pelo *software* para a análise do relevo, através de um modelo digital de elevação (*digital*

*elevation model*, DEM). Este arquivo em formato *raster* foi utilizado para computar as elevações acima do nível do mar e também abaixo desta, servindo como informação de batimetria. Relevo é definido dentro do modelo de vulnerabilidade costeira como a elevação média da área terrestre da zona costeira que se enquadra dentro de um raio pré-definido (*default* = 5 km) a partir de cada segmento costeiro descrito no arquivo de geomorfologia (SHARP et al., 2014).

Como apontado por Freitas (2002) e Rebouças et al. (2011), medidas diretas e de longa duração para o regime de ondas deste trecho da costa não estão disponíveis. Por isso, optou-se em utilizar o conjunto de dados globais disponibilizados pelo InVEST para a análise de vento, ondas e potencial de eventos de tempestade. Neste caso, os dados foram provenientes de 8 anos de coleta de dados utilizando o modelo WAVEWATCH III™, desenvolvido pela NOAA/NCEP (*National Oceanic and Atmospheric Administration/National Centers for Environmental Predictions*) (TOLMAN, 2009). Dessa forma, apesar de não haver pontos no *shapefile* dos dados de WAVEWATCH III™ diretamente em frente às ilhas de Tinharé e Boipeba, foi possível estender o polígono da AOI de modo a englobar pontos mais a sudoeste e a nordeste para o modelo realizar uma triangulação dos dados.

Por fim, os dados populacionais foram extraídos do banco de dados *default*. Essa informação foi baseada em censos nacionais e foi usada pelo modelo para produzir um arquivo *raster* de exposição social, a partir da sobreposição de camadas de população e segmentos costeiros (SHARP et al., 2014).

## CAPÍTULO IV: RESULTADOS

### 1. Diagnóstico AGRRA

Ao longo dos sete anos de amostragem, foram realizadas 51 estações em Tinhaaré e Boipeba, contabilizando um total de 7.469 colônias acima de 10 cm de diâmetro. Foram realizadas sete estações em média por ano de coleta, contabilizando em média 140,44 colônias por estação. Os dados médios por ano de número de colônias contabilizadas, diâmetro máximo, recrutas e cobertura de coral vivo estão descritos na Tabela 7, enquanto os dados de mortalidade e branqueamento estão descritos na Tabela 8.

Tabela 7 - Dados de número de colônias contabilizadas, diâmetro máximo médio, recrutas/m<sup>2</sup> e cobertura de coral vivo média em Tinhaaré e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA.

Ano	Nº de estações	Nº de colônias (>10 cm)	Diâmetro máximo médio (cm)	Recrutas /m <sup>2</sup>	Cobertura de coral vivo média (%)
2002	4	98,75	14,84	2,93	3,21
2003	3	96,33	16,02	4,98	4,05
2009	8	123,50	18,07	6,99	4,51
2010	10	93,10	14,22	2,45	4,75
2012	8	201,63	16,70	4,63	7,33
2013	8	222,38	18,56	17,28	1,58
2014	10	147,40	20,13	4,62	0,79
<b>Média global</b>	7,28	140,44	16,93	6,54	3,74

O diâmetro máximo médio entre todas as estações ao longo do período de coleta foi de 16,93 cm (desvio padrão = 2,11). Em média foram encontrados 6,54 recrutas/m<sup>2</sup>, sendo que em 2013 houve a contagem máxima, alcançado 17,28 recrutas/m<sup>2</sup>. Com relação à cobertura de coral vivo, a média global foi de 3,74% do recife. No entanto, considerando apenas o período durante o qual esse parâmetro foi analisado através de quadrados, essa



média ficou em 4,77%, enquanto considerando apenas o período quando o parâmetro foi analisado através do método de pontos, a média foi de 1,19%. Essa diferença possivelmente indica uma subestimação da cobertura por meio do método de pontos ou uma superestimação da cobertura por meio do método de quadrados.

O branqueamento afetou em média 20,43% das colônias contabilizadas, enquanto sinais de mortalidade parcial antiga foram mais predominantes (28,32% das colônias) do que mortalidade parcial recente (1,76%), sendo que as colônias amostradas apresentavam em média 20,66% de sua superfície afetada.

Tabela 8 - Dados de mortalidade parcial recente e antiga, área afetada e colônias branqueadas em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA.

<b>Ano</b>	<b>% Colônias com sinais de mortalidade recente</b>	<b>% Colônias com sinais de mortalidade antiga</b>	<b>% Superfície das colônias afetada por mortalidade</b>	<b>% Colônias branqueadas</b>
2002	4,71	23,55	13,61	11,94
2003	3,82	18,09	18,36	35,58
2009	0	28,75	20,46	16,71
2010	0	33,26	19,91	42,06
2012	1,38	45,20	24,15	19,59
2013	0,64	21,06	24,86	1,70
2014	0	50	23,29	15,49
<b>Média global</b>	1,76	28,32	20,66	20,43

Diante do recente estudo de Menezes et al. (2013), no qual é discutida a problemática da identificação de espécies crípticas do complexo *Siderastrea* do Atlântico, optou-se por utilizar a abreviatura “spp.” para todas as colônias identificadas dentro desse gênero para evitar identificações equivocadas. As principais espécies encontradas nos recifes de

Tinharé e Boipeba foram *Mussismilia braziliensis* (MB), *Millepora alcicornis* (MA), *Mussismilia hispida* (MHI), *Siderastrea* spp. (SS), *Montastraea cavernosa* (MC), *Porites astreoides* (PA), *Mussismilia harttii* (MHA) e *Agaricia agaricites* (AA), representando 87,25% de todas as colônias contabilizadas.

As espécies *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida* foram as mais representativas, seguidas por *Montastraea cavernosa* (Figura 10). A dominância de espécies parece ter se mantido relativamente constante durante os anos de amostragem, com algumas flutuações possivelmente associado à variabilidade da localização aleatorizada dos transectos (Tabela 9, Figura 10).

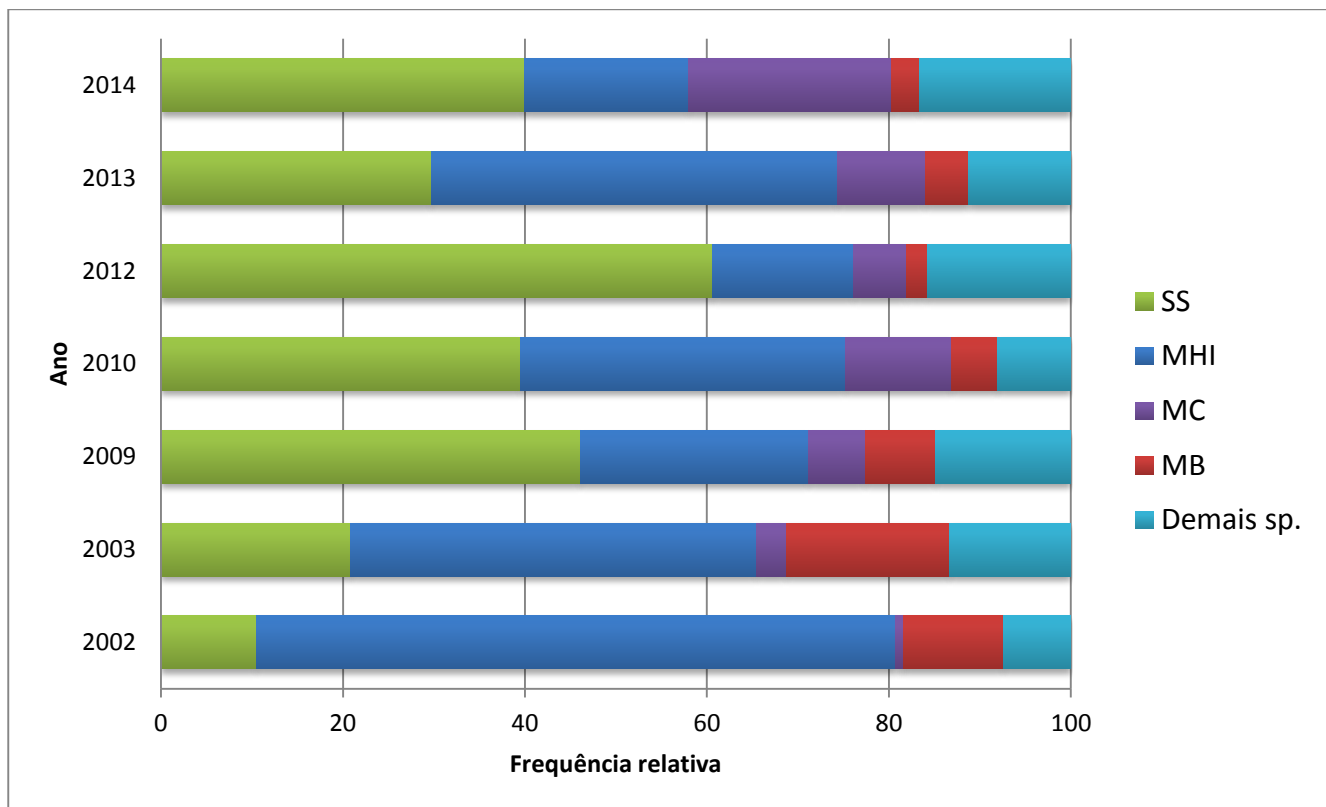


Figura 10 - Frequência relativa das principais espécies de corais em Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA (SS: *Siderastrea* spp., MHI: *Mussismilia hispida*, MC: *Montastraea cavernosa*, MB: *Mussismilia braziliensis*).

