



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Marcelo Checoli Mantelatto

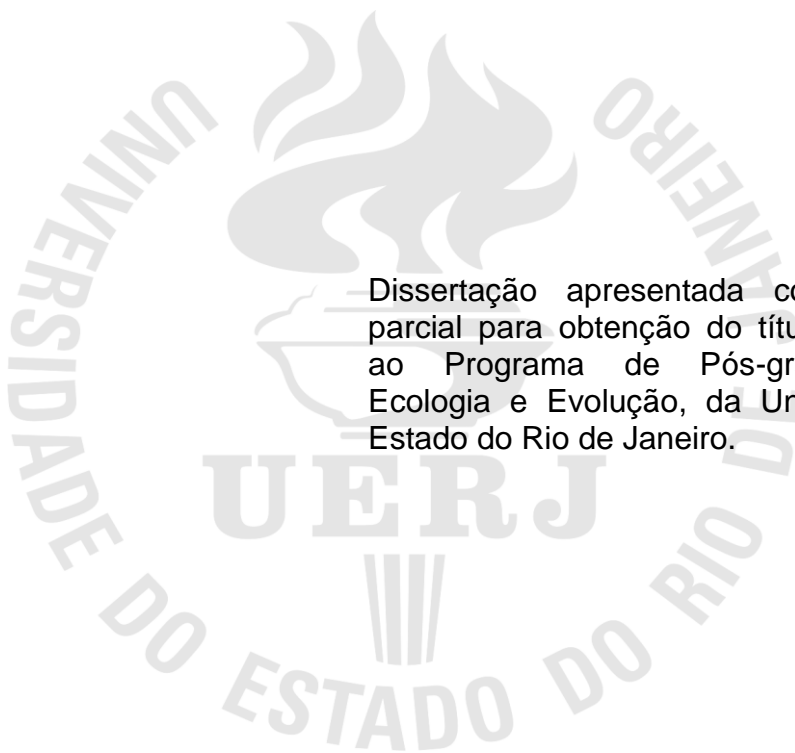
**Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp.**

Rio de Janeiro

2012

Marcelo Checoli Mantelatto

**Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp.**



-Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Joel Christopher Creed

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Beatriz Grosso Fleury

Rio de Janeiro

2012

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M292

Mantelatto, Marcelo Checoli.

Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp. /  
Marcelo Checoli Mantelatto. – 2012.  
121f : il.

Orientador: Joel Christopher Creed.  
Coorientadora: Beatriz Grosso Fleury.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de  
Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.  
Inclui bibliografia.

1. Corais - Teses. I. Creed, Joel Christopher. II. Fleury, Beatriz  
Grosso. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de  
Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 593.6

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta  
dissertação.

---

Assinatura

---

Data

Marcelo Checoli Mantelatto

**Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 15 de fevereiro de 2012.

Banca Examinadora:

---

Prof. <sup>a</sup> Dra. Gisele Lobo Hajdu  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

---

Prof. Dr. Alberto Lindner  
Universidade Federal de Santa Catarina

---

Prof. Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira  
Universidade Federal Fluminense

Rio de Janeiro

2012

## DEDICATÓRIA

Aos meus avós: Rubens, Cida, Osvaldo e Alzira.

Obrigado por tudo.

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais e a minha irmã, pelo apoio, exemplo, companheirismo e ajuda, durante todo mestrado. Agora vocês estão começando a entender o que eu faço.

Aos meus orientadores Joel e a Bia, pela oportunidade concedida, confiança, pelos inúmeros conhecimentos passados e críticas, vitais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Dr. Alberto Lindner, pelas informações e conhecimentos iniciais do coral-sol na região do litoral norte do Estado de São Paulo.

Aos meus amigos galácticos Giba e Livia, pela grande ajuda em campo, pela amizade, companheirismo e ensinamento maia.

Aos outros amigos de Ilhabela, em especial ao Daniel e Tatu bola, pela ajuda, apoio, amizade e alojamento.

A toda equipe do Projeto Coral-Sol, em especial a Amanda de Andrade, Angela Bergallo e Camila Meireles.

Ao Felipe Ribeiro, pela grande ajuda em campo, troca de conhecimentos, ensinamentos e amizade. Valeu brother!

A todo pessoal do Laboratório de Ecologia Marinha Bêntica (ECOLMAR). Em especial a Yoyo, Jú, Hiran, Humberto e Bruno Lages, pela força e ajuda em campo. Amanda Guilherme, Lelis e Simone pelas trocas de informações e conhecimentos. Felipe Salgado pela ajuda com as fotos. Valeu mesmo galera!

Ao Igor Cruz, pela amizade construída e troca de conhecimentos. Moqueca boa é moqueca capixaba.

Ao pessoal do Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo (CEBIMar), em especial ao Alvaro Esteves Migotto, pela hospitalidade, troca de informações, disponibilidade de alojamento, infra-estrutura e autorização para mergulho no TEBAR.

A Dra. Alline Figueira de Paula, Dra. Gisele Lôbo Hajdu, Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira e Dr. Alberto Lindner por aceitar fazer parte da banca examinadora e pelas contribuições finais no trabalho.

A Dra. Gisele Lobo Hajdu por toda ajuda e revisão do texto.

A Dra. Carla Maria Menegola da Silva pela identificação das esponjas.

A todos alunos e professores do PPGEE, pelos ensinamentos, troca de conhecimentos, discussões e bebedeiras.

A Verônica Maioli, pela amizade, incentivo, alojamento, bebedeiras e correção de parte do texto.

A secretaria do PPGE, em especial ao o Henrique e a Sônia, pela paciência, ajuda e orientações burocráticas ao longo de todo mestrado.

Ao Instituto de Estudos Sobre a Biodiversidade Marinha da Zona Costeira Brasileira, Instituto Biodiversidade Marinha (IBM), pela bolsa concedida no âmbito do Projeto Coral-Sol.

Ao patrocínio e financiamento da Petrobras, através do Programa Petrobras Ambiental.

Existe uma fábula que diz que a formiga só trabalha e a cigarra só canta. Eu me pergunto se a formiga conseguiria trabalhar sem o canto da cigarra. É por isso que agradeço as cigarras que me ajudaram em todo esse processo. A melhor das cigarras, Kiss FM, onde “depois de um rock sempre vem outro rock”.

A todos, de A à Z, que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

Um homem precisa viajar. Por sua conta, não por meio de histórias, imagens, livros ou TV. Precisa viajar por si, com seus olhos e pés, para entender o que é seu. Para um dia plantar as suas próprias árvores e dar-lhes valor. Conhecer o frio para desfrutar o calor. E o oposto. Sentir a distância e o desabrigo para estar bem sob o próprio teto. Um homem precisa viajar para lugares que não conhece para quebrar essa arrogância que nos faz ver o mundo como o imaginamos, e não simplesmente como é ou pode ser. Que nos faz professores e doutores do que não vimos, quando deveríamos ser alunos, e simplesmente ir ver.

*Amyr Klink*



## RESUMO

MANTELATTO, Marcelo Checoli. *Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp.* 2012. 122f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

As espécies de corais invasores, *Tubastraea tagusensis* e *T. coccinea* foram acidentalmente introduzidos no Brasil através de plataformas de petróleo. O rápido crescimento e estágio reprodutivo, competição contra espécies nativas, defesas químicas contra predadores e competidores naturais e uso amplo em diferentes substratos utilizados contribuem para o sucesso e expansão de *Tubastraea* spp. na costa brasileira. O presente estudo teve dois objetivos principais: 1) investigar uma metodologia que resulte em uma maior eficiência e custo-benefício nos processos de monitoramento dos corais invasores *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro; 2) mapear a distribuição geográfica, caracterizar as populações e estudar o efeito da inserção dos corais na comunidade bêntica de costões rochosos do litoral norte do estado de São Paulo (LNSP). O primeiro avaliou quatro metodologias, comparando o método do censo visual, e outras três metodologias que utilizam fotografia e filmagem. O método do censo visual mostrou ser mais eficiente na obtenção dos resultados quando comparado com os outros métodos, principalmente para identificar pequenos organismos. Contudo, seu tempo em campo e seus custos foram maiores. O segundo utilizou o método visual para estudar o efeito da inserção dos corais invasores na comunidade local do LNSP. Ainda, foi realizado um monitoramento espacial semi-quantitativo em larga escala para caracterizar a distribuição espacial dos corais invasores; transectos com quadrados amostrais foram usados para estimar a densidade de *Tubastraea* ao longo da profundidade, e transectos e arcos graduados empregados para estimar a ocorrência de colônias em diferentes inclinações do substrato, no LNSP. Os corais invasores estão aumentando sua distribuição, causando diversos impactos nas comunidades e nos organismos nativos. *T. tagusensis* é comumente encontrado dominando diversos costões rochosos, com uma densidade maior em ambientes mais profundos e com maior ocorrência em substratos de inclinações verticais e negativas no LNSP. A erradicação e/ou controle do coral invasor é recomendado no litoral brasileiro, principalmente onde as populações estão isoladas ou ainda são pequenas.

Palavras-chave: Bioinvasão. Espécies invasoras. Litoral Norte de São Paulo. Comparação de metodologias.

## ABSTRACT

The invasive coral species, *Tubastraea tagusensis* and *T. coccinea* were accidentally introduced into Brazil by oil platforms. The rapid growth and reproductive stage, competition against native species, chemical defenses against natural predators and competitors and ample use of different substrates contribute to the success and expansion of *Tubastraea* spp. on the Brazilian coast. This study had two aims: 1) investigate a methodology that results in more efficient and cost-effective monitoring of the *Tubastraea* spp. invaders on the Brazilian coast, 2) map the geographical distribution, characterize the populations and study the effect of corals' insertion in the community on the northern coast of São Paulo (LNSP). The first aim evaluated four methods by comparing the visual census method and three other methods that use photography and filming. The visual census method proved to be more efficient in achieving the results compared with other methods, primarily to identification of smaller organisms; however, time in the field and costs were higher. The second aim used the visual method to study the effect of insertion of coral invaders into the community. Also, a semi-quantitative monitoring of spatial scale to characterize the spatial distribution of coral invaders was carried out; transects with squares were used to estimate the density of *Tubastraea* spp. along the depth gradient, and transects and graduated arcs employed to estimate the occurrence of colonies at different inclinations of the substrate, in LNSP. The invader corals are increasing their distribution, causing several impacts on native communities and species. *T. tagusensis* is actually found dominating several rocky shores, with a higher density deeper and in a vertical and negative substrates slopes in LNSP. Eradication and/or control of the invasive corals are recommended on the Brazilian coast, especially where populations are isolated or are still small.

Keywords: Bioinvasion. Invasive species. North coast of São Paulo. Comparison of methodologies.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Os corais invasores <i>Tubastraea</i> spp.....	18
Figura 2 – Distribuição geográfica de <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>T. coccinea</i> no litoral brasileiro.....	21
Figura 3 – Locais de estudos na Baía da Ilha Grande (RJ), Brasil.....	28
Figura 4 – Quadrados amostrais ao longo do transecto de 50 m.....	31
Figura 5 – Exemplo de um quadrado de 50x50 cm subdividido em 10x10 cm para ser analisado no software CPCe .....	31
Figura 6 – Densidade média (colônias.m <sup>-2</sup> ) de <i>Tubastraea</i> spp. não identificado (NI), <i>T. coccinea</i> , <i>T. tagusensis</i> e total de <i>Tubastraea</i> spp. nas diferentes metodologias em Imboassica, Queimada Grande e Queimada Pequena. ....	36
Figura 7 – Somatória da densidade média (colônias.m <sup>-2</sup> ) de <i>Tubastraea</i> spp. não identificado (NI), <i>T. coccinea</i> , <i>T. tagusensis</i> e total de <i>Tubastraea</i> spp. nas estações que apresentaram indivíduos do coral invasor por metodologia.....	37
Figura 8 – Média da porcentagem de cobertura (%) encontrada nas estações de Organismos não Identificados, Sombra e o total dos mesmos nas metodologias digitais.....	38
Figura 9 – Análise de MDS nas diferentes estações.....	40
Figura 10 – Média da Riqueza, Índice de diversidade e Equitabilidade nas diferentes metodologias.....	43
Figura 11 – Tempo total (horas) em campo, laboratório e o tempo total para estimar a porcentagem de cobertura da comunidade e a densidade de <i>Tubastraea</i> spp. em todas estações do monitoramento em cada metodologia.....	44
Figura 12 – Área de estudo, litoral norte do estado de São Paulo.....	56
Figura 13 – Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte de São Paulo (APA Marinha do Litoral Norte).....	59
Figura 14 – Locais do monitoramento intensivo no litoral norte do estado de São Paulo. ....	62

Figura 15 – Ilustração do método de monitoramento intensivo. Mergulhador com quadrado amostral de 50x50 cm subdividido em 10x10 cm realizando o levantamento da comunidade e da densidade de <i>Tubastraea</i> spp. ao longo de um transecto de 50 metros.....	63
Figura 16 – Esquema representando o uso dos arcos graduados utilizado para medir o ângulo de inclinação da base das colônias.....	65
Figura 17 – Distribuição geográfica de <i>Tubastraea</i> spp. no litoral norte do estado de São Paulo.....	67
Figura 18 – Índice de abundância relativa de <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>T. coccinea</i> nos locais onde foram encontrados no litoral norte do estado de São Paulo em 2010 e 2011.....	68
Figura 19 – Frequência relativa (%) das classes de abundância de <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>T. coccinea</i> no litoral norte do estado de São Paulo em 2010 e 2011.....	69
Figura 20 – Dados abióticos coletados durante o levantamento da distribuição e ocorrência de <i>Tubastraea</i> spp. no litoral norte do estado de São Paulo entre os dias 26 e 29 de julho (São Sebastião e Ilhabela) e 2 e 3 de setembro (Ubatuba) de 2010.....	70
Figura 21 – Dados abióticos coletados durante o levantamento da distribuição e ocorrência de <i>Tubastraea</i> spp. no litoral norte do estado de São Paulo entre os dias 8 e 10 de novembro de 2011.....	71
Figura 22 – Densidade (colônias.m <sup>2</sup> ) e frequência de ocorrência de <i>Tubastraea tagusensis</i> nos locais de ocorrência no litoral norte do estado de São Paulo.....	72
Figura 23 – Porcentagem de cobertura (%) de macroalgas e cnidários mais abundantes encontrados nas estações.....	75
Figura 24 – Análise de ordenação entre os grupos (cluster), com índices de similaridade de Bray-Curtis entre as estações do monitoramento intensivo em Ilhabela (SP).....	77
Figura 25 – Análise de MDS nas diferentes estações de Ilhabela (SP).....	78
Figura 26 – Análise de MDS nas diferentes estações em Ilhabela (SP), com ênfase em <i>Tubastraea tagusensis</i> .....	79
Figura 27 – Análise de MDS nas diferentes estações com remoção artificial de <i>Tubastraea tagusensis</i> . ....	80

Figura 28 – Densidade de colônias (0,25m <sup>-2</sup> ) de <i>Tubastraea tagusensis</i> com a profundidade em quatro estações na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).....	82
Figura 29 – Probabilidade de ocorrência de <i>Tubastraea tagusensis</i> ao longo da profundidade em quatro estações na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).....	83
Figura 30 – <i>Tubastraea tagusensis</i> exposto ao ar numa maré baixa e sobrevivendo sobre o substrato inconsolidado na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).....	84
Figura 31 – Frequência de ocorrência (%) de <i>Tubastraea tagusensis</i> em diferentes ângulos de inclinação (graus) do substrato em Ilhabela (SP).....	86
Figura 32 – Frequência de ocorrência de <i>Tubastraea tagusensis</i> nos diferentes ângulos de inclinação (graus) em todas as estações amostradas em Ilhabela (SP).....	87
Figura 33 – <i>Tubastraea tagusensis</i> dominando os costões rochosos e crescendo sobre colônias de corais nativos na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).....	93
Figura 34 – Colônias de <i>Tubastraea tagusensis</i> removidas no Canal de São Sebastião, Ilhabela (SP).....	110

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Pontos (P), local, índice de abundância relativa (IAR), latitude e longitude e data de amostragem dos locais na Estação Ecológica de Tamoios (RJ).....	28
Tabela 2 –	Lista dos táxons encontrados, média da porcentagem de cobertura (%) dos mesmos considerando todas as metodologias e estações e erro padrão (EP).....	39
Tabela 3 –	Similaridade (%) nas estações entre as diferentes metodologias...	40
Tabela 4 –	Sumário das três espécies que mais contribuíram (similaridade acumulativa das três espécies maior que 50%) com a similaridade entre as metodologias nas estações.....	41
Tabela 5 –	Riqueza (S), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Simpson (J) nas diferentes estações e metodologias.....	42
Tabela 6 –	Tempo e custos para cada metodologia nas diferentes etapas dos trabalho.....	45
Tabela 7 –	Principais vantagens, desvantagens nos critérios selecionados de cada um dos métodos estudados.....	50
Tabela 8 –	Pontos (P), local, índice de abundância relativa (IAR), latitude e longitude e data de amostragem dos locais em Ilhabela (SP).....	62
Tabela 9 –	Lista dos táxons encontrados e porcentagem de cobertura (%) dos mesmos nas estações do monitoramento intensivo em Ilhabela (SP).....	74
Tabela 10 –	Riqueza (S), Índice da diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Pielou (J) nas diferentes estações.....	76
Tabela 11 –	Resultado da análise SIMPER para as espécies que mais contribuíram com a dissimilaridade entre as estações com presença e ausência de <i>Tubastraea tagusensis</i> .....	79
Tabela 12 –	Dissimilaridade (%) entre os diferentes grupos.....	80
Tabela 13 –	Valores de frequência (%) nas classes de inclinação, valor do chi-quadrado ( $X^2$ ), graus de liberdade ( $v$ ) e probabilidade ( $p$ ), nas diferentes estações e quando as mesma foram agrupadas (total geral).....	85

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IUCN	International Union for Conservation of Nature
CV	Censo visual
FOT50	Fotoquadrados de 50x50 cm
FOT25	Fotoquadrados de 25x25 cm
VÍDEO	Vídeoquadrados de 50x50 cm
LNSP	Litoral norte do estado de São Paulo
CSS	Canal de São Sebastião (CSS)
PCINSP	Plataforma continental interna da costa norte do estado de São Paulo
PCNSP	Plataforma continental norte de São Paulo
AT	Água Tropical
ACAS	Água Central do Atlântico Sul
AC	Água Costeira
IAR	Índice de Abundância Relativa

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	16
1.1	<b>Bioinvasão Marinha</b> .....	16
1.2	<b>Os corais invasores <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>Tubastraea coccinea</i></b> .....	17
1.3	<b>Bioinvasão e distribuição geográfica dos corais invasores <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>Tubastraea coccinea</i> no Brasil</b> .....	19
1.4	<b>Características ecológicas e reprodutivas dos corais invasores <i>Tubastraea tagusensis</i> e <i>Tubastraea coccinea</i></b> .....	22
2	<b>ESTUDO COMPARATIVO DE METODOLOGIAS PARA MONITORAMENTO DOS CORAIS INVASORES <i>Tubastraea</i> spp. NO LITORAL BRASILEIRO</b> .....	24
2.1	<b>Introdução</b> .....	25
2.2	<b>Material e métodos</b> .....	27
2.2.1	<u>Área de estudo</u> .....	27
2.2.2	<u>Metodologias</u> .....	29
2.2.3	<u>Análise dos dados</u> .....	32
2.2.4	<u>Tempo e custo</u> .....	32
2.3	<b>Resultados</b> .....	35
2.3.1	<u>Densidade de <i>Tubastraea</i> spp.</u> .....	35
2.3.2	<u>Comunidade</u> .....	37
2.3.3	<u>Tempo e custo amostral</u> .....	44
2.4	<b>Discussão</b> .....	46
2.5	<b>Conclusões</b> .....	51
	<b>Apêndice</b> .....	52
3	<b>DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA, CARACTERIZAÇÃO DA POPULAÇÃO E INSERÇÃO DE <i>Tubastraea</i> spp. NAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO</b> .....	54
3.1	<b>Introdução</b> .....	55
3.2	<b>Material e métodos</b> .....	56
3.2.1	<u>Área de estudo</u> .....	56



3.2.2	<u>Distribuição geográfica de <i>Tubastraea</i> spp. (Monitoramento Extensivo)</u> .....	60
3.2.3	<u>Inserção de <i>Tubastraea</i> spp. na comunidade</u> .....	61
3.2.4	<u>Distribuição vertical dos corais invasores</u> .....	63
3.2.5	<u>Ocorrência de colônias em diferentes ângulos de inclinação do substrato</u> .....	64
3.3	<b>Resultados</b> .....	66
3.3.1	<u>Distribuição geográfica de <i>Tubastraea</i> spp. (Monitoramento Extensivo)</u> .....	66
3.3.2	<u>Inserção de <i>Tubastraea</i> spp. na comunidade</u> .....	72
3.3.3	<u>Distribuição vertical dos corais invasores</u> .....	81
3.3.4	<u>Ocorrência de colônias em diferentes ângulos de inclinação do substrato</u> .....	85
3.4	<b>Discussão</b> .....	88
3.5	<b>Conclusões</b> .....	99
	<b>Apêndice</b> .....	100
	<b>Anexo</b> .....	102
4	<b>DISCUSSÃO GERAL</b> .....	103
5	<b>RECOMENDAÇÕES GERAIS</b> .....	107
6	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	111
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	112

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1 Bioinvasão Marinha

Ao longo da história, a humanidade vem transportando, intencionalmente e não intencionalmente, milhares de espécies para regiões fora de seus ambientes naturais e originários, transpondo as barreiras geográficas naturais à distribuição das espécies (Carlton 1987).

Uma espécie é considerada exótica, não nativa, não indígena ou alienígena quando ela supera barreiras biogeográficas, através de atividades humanas intencionais ou acidentais, se encontrando fora de sua área de distribuição original ou natural. Uma espécie só é considerada invasora quando a população de uma espécie exótica consegue se estabelecer ao longo de diversos ciclos de vida, produzir descendentes férteis, muitas vezes em grandes números e a distâncias consideráveis do local de introdução, e quando possuem grande potencial de se expandir por longas distâncias (De Paula e Creed 2004; Blackburn et al. 2011; Richardson et al. 2011).

A forma ou atividade no qual uma espécie é transportada e introduzida em um novo ambiente é denominado de vetor. Diversos são os tipos de vetores e estes operam em diferentes escalas espaciais e temporais. No ambiente marinho a água de lastro foi apontada diversas vezes como o principal vetor de espécies exóticas (Carlton 1985; Carlton e Geller 1993) e apenas recentemente a incrustação em estruturas submersas móveis, como plataformas de petróleo e cascos de navios, foi considerada um importante vetor de espécies exóticas marinhas (Gollasch 2002; De Paula e Creed 2004; Ferreira et al. 2006; Farrapeira et al. 2011).

Entre outros vetores em ambientes marinhos podemos destacar a aquariofilia, a maricultura e o transporte por correntes. A macroalga verde *Caulerpa taxifolia* (VAHL) C. Agardh 1817, por exemplo, foi introduzida acidentalmente no Mar Mediterrâneo através de um aquário do Museu Oceanográfico em Mônaco e hoje causa sérios riscos e danos para estes ambientes (Meinesz e Hesse 1991). Ainda no Mar Mediterrâneo, várias introduções ocorreram através da prática da maricultura e pela abertura do Canal de Suez que possibilitou novos tráfegos de embarcações e transporte de organismos por correntes (Galil 2008). O lixo antropogênico

descartado no ambiente marinho pode servir de abrigo e assentamento para diversas espécies marinhas e este pode ser levado por correntes para outras localidades (Barnes 2002).

A introdução de espécies exóticas resulta em diversos problemas ecológicos, incluindo a perda da biodiversidade, declínio de espécies nativas e de importância comercial, alterações nas funções e estruturas das comunidades e ecossistemas (Carlton 1985; Carlton e Geller 1993; Ruiz et al. 1997; Mack et al. 2000). Espécies invasoras estão relacionadas com a extinção de diversos animais da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de 2003 da IUCN (International Union for Conservation of Nature) (Clavero e Garcia-Berthou 2005). A introdução de espécies invasoras causa alterações na evolução natural das populações e dos organismos (Mooney e Cleland 2001) e esta relacionada com grande perdas ambientais e econômicas (Pimentel et al. 2005). A introdução de espécies exóticas pode causar ainda hibridização com espécies nativas e assim causar a extinção das mesmas (Huxel 1999).

Uma espécie invasora pode facilitar a entrada, o estabelecimento e a dispersão de outros invasores no ambiente e uma interação positiva entre estas espécies pode levar ao sinergismo do impacto invasivo (Simberloff e Von-Holle 1999). O sucesso de uma invasão também pode ser aumentado com interações positivas entre espécies exóticas ao longo do transporte das mesmas, onde a presença de uma espécie facilita que outra seja transportada, através de um vetor, para fora de seu local de origem (Floerl et al. 2004).

## 1.2 Os corais invasores *Tubastraea tagusensis* e *Tubastraea coccinea*

*Tubastraea* é um gênero de coral escleractínio ahermatípico conhecido vulgarmente como coral sol (*sun coral*) e coral tubo (*cup coral*). Das seis espécies de *Tubastraea* reconhecidas no mundo, duas foram encontradas como espécies invasoras no litoral brasileiro (De Paula e Creed 2004): *Tubastraea tagusensis* (WELLS, 1982), registrada inicialmente no Arquipélago de Galápagos e *T. coccinea* (LESSON, 1829), registrada primeiramente no Arquipélago de Fiji, sendo considerado atualmente um dos mais comuns corais escleractínios ahermatípicos de águas rasas com distribuição circuntropical (Cairns 1994).

De acordo com De Paula (2007), *T. tagusensis* (Figura 1B) possui coralo branco bastante poroso com até 150 mm de diâmetro, grandes coralitos espaçados projetados a cerca de 5-35 mm sobre o cenósteos, cálices elípticos de 7,5-12,8 mm de diâmetro, columela esponjosa com até 3,5 mm de diâmetro e cenossarco amarelados. *T. coccinea* (Figura 1A) possui coralo branco poroso com até 105 mm, pequenos coralitos ligeiramente espaçados projetados a cerca de 2-13 mm sobre o cenósteo, cálices usualmente circular com 7,2-15 mm de diâmetro, columela esponjosa com até 4,6 mm de diâmetro, cenossarco vermelho-alaranjado e paredes do cálice frequentemente adjacentes uma a outra.

Classificação taxonômica:

Filo: Cnidaria Hatschek, 1988

Classe: Anthozoa Ehrenberg, 1831

Subclasse: Hexacorallia Hyman, 1940

Ordem: Scleractinia Bourne, 1900

Família: Dendrophylliidae Gray, 1847

Gênero: *Tubastraea* Lesson, 1829

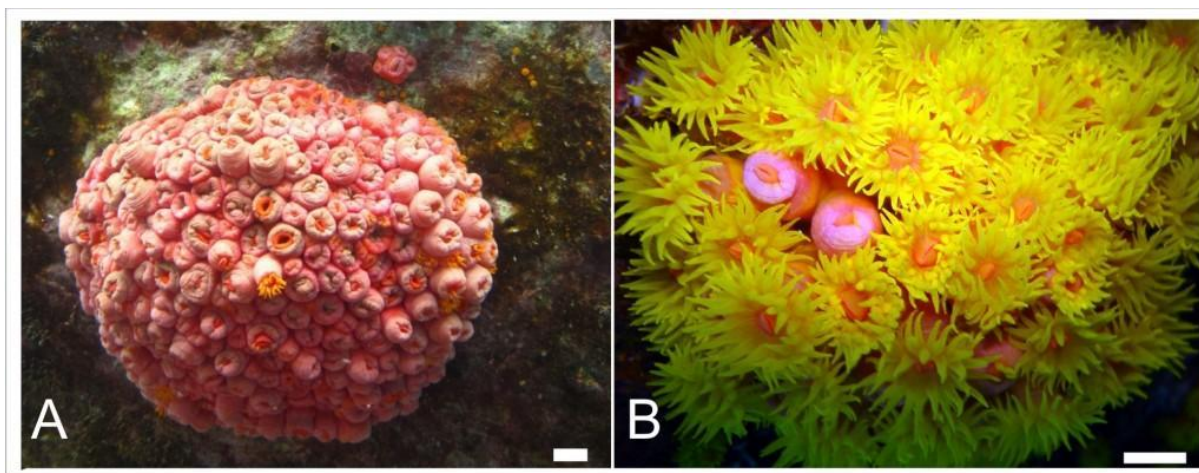


Figura 1 - Os corais invasores *Tubastraea* spp.

Legenda: (A) *T. coccinea* na Ilha da Vitória, Ilhabela, SP e (B) *T. tagusensis* na Ilha de Búzios, Ilhabela, SP. Barras = 1cm.

Fotos: (A) Marcelo C. Mantelatto e (B) Gilberto G. Mourão.

### **1.3 Bioinvasão e distribuição geográfica dos corais invasores *Tubastraea tagusensis* e *Tubastraea coccinea* no Brasil**

*T. tagusensis* ocorre no Arquipélago de Galápagos, onde é considerada endêmica (Wells 1982) e de registro de invasão apenas no litoral brasileiro (De Paula e Creed 2004).

O coral *T. coccinea* possui distribuição circuntropical com introduções iniciais do Pacífico para o Caribe, onde as mesmas características morfológicas da espécie são encontradas, no final da década de 1930 ou início de 1940 (Cairns 2000). A espécie possivelmente chegou através de cascos de navios (Cairns 1994) e posteriormente tenha se dispersado no Caribe, Golfo do México e Flórida através de cascos de navios, plataformas de gás e petróleo e transporte das larvas por correntes (Fenner e Banks 2004). No Golfo do México, *T. coccinea* foi registrada em diversas plataformas de gás e petróleo (Fenner 2001; Fenner e Banks 2004; Sammarco et al. 2004; Sammarco et al. 2010). Outra espécie do gênero, *T. micranthus*, foi recentemente encontrada em uma única plataforma no norte do mesmo Golfo (Sammarco et al. 2010).

No Brasil os corais invasores apresentam ampla distribuição geográfica com registros e expansões para novas áreas (Silva et al. 2011b). *Tubastraea* foi observado inicialmente no final da década de 1980 incrustado em plataformas de petróleo na Bacia de Campos, RJ (Castro e Pires 2001). Em Arraial do Cabo (RJ), *T. coccinea* foi encontrada em plataformas de petróleo (Ferreira et al. 2006) e juntamente com *T. tagusensis* em monobóias no Porto de Arraial do Cabo (Mizrahi 2008). *T. coccinea* foi também encontrada em uma plataforma de petróleo que partiu de Macaé (RJ) e encalhou na Ilha Tristão da Cunha (Wanless et al. 2010). Para a Baía da Ilha Grande (RJ) foi encontrada uma relação direta entre os pontos de maior abundância relativa de *Tubastraea* spp. com a distância de um terminal de petróleo (De Paula e Creed 2005). Ainda, os corais invasores foram fotografados em plataformas de petróleo na Bacia de Campos (RJ) (Nicolau 2011) e possuem outros relatos de observações em plataformas em Itajaí (SC) e na Baía de Guanabara (RJ) (De Paula e Creed 2004). As ocorrências supracitadas confirmam que *Tubastraea* spp. tenha sido introduzida acidentalmente no Brasil através de plataformas de petróleo e gás e posteriormente, após sua estabilização, começaram a expandir para outras regiões da costa brasileira.

A figura 2 ilustra a distribuição atual dos corais invasores no litoral brasileiro. Desde o final da década de 1990 *T. tagusensis* e *T. coccinea* são encontrados em costões rochosos na Baía da Ilha Grande (RJ) (De Paula e Creed 2004). Posteriormente, *T. coccinea* foi reportado em costões rochosos em Arraial do Cabo, (RJ) (Ferreira 2003) e juntamente com *T. tagusensis* em monobóias depositadas no Porto de Arraial do Cabo (Mizrahi 2008). Ainda para o estado do Rio de Janeiro, os corais foram reportados no Arquipélago de Cagarras (*T. tagusensis*, Paulo Young, comunicação pessoal) e na Armação dos Búzios (*T. coccinea* e *T. tagusensis*, observação pessoal). Recentemente, outros registros apareceram no litoral brasileiro, como num naufrágio no Espírito Santo (*T. coccinea*, Ivan Cavas Filho, comunicação pessoal) e *T. tagusensis* na Baía de Todos os Santos e no naufrágio Cavo Artemidi na Bahia (Menezes 2010). Para o estado de São Paulo as duas espécies foram encontradas concomitantemente em 2008 em costões rochosos de Ilhabela (Mantelatto et al. 2011) e no Arquipélago de Alcatrazes (Kelen Leite, comunicação pessoal). No início de 2012 *T. coccinea* foi observado nos costões rochosos do Arquipélago do Arvoredo no estado de Santa Catarina (Alberto Lindner, comunicação pessoal).

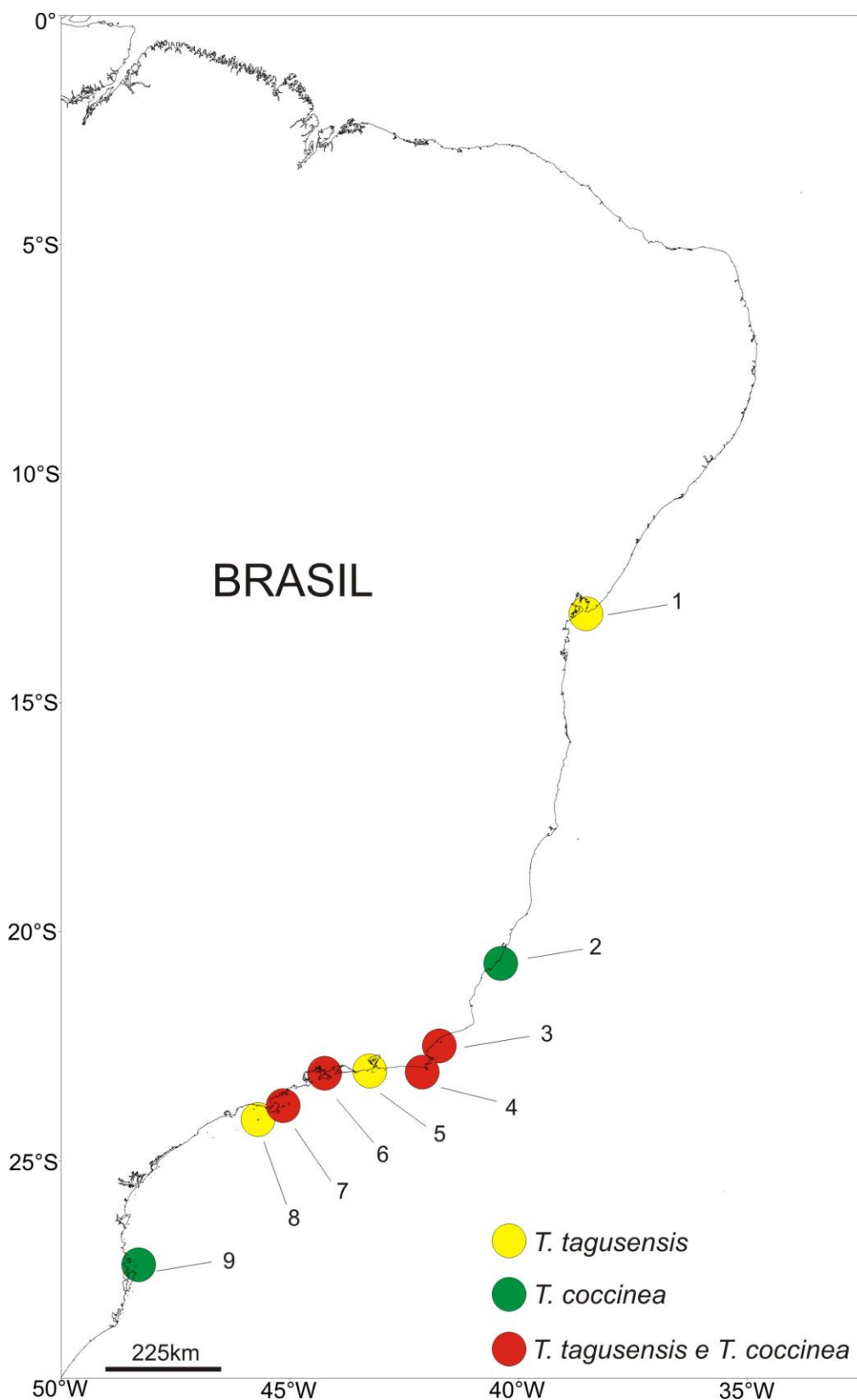


Figura 2 - Distribuição geográfica de *Tubastraea tagusensis* e *T. coccinea* no litoral brasileiro.

Legenda: (1) Naufrágio Cavo Artemidi, BA; (2) naufrágio Victory, ES; (3) Armação de Búzios, RJ; (4) Arraial do Cabo, RJ; (5) Arquipélago de Cagarras, RJ; (6) Baía da Ilha Grande, RJ; (7) Ilhabela, SP; (8) Arquipélago de Alcatrazes, SP e (9) Arquipélago de Arvoredo, SC.

#### 1.4 Características ecológicas e reprodutivas dos corais invasores *Tubastraea tagusensis* e *Tubastraea coccinea*

Poucos são os estudos de *T. tagusensis* e *T. coccinea* em seus ambientes nativos. Por outro lado, uma série de estudos biológicos e ecológicos foram realizados em ambientes onde estas espécies são consideradas invasoras.

Recentemente, foi constatado que os corais invasores produzem substâncias químicas como esteróides e alcalóides (Lages et al. 2010b) eficazes contra inibição de peixes predadores e alguns competidores (Lages et al. 2010a).

Em ambientes rasos, a espécie invasora pode crescer junto ao coral endêmico *Mussismilia hispida* (VERRIL, 1901), causando a necrose dos indivíduos endêmicos e assim, reduzindo ou excluindo o coral nativo de seu ambiente natural (Creed 2006). Em placas experimentais com colônias transplantadas de corais invasores em contato direto e indireto com corais nativos, foram observados necrose total ou parcial com exposição do esqueleto do coral nativo (De Paula 2007). A mesma autora encontrou também uma redução na área ocupada e uma visível retração dos talos em direção oposta às colônias dos corais invasores quando estes foram transplantados em placas juntamente com algas formadoras de tapete.

Até então, a esponja *Desmapsamma anchorata* (CARTER, 1882) é o único competidor relatado como capaz de danificar ou provocar a morte de indivíduos de *Tubastraea* spp. podendo crescer sobre e recobrir o coral invasor (De Paula 2007; Meurer et al. 2010).

*T. coccinea* é frequentemente reportada em naufrágios e recifes artificiais (Fenner 2001; Fenner e Banks 2004). Na Ilha Grande (RJ), *T. tagusensis* e *T. coccinea* são generalistas em termos de utilização de substratos com habilidade de recrutar em diversos tipos de materiais naturais e/ou artificiais, facilitando assim sua dispersão (Creed e De Paula 2007).

*Tubastraea* spp. são encontrados em maior abundância em substratos verticais (De Paula e Creed 2005; Vermeij 2006; Mizrahi 2008), apesar de serem também encontrada em substratos horizontais (De Paula e Creed 2005). Na Ilha Grande (RJ) *Tubastraea* spp. são mais abundantes em ambientes rasos, podendo ser encontrados comumente na zona entremarés expostas ao ar, sendo assim tolerantes a períodos curtos de dessecação (De Paula e Creed 2005).



Lages *et al.*, (2011) mostraram que *Tubastraea* spp. afetam a estrutura das comunidades nativas da Ilha Grande (RJ). Na Ilha Grande (RJ), colônias de *T. coccinea* e *T. tagusensis* servem de substrato consolidado para o bivalve exótico *Myoforceps aristatus* (DILLWYN, 1871), o qual pela sua natureza bioerosiva pode ameaçar também a biodiversidade da região (Santos e Creed 2011).

De Paula (2007), demonstrou que ambas as espécies invasoras na Ilha Grande (RJ) possuem pequena idade reprodutiva, ciclos reprodutivos extensos e produção de grande número de larvas. As colônias de *T. coccinea* podem liberar de 80 a 300 larvas.cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e com 1,6 a 2,5 cm de diâmetro e apenas dois pólipos já apresentam óvulos ou plânulas (Glynn et al. 2008). As larvas possuem habilidade de se assentar rapidamente e podem estar competentes por até 18 dias na coluna da água (De Paula 2007). Em aquário, larvas de *Tubastraea* spp. foram observadas nadando e ainda competentes por até 100 dias (Fenner 2001).

Na Baía da Ilha Grande, *T. coccinea* apresentou taxas de crescimento linear médio (diâmetro das colônias) de 1,01 cm.ano<sup>-1</sup> e taxa de incremento médio no número de pólipos de 8 pólipos.ano<sup>-1</sup>, *T. tagusensis* apresentou taxas de crescimento linear de 0,92 cm.ano<sup>-1</sup> e de incremento de pólipos de 6,72 pólipos.ano<sup>-1</sup> (De Paula 2007). Porém, em aquários *T. coccinea* alcançou diâmetros de até 5 cm em um ano, com adultos crescendo mais lentamente devido possivelmente a um maior investimento em reprodução neste estágio de vida (Fenner e Banks 2004). Estratégias diferenciadas de desenvolvimento, assim como um rápido crescimento (média de 3,02cm<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) também foram reportados no Caribe (Vermeij 2005).

Os fatores supracitados contribuem para o sucesso e expansão da invasão de *Tubastraea* spp. corroborando a hipótese que os mesmos estão ameaçando a biodiversidade marinha brasileira. Desta maneira, é imprescindível o monitoramento espacial e temporal da distribuição desses corais, subsidiando programas de manejo, gestão, controle e erradicação destes corais invasores.

O presente estudo tem dois objetivos principais: 1) investigar uma metodologia que resulte em uma maior eficiência e custo-benefício nos processos de monitoramento dos corais invasores *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro; 2) mapear a distribuição geográfica, caracterizar as populações e estudar o efeito da inserção dos corais na comunidade do litoral norte do estado de São Paulo.