Tabela 9 - Contabilização do número de colônias das principais espécies de corais e hidrocoral observadas nos recifes de Tinharé e Boipeba ao longo do período de amostragem AGRRA (*Mussismilia braziliensis* (MB), *Millepora alcicornis* (MA), *Mussismilia hispida* (MHI), *Siderastrea* spp. (SS), *Montastraea cavernosa* (MC), *Porites astreoides* (PA), *Mussismilia harttii* (MHA) e *Agaricia agaricites* (AA)).

Ano	Espécies								Total
	MB	MA	MHI	SS	MC	PA	MHA	AA	
2002	43	5	274	41	3	22	0	2	390
2003	50	6	124	58	9	11	17	3	278
2009	75	11	246	451	61	9	96	30	979
2010	46	13	324	359	106	2	28	30	908
2012	33	15	226	886	86	30	70	116	1462
2013	52	20	483	321	104	32	26	43	1081
2014	44	18	255	567	317	30	130	58	1419
<b>Total</b>	<b>343</b>	<b>88</b>	<b>1932</b>	<b>2683</b>	<b>686</b>	<b>136</b>	<b>367</b>	<b>282</b>	<b>6517</b>

Um total de três colônias foi observado com sinais de doença (banda-vermelha). Todas as colônias eram de *Siderastrea* spp. e foram observadas em 2013 em transectos localizados na praia de Garapuá. No ano seguinte de levantamento, não houve ocorrência de espécimes contaminados.

## 2. Impactos negativos e serviços ecossistêmicos

Foram observadas diversas atividades com potencial de impacto negativo para os recifes de coral da região. A região de Tinharé é intensamente explorada turisticamente, justamente pelo apelo de seus atributos naturais, associado à infraestrutura local, sendo Morro de São Paulo um destino turístico internacional, com diversas pousadas e restaurantes instalados no pós-praia ao longo de sua costa (Figura 11).



Figura 11 - Intensa ocupação do pós-praia na região de Morro de São Paulo em Tinharé.

Enquanto a Primeira e a Segunda Praias (Figuras 12a e 12b) apresentavam uma faixa de areia relativamente mais extensa e propícia ao banho, a Terceira Praia (Figura 12c) apresentou uma faixa de areia relativamente mais curta, com a presença de uma estrutura artificial de enrocamento e muitos detritos (cascalho antrópico, folhas, conchas, etc.), sendo que a linha de preamar alcançava o muro da calçada. Agentes locais se mostraram insatisfeitos com a construção desse calçamento de madeira, dizendo que a estrutura descaracterizou o local e que depois de sua instalação houve mudanças no padrão de deposição de sedimento na praia.

A maior concentração de pousadas, restaurantes e outros tipos de infraestrutura turística se localizavam na Primeira, Segunda e Terceira Praias. A Quarta Praia também apresentou uma faixa de areia relativamente mais estreita, porém com a instalação de quiosques na região do pós-praia, favorecendo a ocupação por banhistas principalmente durante a maré baixa por causa da presença de piscinas naturais (Figura 12d). Apenas alguns itens de lixo foram observados ao longo dessas praias, com predominância de

itens pequenos como fragmentos de plástico e pontas de cigarro. No entanto, agentes locais se queixaram da quantidade de resíduos deixados pelos visitantes, inclusive identificando turistas israelenses e argentinos como tendo hábitos particularmente ruins.



Figura 12 - Praias de Morro de São Paulo: (A) Primeira Praia, (B) Segunda Praia, (C) Terceira Praia, (D) Quarta Praia.

À medida que as se afasta das praias de Morro de São Paulo, ou seja, seguindo para o sul da ilha de Tinharé e em direção à ilha de Boipeba, a ocupação humana é bastante reduzida. Essa redução pode estar associada principalmente à acessibilidade das praias mais ao sul. A praia de Garapuá, por exemplo, é principalmente acessada por meio de

veículos com tração 4x4 ou embarcações, devido ao denso manguezal que dificulta a passagem a pé pela praia e a falta de estrutura para atender pedestres ao longo da trilha usada pelos veículos (Figura 13). Essa enseada parcialmente abrigada por recifes de coral é um destino muito procurado por turistas hospedados em Morro de São Paulo e na vila de Boipeba.

A ilha de Boipeba também só pode ser acessada por meio de embarcações, a partir de Tinharé ou do continente. A infraestrutura turística ali é bastante diferente de Morro de São Paulo, com diversas opções de campings e sem o mesmo apelo de turismo internacional observado em Tinharé. No entanto, apesar de hospedar menos pessoas, Boipeba recebe numerosas embarcações por dia para realizar passeios nas piscinas naturais de Moreré.



Figura 13: Praia de Garapuá na ilha de Tinharé (DATUM: WGS84).



A influência humana e o intenso uso da zona costeira na região da Primeira, Segunda e Terceira praias são preocupantes. Foram observados casos de turistas andando no topo dos recifes, sem reconhecimento das colônias de corais ali presentes, assim como de mergulhadores tocando os organismos, mesmo com instruções para não fazê-lo. Além disso, foi relatado por agentes locais que muitas embarcações não tomam os cuidados necessários para evitar danos aos recifes. Com relação à provisão de alimento, pescadores artesanais e marisqueiros relataram uma diminuição na quantidade de pescado encontrado no entorno dos recifes, o que pode ser um reflexo dos impactos sobre os recifes de coral e seu potencial como atrativo e gerador de biomassa.

Moradores locais e agentes de turismo relataram a diminuição da abundância de biodiversidade e da beleza cênica antes presentes nos recifes locais. No entanto, é interessante notar que os monitores das piscinas naturais de Moreré relataram que não acreditam que os turistas que visitam as piscinas tenham como objetivo principal atividades ligadas ao ecoturismo, ou seja, a visita dos recifes pela sua relevância como ecossistema. De fato, os monitores indicaram que numerosas embarcações ocupam a área das piscinas para que os clientes possam relaxar em um ambiente de águas quentes e calmas consumindo produtos trazidos nas embarcações. Dessa forma, apesar das diretrizes de conduta passadas aos turistas pelos monitores, como estes não tem interesse principal em conhecer os recifes, eles muitas vezes não seguem as recomendações e não se preocupam o suficiente com possíveis ações deletérias.

Apesar da crescente ocupação das ilhas, não há sistema de captação e tratamento de esgoto e, como apontado por Cunha (2011), 32,63% das moradias do município de Cairu utilizam fossas sépticas, 35,05% utilizam fossas rudimentares, valas, rios, lagos, mar ou outros escoadouros, e 31,32% não tem banheiros nem sanitários.

Os agentes locais foram unânimes em apontar as regiões mais afastadas do polo turístico como as áreas mais bem preservadas, como Garapuá e Moreré. Estes também se mostraram satisfeitos com ações recentes da prefeitura e secretarias para promover a conservação das ilhas.

Dessa maneira, o arquipélago de Tinharé e Boipeba apresenta vários fatores com potencial para impactar de maneira negativa os recifes de coral da região: ausência de

sistema de captação e tratamento de esgoto, intensa exploração turística e dos recursos naturais, ocupação desordenada e intenso uso da zona costeira na porção mais ao norte impulsionada pela indústria do turismo, e alguns aspectos da atividade pesqueira local. Estes impactos foram então usados no modelo HRA para avaliar a resiliência dos recifes considerando os dados de vitalidade levantados utilizando o protocolo AGRRA.

Com relação ao levantamento dos serviços por meio dos indicadores ambientais e geológicos, foi observado que os recifes de Boipeba apresentaram maior ocorrência de indicadores, seguido por Garapuí e então Morro de São Paulo (Tabela 10).

Tabela 10 - Levantamento dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos recifes de corais de Tinaré e Boipeba.

<b>Serviços de Provisão</b>	<i>Morro de São Paulo</i>	<i>Garapuí</i>	<i>Boipeba</i>
Produção Natural de Alimentos	Média	Alta	Alta
Recursos Ornamentais	Baixa	Baixa	Baixa
Recursos de Aquariorfilia	Baixa	Baixa	Baixa
<b>Serviços de Regulação/Suporte</b>	<i>Morro de São Paulo</i>	<i>Garapuí</i>	<i>Boipeba</i>
Manutenção de habitats	Alta	Alta	Alta
<b>Serviços de Informação e Cultura</b>	<i>Morro de São Paulo</i>	<i>Garapuí</i>	<i>Boipeba</i>
Recreação e lazer	Alta	Alta	Alta
Atratividade cênica	Média	Alta	Alta
Turismo histórico/ cultural	Baixa	Baixa	Média

O serviço de provisão de alimentos foi observado em todas as praias, principalmente com atividade de mariscagem (ou “polvejamento”, como os habitantes se referem à pesca de polvo). Essa atividade era realizada durante as marés baixas e muitas vezes por mulheres e crianças (Figura 14). Nas praias de Garapuí e Moreré foram observadas mais ocorrências de atividades pesqueiras, o que então levou à classificação de alta ocorrência do serviço.





Figura 14: Mariscagem realizada na praia de Moreré na ilha de Boipeba.

Os serviços de menor ocorrência foram a provisão de recursos ornamentais e de aquariofilia (baixa ocorrência em todas as praias) e o serviço de informação e cultura de turismo histórico/cultural (baixa ocorrência em Morro de São Paulo e Garapuá, média ocorrência em Boipeba). Apesar do registro de 10 naufrágios no arquipélago de Tinharé e Boipeba (SINAU, 2014), muitos não foram localizados e de fato apenas na Ponta dos Castelhanos há saídas de mergulho para visitação de naufrágio.

O serviço de regulação/suporte de manutenção de habitats e o serviço de informação e cultura de recreação e lazer foram avaliados como tendo alta ocorrência em todas as áreas, devido à presença de manguezais bem desenvolvidos (Figura 15) e áreas propícias para atividades como o banho de mar e esportes aquáticos (Figura 16). A atratividade cênica foi alta em Garapuá e Boipeba, porém média em Morro de São Paulo, devido principalmente à presença de detritos na Terceira Praia, aos sinais de erosão costeira e aos itens de lixo observados.