**CAPÍTULO 01**

---

**ESTUDO COMPARATIVO DE METODOLOGIAS PARA MONITORAMENTO DOS  
CORAIAS INVASORES *Tubastraea* spp. NO LITORAL BRASILEIRO**

## 2.1 Introdução

Estudos ecológicos e programas de monitoramento são de extrema importância para compreensão e prevenção de impactos ecológicos e econômicos gerados por espécies exóticas (Lodge 1993), assim como para um melhor entendimento dos processos e padrões que atuam em bioinvasões marinhas e para prevenção de tais invasões (Carlton 1996).

Programas de monitoramento coletam dados repetidos de organismos e/ou de parâmetros ambientais num determinado local ao longo de uma escala temporal, ajudando na compreensão de uma variedade de processos naturais, podendo fornecer informações sobre a biota, a diversidade, a condição do habitat e de mudanças no ambiente, subsidiando ações de manejo e conservação.

A fim de detectar mudanças nas populações de *Tubastraea* spp., identificar interações com a comunidade nativa, quantificar mudanças na estrutura da comunidade em função da presença do coral invasor e subsidiar programas de manejo, controle e erradicação, o Projeto Coral-Sol realiza, desde 2005, monitoramentos nos costões rochosos da Ilha Grande (RJ). Tal monitoramento utiliza uma metodologia visual para quantificar e estimar a cobertura da comunidade e a densidade de *Tubastraea* spp., seguindo os métodos de Lages *et al.*, (2011). Em 2010, com a expansão de *Tubastraea* spp. para outras localidades na Baía da Ilha Grande (RJ), Estação Ecológica de Tamoios (Silva *et al.* 2011a) e em Ilhabela (SP) (Mantelatto *et al.* 2011), o Projeto Coral-Sol ampliou seu monitoramento para tais regiões, totalizando atualmente uma área de 1200 m<sup>2</sup> monitorada nos costões rochosos no litoral brasileiro.

Um monitoramento em escala maior pode ser necessário com a chegada do coral-sol em novas localidades do litoral brasileiro. O tempo despendido em campo e em laboratório são importantes em estudos de monitoramentos de longo prazo, já que os mesmos estão associados ao custo financeiro do trabalho. A avaliação de vários métodos são importantes precursores para iniciar programas de monitoramento (Fairweather 1991). Deste modo, uma avaliação e comparação da metodologia atualmente utilizada pelo Projeto Coral-Sol com outros métodos que possam aperfeiçoar e/ou otimizar o monitoramento torna-se imprescindível para reduzir os custos e maximizar os benefícios de monitoramento.

Programas de monitoramentos e estudos em ambientes recifais, com o avanço da tecnologia, vem sendo cada vez mais frequentes e eficientes com o uso de fotografias (Preskitt et al. 2004; Dumas et al. 2009), filmagens (Carleton e Done 1995; Houk e Van Woesik 2006; Cruz et al. 2008; Ramos et al. 2010) e veículos de operação remota (Lam et al. 2006).

As vantagens e desvantagens associados aos métodos visuais (técnicas de observações diretas em campo) e digitais (gravação de vídeos ou imagens fotográficas para posterior análise em laboratório) são diversos e discutidos por vários autores em estudos comparativos destas metodologias (Foster et al. 1991; Meese e Tomich 1992; Leonard e Clark 1993; Rogers e Miller 2001; Miller et al. 2003; Hill e Wilkinson 2004; Pech et al. 2004; Preskitt et al. 2004; Leujak e Ormond 2007; Dumas et al. 2009; Parravicini et al. 2009). De um modo geral e de acordo com o autores supracitados, os métodos digitais possuem a vantagem da gravação permanente dos dados, possibilitando o retorno nas imagens para obter mais informações ou para confirmar a identificação de algum organismo, além de serem mais rápidos e não precisar de um especialista taxonômico no campo, permitindo amostrar áreas maiores ou aumentar o número de réplicas. Contudo, consomem maior tempo em laboratório, precisam de softwares especializados para tratamento e análise dos dados, possuem pequena resolução taxonômica para identificação de alguns organismos, principalmente os que possuem pequena dimensão, necessitam de boa transparência da água além dos equipamentos utilizados serem caros para comprar e manter. Os métodos visuais consomem maior tempo em campo e precisam de um especialista na identificação dos organismos, porém o tempo em laboratório é reduzido e o observador em campo pode se aproximar perto o suficiente para identificar os organismos. Conseqüentemente, a aplicabilidade de cada metodologia torna-se dependente do objetivo do estudo, das condições locais, do conhecimento biológico daqueles que realizarão o trabalho, da escala de estudo e do grau de precisão necessária.

Deste modo, o presente trabalho têm como objetivo investigar qual metodologia resultará em uma maior eficiência e custo-benefício nos processos de monitoramento dos corais invasores *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro, comparando o método atualmente utilizado pelo Projeto Coral-Sol com métodos que utilizam fotografia e filmagem.

## 2.2 Material e métodos

### 2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Ecológica de Tamoios (RJ) entre os meses de maio e junho de 2011. A área é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral protegida por decreto federal, criada em virtude da instalação de usinas nucleares, composta por 29 ilhas, ilhotes, lajes e rochedos, situados na Baía da Ribeira, em Angra dos Reis, e na Baía da Ilha Grande, em Parati (Brasil 1990). Os costões rochosos das ilhas possuem comunidades bentônicas do infralitoral dominadas principalmente pelo cnidário *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860), algas formadoras de tapete, algas calcárias crostosas e diversas esponjas e briozoários (Creed et al. 2007).

Os oito locais monitorados pelo Projeto Coral-Sol na área de proteção foram selecionados e divididos em quatro categorias distintas de abundância relativa do coral invasor de acordo com os dados obtidos por Silva *et al.*, (2011): (1) grande abundância relativa – Queimada Pequena e Queimada Grande; (2) média abundância relativa – Cobras e Imboassica; (3) baixa abundância relativa – Sambacu e Búzios e (4) ausência de *Tubastraea* spp. – Araçatiba de fora e Araçatiba de dentro (Figura 3, Tabela 1).

Tabela 1 – Pontos (P), local, índice de abundância relativa (IAR), latitude e longitude e data de amostragem dos locais na Estação Ecológica de Tamoios (RJ).

P	Local	IAR	Latitude	Longitude	Data de amostragem
1	Araçatiba de Fora	ausente	023°05,203´S	44°19,737´W	12/05/2011
2	Araçatiba de Dentro	ausente	023°05,098´S	44°18,603´W	12/05/2011
3	Sambacu	pequena	023°05,476´S	44°18,571´W	11/05/2011
4	Búzios	pequena	023°0,615´S	44°21,805´W	12/06/2011
5	Cobras	média	023°0,724´S	44°22,122´W	12/06/2011
6	Imboassica	média	023°0,443´S	44°22,950´W	10/05/2011
7	Queimada Grande	grande	023°03,365´S	44°24,229´W	10/05/2011
8	Queimada Pequena	grande	023°03,447´S	44°24,832´W	09/05/2011

Fonte: adaptado de Silva et al. 2011a

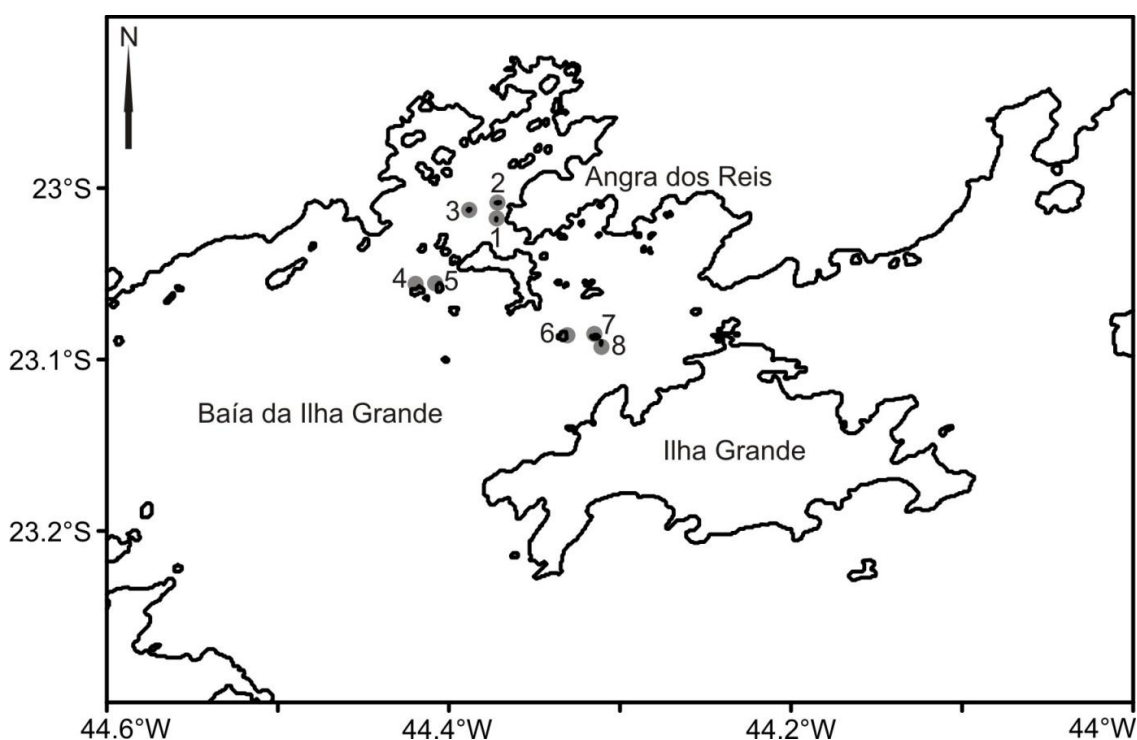


Figura 3 - Locais de estudos na Baía da Ilha Grande (RJ), Brasil.

Legenda: (1) Araçatiba de Fora, (2) Araçatiba de Dentro, (3) Sambacu, (4) Búzios, (5) Cobras, (6) Imboassica, (7) Queimada Grande e (8) Queimada Pequena.

### 2.2.2 Metodologias

Quatro metodologias, censo visual (CV), fotoquadrados de 50x50 cm (FOT50), fotoquadrados de 25x25 cm (FOT25) e vídeoquadrados (VÍDEO) foram utilizadas para determinar a porcentagem de cobertura dos táxons mais abundantes na comunidade e a densidade de indivíduos de *Tubastraea* spp. Em cada região definida anteriormente, um transecto de 50 metros de comprimento foi disposto paralelamente ao longo do costão rochoso entre os dois e seis metros de profundidade e 28 pontos aleatórios ao longo de cada transecto foram sorteados. O quadrado amostral de cada metodologia foi disposto nos 28 pontos sorteados ao longo de cada transecto de 50 m em cada estação.

O método do CV é atualmente utilizado pelo Projeto Coral-Sol (Lages et al. 2011) sendo constituído de um quadrado amostral de 50x50 cm, subdividido em 25 áreas de 10x10 cm, construído de PVC. Com ajuda de uma prancheta subaquática, o organismo dominante em cada subdivisão do quadrado amostral é registrado, além de contabilizado o número de indivíduos de *T. tagusensis* e *T. coccinea* em cada quadrado.

Os métodos que utilizaram filmagens e fotografias subaquáticas usaram uma câmera digital Canon PowerShot G12, uma caixa estanque para a mesma (Canon WP-DC34) acopladas num quadrado amostral também construído de PVC.

Para o método do FOT50 um quadrado amostral de 50x50 cm acoplado com a máquina fotográfica digital a 90 cm de distância do substrato e a um ângulo de 90° do mesmo (Figura 4A) foi colocado nos pontos sorteados anteriormente. Utilizando o Adobe Photoshop 7.0.1 foram criadas subdivisões de 10x10 cm em cada imagem capturada para que estas fossem posteriormente analisadas.

O método do FOT25 foi constituído de um quadrado amostral de 25x25 cm acoplado com a máquina fotográfica digital a 45 cm de distância do substrato e a um ângulo de 90° do mesmo o qual foi disposto em 4 repartições num quadrado de 50x50 cm (Figura 4B) e este último seguiu os pontos aleatórios ao longo de cada transecto. No Adobe Photoshop 7.0.1 as imagens de 25x25 cm foram unidas e formou-se uma única imagem de 50x50 cm subdividida em 10x10 cm a qual foi utilizada para as análises.

O método do VÍDEO utilizou um quadrado amostral de 50x50 cm subdividido em 10x10cm sendo disposto nos pontos em cada transecto. Os quadrados

amostrais foram filmados, no modo de filmagem da máquina digital (filmagem em HD) a um ângulo de 90° e a uma distância de 100 cm do substrato. Utilizando o software Canon Utilities ZoomBrowser EX 6.6, os quadrados amostrais foram congelados e convertidos em imagens de alta resolução a qual serviu para análise.

As amostras das diferentes metodologias foram obtidas por dois mergulhadores através do mergulho autônomo (*SCUBA*). Um mergulhador dispunha e/ou sinalizava a posição do quadrado amostral nos pontos sorteados ao longo dos transectos e o outro mergulhador obtinha os dados do CV ou capturava as imagens do FOT50, FOT25 e VÍDEO com a máquina digital. Os mesmos mergulhadores realizaram as mesmas atividades ao longo de todo trabalho e os métodos foram conduzidos em ordens aleatórias nas diferentes estações.

A porcentagem de cobertura e a densidade de *Tubastraea* spp. nas imagens capturadas em campo foram analisadas em laboratório de forma aleatória entre os métodos digitais e pelo mesmo mergulhador que quantificou os organismos em campo pelo método do CV. Em cada subquadrado de 10x10 cm de um quadrado amostral de 50x50 cm um ponto foi distribuído usando o software CPCe, Coral Point Count with Excel extension (Kohler e Gill 2006) e o organismo dominante nesta subdivisão foi registrado (Figura 5). O número de indivíduos de *T. tagusensis* e *T. coccinea* também foi contabilizado para cada imagem obtida nas diferentes metodologias empregadas.



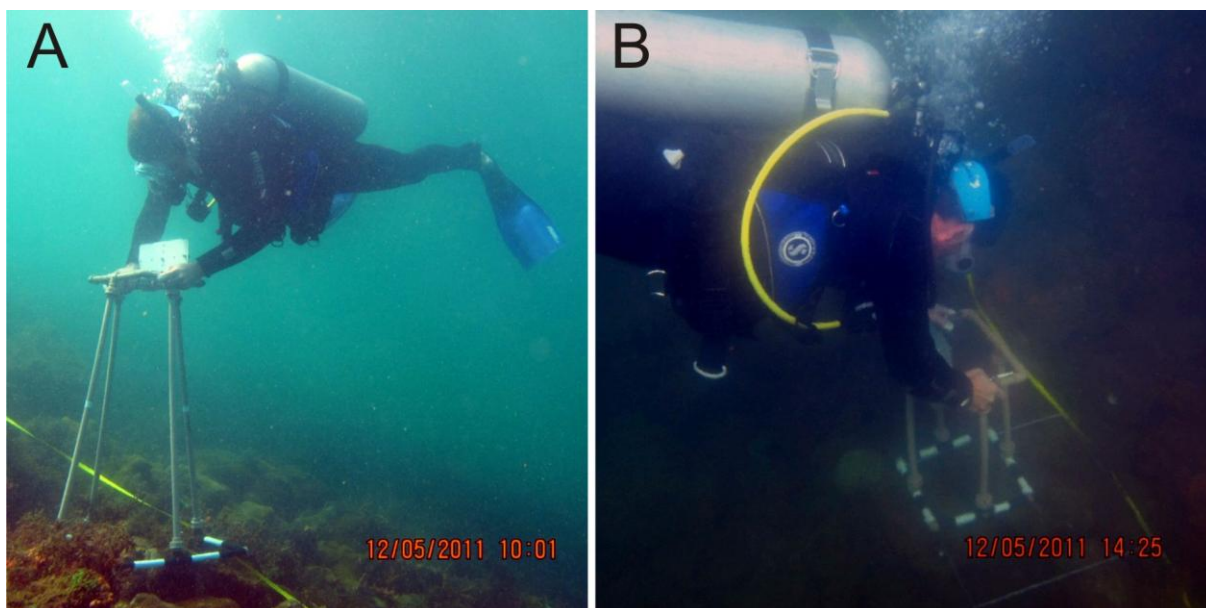


Figura 4 – Quadrados amostrais ao longo do transecto de 50 m.

Legenda: (A) Mergulhador com frame de 50x50 cm. (B) Megulhador com frame de 25x25 cm sobre um quadrado amostral de 50x50 cm.

Fotos: Beatriz Grosso Fleury.

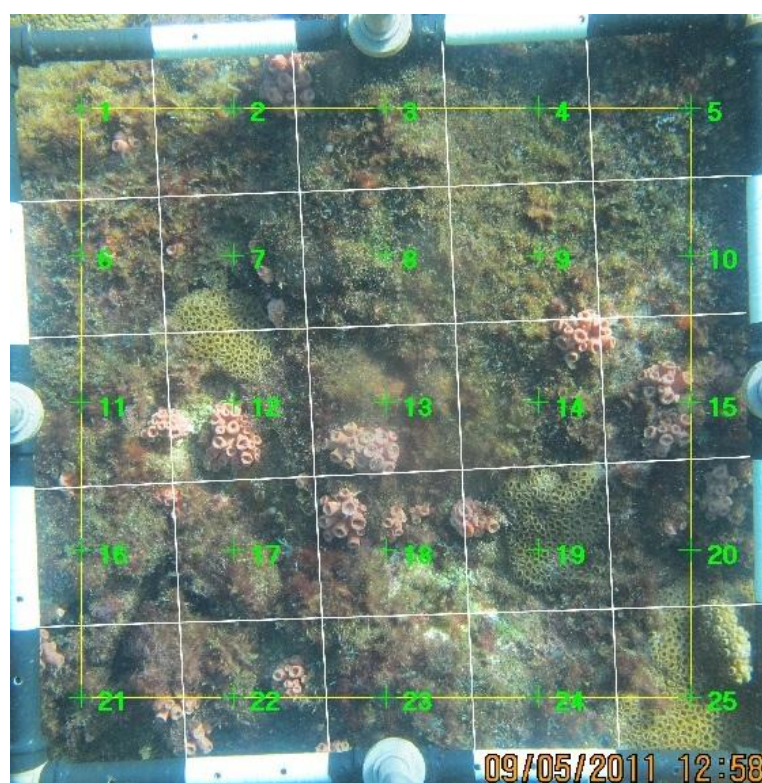


Figura 5 - Exemplo de um quadrado de 50x50 cm subdividido em 10x10 cm para ser analisado no software CPCe.

### 2.2.3 Análise dos dados

A densidade média (colônias.m<sup>-2</sup>) de *T. tagusensis*, *T. coccinea* e *Tubastraea* spp. foram calculadas para cada método e estação correspondente. Posteriormente, os locais com *Tubastraea* spp. foram agrupados para cada metodologia correspondente e estas foram comparados através do teste de Kruskal-Wallis com a hipótese nula que as densidades de *Tubastraea* spp. nos diferentes métodos são similares.

Os dados da comunidade de cada método e estação correspondente foram transformados em porcentagem de cobertura relativa e posteriormente em arcoseno e assim comparados através do Índice de Similaridade de Bray-Curtis. A comunidade foi apresentada em escala bi-dimensional (MDS). O teste do ANOSIM (análise de similaridade) foi utilizado para avaliar as semelhanças entre o conjunto de dados dos diferentes métodos e estações. O teste dá um valor global de R indicando uma diferença significativa quando R está próximo de 1 e nenhuma diferença se R é próximo de zero (Clarke e Warwick 1994). A análise de SIMPER (Similarity percentages) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuíram com as similaridades e dissimilaridades entre os grupos.

A riqueza (S), o Índice da Diversidade de Shannon-Wiener (H'), calculado a partir do log<sub>e</sub>, e a Equitabilidade de Pielou (J) foram calculados para cada estação e método correspondente e os resultados foram comparados entre as metodologias através da ANOVA. Ainda, foram calculados a riqueza de cada quadrado amostral e a média da riqueza dos quadrados amostrais por estação e metodologia foram comparados através da ANOVA.

Os índices de diversidade e as análises multivariadas foram realizados usando o programa PRIMER 6.1.6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research).

### 2.2.4 Tempo e custo

O tempo total de cada mergulho realizado para concretização da amostragem dos 28 pontos aleatórios em cada transecto por metodologia foi registrado com ajuda de um cronômetro. Em laboratório também foi registrado o tempo, por método

e estação correspondente, necessário para tratamento, processamento e análise das imagens geradas até o tabelamento final dos dados. O único tempo que não foi registrado foi a subdivisão das imagens em quadrados de 10x10 cm criados com ajuda do Adobe Photoshop 7.0.1 já que tais subdivisões poderiam ter sido acopladas nos quadrados amostrais desenvolvidos para os métodos de FOT50 e FOT25. No método do CV o tempo em laboratório registrado foi o tempo da conversão dos dados da prancheta subaquática até uma planilha no Microsoft Excel. O tempo em campo, laboratório e a somatória do mesmo de cada método foram comparados através de ANOVA e posteriormente pelo teste *a posteriori* de Tukey.

O custo monetário para cada metodologia foi calculado para o campo e laboratório. Para o cálculo do custo em campo foram considerados os valores gastos no aluguel de uma embarcação, de cilindros e mão de obra. Para o custo de laboratório foi considerado apenas o custo da mão de obra.