Figura 15 - *Rhizophora mangle* sobre recife da Quarta Praia na ilha de Tinharé.



Figura 16 - Atividades de recreação e lazer na Segunda Praia na ilha de Tinharé.

### 3. Modelo de avaliação de risco ao habitat (HRA)

Com base nas observações em campo e conversas com os agentes locais, foram considerados como fatores estressantes de exposição: a pressão turística, a utilização de fossas (sejam estas sépticas ou rudimentares) e a atividade pesqueira. Foram criadas camadas de polígonos para cada um desses fatores sobre um mapa da área, sendo que a pressão turística e a utilização de fossas foram separadas em duas categorias: alta e baixa estação. Essa divisão se deu pela flutuação populacional que ocorre entre esses dois períodos nas ilhas de Tinharé e Boipeba e, portanto, a variabilidade no potencial impacto negativo que cada um desses fatores tem nesses momentos distintos. Essas mesmas camadas também passaram pelo processo de análise espacialmente explícita, considerando a diferença na densidade da ocupação entre as porções norte e sul do arquipélago. Assim, foram criados dois polígonos ao norte (englobando Morro de São Paulo e Garapuá) e um polígono ao sul (Boipeba) (Figura 17).

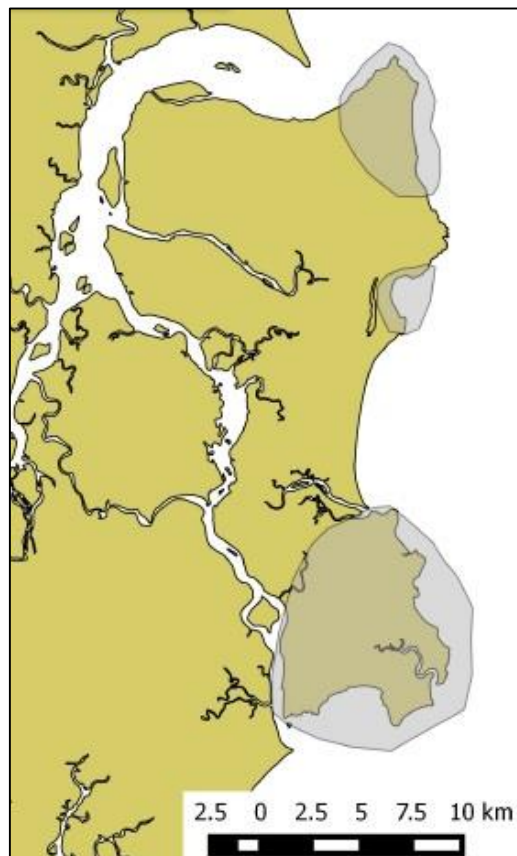


Figura 17 - Desenho dos polígonos de Morro de São Paulo, Garapuá e Boipeba, para análise dos fatores estressantes de exposição.

A área de atuação *buffer* de cada camada se estendeu até o limite dos recifes para as fossas e turismo, enquanto para a pesca essa se estendeu até 2 km além do limite do recife, com base nas informações passadas sobre a área de atuação dos pescadores.

Todos os fatores de exposição ficaram sobrepostos aos recifes de coral e, dessa forma, passaram pelo processo de avaliação quanto à sua sobreposição temporal e intensidade. Como apontado por Miranda (2009), os impactos causados pelo homem sobre as estações amostradas assim como as comunidades recifais em seu estudo foram equivalentes tanto para os recifes de Tinharé quanto para aqueles de Boipeba. Além disso, considerando que a escala sobre a qual os fatores de exposição atuam foi a mesma e que estes foram graduados individualmente quanto à sua intensidade, todos os fatores foram considerados de igual peso.

Os fatores com diferenciação entre alta e baixa estação (turismo e fossas) foram avaliados como nível 2 de sobreposição temporal, ou seja, coocorrem de 4-8 meses ao ano com o ecossistema avaliado. A atividade pesqueira foi avaliada como nível 3, por coocorrer com a presença dos recifes ao longo do ano inteiro.

A atividade pesqueira foi considerada um fator de exposição de baixa intensidade, visto que a frota é exclusivamente artesanal, como exigido pelo Zoneamento Ecológico-Econômico delimitado para a APA de Tinharé-Boipeba, e utiliza principalmente petrechos de pesca não destrutivos para os recifes. No entanto, é importante considerar o potencial de impacto negativo dessa atividade em vista da afirmativa dos agentes locais quanto à diminuição de pescado sobre os recifes e tamanho reduzido dos organismos coletados (possível sinal de sobreexploração dos estoques pesqueiros), e o costume de embarcações não respeitarem as recomendações para a conservação dos mesmos.

Com relação às fossas, a camada da alta estação foi classificada com intensidade média no polígono de Morro de São Paulo e com intensidade baixa nos polígonos de Garapuá e Boipeba. Enquanto a camada de baixa estação foi de baixa intensidade em todos os polígonos, dada a menor densidade de população flutuante nesse período. As fossas foram consideradas um fator de exposição por conta de seu potencial para degradar a qualidade da água e, assim, afetar a resiliência dos recifes.

Por fim, o turismo da alta estação foi considerado de alta intensidade em todos os polígonos. Apesar de haver menor ocupação de turistas em Boipeba, há uma grande quantidade de embarcações que realizam passeios para a ilha durante a alta temporada. Já o turismo em baixa estação foi de nível médio para Garapuí e Morro de São Paulo e nível baixo para Boipeba. Como mencionado anteriormente, a observação de diversas atitudes não sustentáveis em relação aos recifes por parte de turistas nas ilhas é um indicador importante para o potencial deletério dessa atividade, caso esta não seja manejada de maneira responsável e limitada.

A qualidade dos dados usados foi considerada ótima, ou seja, que informação substancial estava disponível para a área de estudo e que esta foi baseada em amostragens na área, para todos os parâmetros exceto a intensidade do efeito negativo das fossas sobre os recifes. A qualidade dos dados para esse parâmetro foi considerado como adequada, ou seja, a informação foi baseada em amostragens fora da área de estudo, mas em locais similares, pois não foram encontrados estudos que avaliassem o potencial deletério na qualidade da água costeira pelo uso intensivo de fossas nas ilhas de Tinharé e Boipeba. Dessa forma, tomou-se como referência o estudo de Costa-Jr et al. (2000), que avaliaram a relação entre o uso de fossas em duas comunidades no Litoral Norte da Bahia com a eutrofização das águas costeiras onde se encontram recifes de coral em franja, com características similares aos de Tinharé e Boipeba, para determinar o nível de intensidade desse fator.

Após rodar o modelo HRA com as respectivas camadas de fatores de exposição, camada dos recifes de coral e os dados AGRRA de taxa de mortalidade e recrutamento, o resultado obtido indicou que as ilhas de Tinharé e Boipeba apresentaram alto nível de exposição aos fatores estressantes com um alto nível de consequência (Figura 18).

Como mencionado anteriormente, recomenda-se em uma situação como essa de alto risco ao habitat adotar uma estratégia de intervenção de alta intensidade, de forma a mitigar a situação atual. Com a diminuição da intensidade e da sobreposição espacial e temporal dos fatores de exposição espera-se que o grau de consequência diminua também, permitindo maior capacidade de fornecimento de serviços ecossistêmicos.

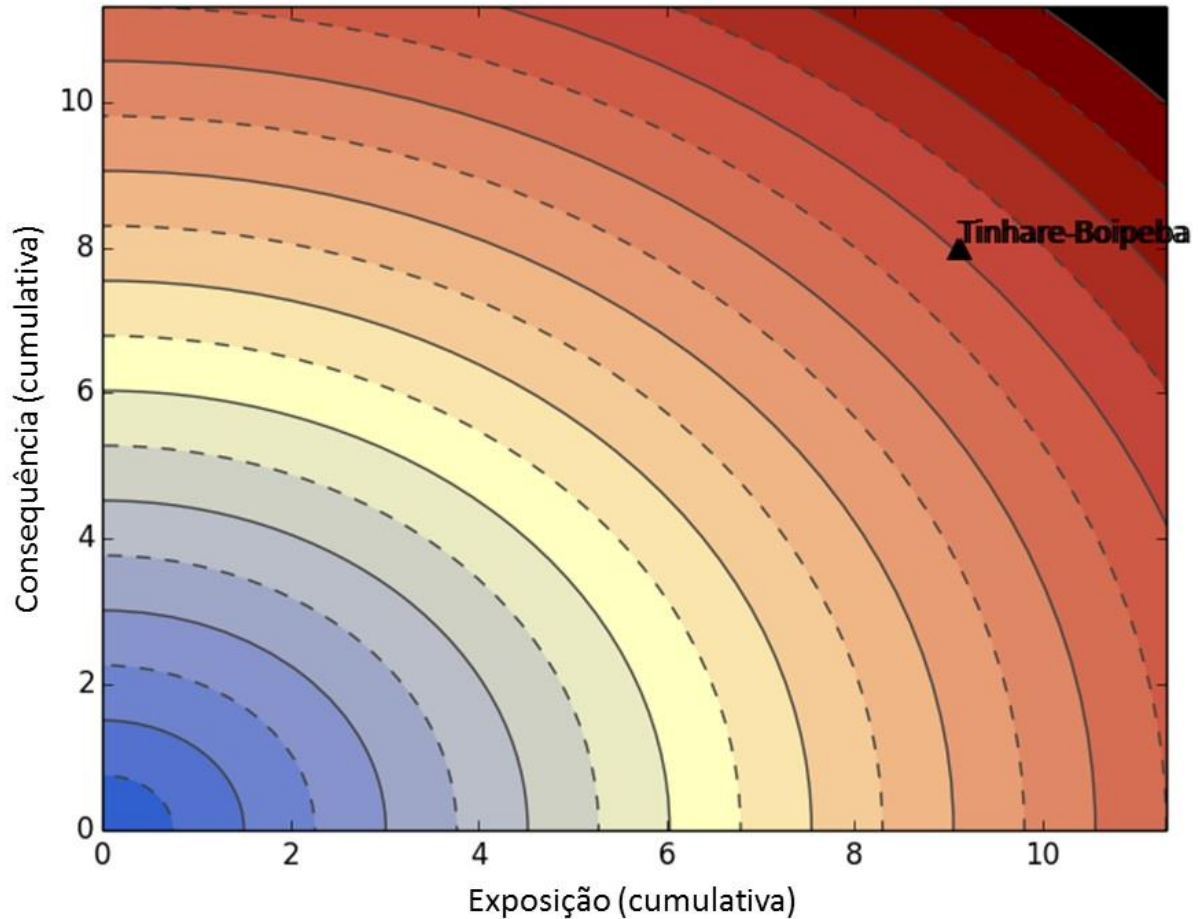


Figura 18 - Gráfico do nível de risco ao qual estão sujeitos os recifes de coral de Tinhare e Boipeba com base nos fatores de exposição e suas consequências.