O custo da embarcação foi calculado a partir do gasto monetário por minuto alugando uma embarcação para amostrar os oitos locais de estudo em dois dias de trabalho utilizando uma das metodologias (trabalhando 8h/dia).

Uma simulação foi realizada a fim de obter a quantidade de ar (bar) consumida do cilindro em um minuto pelo mergulhador que obtinha as amostras. O valor encontrado foi multiplicado pelo tempo total gasto em campo para obter todos os dados em todas as estações, por metodologia empregada. Considerando a premissa na qual um cilindro de mergulho comporta 200 bars e que o limite de uso são de 150, sobrando 50 para segurança e subida, o valor encontrado anteriormente foi dividido por 150, obtendo assim o número de cilindros necessários para realizar todos os quadrados amostrais. Por final, o número de cilindros foi arredondado em números inteiros, multiplicado pelo valor monetário do aluguel de um cilindro e o resultado multiplicado por dois mergulhadores.

A mão de obra em campo foi calculada com base no custo por minuto: para manter um técnico ambiental contratado capacitado para mergulhos autônomos, identificar os organismos a serem amostrados e manejar os equipamentos adequados em cada metodologia; de um bolsa de iniciação científica de um aluno de graduação capacitado para mergulhos autônomos e para manejar quadrados amostrais em campo. A mão de obra em laboratório levou em consideração as mesmas premissas, com o técnico ambiental capacitado para identificar e realizar a porcentagem de cobertura dos organismos e a densidade de *Tubastraea* spp., e o

aluno de graduação tabelando os dados, assim como separando e preparando as imagens para posterior identificação. O tempo gasto em minutos em cada etapa de trabalho por metodologia foi multiplicado pelo custo por minuto do técnico ambiental ou pelo valor da bolsa de iniciação científica.

Por final, todos os custos foram somados, separadamente para cada metodologia, a fim de obter um valor monetário para estimar a porcentagem de cobertura da comunidade e a densidade de *Tubastraea* spp. total nas oito estações de monitoramento.

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Densidade de *Tubastraea* spp.

Em algumas imagens analisadas não foi possível diferenciar *T. coccinea* de *T. tagusensis* e deste modo foi criado a categoria *Tubastraea* spp. NI (*Tubastraea* spp. não identificado até o nível de espécie).

Foram três as estações que amostraram a densidade de *Tubastraea* spp. De um modo geral, os maiores valores de *T. tagusensis* ocorreram na estação da Queimada Pequena, Imboassica e Queimada Grande e de *T. coccinea* na estação da Queimada Pequena, Queimada Grande e Imboassica, consecutivamente (Figura 6).

A Figura 7 demonstra as densidades totais para todas as estações que apresentaram indivíduos do coral invasor. As densidades de *T. tagusensis* e *T. coccinea* foram maiores no método do CV, seguida pelo FOT25, FOT50 e VÍDEO. A densidade de *Tubastraea* spp. NI foi maior no FOT25, menor no FOT50, com VÍDEO tendo uma densidade intermediária entre estes dois últimos e CV não apresentando densidade nesta categoria. A somatória da densidade total de *Tubastraea* spp. foi maior no CV, FOT25, FOT50 e VÍDEO, sucessivamente. O resultado do teste de Kruskal-Wallis, com hipótese nula de que a densidade nas categorias de *Tubastraea* seriam similares entre as metodologias, indica que as densidades são similares para *T. coccinea* ( $H = 14,653$ ,  $DF = 3$ ,  $p < 0,005$ ) e *Tubastraea* spp. NI ( $H = 32,330$ ,  $DF = 3$  e  $p < 0,001$ ), mas que não são similares para *T. tagusensis* ( $H = 3,031$ ,  $DF = 3$ ,  $p > 0,1$ ) e *Tubastraea* spp. ( $H = 3,388$ ,  $DF = 3$ ,  $p > 0,1$ ).

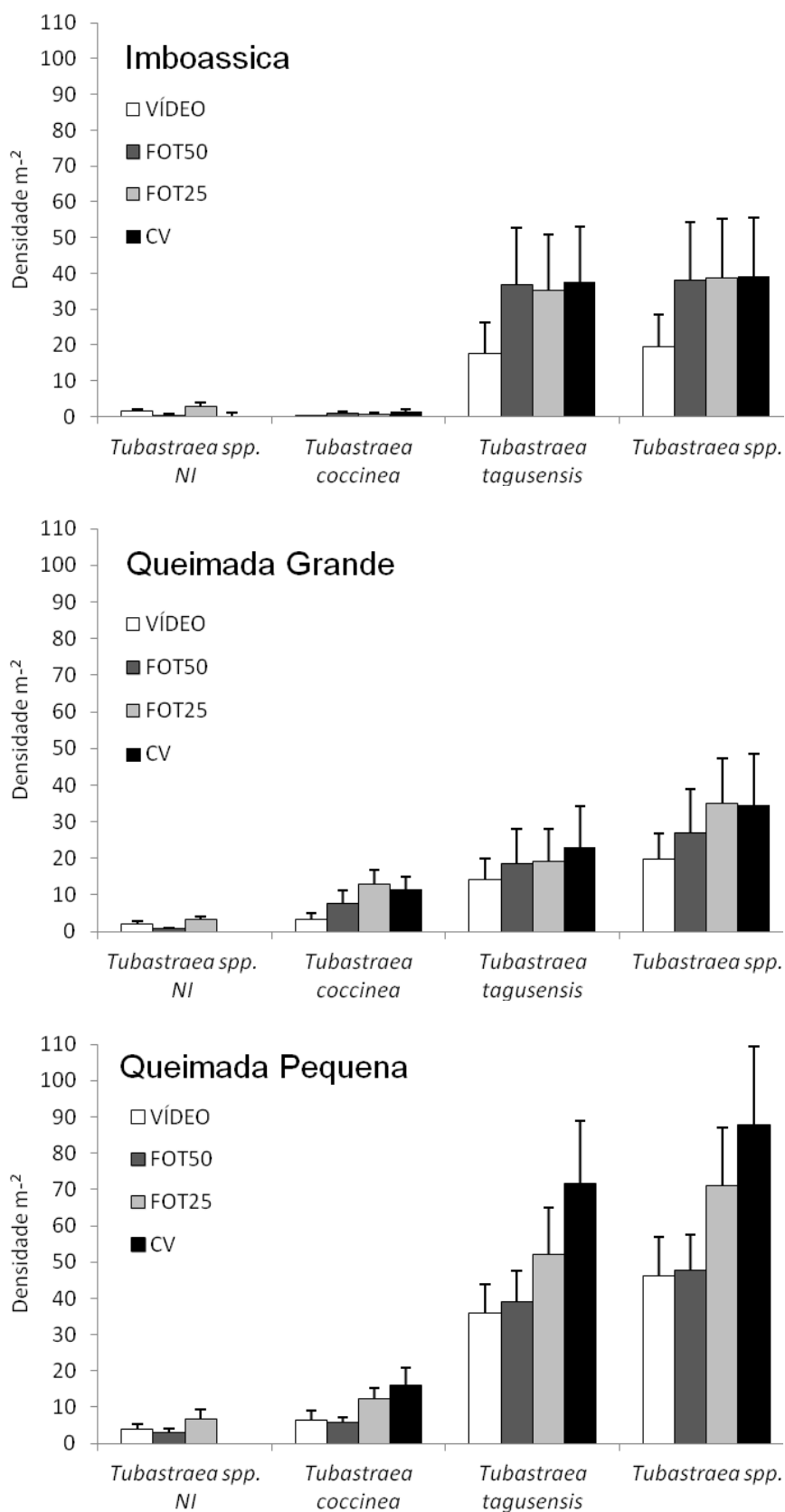


Figura 6 - Densidade média (colônias.m<sup>-2</sup>) de *Tubastraea* spp. não identificado (NI), *T. coccinea*, *T. tagusensis* e total de *Tubastraea* spp. nas diferentes metodologias em Imboassica, Queimada Grande e Queimada Pequena. Legenda: Barras = Erro Padrão.

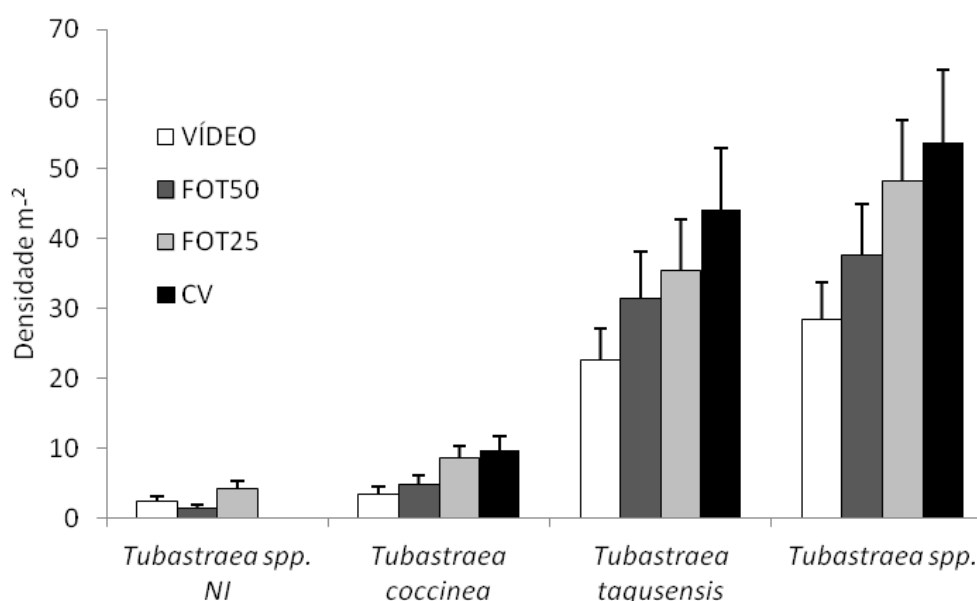


Figura 7 - Somatória da densidade média (colônias.m<sup>-2</sup>) de *Tubastraea* spp. não identificado (NI), *T. coccinea*, *T. tagusensis* e total de *Tubastraea* spp. nas estações que apresentaram indivíduos do coral invasor por metodologia. Legenda: Barras = Erro Padrão.

### 2.3.2 Comunidade

Não foi possível identificar o organismo dominante em alguns subquadrados amostrados pelas metodologias digitais. Desta maneira, foram criadas categorias de sombra, representando um subquadrado dominado pela coloração preta e/ou obscura na imagem, e outra de organismo não identificado, quando era possível saber que havia um organismos dominante no subquadrado mas não a confirmação e identificação exata do mesmo. Posteriormente, as porcentagens relativas encontradas para cada subcategoria supracitada foram proporcionalmente distribuídas entre os organismos amostrados em cada estação e respectiva metodologia.

A média total da porcentagem de cobertura de organismos não identificados foi de 0,79% e 0,66% nos métodos de FOT50 e FOT25, respectivamente, e na subcategoria sombra foi de 1,37%, 0,52% e 0,23% para FOT50, FOT25 e VÍDEO, respectivamente. O total da média da porcentagem de cobertura para os organismos não identificados e sombra entre as estações foram maiores na metodologia do FOT50, seguida pelo FOT25 e VÍDEO (Figura 8).

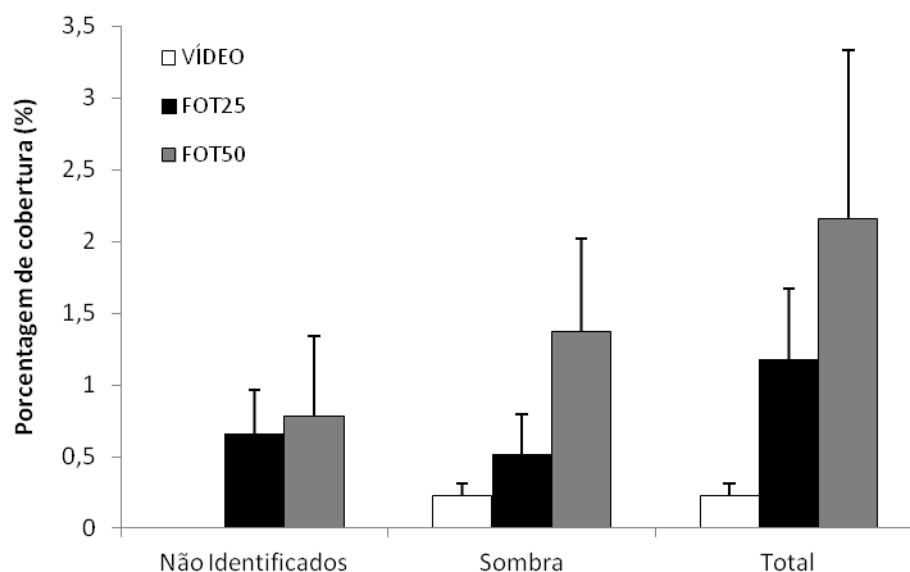


Figura 8 - Média da porcentagem de cobertura (%) encontrada nas estações de Organismos não Identificados, Sombra e o total dos mesmos nas metodologias digitais.

Legenda: Barras = Erro Padrão.

Um total de 21 táxons foram amostrados e de um modo geral as algas formadores de tapete apresentaram as maiores porcentagens de cobertura seguido do cnidário *Palythoa caribeorum* (Tabela 2). Os resultados para cada metodologia e estação podem ser encontrados no Apêndice.

O teste do ANOSIM indicou que existe diferença entre as estações (One-way ANOSIM: R global = 0,997,  $p < 0,05$ ) mas não entre as metodologias (One-way ANOSIM: R global = - 0,121). Quando as comunidades são comparadas levando em consideração as estações e as metodologias juntas o teste confirma a diferença entre as estações e não entre os métodos (Two-way crossed ANOSIM: R = 0,866 e R = - 0,098, respectivamente) (Figura 9).

A análise SIMPER confirma a similaridade entre as metodologias nas diferentes estações, com similaridades menores que 90% apenas nas estações de Araçatiba de Fora, Araçatiba de Dentro e Sambacu (Tabela 3). A análise SIMPER também indica que os organismos que mais contribuíram com tais similaridades foram os organismos mais abundantes entre os métodos e que os organismos que não foram amostrados por alguma metodologia contribuíram com uma maior dissimilaridade entre os métodos (Tabela 4).



Tabela 2 - Lista dos táxons encontrados, média da porcentagem de cobertura (%) dos mesmos considerando todas as metodologias e estações e erro padrão (EP).

Táxon	Média da cobertura (%)	EP (±)
Algae		
Algas formadoras de tapete	64,85	(± 3,58)
Algas calcárias crostosas	1,01	(± 0,29)
<i>Sargassum</i> spp.	1,06	(± 0,37)
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan de Saint-Léon	2,89	(± 0,77)
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J. Agardh	0,33	(± 0,11)
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen	0,19	(± 0,10)
<i>Laurencia</i> sp.	0,02	(± 0,01)
Cnidaria		
<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	26,12	(± 3,73)
<i>Mussismilia hispida</i> (Verril, 1901)	0,14	(± 0,03)
<i>Tubastraea tagusensis</i> (Wells, 1982)	0,13	(± 0,05)
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis & Solander, 1786)	0,65	(± 0,23)
<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1846)	0,41	(± 0,19)
<i>Pennaria disticha</i> (Goldfuss, 1820)	0,02	(± 0,01)
Ectoprocta		
<i>Schizoporella</i> spp.	0,005	(± 0,005)
Porifera		
<i>Desmapsama anchorata</i> (Carter, 1882)	1,30	(± 0,28)
Porifera sp. 1	0,29	(± 0,08)
<i>Tedania ignis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	0,05	(± 0,03)
<i>Iotrochota birotulata</i> (Higgin, 1877)	0,39	(± 0,08)
<i>Haliclona caerulea</i> (Hechtel, 1965)	0,06	(± 0,02)
<i>Amphimedon viridis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	0,09	(± 0,03)
<i>Haliclona manglaris</i> (Alcolado, 1984)	0,005	(± 0,005)

O método do CV amostrou mais organismos que os métodos digitais nas estações de Araçatiba de Fora, Araçatiba de Dentro, Sambacu e Imboassica (Tabela 5). A riqueza, equitabilidade e diversidade não diferiram significativamente entre as metodologias (ANOVA:  $F = 1,914$ ,  $p = 0,150$ ;  $F = 0,055$ ,  $p = 0,982$  e  $F = 0,226$ ,  $p = 0,877$ , respectivamente) (Figura 10). A média da riqueza dos quadrados amostrais por estação também não diferiu significativamente entre os métodos (ANOVA:  $F = 0,990$ ,  $p = 0,412$ ), mas sim entre as estações (ANOVA:  $F = 17,202$  e  $p < 0,001$ ).

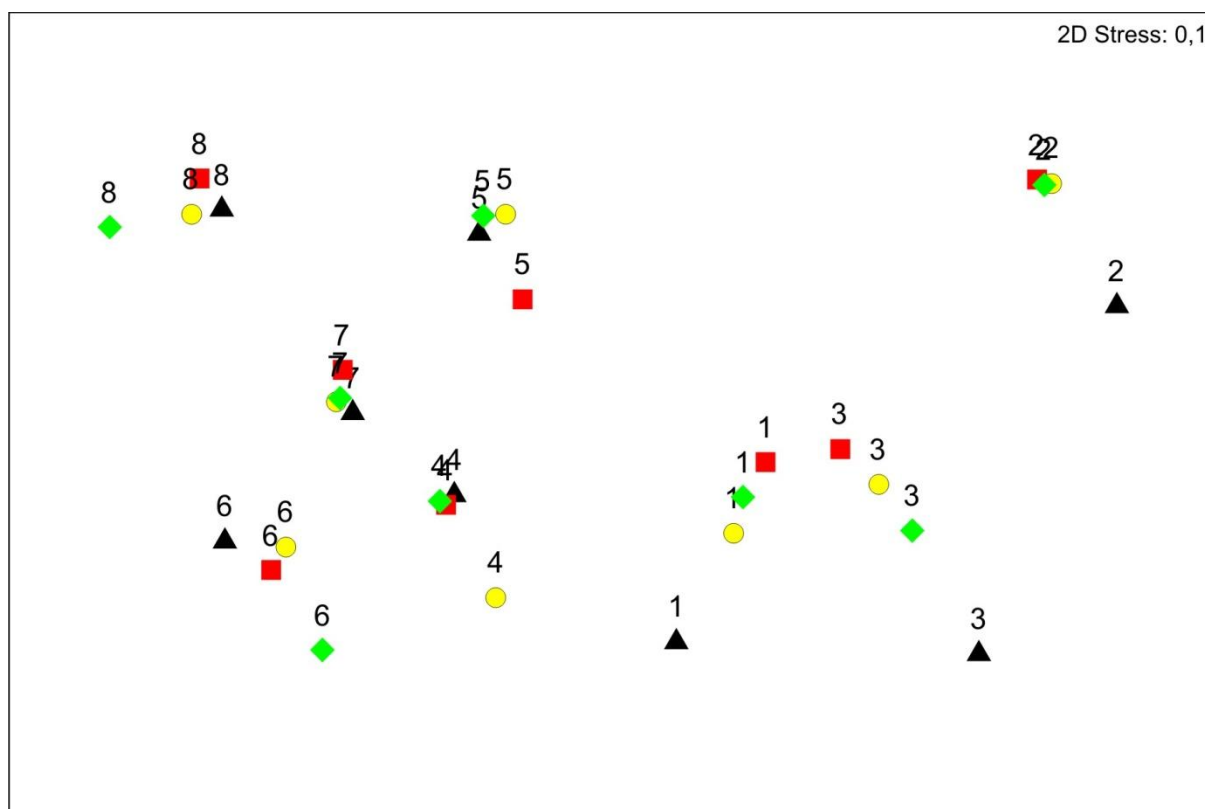


Figura 9 - Análise de MDS nas diferentes estações.

Legenda: (1) Araçatiba de Fora, (2) Araçatiba de Dentro, (3) Sambacu, (4) Búzios, (5) Cobras, (6) Imboassica, (7) Queimada Grande e (8) Queimada Pequena. (▲) CV, (■)FOT50, (●) FOT25 e (◆)VÍDEO.

Tabela 3 - Similaridade (%) nas estações entre as diferentes metodologias.

	Similaridade (%)
Araçatiba de Fora	89,23
Araçatiba de Dentro	89,45
Sambacu	85,93
Búzios	92,02
Cobras	92,82
Imboassica	91,72
Queimada Grande	94,58
Queimada Pequena	90,95

Tabela 4 - Sumário das três espécies que mais contribuíram (similaridade acumulativa das três espécies maior que 50%) com a similaridade entre as metodologias nas estações.

	1	2	3	4	5	6	7	8
Algas formadoras de tapete	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	2°
Algas calcárias crostosas							3°	
<i>Sargassum</i> spp.	3°							
<i>Asparagopsis taxiformis</i>						3°		
<i>Acanthophora spicifera</i>		2°						
<i>Laurencia</i> sp.								
<i>Palythoa caribaeorum</i>	2°		2°	2°	2°	2°	2°	1°
<i>Carijoa riisei</i>				3°				
<i>Desmapsama anchorata</i>		3°	3°		3°			
<i>Iotrochota birrotulata</i>								3°

Legenda: (1) Araçatiba de Fora, (2) Araçatiba de Dentro, (3) Sambacu, (4) Búzios, (5) Cobras, (6) Imboassica, (7) Queimada Grande e (8) Queimada Pequena.

Tabela 5 - Riqueza (S), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Simpson (J) nas diferentes estações e metodologias.

<b>Estação</b>		<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>J</b>
Araçatiba de Fora	CV	13	1,12	0,44
	FOT50	8	0,86	0,41
	FOT25	10	0,89	0,39
	VÍDEO	8	0,92	0,44
Araçatiba de Dentro	CV	12	0,43	0,17
	FOT50	8	0,24	0,11
	FOT25	8	0,26	0,13
	VÍDEO	8	0,23	0,11
Sambacu	CV	13	1,01	0,39
	FOT50	8	0,70	0,34
	FOT25	9	0,82	0,37
	VÍDEO	9	0,91	0,41
Búzios	CV	10	1,09	0,48
	FOT50	10	1,13	0,49
	FOT25	7	1,03	0,53
	VÍDEO	10	1,10	0,48
Cobras	CV	6	0,52	0,29
	FOT50	7	0,46	0,24
	FOT25	5	0,49	0,30
	VÍDEO	6	0,46	0,26
Imboassica	CV	9	1,29	0,59
	FOT50	8	1,19	0,57
	FOT25	7	1,23	0,63
	VÍDEO	8	1,26	0,60
Queimada Grande	CV	10	0,99	0,43
	FOT50	9	0,91	0,41
	FOT25	10	0,98	0,43
	VÍDEO	10	0,95	0,41
Queimada Pequena	CV	6	0,75	0,42
	FOT50	5	0,70	0,43
	FOT25	7	0,76	0,39
	VÍDEO	5	0,75	0,47

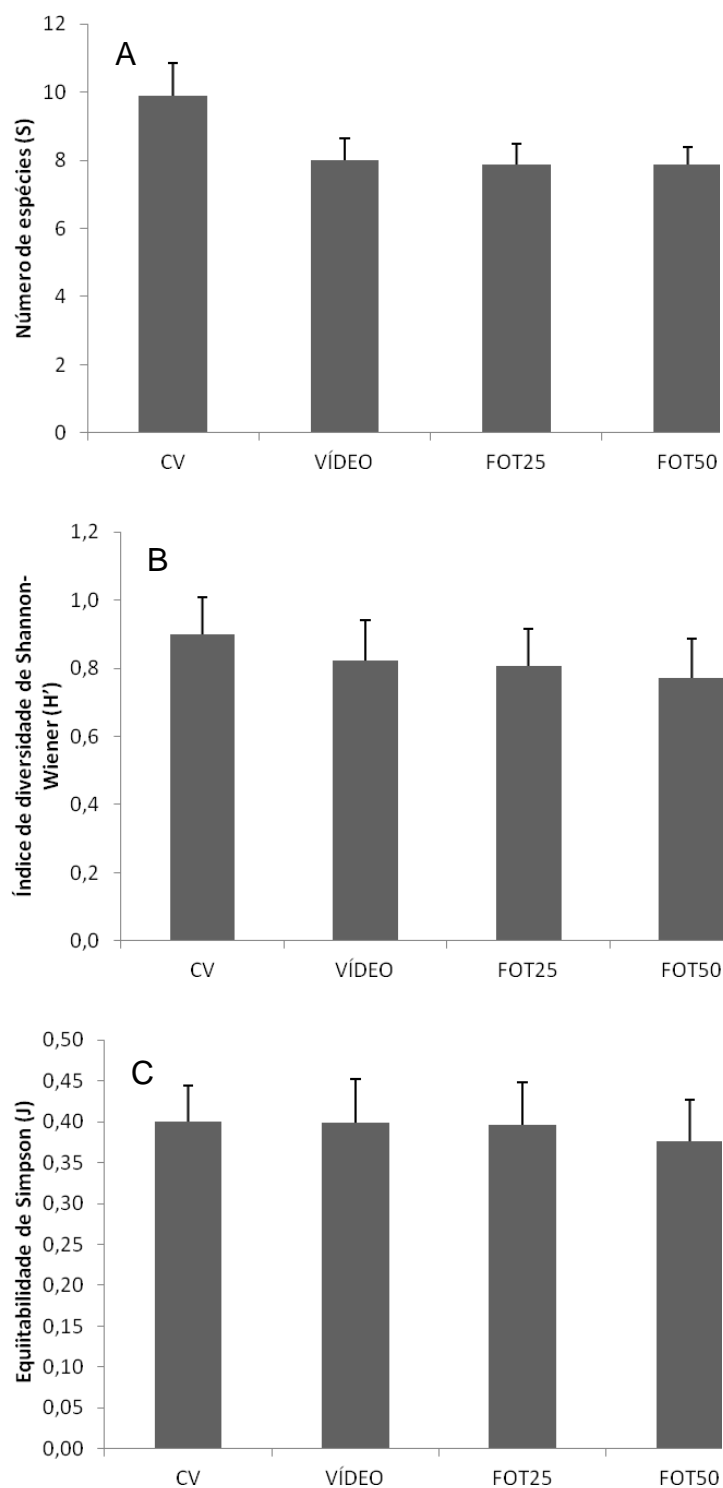


Figura 10 – Média da Riqueza, Índice de diversidade e Equitabilidade nas diferentes metodologias.

Legenda: (A) Média da Riqueza, (B) Índice de diversidade de Shannon-Wiener e (C) Equitabilidade de Simpson nas diferentes metodologias. Barras = Erro Padrão.

### 2.3.3 Tempo e custo amostral

A figura 11 mostra o tempo total para cada metodologia em laboratório, campo e o tempo total para estimar a porcentagem de cobertura da comunidade e a densidade de *Tubastraea* spp. em todas estações do monitoramento. No trabalho de campo a metodologia do CV foi a que levou maior tempo enquanto a FOT50 foi a mais rápida, em contrapartida, os trabalhos no laboratório foram mais rápidos no método do CV e mais longos com o FOT25. O trabalho todo foi mais rápido na metodologia do CV, seguido pelo FOT50, VÍDEO e FOT25. O tempo em campo diferiu entre os métodos (ANOVA:  $F = 23,190$ ,  $p < 0,001$ ) e o teste a *posteriori* de Tukey demonstra que não houve diferença entre os métodos de CV e FOT25 ( $p = 0,873$ ) e entre os métodos de FOT50 e VÍDEO ( $p = 0,443$ ). O tempo em laboratório também diferiu entre os métodos (ANOVA:  $F = 139,865$ ,  $p < 0,001$ ) e o teste a *posteriori* de Tukey demonstra que não houve diferença entre os métodos de FOT25 e VÍDEO ( $p = 0,341$ ). Quando o tempo total em todos os métodos foram comparados o teste indica que os mesmos diferem (ANOVA:  $F = 80,393$ ,  $p < 0,001$ ), mas não entre os métodos do CV e FOT50 ( $p = 0,06$ ).

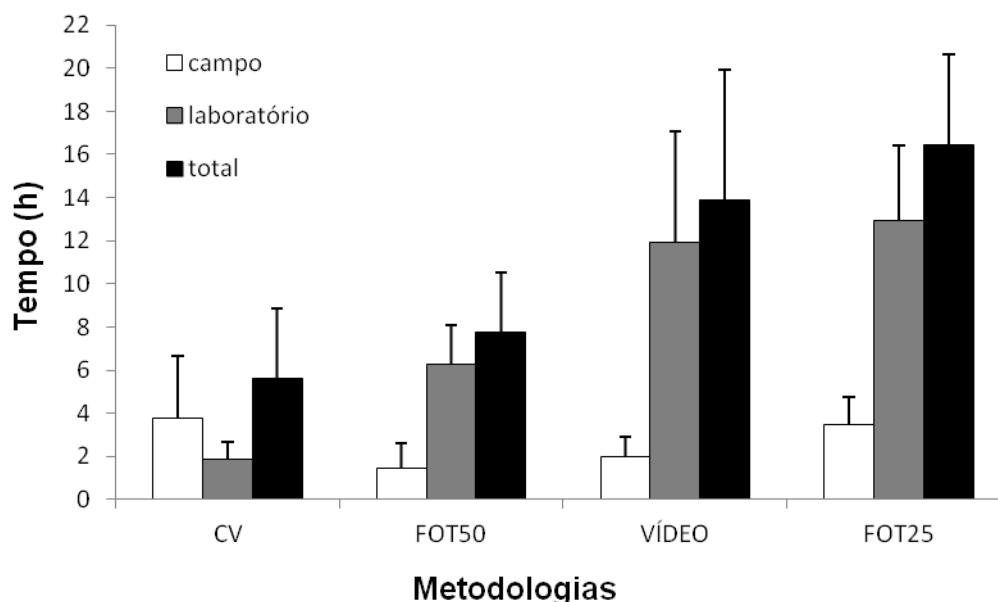


Figura 11 - Tempo total (horas) em campo, laboratório e o tempo total para estimar a porcentagem de cobertura da comunidade e a densidade de *Tubastraea* spp. em todas estações do monitoramento em cada metodologia.

Legenda: Barras = Erro Padrão.

A Tabela 6 mostra os valores de tempo e custo para as metodologias nas diferentes etapas do trabalho. Os valores de tempo em campo e no laboratório refletem nos valores totais de custo, com o método do CV sendo mais caro em campo e o FOT25 mais custoso em laboratório. O custo total para realização de todo trabalho é maior no método FOT25, seguido do método do CV, VÍDEO e FOT50.

Tabela 6 - Tempo e custos para cada metodologia nas diferentes etapas dos trabalho.

	<b>CV</b>	<b>FOT50</b>	<b>FOT25</b>	<b>VÍDEO</b>
Tempo em campo (min)	225	88	210	118
Tempo de preparo das imagens (min)	0	43	430	214
Tempo de análise das imagens (min)	0	293	305	315
Tempo de tabelamento dos dados (min)	113	41	42	36
Tempo total em laboratório (min)	113	377	777	565
Tempo total (horas)	5,63	7,75	16,45	11,38
Número de cilindros necessários	8	4	8	4
Custo total em campo (R\$)	472,66	206,64	454,48	242,99
Custo total em laboratório (R\$)	35,99	44,33	168,63	98,52
Custo total (R\$)	508,65	250,97	623,11	341,51

## 2.4 Discussão

O presente estudo avaliou a eficiência e o custo-benefício de quatro metodologias para monitorar os corais invasores *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro, comparando o método do censo visual (CV), utilizada desde 2005 pelo Projeto Coral-Sol, com métodos que utilizam fotografia e filmagem (FOT50, FOT25 e VÍDEO). A Tabela 7 mostra um síntese das principais vantagens e desvantagens de cada metodologia comparada neste trabalho.

Os valores da densidade de *T. coccinea*, *T. tagusensis* e *Tubastraea* spp. encontrados foram maiores no método do CV seguido sucessivamente e subestimado pelos métodos FOT25, FOT50 e VÍDEO. Ainda, os métodos digitais não conseguiram, em algumas estações, diferenciar *T. coccinea* de *T. tagusensis*.

A distância da máquina digital com o substrato, de 0,45 cm, 0,90 cm e 100 cm nos métodos FOT25, FOT50 e VÍDEO respectivamente, influenciaram nestes resultados. Quanto maior a distância da máquina com o substrato menor foram os valores encontrados de densidade de *Tubastraea* spp. e maior foi a diferença com os resultados obtidos pelo método visual. A média do diâmetro de recrutas de *T. coccinea* que assentam nas primeiras 24h são de 1,26 mm ( $\pm 0,15$ , n = 12) e depois de 12 dias de assentamento a média do diâmetro é de 2,66 mm ( $\pm 0,13$ , n = 83) sendo equivalente a um crescimento de 3,5 mm.mês<sup>-1</sup> (Glynn et al. 2008). Desta maneira, quanto maior a distância da máquina com o substrato maior foi a dificuldade de identificação e visualização de recrutas e indivíduos dos corais invasores. A diminuição da distância da máquina com o substrato aumenta a resolução e a qualidade da imagem para análise, produzindo resultados mais similares com os métodos visuais (Parravicini et al. 2009).

Valores de porcentagem de cobertura de recrutas de corais também foram subestimados em métodos digitais quando comparados com métodos visuais no Egito (Leujak e Ormond 2007). Também, corais juvenis (< 4 cm de diâmetro) não foram detectados através de métodos de filmagem em bancos de recife na Florida (Lirman et al. 2007).

Os valores mais baixos de densidade de *Tubastraea* spp. nos métodos digitais também podem ser explicados pela presença de macroalgas no local amostrado, principalmente de *Asparagopsis taxiformis*, que podem recobrir



indivíduos de *Tubastraea* spp. no momento da captura da imagem, subestimando assim os valores de densidade.

*Tubastraea* spp. é frequentemente reportado em áreas com inclinações negativas, buracos e fendas (De Paula e Creed 2005; Mizrahi 2008; Mantelatto et al. 2011). A rugosidade do ambiente e a bi-dimensionalidade das imagens capturadas omite e/ou dificulta o registro e identificação de certos organismos, além de criarem áreas obscuras e escuras nas imagens (Foster et al. 1991; Preskitt et al. 2004). Assim como encontrado por Preskitt, Vroom e Smith (2004), as imagens capturadas em ambientes planos são as melhores para serem analisadas.

Os valores da comunidade obtidos pelas diferentes metodologias foram similares. Contudo, os métodos digitais apresentaram valores de porcentagem de cobertura para categoria de organismos que não foram identificados e para a categoria sombra, o que não foi encontrado pelo método do CV. Também, o método do CV amostrou, em algumas estações, organismos que não foram amostrados pelos métodos digitais.

Em um monitoramento no Pacífico, foi encontrado uma resolução taxonômica reduzida utilizando métodos de vídeo (Carleton e Done 1995). O uso de métodos digitais tendem a subestimar a porcentagem de cobertura, o número de táxons presentes e negligenciar espécies raras, pequenas e crípticas (Foster et al. 1991; Leonard e Clark 1993; Preskitt et al. 2004; Leujak e Ormond 2007). A qualidade da câmera digital, das imagens capturadas e das características do ambiente são importantes fatores que influenciam na identificação dos organismos. Quando comparado com os métodos de fotografia, o VÍDEO possui a vantagem de retornar na filmagem capturada possibilitando uma melhor e/ou outra visualização da imagem previamente congelada para análise.

A qualidade da imagem também depende da transparência da água, o que é normalmente baixa no litoral brasileiro. A transparência da água nos recifes de Abrolhos (BA) também foi indicada como um fator desfavorável para uso de metodologias digitais neste local (Segal e Castro 2001).

O método do CV mostrou uma maior sensibilidade (habilidade de detectar espécies raras, pequenas e crípticas) na identificação de organismos. A baixa resolução taxonômica nos métodos digitais poderia ser solucionada com mapas de distribuição e identificação de alguns organismos *in situ* para as diferentes imagens capturadas, contudo aumentariam o tempo total da amostragem em campo.

O tempo é um fator importante em atividades de monitoramento, estando associado ao custo financeiro do trabalho e na quantidade de informações e dados levantados e analisados. Em campo os métodos digitais foram mais rápidos que o método visual, possibilitando amostrar mais pontos e locais num período de tempo mais curto. Contudo, os métodos digitais consumiram muito tempo em laboratório com o uso de softwares especializados para preparar e analisar as imagens capturadas. Tais tendências são encontradas usualmente na maioria dos trabalhos que comparam o tempo de trabalho nestas metodologias (Meese e Tomich 1992; Leonard e Clark 1993; Brown et al. 2004; Pech et al. 2004; Lam et al. 2006; Leujak e Ormond 2007).

O valor do tempo em campo do CV pode ser reduzido com um ou mais mergulhadores obtendo os dados simultaneamente ao longo do transecto. O tempo em laboratório dos métodos digitais podem ser reduzidos com outros observadores analisando as imagens. Porém, um treinamento deve ser previamente executado entre os observadores, aumentando a precisão, acurácia e diminuindo o erro associado entre os mesmos (Meese e Tomich 1992).

Os valores de tempo encontrados nas diferentes etapas do trabalho refletiram no custo financeiro do trabalho. Em campo o custo foi maior no método visual e em laboratório no método do FOT25. Por final, o método mais custoso foi o FOT25 seguido do método do CV, VÍDEO e FOT50. Em um estudo comparativo de metodologias no Havai (EUA), o método de vídeo transecto mostrou-se mais barato, com o método visual mais caro e o método utilizando fotoquadrados com custos intermediários (Brown et al. 2004).

As metodologias digitais possuem a vantagem da gravação permanente dos dados, possibilitando o retorno nas imagens para obter mais informações ou confirmar a identificação de algum organismo. Além disto, não precisam de um especialista na identificação dos organismos em campo.

O método visual possui a vantagem de possuir uma melhor resolução taxonômica para identificação dos organismos, principalmente os de pequenas dimensões e os que habitam fendas e buracos. Ainda que necessite de um observador capacitado em campo, o observador pode se aproximar perto o suficiente para identificar os organismos. Além disto, tal método não depende de uma boa transparência da água e de boas condições ambientais para realização do trabalho em campo.

A escolha da metodologia a ser empregada em estudos de monitoramento dependem da questão a ser respondida, do objetivo do estudo, do tempo disponível em campo e em laboratório, do custo e restrições financeiras, das condições locais, do conhecimento biológico daqueles que realizarão o trabalho, das escalas do estudo e do grau de precisão necessário para responder as perguntas inicialmente questionadas.

Programas de monitoramento devem focar na habilidade de detectar mudanças independentemente do método escolhido (Brown et al. 2004). O uso do método do CV mostrou-se eficiente para responder as questões, os objetivos e avaliar o impacto de *Tubastraea* spp. em dois anos de estudo nas comunidades nativas da Ilha Grande (RJ) (Lages et al. 2011).

Considerando que o Projeto Coral-Sol utiliza a metodologia visual desde 2005, o uso em anos subsequentes dos dados de densidade subestimados pelos métodos digitais poderiam acarretar em uma interpretação ecológica errônea do comportamento e das mudanças da densidade de *Tubastraea* spp. Desta forma, o uso do CV para obter os dados de densidade de *Tubastraea* spp. continua sendo necessário.

Quando for de interesse o registro permanente da comunidade, quando os custos forem altos e/ou o tempo for um fator limitante em campo, uma alternativa seria aplicar o método do CV concomitantemente com o método do FOT50 ou VÍDEO. Em campo, um mergulhador capturaria a imagem nos quadrados amostrais para análise da comunidade enquanto outro contabilizaria e registraria o número de indivíduos de *Tubastraea* spp. visualmente.

Tabela 7 - Principais vantagens, desvantagens nos critérios selecionados de cada um dos métodos estudados.

	<b>CV</b>	<b>FOT50</b>	<b>FOT25</b>	<b>VÍDEO</b>
Tempo em campo	Alto	Baixo	Alto	Baixo
Tempo em laboratório	Muito baixo	Moderado	Alto	Alto
Tempo total de trabalho	Baixo	Moderado	Muito alto	Alto
Custo total	Alto	Baixo	Muito alto	Baixo
Registro permanente das imagens	Não	Sim	Sim	Sim
Valores de densidade de <i>Tubastraea</i> spp.	Estimado	Subestimado	Subestimado	Subestimado
Sensibilidade	Alta	Baixa	Moderada	Baixa
Especialista para identificar os organismos	Em campo	Em laboratório		
Identificação dos organismos	Alta resolução taxonômica	Dependem da qualidade da câmera e da imagem, das condições do ambiente, das características dos organismos e da distância da máquina com o substrato		
Valores da comunidade	Não difere entre os métodos			

## 2.5 Conclusões

- Os métodos digitais (FOT50, FOT25 e VÍDEO) subestimaram os valores de densidade de *Tubastraea* spp.;
- Os diferentes métodos aqui comparados amostraram significativamente os mesmos valores para comunidade;
- Em campo os métodos digitais foram mais rápidos que o método visual, contudo consumiram muito tempo em laboratório;
- O método mais custoso foi o FOT25 seguido do método do CV, VÍDEO e FOT50, refletindo os valores de tempo encontrados em cada etapa do trabalho por metodologia;
- A qualidade da câmera digital, das imagens capturadas, das características do ambiente e dos próprios organismos são importantes fatores que influenciam na identificação e análise das imagens;
- O método do CV possui melhor resolução taxonômica e sensibilidade para identificação dos organismos e conseqüentemente uma melhor eficiência na amostragem.