Apenas pequenos trechos na Praia do Encanto e ao sul de Garapuí tiveram baixo risco quanto à perda da capacidade dos recifes de coral dessas áreas fornecerem serviços ecossistêmicos. A ilha de Boipeba como um todo apresentou um nível menor de risco que a região de Morro de São Paulo, apesar desta ainda estar dentro da categoria de alto risco (Figura 19).



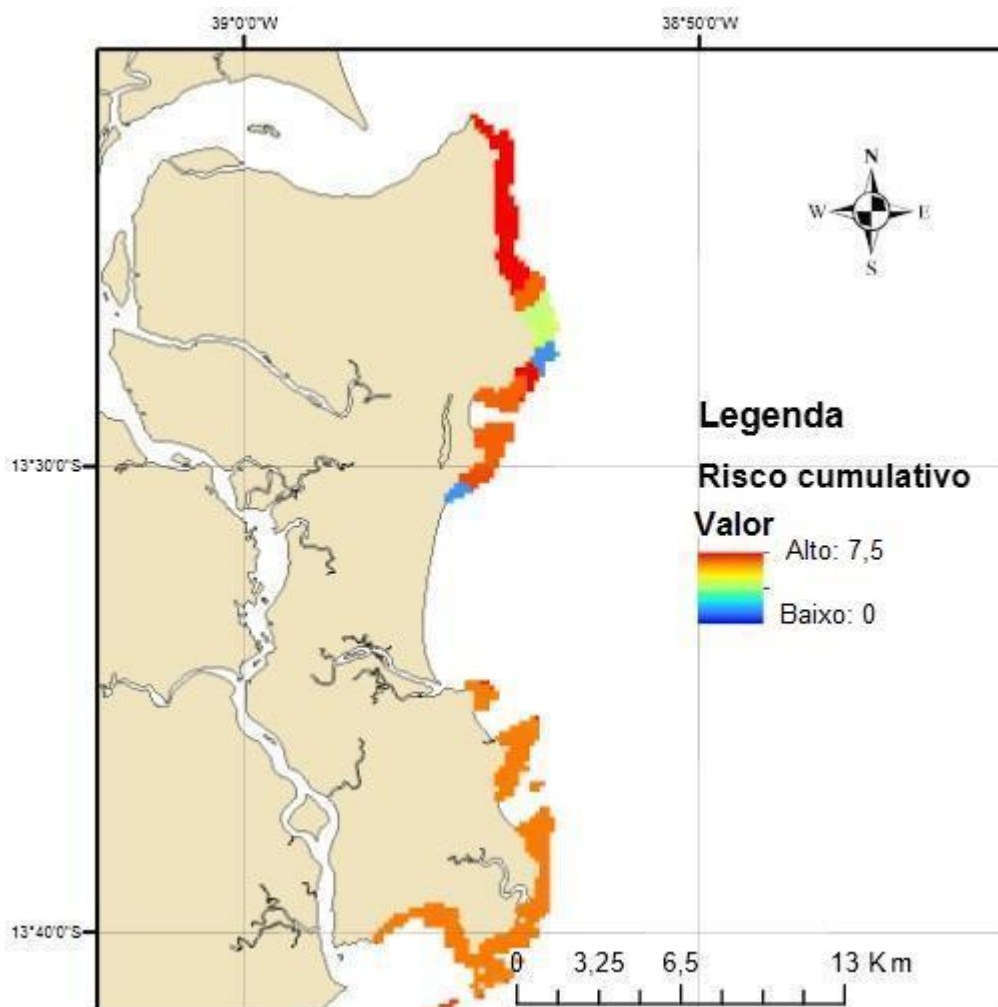


Figura 19 - Mapeamento do risco cumulativo ao fornecimento de serviços ecossistêmicos pelos recifes de coral de Tinharé e Boipeba (DATUM: WGS84).

#### 4. Modelo de vulnerabilidade costeira

A geomorfologia da linha de costa de Tinharé e Boipeba apresentou feições com nível muito baixo, baixo e muito alto de grau de exposição à erosão e alagamentos (Tabela 11). Praias arenosas sem a proteção de recifes de coral apresentaram o índice mais alto de exposição, enquanto as praias arenosas que tivessem recifes em franja em frente tiveram um índice muito baixo de exposição.

As falésias de carbonato e arenito das ilhas foram subdividas de acordo com sua altura para seguir o sistema de classificação do modelo, sendo então categorizadas em altas (>31 m), médias (11-30 m) e baixas (5-10 m). Essa classificação se deu de maneira

arbitrária, porém dentro das recomendações de Sharp et al. (2014) para esse tipo de feição.

A ocorrência de mangue sobre recifes é algo muito particular das ilhas de Tinharé e Boipeba. Dessa forma, não havia uma classificação de grau de exposição específica para essa ocorrência. No entanto, é razoável calcular que sendo que ambos os ecossistemas, manguezais e recifes de coral, apresentam um grau muito baixo de exposição, a coocorrência dos dois deveria ser classificada da mesma maneira.

Tabela 11 - Grau de exposição das feições geomorfológicas encontradas nas ilhas de Tinharé e Boipeba.

<b>Tipo de feição</b>	<b>Grau de exposição (valor)</b>
Praia arenosa	Muito alto (5)
Falésia média (11-30 m)	Baixo (2)
Mangue sobre recife	Muito baixo (1)
Falésia alta (>31 m)	Muito baixo (1)
Praia arenosa com recife em franja em frente	Muito baixo (1)

No mapeamento da vulnerabilidade costeira com a presença dos recifes de coral (Figura 20), a porção norte de Tinharé (Gamboa e Quarta Praia) e a porção centro-sul da Praia do Pontal apresentaram os índices mais altos de vulnerabilidade (entre 3,75 e 4,07). No entanto, a Primeira, Segunda e Terceira praias, além de Garapuá, a porção norte da Praia do Pontal e a Boca da Barra também apresentaram índices de moderado a alto (entre 3 e 3,68). A região da Praia do Encanto, alguns pontos da região de Garapuá e da Primeira Praia, e a ilha de Boipeba como um todo, à exceção da Boca da Barra, tiveram os menores índices de vulnerabilidade (entre 1,60 e 2,76).

Com a ausência dos recifes de coral, o índice de vulnerabilidade costeira aumentou em grande parte dos trechos (Figura 20). Os locais pontuais da Primeira Praia e Garapuá tiveram um incremento de até 0,52 de seu índice de vulnerabilidade, passando para um



índice moderado de vulnerabilidade. A porção norte da ilha de Boipeba foi a região mais amplamente afetada, com cerca de 7 km contínuos sofrendo incrementos de até 0,55 de seu índice de vulnerabilidade.

Com exceção da região da Gamboa, toda a porção norte da ilha de Tinharé até o limite com o manguezal da Praia do Encanto pôde ser classificado como tendo um nível alto ou muito alto de vulnerabilidade costeira (índices entre 3 e 4,07) sem a presença dos recifes.

A região da Praia do Encanto, da Ponta dos Castelhanos e a porção oeste da ilha de Boipeba, onde se encontram trechos dominados por mangues sobre recifes, permaneceram praticamente com o mesmo nível baixo de vulnerabilidade, evidenciando o alto potencial de proteção à linha de costa também fornecida pelos manguezais.

Na análise com os recifes de corais, 34,1% da linha de costa se encontrava em uma situação de vulnerabilidade de nível moderado a muito alto. Já na modelagem da vulnerabilidade na ausência dos recifes, essa porcentagem subiu para 46,8% da linha de costa. Considerando toda a extensão da linha de costa que apresentou um aumento em seu índice de exposição, ainda que dentro das categorias de baixo e moderado, pela ausência dos recifes de coral, essa porcentagem sobe para 50,5%.