**Apêndice – Dados do monitoramento intensivo nas diferentes estações e metodologias.**

Lista dos táxons encontrados e porcentagem de cobertura (%) dos mesmos nas estações e metodologias. (continua)

Táxon	Local e Porcentagem de cobertura (%) correspondente															
	1A	1B	1C	1D	2A	2B	2C	2D	3A	3B	3C	3D	4A	4B	4C	4D
Algae																
Algas formadoras de tapete	67,86	75,62	76,46	73,42	91,86	96,04	95,29	96,13	76,14	82,14	79,89	77,51	44,71	45,43	43,33	51,29
Algas calcárias crostosas	0,29	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,43	0,00	0,43
<i>Sargassum</i> spp.	7,14	4,96	3,22	3,02	0,29	0,00	0,00	0,00	6,86	1,00	2,87	4,44	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	1,71	0,58	1,46	2,16	0,14	0,48	0,15	0,29	4,43	3,43	2,87	4,15	2,14	3,43	3,44	3,86
<i>Caulerpa racemosa</i>	2,00	1,31	1,61	1,58	0,29	0,32	0,44	0,29	1,71	0,29	0,14	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthophora spicifera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,71	1,27	1,32	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Laurencia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cnidaria																
<i>Palythoa caribaeorum</i>	16,00	14,45	12,72	16,09	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	9,14	7,61	6,16	46,29	44,14	48,35	38,57
<i>Mussismilia hispida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,32	0,29	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,14	0,00	0,57
<i>Tubastraea tagusensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,71	0,44	0,73	0,72	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	0,57	0,00	0,14
<i>Carijoa riisei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,14	0,00	0,14	3,00	3,29	3,16	3,29
<i>Pennaria disticha</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ectoprocta																
<i>Schizoporella</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Porifera																
<i>Desmapsama anchorata</i>	3,14	2,04	3,22	2,87	1,71	0,63	1,76	1,29	4,43	3,57	5,03	5,44	0,86	0,86	0,43	0,29
Porifera sp. 1	0,14	0,58	0,15	0,14	1,71	0,63	0,59	0,72	0,57	0,00	1,01	1,29	0,57	0,29	0,43	0,29
<i>Tedania ignis</i>	0,29	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Iotrochota birotulata</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,43	0,86	1,29
<i>Haliclona caerulea</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphimedon viridis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,32	0,15	0,43	0,57	0,29	0,43	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haliclona manglaris</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Legenda: (1) Araçatiba de fora, (2) Araçatiba de dentro, (3) Sambacu, (4) Búzios, (5) Cobras, (6) Imboassica, (7) Queimada Grande e (8) Queimada Pequena. (A) CV, (B) FOT50, (C) FOT25 e (D) VÍDEO.

Lista dos táxons encontrados e porcentagem de cobertura (%) dos mesmos nas estações e metodologias. (conclusão)

Táxon	Local e Porcentagem de cobertura (%) correspondente															
	5A	5B	5C	5D	6A	6B	6C	6D	7A	7B	7C	7D	8A	8B	8C	8D
Algae																
Algas formadoras de tapete	83,14	85,92	84,57	85,26	54,71	59,31	54,43	52,86	50,29	51,22	54,00	51,08	33,86	29,82	37,08	34,57
Algas calcárias crostosas	0,29	0,15	0,43	0,14	5,14	3,87	5,29	3,71	2,86	2,15	3,71	2,87	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sargassum</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	0,00	0,44	0,00	0,00	8,71	11,75	15,86	16,71	0,86	1,14	1,14	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caulerpa racemosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthophora spicifera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Laurencia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cnidaria																
<i>Palythoa caribaeorum</i>	15,57	13,05	14,14	13,88	23,29	20,77	21,71	22,71	43,29	44,35	39,14	43,33	64,29	68,71	61,15	63,43
<i>Mussismilia hispida</i>	0,14	0,15	0,00	0,14	0,14	0,29	0,14	0,00	0,29	0,29	0,14	0,14	0,43	0,00	0,15	0,29
<i>Tubastraea tagusensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,14	0,14	0,86	0,14	0,43	0,44	0,59	1,43
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,43	0,15	0,29	0,29	6,86	2,44	2,00	2,71	0,71	0,00	0,29	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Carijoa riisei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pennaria disticha</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,14	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ectoprocta																
<i>Schizoporella</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Porifera																
<i>Desmapsama anchorata</i>	0,43	0,15	0,57	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,43	0,29	0,29	0,29	0,29	0,15	0,00
Porifera sp. 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tedania ignis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>Iotrochota birotulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	1,43	0,57	1,00	0,43	0,14	0,29	0,43	0,71	0,73	0,74	0,29
<i>Haliclona caerulea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,14	0,14	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphimedon viridis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haliclona manglaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Legenda: (1) Araçatiba de fora, (2) Araçatiba de dentro, (3) Sambacu, (4) Búzios, (5) Cobras, (6) Imboassica, (7) Queimada Grande e (8) Queimada Pequena. (A) CV, (B) FOT50, (C) FOT25 e (D) VÍDEO.

## CAPÍTULO 02

---

**DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA, CARACTERIZAÇÃO DA POPULAÇÃO E  
INSERÇÃO DE *Tubastraea* spp. NAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS DO  
LITORAL NORTE DE SÃO PAULO**



### 3.1 Introdução

Como já relatado neste trabalho, os corais invasores estão aumentando suas abrangências geográficas no litoral brasileiro e assim, ameaçando a comunidade e os organismos nativos.

O coral-sol ocupa espaço no costão rochoso que não estará mais disponível para organismos nativos e assim afeta negativamente as comunidades e as espécies nativas. A substituição de um organismo autotrófico por um heterotrófico (*Tubastraea* spp., suspensívoro oportunista, se alimentando basicamente de plâncton), pode acarretar em diversas alterações e modificações nas cadeias alimentares e na produtividade primária na região. Ainda, o coral, através da sua alimentação, reduz a disponibilidade de plâncton para outros organismos, como filtradores bentônicos e planctívoros. Também, as populações de *Tubastraea* spp. podem alterar a estrutura física do habitat e os ciclos biogeoquímicos locais, através da absorção de carbono e cálcio da água para composição de seu esqueleto.

Conforme relatado por Creed (2006), os corais invasores podem excluir os corais nativos *Mussismilia hispida*, assim como outros organismos de importância ecológica e/ou econômica.

O levantamento da biota costeira do litoral norte do estado de São Paulo não relata a presença de *Tubastraea* spp. para a região (Amaral e Nallin 2011). Igualmente, a lista de Cnidários para todo o estado de São Paulo, reunindo informações até o período de 2010, não apresenta registro dos corais invasores (Silveira e Morandini 2011). *T. tagusensis* e *T. coccinea* foram observados recentemente nos costões rochosos da Ilha de Búzios e da Vitória, em Ilhabela (Mantelatto et al. 2011) e até o momento nenhum estudo foi realizado a fim de mapear a distribuição geográfica, identificar a influência destes organismos na comunidade e caracterizar suas populações na região.

Estudos ecológicos e de monitoramento são de extrema importância para uma melhor compreensão, prevenção e avaliação de impactos ecológicos e econômicos gerados por espécies exóticas (Lodge 1993; Carlton 1996). Assim, as informações geradas no presente trabalho subsidiarão ações de manejo e conservação do sistema biológico em questão, contribuindo futuramente aos programas de gestão, controle e erradicação dos corais invasores na região.

O presente estudo tem como objetivo mapear a distribuição espacial, caracterizar a distribuição vertical, a ocorrência de colônias em diferentes inclinações do substrato e analisar o efeito da inserção dos corais invasores *Tubastraea* spp. nas comunidades biológicas do bentos do litoral norte de São Paulo.

## 3.2 Material e métodos

### 3.2.1 Área de estudo

O litoral norte do estado de São Paulo (LNSP), Figura 12, abrange os municípios de São Sebastião, Ilhabela, Caraguatatuba e Ubatuba. Tal região apresenta uma costa muito acidentada e rochosa, caracterizada por uma área plana relativamente estreita, onde se intercalam inúmeras praias entre costões rochosos. Estas estruturas geomorfológicas são reflexos da grande proximidade dos maciços rochosos da Serra do Mar com a linha da costa, tendo como consequência a ausência quase total de planícies costeiras nesta região (Lamparelli et al. 1998).

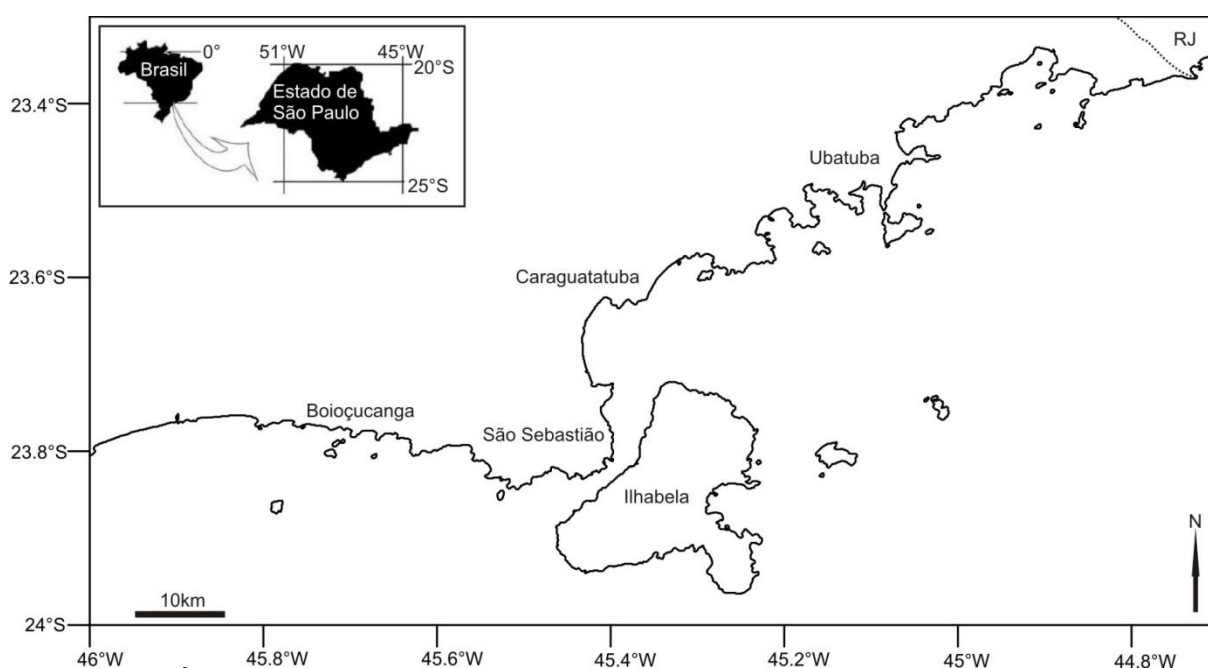


Figura 12 - Área de estudo, litoral norte do estado de São Paulo.

Entre o município de São Sebastião e a Ilha de São Sebastião situa-se o Canal de São Sebastião (CSS) com quase 22 km de comprimento e com eixo orientado para nordeste na parte sul e para norte na outra extremidade. A largura do canal é maior nas duas entradas, 7,2 km e 5,6 km no norte e sul, respectivamente, e menor na parte central, com cerca de 1,9 km (Castro et al. 2008).

As chuvas na região são mais intensas e constantes no verão (em torno de 37% da precipitação anual), sendo o mês de janeiro o mais chuvoso, podendo atingir até 1500 mm por mês. O clima possui temperaturas médias de 24°C no verão e de 17,6°C a 20°C no inverno (Sma 1996).

A plataforma continental interna da costa norte do estado de São Paulo (PCINSP) possui uma tendência à homogeneidade tridimensional das suas propriedades físicas da água (Castro et al. 2008). Durante o verão, as temperaturas são normalmente maiores que 21°C atingindo valores máximos de 27-28°C e salinidades que variam em geral entre 34,4 e 35,4. Por outro lado, no inverno as temperaturas são menores que 23°C, atingindo mínimos de 19-20°C e com salinidades variando bastante entre máximos de 35,8 e mínimos de 33,4 (Castro et al. 2008).

Na plataforma continental norte de São Paulo (PCNSP) são encontradas três massas de água e produtos de suas misturas: Água Tropical (AT), quente e salina; Água Central do Atlântico Sul (ACAS) relativamente fria; Água Costeira (AC), caracterizada por baixas salinidades e influenciada pela costa (Castro et al. 2008).

Intrusões bem desenvolvidas (que preenchem todo o CSS) da ACAS na PCINSP são resultantes de ventos de E-NE predominantes na PCNSP (Castro et al. 2008). Estes ventos vindo por períodos superiores a 3 dias são suficientes para ocasionar intrusões bem desenvolvidas no CSS e caso o mesmo continue soprando a partir de NE, após as intrusões bem desenvolvidas, é possível que o afloramento da ACAS seja observado, fechando o ciclo de ressurgência costeira (Coelho 1997; Silva et al. 2004). A correlação da intrusão da ACAS com ventos de E-NE na região ficou evidente na primavera e no verão através de simulações numéricas (Silva et al. 2005) e através de valores relativamente altos de concentração de nitrato encontrados no verão na superfície do mar, os quais são indicadores de ressurgência, confirmando a ocorrência do fenômeno na região (Gaeta 1999).

A Ilhabela, associada à variação da orientação da linha da costa continental que ocorre no seu entorno, condiciona a circulação na PCINSP. Já a circulação

dentro do CSS está associada a sua configuração, que possui intensificação das correntes na sua parte mais central, devido ao seu estreitamento (Castro et al. 2008). A velocidade média das correntes dentro do CSS oscilam no verão e inverno, respectivamente, de  $0,24 \text{ m.s}^{-1}$  à  $0,40 \text{ m.s}^{-1}$  para nordeste e  $0,30 \text{ m.s}^{-1}$  e  $0,24 \text{ m.s}^{-1}$  para o sentido sudoeste (Fontes 1995).

Em 2008 com intuito de proteger, ordenar, garantir e disciplinar o uso racional dos recursos ambientais da região foi criado a Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte (APA Marinha do Litoral Norte) dividida e composta por três setores: Cunhambebe, situado no litoral dos municípios de Ubatuba e Caraguatatuba; Maembipe, situado no litoral do município de Ilhabela e Ypautiba, situado no litoral do município de São Sebastião (São Paulo 2008).

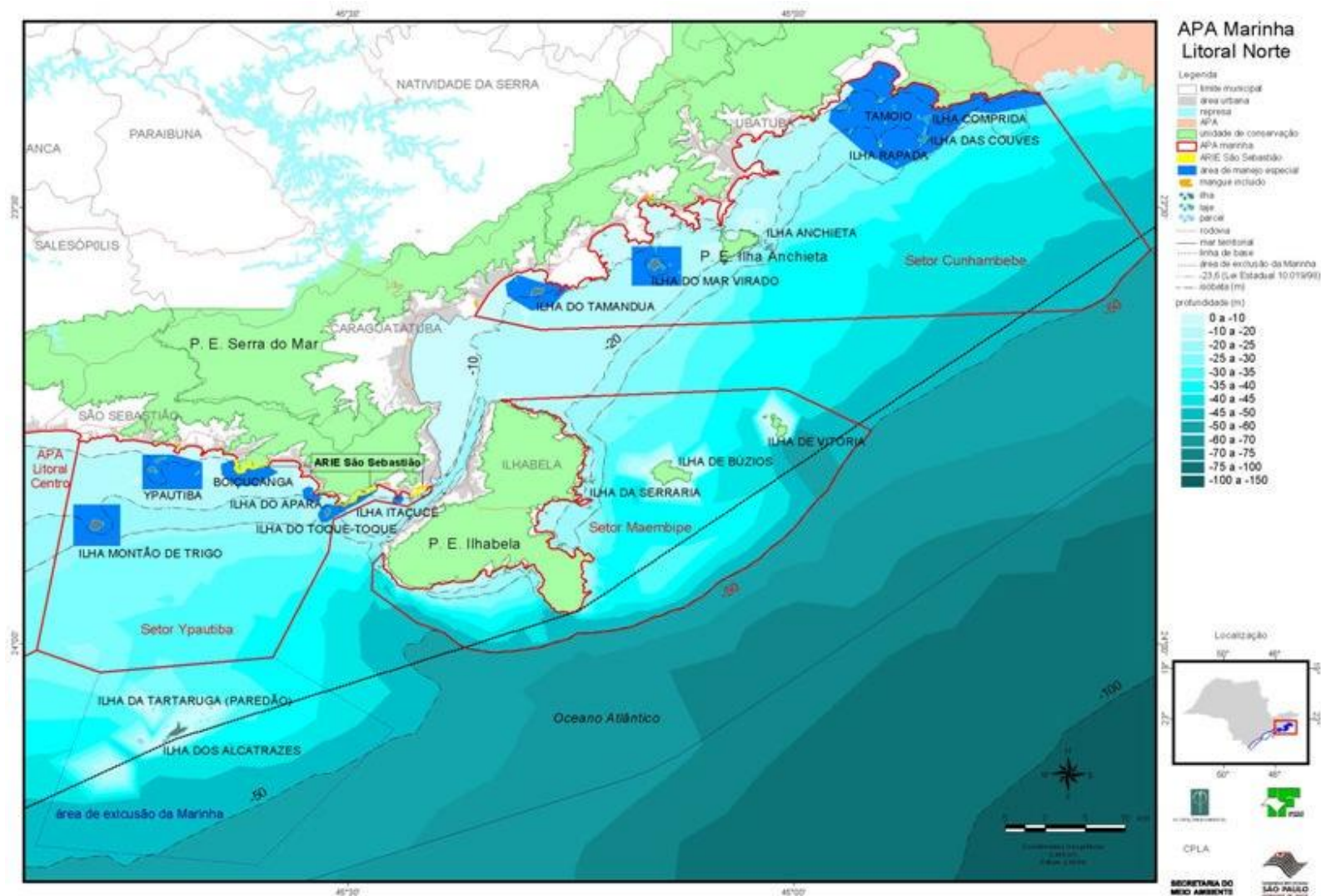


Figura 13 - Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte de São Paulo (APA Marinha do Litoral Norte).  
Fonte: SÃO PAULO, 2008.

### 3.2.2 Distribuição geográfica de *Tubastraea* spp. (Monitoramento Extensivo)

Através do mergulho livre, um levantamento em larga escala semi-quantitativo foi aplicado em diferentes pontos nos costões rochosos do LNSP. O primeiro ponto foi demarcado no primeiro costão entre a divisa do estado do Rio de Janeiro e São Paulo e a cada 5 km, aproximadamente, outro ponto foi acrescentado (podendo variar de acordo com a configuração do litoral, distribuição dos costões e presença de ilhas), chegando assim até o limite sul do LNSP.

Seguindo os métodos de Creed e Fleury (2009, Anexo), em cada local, paralelo ao costão, dois mergulhadores em apnéia nadaram cinco etapas de um minuto cada observando o substrato, onde para cada espécie de *Tubastraea* foi aplicado uma escala de dominância DAFOR: Dominante, Abundante, Frequente, Ocasional, Raro ou Ausente. Em cada área, um GPS foi utilizado para demarcação das coordenadas locais, um disco de Secchi foi utilizado para determinação da turbidez e um refratômetro e termômetro foram utilizados para registrar a salinidade e a temperatura da superfície, respectivamente, durante os mergulhos em cada local.

Os dados de dominância foram transformados em um índice de abundância relativa (IAR) através das categorias: 10, 8, 6, 4, 2 e 0, respectivamente, para fins comparativos (De Paula e Creed 2005). Utilizando o programa Surfer 8.0 foram gerados mapas tridimensionais da distribuição dos corais invasores e dos dados abióticos.

O primeiro monitoramento foi realizado entre os dias 26 e 29 de julho de 2010 em São Sebastião e Ilhabela e nos dias 2 e 3 de setembro de 2010 nos costões ao largo de Ubatuba, totalizando 63 pontos. O segundo monitoramento foi realizado entre os dias 8 e 10 de novembro de 2011, abrangendo todos os pontos do ano anterior e acrescentado dois dentro do CSS depois de uma colônia de *T. tagusensis* ter sido encontrada nos píers flutuantes do Yacht Club de Ilhabela no CSS (Alvaro Esteves Migotto, comunicação pessoal). O IAR de cada ano amostrado foi comparado através do teste-t.

### 3.2.3 Inserção de *Tubastraea* spp. na comunidade

Para estudar o efeito da inserção de *Tubastraea* spp. na comunidade do LNSP, oito locais foram selecionados e divididos em quatro categorias distintas de abundância relativa de acordo com os dados obtidos do resultado do monitoramento extensivo: (1) grande abundância relativa – Estátua e Pedra Lisa; (2) média abundância relativa – Guaxumã E e Guaxumã D; (3) baixa abundância relativa – Professora E e Professora D e (4) ausência de *Tubastraea* spp. – Portinho E e Portinho D (Figura 14 ; Tabela 8).

Através do mergulho autônomo (SCUBA) um transecto de 50 metros de comprimento foi colocado paralelamente ao longo do costão entre os quatro e seis metros de profundidade em cada local definido anteriormente. Um quadrado amostral de 50x50 cm, subdividido em 10x10 cm, foi disposto em 25 pontos aleatórios ao longo de cada transecto, de acordo com os métodos de Lages *et al.*, (2011) (Figura 15). O organismo dominante em cada subdivisão do quadrado amostral foi registrado, além de contabilizado o número de indivíduos de *T. tagusensis* e *T. coccinea* em cada quadrado.