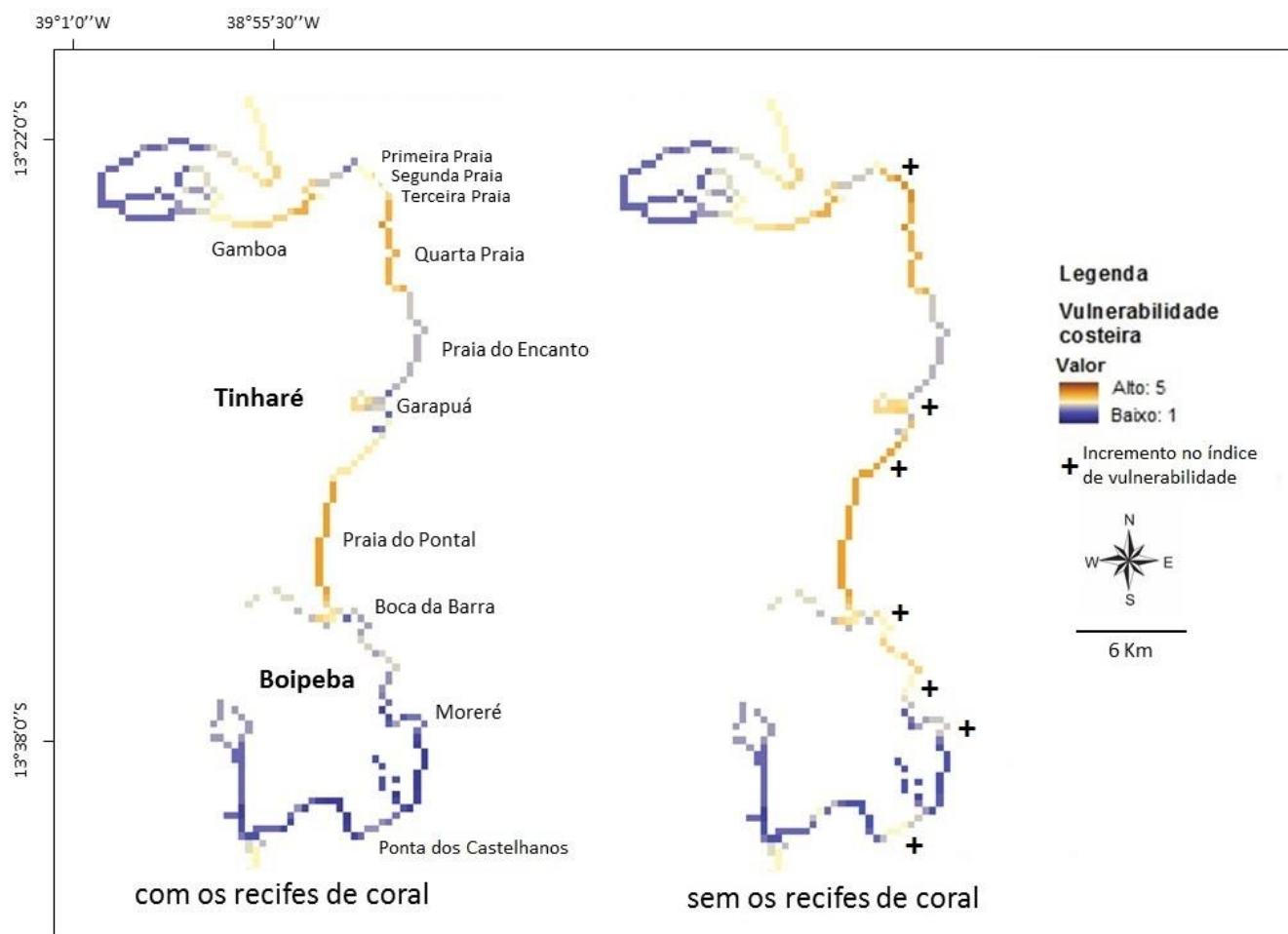


Figura 20 - Grau de vulnerabilidade costeira para as ilhas de Tinharé e Boipeba (DATUM: WGS84).

## CAPÍTULO V: DISCUSSÃO

Com base na literatura e nas observações realizadas no presente estudo, pode-se considerar a tridimensionalidade do recife de coral como a característica mais influente em sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos. Castanhari et al. (2012) revisaram os benefícios, prejuízos e considerações relevantes do uso e aplicação de recifes artificiais e, independente do objetivo de uso, recifes artificiais com estruturas mais complexas se mostraram mais eficientes em promover o serviço desejado. Por exemplo, o serviço de provisão de alimento está intrinsecamente ligado à presença de locas, à rugosidade da superfície e ao perfil (vertical para espécies migratórias, de meia água e superfície, e horizontal para espécies demersais) do recife (BAINE, 2001). Serviços de regulação/suporte como a proteção à linha de costa são diretamente correlacionados à tridimensionalidade do recife, sendo que os processos mecânicos envolvidos no amortecimento de ondas ainda não foram compreendidos por completo e, assim, ainda não puderam ser replicados com exatidão (UNEP-WCMC, 2006). Inclusive serviços de informação e cultura podem também ser relacionados diretamente a essa característica, a exemplo dos benefícios que esta oferece para a prática do surfe (VOORDE et al., 2008).

Dessa forma, a real ameaça à capacidade dos recifes de coral de fornecerem seus serviços ecossistêmicos reside na degradação de sua estrutura. Essa relação fica em evidência inclusive tomando como exemplo o fator de exposição usado no presente estudo do uso de fossas ao invés de um sistema de saneamento básico completo. Como apontado por Costa-Jr et al. (2000), em condições eutróficas, possivelmente causadas por excesso de nutrientes advindo de fossas sépticas contaminando o lençol freático, há um aumento de bioerodidores que ativamente destroem a estrutura recifal. Assim, uma vez que as taxas de produção de carbonato e bioerosão forem semelhantes não há crescimento, e mesmo um aumento modesto de disponibilidade de nutrientes pode converter a comunidade recifal de produção líquida para erosão líquida.

Recifes podem sofrer danos com a ação natural de ventos e ondas e, portanto, sua capacidade de prover serviços pode ser considerada um balanço entre sua resiliência e sua vulnerabilidade, o que implica na necessidade de conservação do ambiente (UNEP-WCMC, 2006). Além disso, como apontado por White et al. (2000) em seu estudo sobre os recifes de coral nas Filipinas, o custo para a manutenção e conservação dos recifes de coral é

significativamente menor que o valor que estes agregam para a população e para o país, além da recuperação desses ambientes custar muito mais do que a prevenção de sua destruição. Portanto, ações de conservação e, às vezes, de restauração desses ambientes são totalmente justificáveis em termos econômicos.

Os recifes de coral de Tinharé e Boipeba demonstraram fornecer importantes serviços ecossistêmicos, apesar do nível de risco sob o qual esse ecossistema se encontra. Como indicado por Príncipe et al. (2012), os quatro benefícios econômicos mais importantes gerados por recifes de coral são: pesca, produtos naturais, proteção à linha de costa e turismo/recreação. Os resultados do presente estudo estão de acordo com a afirmação, visto as altas ocorrências dos serviços de manutenção de habitats (garantindo a fonte de diversos produtos naturais) e de recreação e lazer em todos os pontos, a provisão de alimento por meio de pesca e mariscagem com alta ocorrência em Garapuá e Boipeba e média ocorrência em Morro de São Paulo, e o potencial de proteção à linha de costa, demonstrado por meio do modelo de vulnerabilidade costeira.

Com relação à provisão de recursos ornamentais e de aquarofilia, apesar de ser considerado um potencial serviço de provisão de produtos naturais, essas atividades não podem ser consideradas sustentáveis, já que apresentam uma tendência de superexploração e, assim, tem o potencial para desequilibrar o ecossistema recifal (MOBERG; FOLKE, 1999; UNEP-WCMC, 2006). Indivíduos não licenciados para realizar esse tipo de exploração no Brasil são passíveis inclusive da imposição das sanções descritas no parágrafo 2º do artigo 32 da Lei 9.605/98 (BRASIL, 1998). No entanto, é bastante provável que ocasionalmente haja a coleta de conchas e fragmentos de corais por parte de banhistas (os chamados *beachcombers*), porém sem fins lucrativos nessa atividade. Dessa forma, a baixa ocorrência desses serviços pode ser interpretada como algo positivo para a conservação do ecossistema.

De modo semelhante, enquanto a atividade pesqueira é uma ferramenta importante para a provisão de proteína para comunidades costeiras, a sobrepesca é apontada como um dos impactos mais severos aos serviços ecossistêmicos dos recifes de coral em todo o mundo, já que esta atividade retira do ambiente quantidade excessiva de organismos, causando um desequilíbrio ecológico (PRINCIPE et al., 2012; CRUZ et al., 2013).

Assim como no presente estudo, Santos e Silva (2012) observaram que áreas com recifes de coral apresentaram importantes serviços de regulação/suporte, de provisão e de informação e cultura no Litoral Norte da Bahia. Estes autores destacaram a importância dos recifes como zonas de refúgio e berçário marinho, seu papel em promover a proteção do litoral, sua contribuição para a produção de alimentos e disponibilidade de recursos genéticos, além de oferecerem serviços associados ao ecoturismo e recreação.

Outro aspecto em concordância com o estudo de Santos e Silva (2012) foi a observação de uma maior variedade e maior capacidade de fornecimento de serviços em áreas menos antropizadas. No presente estudo, a região de Morro de São Paulo apresentou menor ocorrência de serviços que Garapuá e Boipeba, sendo essa a região apontada pelos agentes locais como tendo menor nível de conservação, além da maior concentração populacional (residente e flutuante) das ilhas de Tinharé e Boipeba (FREITAS, 2002). É importante observar também que no modelo de análise de risco ao habitat (HRA) a região de Morro de São Paulo apresentou um índice muito alto de risco cumulativo, ou seja, o maior risco de os recifes perderem sua capacidade de fornecer seus serviços. No entanto, mesmo em Boipeba e Garapuá, onde a ocupação é menos intensa, o nível de risco foi alto. Apenas pequenos trechos apresentaram níveis de moderados a baixos de risco, sendo que as ilhas como um todo apresentaram alto nível de exposição aos fatores estressantes locais com um alto nível de consequência.