A densidade média (colônias.m<sup>-2</sup>) de *Tubastraea* spp. foi calculada, assim como a frequência de ocorrência das mesmas em cada estação. Foram calculados a riqueza (S), o Índice da Diversidade de Shannon-Wiener (H'), calculado a partir do log<sub>e</sub>, e a Equitabilidade de Pielou (J) para todas as estações. Os dados das comunidades foram transformados em porcentagem de cobertura relativa e posteriormente em arco seno e assim as estações foram comparadas através do Índice de Similaridade de Bray-Curtis. A comunidade foi apresentada e ordenada graficamente em grupos (Cluster analysis) e em escalas bi-dimensionais (MDS). A análise de ANOSIM (Analysis of similarities) foi conduzida para testar diferenças entre fatores e a análise de SIMPER (Similarity percentages) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuíram com as similaridades e dissimilaridades entre os grupos. A fim de obter a influência da presença do coral invasor nas comunidades, a contribuição da dissimilaridade de *Tubastraea* spp. entre as estações sem e com a presença do coral invasor foi calculada através da análise SIMPER.

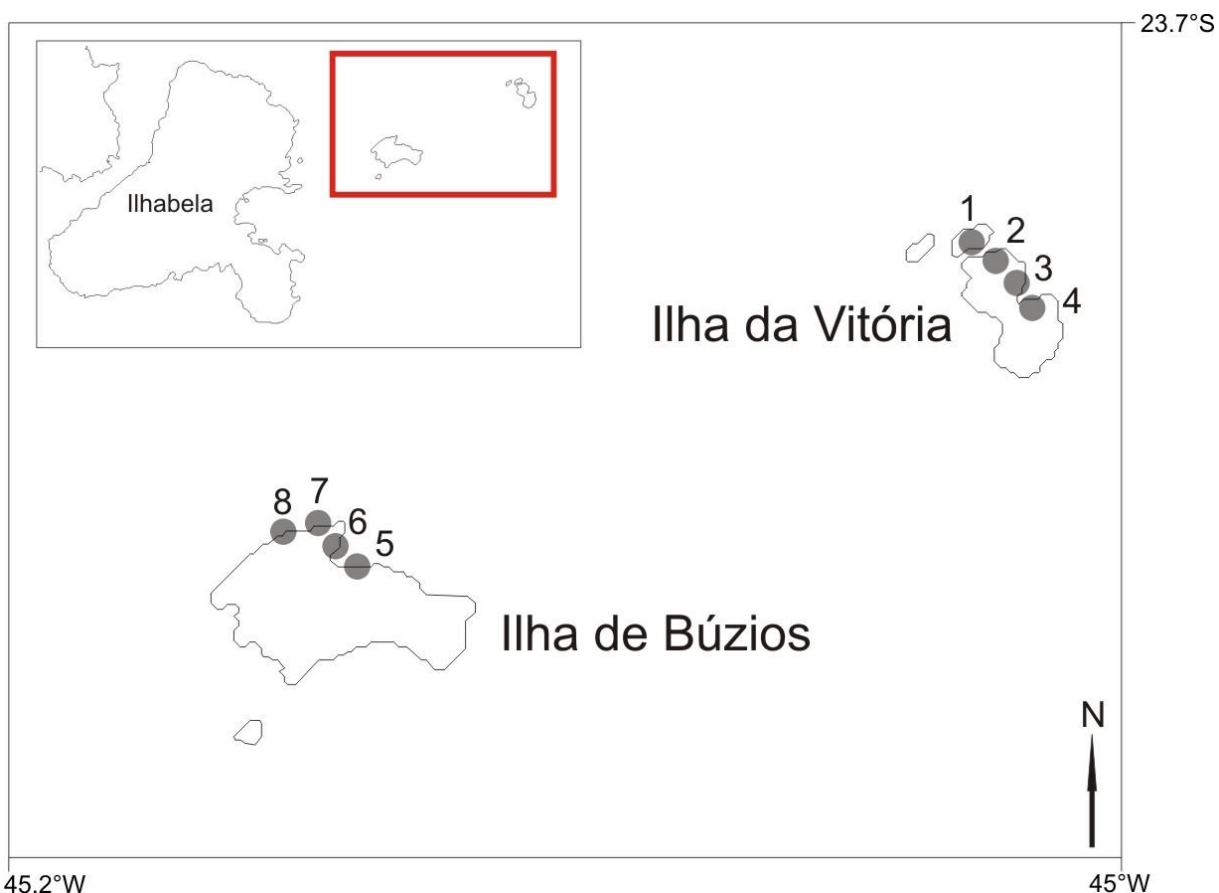


Figura 14 - Locais do monitoramento intensivo no litoral norte do estado de São Paulo.

Legenda: (1) Portinho D, (2) Portinho E, (3) Professora D, (4) Professora E, (5) Guaxumã E, (6) Guaxumã D, (7) Estátua e (8) Pedra Lisa.

Tabela 8 – Pontos (P), local, índice de abundância relativa (IAR), latitude e longitude e data de amostragem dos locais em Ilhabela (SP).

P	Local	IAR	Latitude	Longitude	Data de amostragem
1	Portinho D	ausente	023°44.353´S	45°01.288´W	28/03/2011
2	Portinho E	ausente	023°44.514´S	45°01.237´W	28/03/2011
3	Professora D	pequena	023°44.857´S	45°00.952´W	28/02/2011
4	Professora E	pequena	023°45.045´S	45°00.864´W	28/02/2011
5	Guaxumã E	média	023°47.850´S	45°08.114´W	01/03/2011
6	Guaxumã D	média	023°47.696´S	45°08.400´W	01/03/2011
7	Estátua	grande	023°47.423´S	45°08.467´W	01/03/2011
8	Pedra Lisa	Grande	023°47.489´S	45°08.746´W	01/03/2011



Posteriormente, os dados de porcentagem da cobertura relativa de *Tubastraea* spp. encontrado em cada estação foi removido artificialmente da comunidade e distribuídos proporcionalmente entre os organismos da mesma estação e assim os índices de diversidade foram calculados novamente, conforme descrito anteriormente seguindo os métodos de Lages e colaboradores (2011).

Os índices de diversidade e as análises multivariadas foram realizadas usando o programa PRIMER 6.1.6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research).

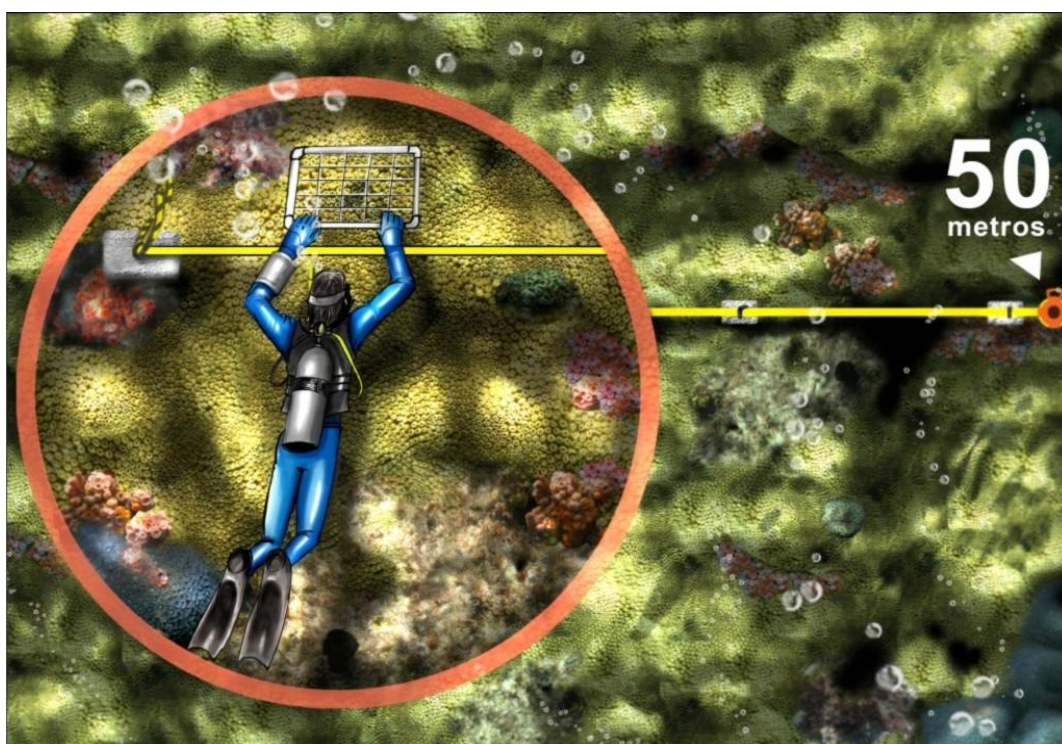


Figura 15 - Ilustração do método de monitoramento intensivo. Mergulhador com quadrado amostral de 50x50 cm subdividido em 10x10 cm realizando o levantamento da comunidade e da densidade de *Tubastraea* spp. ao longo de um transecto de 50 metros.

Ilustração: Anderson de Souza.

#### 3.2.4 Distribuição vertical dos corais invasores

Os transectos dos locais de grande e média abundância relativa utilizados para descrição da comunidade (Guaxumã E, Guaxumã D, Estátua e Pedra Lisa) foram utilizados para investigar a relação entre a densidade de *Tubastraea* spp. com a profundidade. Através do mergulho autônomo (SCUBA), em cada localidade cinco

transectos aleatórios foram dispostos verticalmente ao longo do costão rochoso, do nível da maré até o limite da interface com o sedimento. Seguindo os métodos de De Paula e Creed (2005), um quadrado amostral de 50x50 cm foi utilizado continuamente ao longo desses transectos registrando o número de *T. tagusensis* e *T. coccinea* em cada quadrado. As profundidades foram corrigidas de acordo com a variação da maré local do dia de amostragem e os quadrados foram agrupados em intervalos de 0,5 m com a média da densidade de colônias para cada intervalo calculado. Apenas um quadrado amostral foi disposto numa mesma profundidade num mesmo transecto.

Um perfil da densidade (colônias.m<sup>-2</sup>) de *Tubastraea* spp. ao longo da profundidade foi criado para cada região e os dados foram comparados, separadamente por estação, através da probabilidade de ocorrência de *Tubastraea* spp. ao longo deste perfil vertical. A probabilidade (P) de um resultado ocorrer é calculada através do número de resultados possíveis dividido pelo número de observações. Desta maneira nunca se pode ter mais resultado do que observações, e assim  $0,0 \leq P \leq 1,0$ , onde 0,00 representa um evento que nunca ocorrerá e uma probabilidade de 1,0, um evento que sempre ocorrerá (Gotelli e Ellison 2011).

### 3.2.5 Ocorrência de colônias em diferentes ângulos de inclinação do substrato

Os transectos da Professora (D), Guaxumã (D), Estátua e Pedra Lisa foram utilizados para análise da preferência de inclinação do substrato pelos corais invasores. Em cada localidade, 30 pontos foram sorteados ao longo de um transecto de 50 m e em cada ponto as duas colônias mais próximas de *T. tagusensis* e *T. coccinea* tiveram suas inclinações medidas através de um clinômetro seguindo os métodos de Segal e Castro (2000) e De Paula e Creed (2005) (Figura 16). A base do arco foi posicionada perto da base da colônia e o ângulo indicado pela linha de nylon foi registrado.

Os valores encontrados em cada estação foram distribuídos em classes de frequência de 10° de inclinação. A média de cada local foi calculada, os locais foram comparados através de ANOVA seguido pelo teste a *posteriori* de Tukey. Ainda foi realizado um teste de chi-quadrado com a hipótese nula de que as colônias apresentam distribuições similares (33,33%) de ocorrência em três classes distintas:

0° a 60° (horizontais), 60° a 120° (verticais) e 120° a 180° (negativas). Posteriormente, os dados de todas as estações foram agrupados em classes de 10° e obteve-se a frequência de ocorrência e a curva da distribuição normal das inclinações com o teste do chi-quadrado com a mesma hipótese nula.

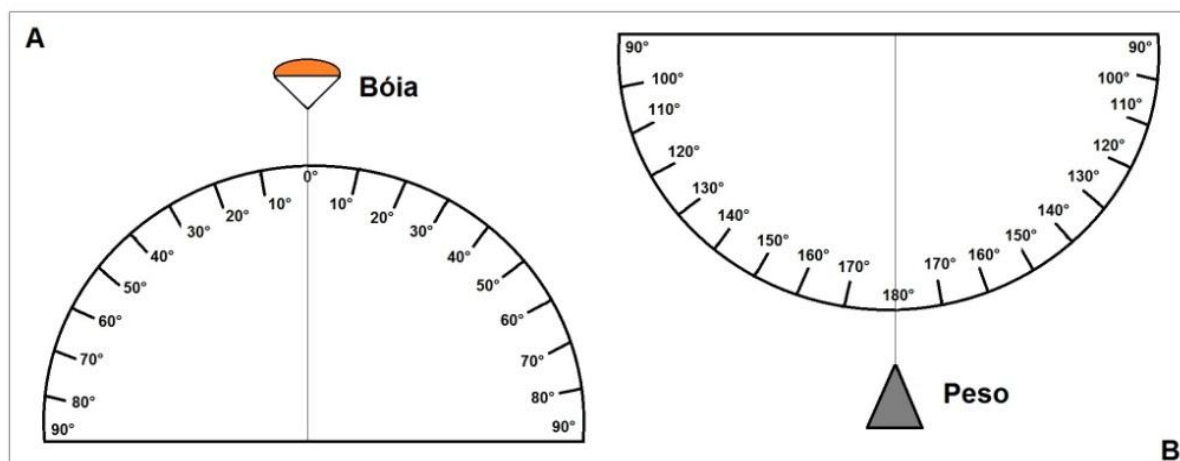


Figura 16 - Esquema representando o uso dos arcos graduados utilizado para medir o ângulo de inclinação da base das colônias.  
Legenda: (A) utilizando bóia e (B) utilizando peso.

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Distribuição geográfica de *Tubastraea* spp. (Monitoramento Extensivo)

As coordenadas geográficas dos pontos com seus respectivos dados abióticos e índices de abundância relativa (IAR) podem ser vistos no Apêndice.

Em 2010, dos 63 pontos monitorados, quatro (6,35%) registraram a presença de *T. tagusensis* e dois (3,17%) a presença de *T. coccinea* (Figura 17A). Em 2011, do total dos 65 pontos monitorados, seis (9,23%) apresentaram ocorrências de *T. tagusensis* e quatro (6,15%) a presença de *T. coccinea* (Figura 17B), representando um aumento de 2,88% e 2,98%, respectivamente, de ocorrência entre os anos estudados. Apesar dos novos registros e dos pequenos aumentos do IAR nos locais entre os anos, o IAR encontrado para *T. tagusensis* e *T. coccinea* nos diferentes anos não foram diferentes (Teste-t:  $t = -0,363$ ,  $df = 126$ ,  $p = 0,717$  e  $t = -0,698$ ,  $df = 126$ ,  $p = 0,489$ , respectivamente) (Figura 18).

A Figura 19 mostra a frequência relativa nas classes de abundância dos corais invasores para os anos de 2010 e 2011. Para *T. coccinea* em 2010, 3,17% dos locais monitorados foram considerados raros e 96,83% ausentes, em 2011 os locais raros aumentaram para 6,15% e os ausentes diminuíram para 93,85%. Para *T. tagusensis* em 2010, 1,59% dos locais foram considerados dominantes, 1,59% frequentes, 3,17% raros e 93,65% ausentes. Em 2011 a porcentagem de frequência de locais dominantes e frequentes diminuíram para 1,54% cada, 3,08% dos locais foram considerados ocasionais, outros 3,08% raros e 90,77% ausentes. Assim, houve uma queda de 2,88% e 2,98% para *T. tagusensis* e *T. coccinea*, respectivamente, de locais ausentes entre os anos de estudo.

De um modo geral, os locais que apresentaram maiores registros de salinidade e transparência da água do mar foram os pontos mais afastados da linha de costa (Figura 20AC e 21AC) e as águas mais quentes foram encontrados ao largo do município de Ubatuba (Figura 20B e 21B).

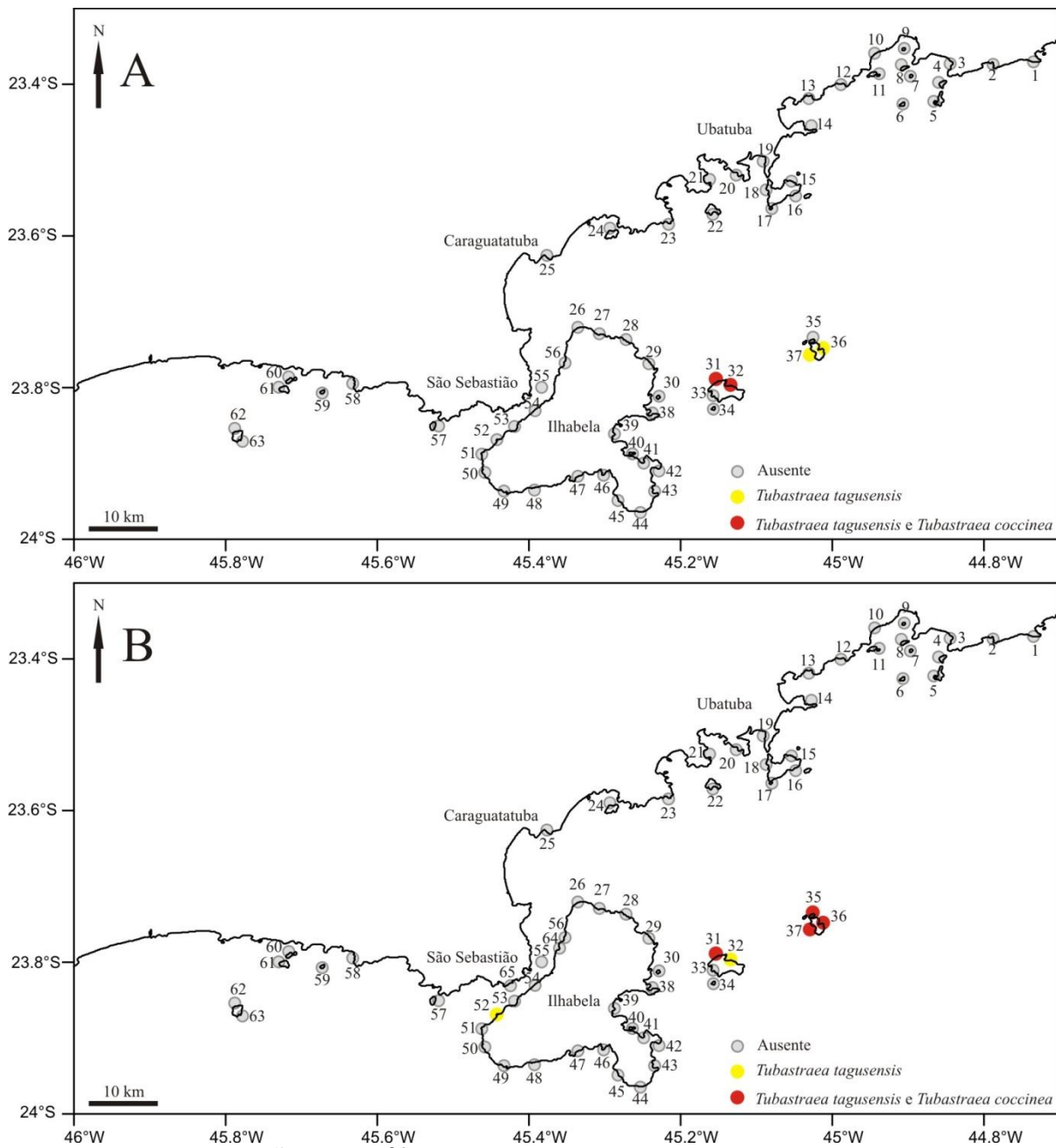


Figura 17 - Distribuição geográfica de *Tubastraea* spp. no litoral norte do estado de São Paulo.

Legenda: (A) em 2010 e (B) em 2011.

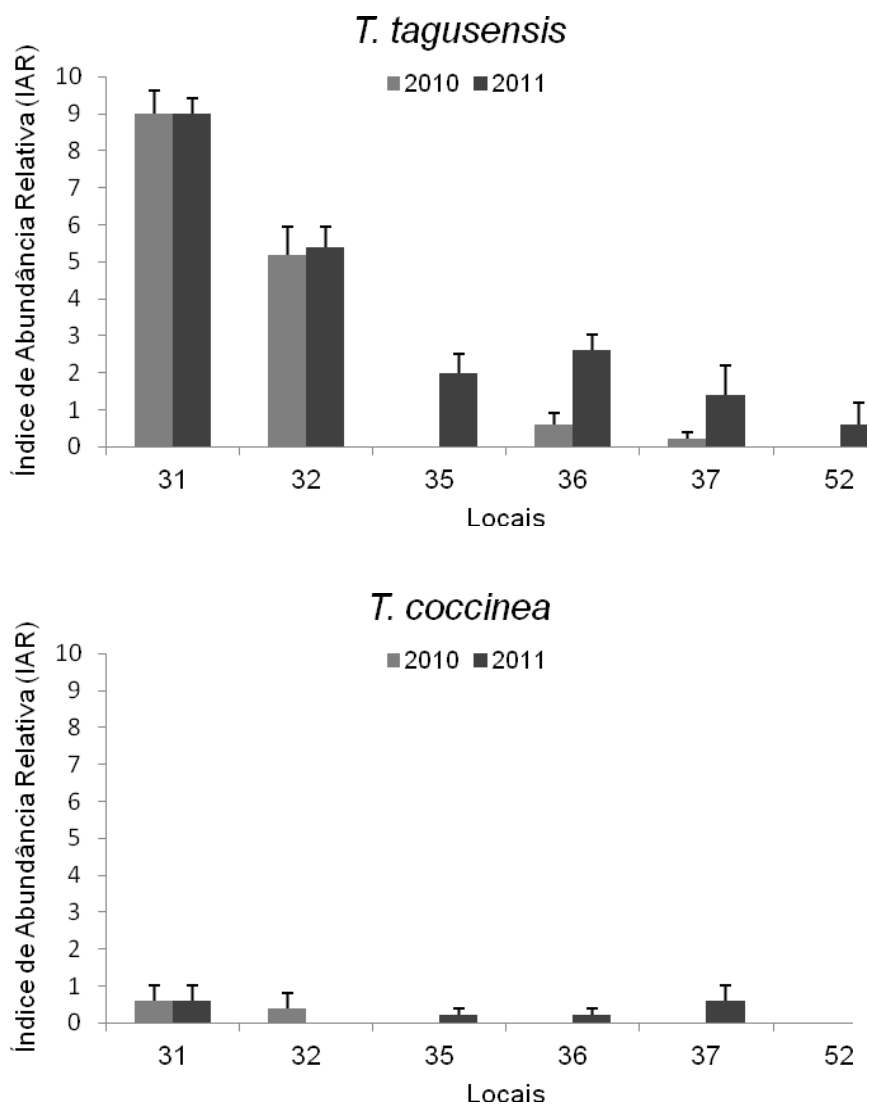


Figura 18 - Índice de abundância relativa de *Tubastraea tagusensis* e *T. coccinea* nos locais onde foram encontrados no litoral norte do estado de São Paulo em 2010 e 2011.