Um dos principais fatores para esse elevado nível de risco foi a pressão turística sobre a região. Enquanto os valores de recreação e turismo frequentemente são os valores de uso direto e indireto mais importantes dos recifes de coral (BRANDER et al., 2007), Kikuchi et al. (2010) afirmam que os recifes de Tinharé e Boipeba estão sob particular ameaça do desenvolvimento costeiro desordenado, particularmente relacionado à indústria do turismo. Cunha (2011) alerta ainda que o modelo de turismo implantado em Morro de São Paulo deve ser evitado a todo custo, embora este promova a geração de empregos e renda para a população em curto prazo.

Em seu estudo de análise sócio-ambiental sobre as praias da Península de Maraú, Souza-Filho et al. (2011) concluíram que a atratividade de um usuário por uma praia, piscina natural ou outra área, depende de seu capital social (ex: idade, classe, cultura, etc.), o capital natural dessa área (ex: ecossistemas, paisagens, etc.) e o capital construído pelo homem

disponível (infraestrutura e serviços). Assim, pode-se considerar que em Tinharé e Boipeba apesar de nem todo o turismo depender diretamente dos recifes de coral, muito do turismo costeiro depende em parte da qualidade dos recifes (BRANDER et al., 2007). Atividades como a prática do surfe e o banho de mar, e a atratividade cênica por meio da formação de areias carbonáticas e paisagens costeiras altamente apreciadas podem ser severamente prejudicados caso haja um declínio nos recifes de coral de uma dada região (PRINCIPE et al., 2012).

Dessa forma, de modo a seguir a recomendação de Cunha (2011) de que a meta do turismo como uma atividade sustentável deve ser prevenir, reduzir e/ou corrigir os impactos ambientais existentes, faz-se necessário alterar o modelo atual de turismo das ilhas. Hall (2001) afirma que um aspecto-chave para um gerenciamento efetivo da atividade turística na zona costeira é garantir que os tomadores de decisão estejam a par da pesquisa extensiva realizada nos últimos anos nessa temática. Porém, o autor também reconhece que para muitos casos um fator mais imediato para alcançar resultados de gerenciamento satisfatórios é o reconhecimento por parte das autoridades e setor privado de que melhorias na qualidade ambiental dos sistemas costeiros e marinhos fornece uma vantagem competitiva significativa na indústria do turismo.

Considerando que o termo “risco” se refere no presente estudo à incapacidade dos recifes de coral de Tinharé e Boipeba de fornecer seus serviços ecossistêmicos, torna-se particularmente preocupante a coincidência das áreas com alto índice de risco e alta vulnerabilidade costeira. A região de Morro de São Paulo mesmo com a presença dos recifes de coral apresenta vulnerabilidade costeira predominante de moderada a alta. Freitas (2002) identificou que as áreas norte e leste de Tinharé apresentavam sinais de erosão, sendo que ao norte esta era mais grave, com a formação de falésias ativas, pondo em risco casas e pousadas. Com a ausência dos recifes de coral, esse índice de vulnerabilidade costeira aumentaria especialmente na região da Primeira Praia e no cais onde atracam catamarãs vindos de Salvador, além de outras embarcações.

As regiões costeiras podem ser consideradas como as áreas de maior troca de energia e matéria do sistema Terra, devido à sua interconexão entre componentes da geosfera, hidrosfera e atmosfera (BRANDÃO, 2008). Como descrito por Gray (2004), essa dinâmica e a própria história geológica da zona costeira permitiu que esta se desenvolvesse

com alta geodiversidade, ou seja, com uma alta riqueza de feições geológicas que, por sua vez, moldaram a evolução dessa região com relação aos usos da área, à vida que ali habita e, por consequência, aos serviços ecossistêmicos oferecidos. Dessa forma, a busca, mesmo que inconsciente, por serviços ecossistêmicos levou cerca de um terço de toda a população humana a habitar regiões costeiras (UNEP, 2006).

No entanto, essa dinamicidade da zona costeira também traz desvantagens ao ser humano, que busca estabilidade. Processos costeiros como erosão e inundações podem ocorrer de maneira sazonal, intensificados por eventos climáticos extremos, e também como consequência de ações humanas. Essa condição eleva o potencial de vulnerabilidade para comunidades costeiras e é de extrema importância que esta seja reconhecida para que ações mitigadoras possam ser tomadas para evitar prejuízos sociais e econômicos.

Na ilha de Boipeba o aumento no índice de vulnerabilidade costeira em uma grande porção do litoral na ausência dos recifes de coral coincidiu com áreas de alto nível de risco. Assim, torna-se perigosamente viável um cenário de declínio dos recifes de coral nesta área com um consequente aumento na ocorrência de erosão e inundações.

Apesar do cenário criado pelo modelo de vulnerabilidade costeira de total ausência dos recifes de coral nas ilhas de Tinharé e Boipeba ser extremo, este não é de todo implausível. Como apontado no relatório do Millenium Ecosystem Assessment (2005), estima-se que 20% dos recifes de coral conhecidos tenham sido destruídos por causa de fatores estressantes naturais e antropogênicos, enquanto outros 20% estejam em estado de degradação. Wilkinson (2008) afirma ainda que 15% dos recifes de coral do mundo estão sujeitos a desaparecer até 2030, e mais 20% até 2050. No entanto, é importante observar que algumas espécies de corais tem se mostrado mais resilientes a efeitos associados a mudanças climáticas, como o branqueamento (MCCLANAHAN, 2004).

No Brasil, Leão et al. (2010) afirmam que apesar de ainda não ter havido casos de mortalidade em massa de corais por causa de eventos de branqueamento e ocorrência de doenças, a associação destes distúrbios a fenômenos climáticos globais e ações antrópicas representa uma grave ameaça que, conseqüentemente, pode levar os recifes a níveis elevados de degradação. De fato, antes da grande anomalia térmica de 1998, quando se observou grandes eventos de branqueamento e degradação recifal, a distância de um recife

de ocupações humanas era considerada o principal fator de risco (ATEWERBEHAN et al., 2013).

Kikuchi et al. (2010) e Leão et al. (2010) observaram que recifes brasileiros costeiros, como nas ilhas de Tinharé e Boipeba, apresentaram indicadores de vitalidade em condições inferiores aos recifes de alto mar, afastados a mais de 5 km do continente. Como indicado por Dutra et al. (2006), a proximidade dos recifes ao continente é o principal fator de exposição a sedimentos siliciclásticos, que podem causar uma diminuição na cobertura de coral vivo por meio de inibição de recrutas, redução no crescimento de colônias e morte de corais. Além de outros fatores estressantes como poluição, sobrepesca, pisoteamento, etc. (CRUZ et al., 2013).

No presente estudo, os índices de vitalidade para os recifes de Tinharé e Boipeba de fato se mostraram abaixo dos níveis encontrados na literatura para os recifes de alto mar no Brasil (KIKUCHI et al., 2010; LEÃO et al., 2010). No entanto, o número de recrutas por m<sup>2</sup> encontrado no presente estudo (6,54 recrutas/m<sup>2</sup>) foi maior do que a densidade registrada por Leão et al. (2010) para os recifes costeiros do Brasil (1,6 recrutas/m<sup>2</sup>) e por Kikuchi et al. (2010) para os próprios recifes de Tinharé e Boipeba ( $\leq 5$  recrutas/m<sup>2</sup>). Com relação à cobertura de coral vivo, os valores encontrados na presente avaliação (3,74%) foram próximos ao registrado por Leão et al. (2010) (3,6%) e Kikuchi et al. (5,3% em uma estação e abaixo de 3% nas demais), o que pode ser considerado uma cobertura baixa.

As três espécies mais abundantes dos recifes de Tinharé e Boipeba foram as construtoras *Siderastrea* spp., *Mussismilia hispida* e *Montastraea cavernosa*. De acordo com Mumby (2008), recifes dominados por *Montastraea* no arquipélago das Bahamas foram os maiores contribuidores de processos e serviços ecossistêmicos. Os autores, no entanto, não explicitam uma relação direta entre a dominância dessa espécie e este achado. Porém, considerando que esta espécie cosmopolita apresenta alta variedade em sua forma de acordo com a profundidade (LEÃO et al., 2003), é razoável inferir que a capacidade de construções recifais mais complexas esteja associada à maior ocorrência de processos e serviços ecossistêmicos. Mumby (2008) não menciona a influência da dominância de recifes por *Siderastrea* spp. ou *Mussismilia hispida* no fornecimento de serviços ecossistêmicos.



Como descrito por Leão et al. (2003), *Siderastrea* sp. é uma das espécies mais comuns em poças de maré e nos topos recifais no Brasil, sendo altamente resistente a variações de temperatura, salinidade e turbidez. Já *Mussismilia hispida*, uma das espécies mais importantes para a construção da estrutura recifal, apresenta pólipos grandes, possivelmente como adaptação às condições de maior turbidez das águas do Brasil. Considerando essas características dentro do contexto das ilhas de Tinharé e Boipeba, é possível inferir que as espécies dominantes nesses recifes são naturalmente bastante resilientes. No entanto, como mencionado anteriormente, a resposta de um recife a condições cumulativas de pressões, naturais ou antropogênicas, tende a levar ao declínio quando esta passa dos limites de capacidade de carga do ambiente (MOBERG; FOLKE, 1999; UNEP-WCMC, 2006; LEÃO et al., 2010).

O reconhecimento da região como uma APA é um sinal positivo e permite o monitoramento das atividades ali realizadas, servindo como ferramenta para a preservação e gestão do uso do território. Porém, talvez seja interessante reforçar o nível de proteção atualmente disposto para os recifes de coral, visto a importância destes em diversos aspectos do cotidiano da comunidade costeira ali presente e para o ecossistema costeiro como um todo. Miranda (2009) propôs a criação de duas áreas de exclusão (uma maior ao sul da ilha de Boipeba e outra menor entre a região de Garapuí e Morro de São Paulo), a partir de levantamentos dos índices de vitalidade dos recifes de coral, com o intuito de que a APA de Tinharé-Boipeba atinja a meta de conservação e recuperação dos estoques de recursos.

Além disso, as afirmações dos agentes locais, em particular os monitores das piscinas naturais de Moreré, indicam a necessidade de ações para uma maior conscientização dos visitantes. As barreiras para envolver e engajar a população em questões ambientais do meio marinho e como estas podem ser superadas foi considerada uma das questões prioritárias para alcançar um planejamento marinho e costeiro adequado no estudo de Rees et al. (2013). Estes autores discutem que uma melhor compreensão de fatores como o conhecimento, os valores e a experiência pessoal de indivíduos, além dos canais por qual informação sobre o meio marinho flui, dará suporte a ações futuras para aumentar o nível de reconhecimento do poder e responsabilidade das pessoas quanto a questões envolvendo conservação e melhorias ambientais.

## **CAPÍTULO VI: CONCLUSÕES**

Os recifes de Tinharé e Boipeba se encontram em um estado preocupante de conservação. Apesar da dominância por espécies bastante resistentes, os impactos cumulativos sofridos pelos recifes podem levar a uma situação de declínio. Com esse cenário atual de degradação, haverá um conseqüente declínio considerável no fornecimento de serviços ecossistêmicos fundamentais.

A maior concentração de serviços observados nas regiões mais preservadas (Garapuí e Boipeba) enfatiza a necessidade de estratégias sustentáveis no desenvolvimento econômico e social das ilhas. O modelo atual de exploração turística aplicado na região de Morro de São Paulo se mostra particularmente danoso aos recifes de coral, refletindo no índice muito alto de risco da região. Embora grande parte dos visitantes não esteja em busca de um turismo ecológico, indiretamente são os recursos naturais das ilhas os principais atrativos turísticos. Em vista do alto índice de risco já presente nos recifes na ilha de Boipeba, sugere-se que as visitas às piscinas naturais de Moreré se mantenham restritas às áreas já utilizadas, de modo a não comprometer a integridade de outras áreas do recife. Com um maior ordenamento dessa atividade por meio de limitações no número de visitantes por dia e conscientização dos mesmos, torna-se possível realizar ações para recuperar os recifes mais impactados.

Em ambas as ilhas fica claro com os resultados do modelo HRA que é necessária uma intervenção de alta intensidade nas ações de gerenciamento para reverter a situação atual de alto risco à capacidade dos recifes fornecerem seus serviços ecossistêmicos. Estudos de capacidade de carga também se tornam importantes ferramentas no ordenamento do uso do território e gestão costeira por utilizarem uma abordagem ecossistêmica.

Com mais de metade da extensão do litoral de Tinharé e Boipeba se tornando mais vulnerável a eventos de erosão e inundação na ausência dos recifes de corais, fica evidente a relevância desse ecossistema na proteção à linha de costa da região. Apesar da existência atual de focos de erosão, o aumento no índice de vulnerabilidade em Morro de São Paulo e a extensão do potencial de proteção fornecido na ilha de Boipeba no cenário sem os recifes se torna preocupante visto o nível de risco sob o qual estas áreas se encontram.

Com as previsões atuais de acidificação e aumento na temperatura dos oceanos em face das mudanças climáticas globais, recifes de todo o mundo deverão sofrer perdas em sua resiliência e integridade. Estudos que avaliem a influência desses processos sobre o fornecimento de serviços ecossistêmicos se tornam necessários para a elaboração de planos de adaptação para comunidades costeiras.

No caso de Tinharé e Boipeba, cujos recifes vêm sofrendo impactos crônicos e já demonstram níveis altos de risco, a adição do fator estressante de mudanças climáticas poderá ter resultados extremamente prejudiciais em um curto espaço de tempo. Assim, um dos desafios atuais mais relevantes para a conservação dos ambientes costeiros é conciliar medidas de mitigação, recuperação e adaptação dos ecossistemas dentro de um contexto de desenvolvimento social e econômico.

## REFERÊNCIAS

- ATEWERBEHAN, M.; FEARY, D. A.; KESHAVMURTHY, S.; CHEN, A.; SCHLEYER, M. H.; SHEPPARD, C. R. C. Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n. 2, p. 526 – 539, 2013.
- BAINE, M. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. **Ocean & Coastal Management**, v. 44, n. 3-4, p. 241 – 259, 2001.
- BITTENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; MARTIN, L.; SILVA, I. R. Patterns of sediment dispersion coastwise the state of Bahia – Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 2, p. 271 – 287, 2000.
- BITTENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; FREITAS, L. M. B.; SILVA, R. P.; FERRAZ, L. A.; SILVA, F. R. Praias e Processos Oceânicos. In: DOMINGUEZ, J. M. L.; CORRÊA-GOMES, L.C. (Org.). **Costa do Dendê: Avaliação da potencialidade mineral e subsídios ambientais para o desenvolvimento sustentável dos municípios de Costa do Dendê**. Salvador: CBPM (Companhia Baiana de Pesquisa Mineral), 2011. 2ª ed., p. 91 – 106.
- BOCKSTAEEL, N. E.; FREEMAN, A. M.; KOPP, R. J.; PORTNEY, P. R.; SMITH, V. K. On measuring economic values for nature. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 8, p. 1384 – 1389, 2000.
- BRANDÃO, R. L. Regiões Costeiras. In: SILVA, C. R. (Org.) **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. p. 89 – 98.
- BRANDER, L. M; BEUKERING, P. V.; CESAR, H. S. J. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. **Ecological Economics**, v. 63, p. 209 – 218, 2007.
- BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 1998.
- BUNCE, L.; TOWNSLEY, P.; POMEROY, R.; POLLNAC, R. **Socioeconomic manual for coral reef management**. Townsville: Australian Institute of Marine Science, 2000. 264 p.

- BURGMAN, M. **Risks and decisions for conservation and environmental management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 488 p.
- CASTANHARI, G.; TOMÁS, A. R. G.; ELLIFF, C. I. Benefícios, prejuízos e considerações relevantes na utilização de sistemas de recifes artificiais e estruturas correlatas. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 12, n. 3, p. 313 – 322, 2012.
- CHAN, K. M. A.; RUCKELSHAUS, M. Characterizing changes in marine ecosystem services. **F1000 Biology Reports**, v. 2, n. 54, doi:10.3410/B2-54. 2010.
- CORTÉS, J. **Latin American Coral Reefs**. Amsterdã: Elsevier, 2003. 509 p.
- Costa-Jr, O. S.; Leão, Z. M. A. N.; Nimmo, M.; Attrill, M. J. Nutrifcation impacts on coral reefs from northern Bahia, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 440, p. 307-315, 2000.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; de GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253 – 260, 1997.
- CRAIN, C. M.; KROEKER, K.; HALPERN, B. S. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. **Ecology Letters**, v. 11, n. 12, p. 1304 – 1315, 2008.
- CRUZ, I. C. S; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; DONE, T. J. Reef quality criteria for marine reserve selection: an example from eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, doi: 10.1002/aqc.2417, 2013.
- CUNHA, D. M. C. C. O. Diagnóstico Sócio-Econômico. In: DOMINGUEZ, J. M. L.; CORRÊA-GOMES, L. C. (Org.) **Costa do Dendê: Avaliação da potencialidade mineral e subsídios ambientais para o desenvolvimento sustentável dos municípios de Costa do Dendê**. Salvador: CBPM (Companhia Baiana de Pesquisa Mineral), 2011. 2ª ed., p. 7 – 24.
- DALY, H.; FARLEY, J. **Economia Ecológica: Princípios e Aplicações**. Lisboa: Instituto Paget, 2004. 530 p.
- DOMINGUEZ, J.M.L.; CORRÊA-GOMES, L.C. **Costa do Dendê: Avaliação da potencialidade mineral e subsídios ambientais para o desenvolvimento sustentável dos**

municípios de Costa do Dendê. 2ª ed. Salvador: CBPM (Companhia Baiana de Pesquisa Mineral), 2011. 170 p.

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**, SI 39, p. 633 – 638, 2006.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, p. 643-653, 2009

FREITAS, L. M. B. **Caracterização geoambiental e sensibilidade da linha de costa com ênfase nas praias da Costa do Dendê – BA, utilizando um Sistema de Informações Geográficas (SIG)**. 2002. 42 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

GINSBURG, R. N.; KRAMER, P. A.; LANG, J. C.; SALE, P. **Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) revised rapid assessment protocol (RAP)**: 1998. Disponível em: <<http://agrra.org>>. Acesso em: 19 jan. 2013.

GRAY, M. **Geodiversity**: valuing and conserving abiotic nature. Londres: John Wiley & Sons, 2004. 450 p.

GUERRY A.; RUCKELSHAUS, M. H.; ARKEMA, K. K.; BERNHARDT, J. R.; GUANNEL, G.; KIM, C. K.; MARSIK, M.; PAPENFUS, M.; TOFT, J. E.; VERUTES, G.; WOOD, S. A.; BECK, M.; CHAN, F.; CHAN, K. M. A.; GELFENBAUM, G.; GOLD, B. D.; HALPERN, B. S.; LABIOSA, W. B.; LESTER, S. E.; LEVIN, P. S.; MCFIELD, M.; PINSKY, M. L.; PLUMMER, M.; POLASKY, S.; RUGGIERO, P.; SUTHERLAND, D. A.; TALLIS, H.; DAY, A.; SPENCER, J. Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, p. 107 – 121, 2012.

HALL, C. M. Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? **Ocean & Coastal Management**, v. 44, p. 601–618, 2001.

HAMMAR-KLOSE, E. S.; THIELER, E. R. **Coastal Vulnerability to Sea-Level Rise: A Preliminary Database for the U.S. Atlantic, Pacific, and Gulf of Mexico Coasts**. U.S.

Geological Survey, Digital Data Series DDS-68, 2001. Disponível em: <<http://pubs.usgs.gov/dds/dds68/>>. Acesso em: 10 jun. 2014.

HAYDEN, B. P.; DOLAN, R.; HOFFMAN, S.; ROBINSON, A. Shoreline Erosion in a Reef-Beach System. **Environmental Management**, v. 2, n. 3, p. 209 – 218, 1978.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; OLIVEIRA, M. D. M. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, supl. 1, p. 1 – 31, 2010.

KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M.; LEÃO, Z. M. A. N.; SILVA, R. M.; MARTINS, P. M. R. Os recifes de Tinharé-Boipeba-Camamu, Bahia. In: RIO OIL & GAS EXPO AND CONFERENCE, XIV, 2008, Rio de Janeiro. **Resumos expandidos do Rio Oil & Gas Expo and Conference**. 2008, 8 p.

LANG, J. C.; MARKS, K. W.; KRAMER, P. A.; KRAMER, P. R.; GINSBURG, R. N. AGRRA Protocols version 5.4, 2010. Disponível em: <[http://www.agrra.org/method/AGRRA-V5.4\\_2010.pdf](http://www.agrra.org/method/AGRRA-V5.4_2010.pdf)>. Acesso em: 10 abr. 2014.

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

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In: CORTÉS, J. (Org.). **Latin American Coral Reefs**. Amsterdã: Elsevier, 2003, p. 9 – 52.

LEÃO, Z. M. A. N.; MINERVINO NETO, A.; FERREIRA, B. P.; et al. (in prep). Monitoramento dos recifes e ecossistemas corálinos. pp. xxx. In: TURRA, A.; DENADAI, M.R. (Eds.) **Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros** (in prep.).

MALONE, T. C.; DIGIACOMO, P. M.; GONÇALVES, E.; KNAP, A. H.; TALAUE-MCMANUS, L.; MORA, S. A global ocean observing system framework for sustainable development. **Marine Policy**, v. 43, p. 262 – 272, 2014.

MARTIN, L.; DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P. Climatic control of coastal erosion during a sea level fall episode. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 70, n. 2, p. 249-266, 1998.

MARTÍNEZ, M. L.; INTRALAWAN, A.; VÁZQUEZ, G.; PÉREZ-MAQUEO, O.; SUTTON, P.; LANDGRAVE, R. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. **Ecological Economics**, v. 63, p. 254 – 272, 2007.

MCCLANAHAN, T. R. The relationship between bleaching and mortality of common corals. **Marine Biology**, v. 144, n. 6, p. 1239 – 1245, 2004.

MENEZES, N. M.; NEVES, E. G.; BARROS, F.; KIKUCHI, R. K. P.; JOHNSON, R. Intracolony variation in *Siderastrea* de Blainville (Anthozoa, Scleractinia): taxonomy under challenging morphological constraints. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 108 – 116, 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 155 p.

MIRANDA, M. L. **Mapeamento ecológico e definição de áreas prioritárias para a conservação dos recifes da APA das ilhas de Tinharé e Boipeba, Bahia – Brasil**. 2009. 102 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas modalidade Zoologia: Organismos Aquáticos) – Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, p. 215 – 233, 1999.

MUMBY, P. J.; BROAD, K.; BRUMBAUGH, D. R.; DAHLGREN, C. P.; HARBORNE, A. R.; HASTINGS, A.; HOLMES, K. E.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; SANCHIRICO, J. N. Coral reef habitats as surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 941 – 951, 2008.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **Marine InVEST - A Decision-Making Tool for Mapping and Valuing Ecosystem Services Provided by Coasts and Oceans**, 2010. Disponível em: <[http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/marine/MarineInVEST\\_Apr2010.pdf](http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/marine/MarineInVEST_Apr2010.pdf)>. Acesso em: 10 abr. 2012.

NUNES, A. S. **A utilização da geologia na identificação dos habitats mais adequados para o estabelecimento de áreas marinhas protegidas na Costa do Dendê, Bahia, Brasil**. 2009, 178 f. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.



PRINCIPE, P.; BRADLEY, P.; YEE, S.; FISHER, W.; JOHNSON, E.; ALLEN, P.; CAMPBELL, D. **Quantifying Coral Reef Ecosystem Services**: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. EPA/600/R-11/206, 2012. Disponível em: < <http://www.epa.gov/ged/quantify.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

REBOUÇAS, R. C. **Biografia das areias da Costa do Dendê: um estudo da composição das areias de praia entre os rios Jequiçá e Tijuípe**. 2006, 73 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Costeira, Marinha e Sedimentar) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

REBOUÇAS, R. C.; DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P. Provenance, transport and composition of Dendê Coast beach sands in Bahia, Central Coast of Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 4, p. 339 – 347, 2011.

REES, S.; FLETCHER, S.; GLEGG, G.; MARSHALL, C.; RODWELL, L.; JEFFERSON, R.; CAMPBELL, M.; LANGMEAD, O.; ASHLEY, M.; BLOOMFIELD, H.; BRUTTO, D.; COLENUTT, A.; CONVERSI, A.; EARLL, B.; HATTAM, C.; INGRAM, S.; MCKINLEY, E.; MEE, L.; OATES, J.; PECKETT, F.; PORTUS, J.; REED, M.; ROGERS, S.; SAUNDERS, J.; SCALES, K.; WYNN, R. Priority questions to shape the marine and coastal policy research agenda in the United Kingdom. **Marine Policy**, v. 38, p. 531 – 537, 2013.

RUCKELSHAUS, M.; MCKENZIE, E.; TALLIS, H.; GUERRY, A.; DAILY, G.; KAREIVA, P.; POLASKY, S.; RICKETTS, T.; BHAGABATI, N.; WOOD, S.A.; BERNHARDT, J. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. **Ecological Economics**, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009>, 2013.

SANTOS, R. C.; SILVA, I. R. Serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias do município de Camaçari, Litoral Norte do estado da Bahia, Brasil. **Cadernos de Geociências**, v. 9, n. 1, p. 47 – 56, 2012.

SEI (Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais Da Bahia). **Análise dos atributos climáticos do Estado da Bahia**. Salvador: SEI, Série Estudos e Pesquisas, 1998, v. 38, 85p.

SHARP, R.; TALLIS, H. T.; RICKETTS, T.; GUERRY, A. D.; WOOD, S.A.; CHAPLIN-KRAMER, R.; NELSON, E.; ENNAANAY, D.; WOLNY, S.; OLWERO, N.; VIGERSTOL, K.;

PENNINGTON, D.; MENDOZA, G.; AUKEMA, J.; FOSTER, J.; FORREST, J.; CAMERON, D.; ARKEMA, K.; LONSDORF, E.; KENNEDY, C.; VERUTES, G.; KIM, C.K.; GUANNEL, G.; PAPENFUS, M.; TOFT, J.; MARSIK, M.; BERNHARDT, J.; GRIFFIN, R.; GLOWINSKI, K.; CHAUMONT, N.; PERELMAN, A.; LACAYO, M. MANDLE, L.; GRIFFIN, R.; HAMEL, P.

**InVEST tip User's Guide**: The Natural Capital Project, 2014. Disponível em: < [http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/current\\_release/](http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/current_release/)>. Acesso em 10 jan. 2014.

SILVA, I. R.; NASCIMENTO, H.M.; REBOUÇAS, R. C. Avaliação da Sensibilidade Ambiental das Praias Localizadas no Arquipélago Tinharé/Boipeba, Litoral Sul do Estado da Bahia. **Geociências**, v. 28, n. 2, p. 193-201, 2009.

SINAU (Sistema de Informações de Naufrágios). **Naufrágios do Brasil**: Bahia. Disponível em: < <http://www.naufragiosdobrasil.com.br/bahia.htm>>. Acesso em: 20 jul. 2014.

SOUZA-FILHO, J. R.; SILVA, I. R.; FERREIRA, D. F. Socio-Environment Analysis as a Tool for Coastal Management: the Case of Maraú Peninsula, Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Special Issue: 61, p. 446 – 451, 2011.

STROHAECKER, T. M. 2006. Dinâmica Populacional. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha**, 2006, p. 59 – 73. Disponível em <[http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Macrodiagnostico-capitulos/3.Dinamica%20Populacional%20Macrodiagnostico\\_p59-74.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Macrodiagnostico-capitulos/3.Dinamica%20Populacional%20Macrodiagnostico_p59-74.pdf)>. Acesso em: 10 abr. 2014.

TOLMAN, H. L. **User manual and system documentation of WAVEWATCH III version 3.14**: Technical Note, U. S. Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration, National Weather Service, National Centers for Environmental Prediction, Camp Springs, MD. 2009. Disponível em <[http://polar.ncep.noaa.gov/mmab/papers/tn276/MMAB\\_276.pdf](http://polar.ncep.noaa.gov/mmab/papers/tn276/MMAB_276.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2014.

UNEP-WCMC. **In the front line**: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. Cambridge: UNEP, 33 p., 2006.

VOORDE, M. T.; NEVES, M. G.; CARMO, J. S. A. Estudo Preliminar da Geometria de um Recife Artificial para Protecção Costeira e para a Prática de Surf na Costa Oeste Portuguesa. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 1, p. 65 – 79, 2008.

WHITE, A. T.; VOGT, H. P.; ARIN, T. Philippine Coral Reefs Under Threat: The Economic Losses Caused by Reef Destruction. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 7, p. 598 – 605, 2000.

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