Legenda: Barras = Erro padrão.

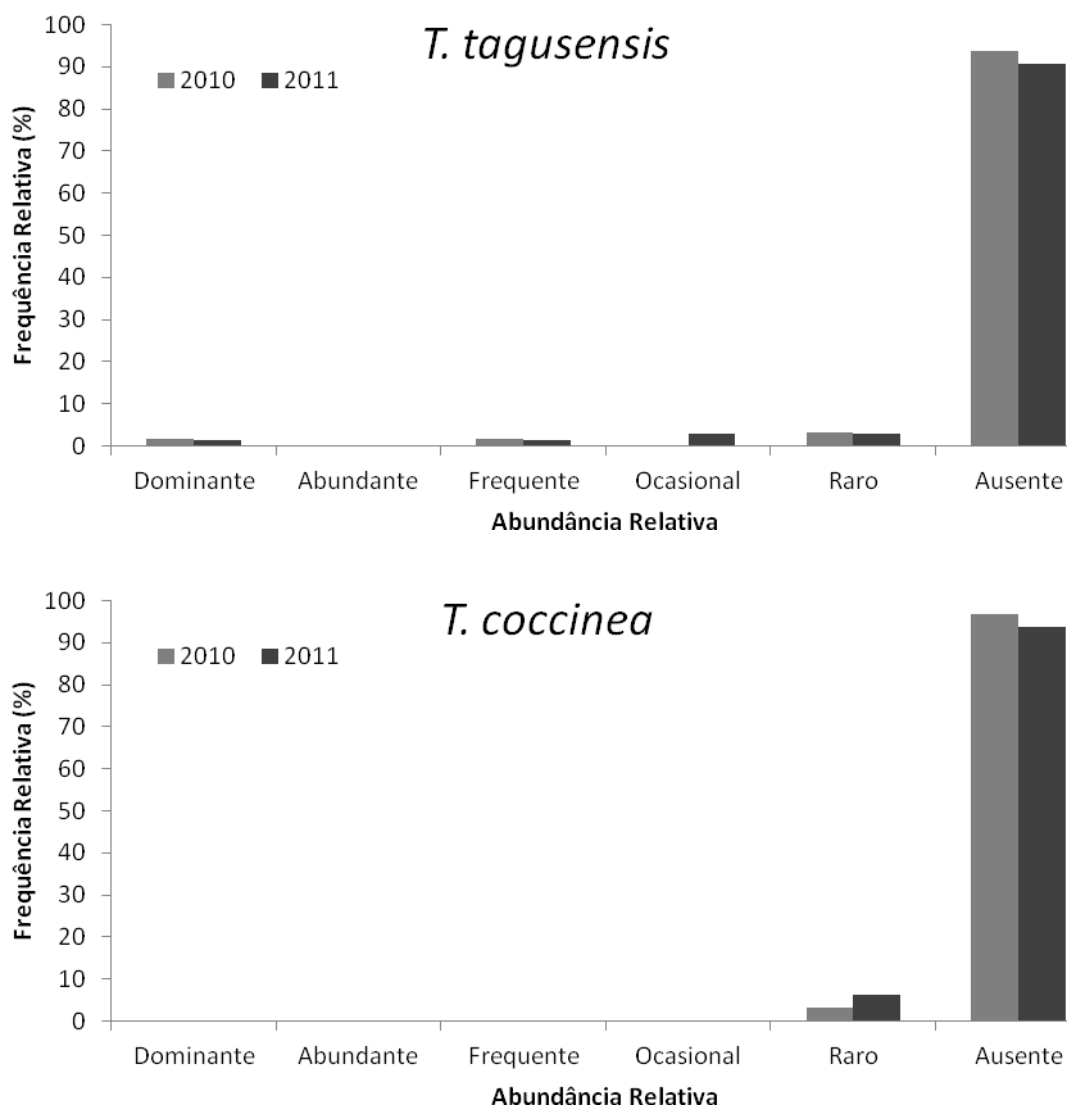


Figura 19 - Frequência relativa (%) das classes de abundância de *Tubastraea tagusensis* e *T. coccinea* no litoral norte do estado de São Paulo em 2010 e 2011.

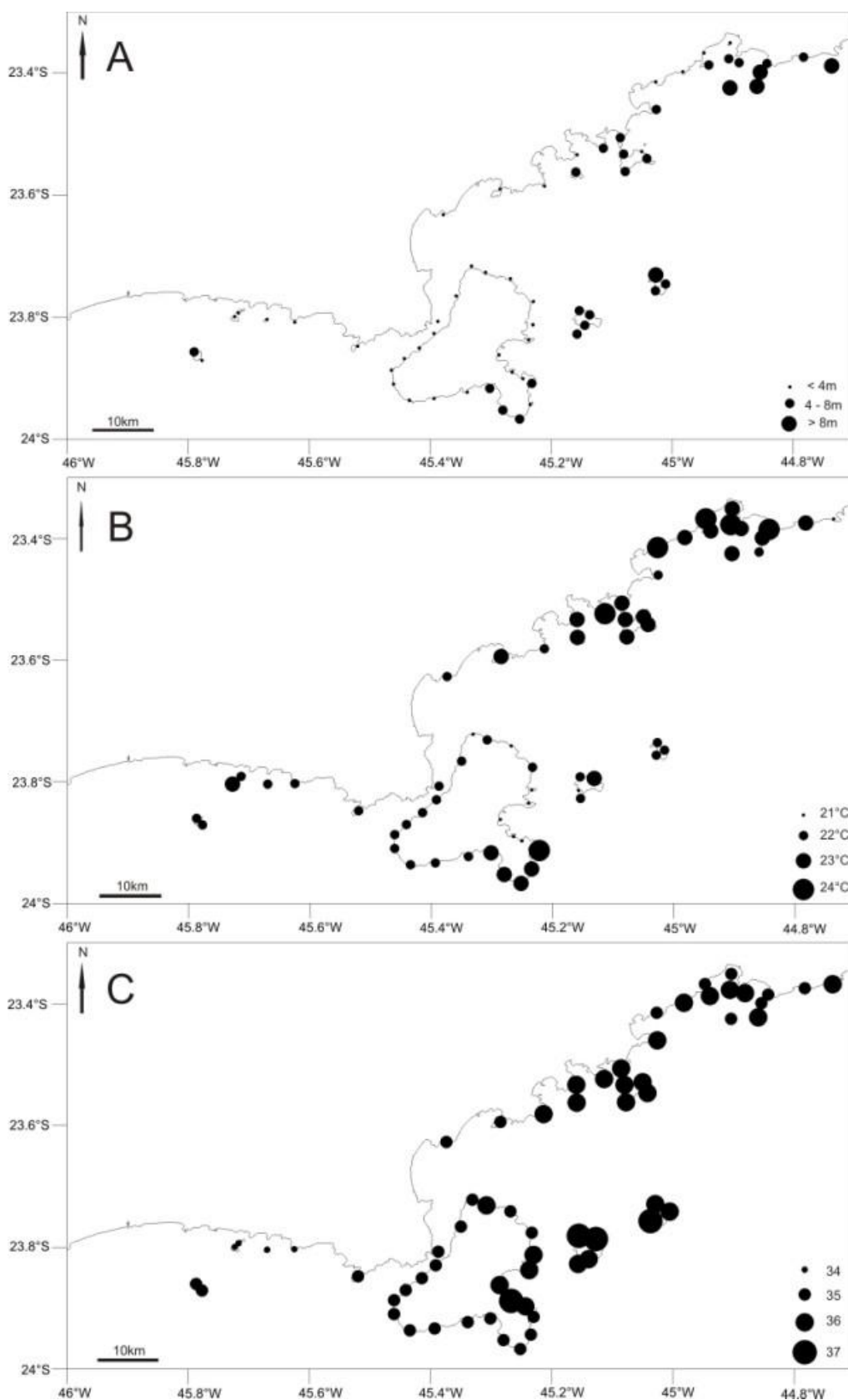


Figura 20 - Dados abióticos coletados durante o levantamento da distribuição e ocorrência de *Tubastraea* spp. no litoral norte do estado de São Paulo entre os dias 26 e 29 de julho (São Sebastião e Ilhabela) e 2 e 3 de setembro (Ubatuba) de 2010. Legenda: (A) Secchi vertical, (B) temperatura e (C) salinidade da superfície da água do mar.



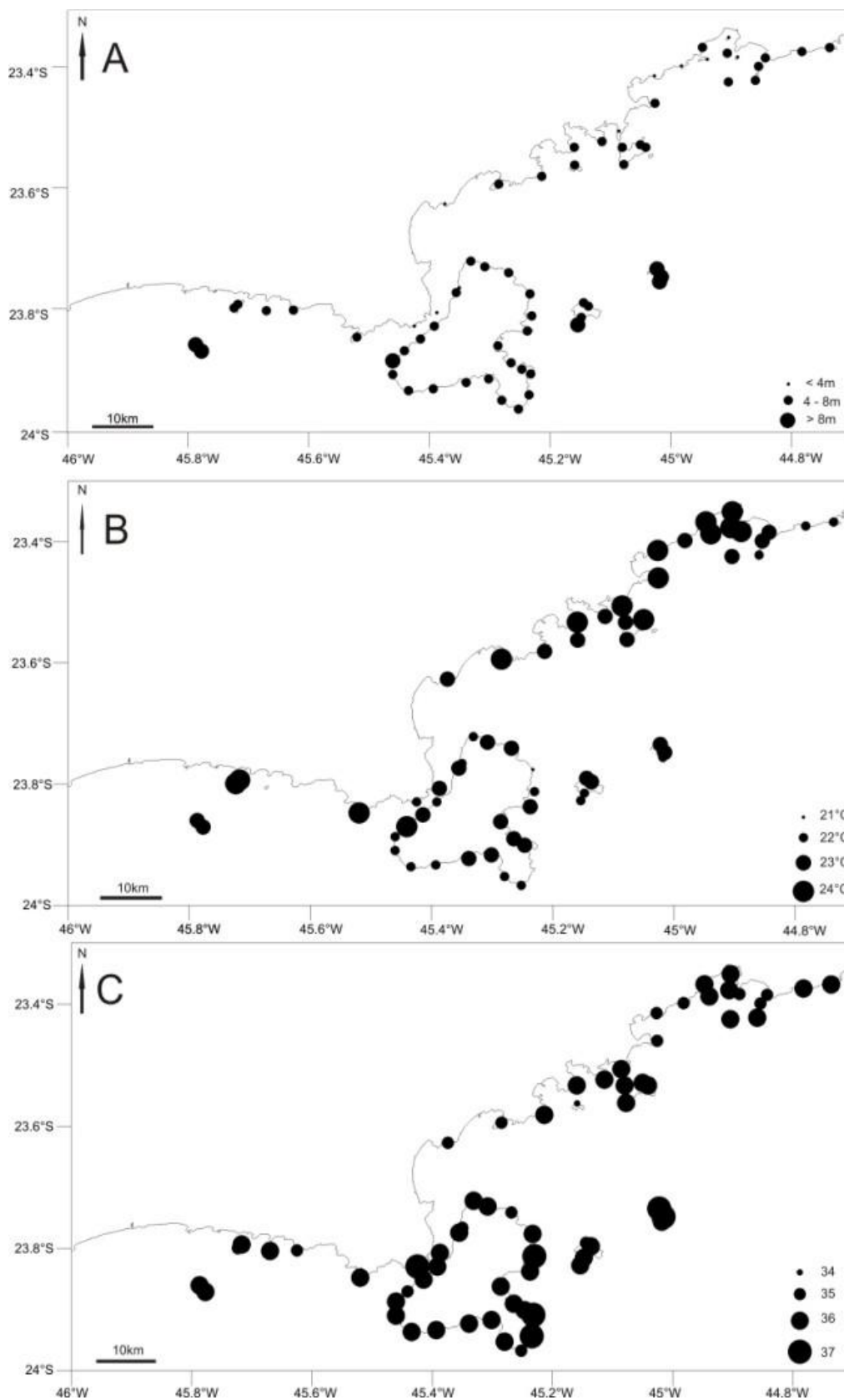


Figura 21 - Dados abióticos coletados durante o levantamento da distribuição e ocorrência de *Tubastraea* spp. no litoral norte do estado de São Paulo entre os dias 8 e 10 de novembro de 2011.

Legenda: (A) Secchi vertical, (B) temperatura e (C) salinidade da superfície da água do mar.

### 3.3.2 Inserção de *Tubastraea* spp. na comunidade

Em relação a abundância dos corais invasores nas diferentes estações amostradas, somente *T. tagusensis* foi encontrado nos quadrados amostrais, aparecendo em quatro localidades. A estação da Estátua foi a que apresentou a maior média de densidade ( $57,12 \text{ colônias.m}^{-2}$ , erro padrão =  $\pm 3,68$ ) e frequência de ocorrência (76%) nos quadrados amostrados, seguida pela estação da Pedra Lisa ( $49,6 \text{ colônias.m}^{-2} \pm 3,68$  e frequência de 40%), Guaxumã E ( $2,4 \text{ colônias.m}^{-2} \pm 0,42$  e frequência de 12%) e Guaxumã D ( $0,16 \text{ colônias.m}^{-2} \pm 0,04$  e frequência de 4%) (Figura 22).

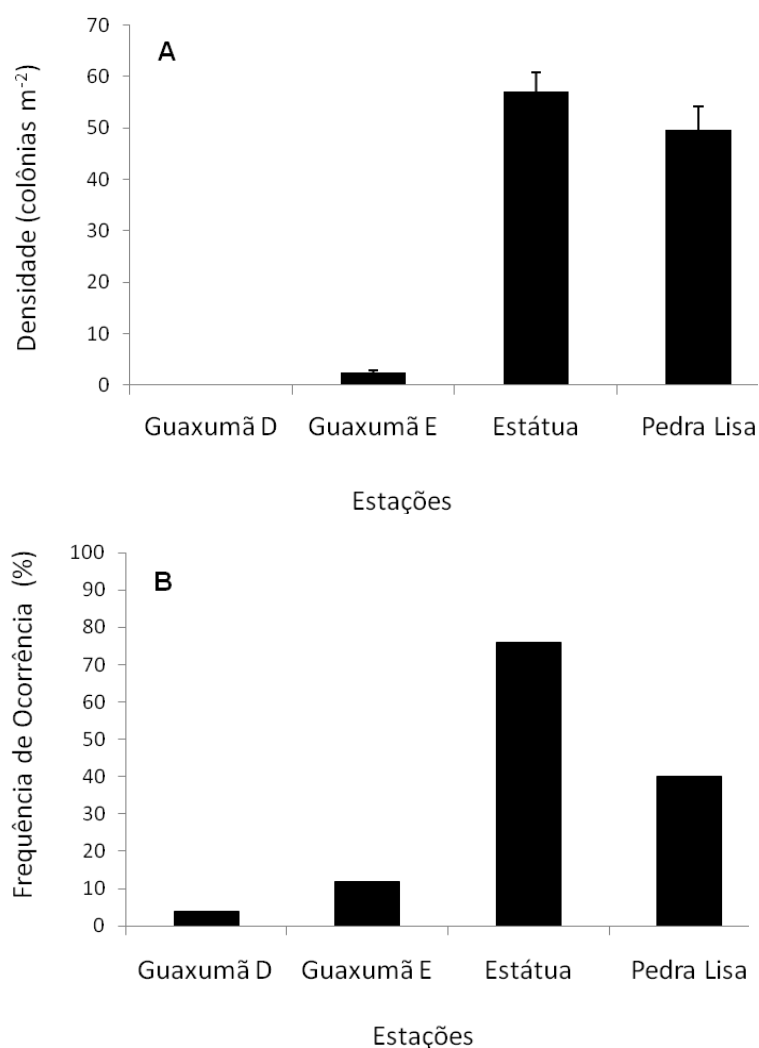


Figura 22 – Densidade (colônias.m<sup>2</sup>) e frequência de ocorrência de *Tubastraea tagusensis* nos locais de ocorrência no litoral norte do estado de São Paulo. Legenda: (A) Densidade e (B) frequência de ocorrência. Barras = Erro padrão.

Para os dados da comunidade, foram registrados 14 táxons no total (Tabela 9). Cnidaria e macroalgas são os grupos mais abundantes e importantes com registros mínimos de 2,08% e 56,48% e máximos de 42,72% e 96,8%, respectivamente, entre as estações (Figura 23).

Para as macroalgas, as algas formadores de tapete apresentaram as maiores porcentagem de cobertura seguida de algas calcárias crostosas, com exceção da estação da Pedra Lisa onde foi registrada *Sargassum* spp. como o segundo táxon de maior abundância (Figura 23A). Para Cnidaria, *Palythoa caribeorum* foi dominante nas estações do Portinho D, Portinho E e Professora D, *Mussismilia hispida* na Professora E, Guaxumã E e Guaxumã D e *T. tagusensis* na Estátua e Pedra Lisa. (Figura 23B). Para os outros Cnidarios, *Zoanthus sociatus* (ELLIS & SOLANDER, 1786) foi encontrado apenas na Professora D, *Carijoa riisei* (DUCHASSAING & MICHELOTTI, 1846) apenas no Portinho E, *Phyllactis praetexta* (COUTHOUY IN DANA, 1846) na Professora D e Professora E e *Parazoanthus* spp. na Pedra Lisa. *Schizoporella* spp., *Phallusia nigra* (SAVINGNY, 1816), Porifera sp.1 e Porifera sp.2, representaram menos que 0,5% da porcentagem de cobertura total nos locais onde foram encontrados.

A porcentagem média de cobertura de *T. tagusensis* foi de 4,32% na estação da Estátua e 3,84% na estação da Pedra Lisa, correspondendo ao segundo e terceiro táxon mais abundante em cada estação, respectivamente.

A Tabela 10 mostra a riqueza (S), o Índice da diversidade de Shannon-Wiener (H') e a Equitabilidade de Pielou (J) nas diferentes estações amostradas e após a remoção artificial de *T. tagusensis* da comunidade. A riqueza foi menor no Portinho D, Guaxumã D e na Estátua, a diversidade e a equitabilidade foram maior na Professora D. Quando o coral invasor é removido artificialmente da comunidade, a riqueza, a diversidade e a equitabilidade diminuíram nestas estações.

Tabela 9 - Lista dos táxons encontrados e porcentagem de cobertura (%) dos mesmos nas estações do monitoramento intensivo em Ilhabela (SP).

Filo	Táxon	Local e porcentagem de cobertura (%) correspondente							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Algae	Algas formadoras de tapete	79,68	53,60	56,19	83,02	86,08	67,43	88,16	57,44
	Algas calcárias crostosas	0,32	2,88	4,70	5,71	10,72	27,61	0,00	0,00
	<i>Sargassum</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	36,48
Cnidaria	<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	17,92	40,32	26,82	3,04	0,00	0,00	4,00	0,00
	<i>Mussismilia hispida</i> (Verril, 1901)	2,08	2,24	10,16	8,07	2,08	4,80	3,52	0,16
	<i>Tubastraea tagusensis</i> (Wells, 1982)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,32	3,84
	<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis & Solander, 1786)	0,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1846)	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Phyllactis praetexta</i> (Couthouy in Dana, 1846)	0,00	0,00	0,88	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Parazoanthus</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92
Ectoprocta	<i>Schizoporella</i> spp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00
Urochordata	<i>Phallusia nigra</i> (Savingny, 1816)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,16
Porifera	Porifera sp.1	0,00	0,80	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00	0,00
	Porifera sp.2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00

Legenda: (1) Portinho D, (2) Portinho E, (3) Professora D, (4) Professora E, (5) Guaxumã E, (6) Guaxumã D, (7) Estátua e (8) Pedra Lisa.

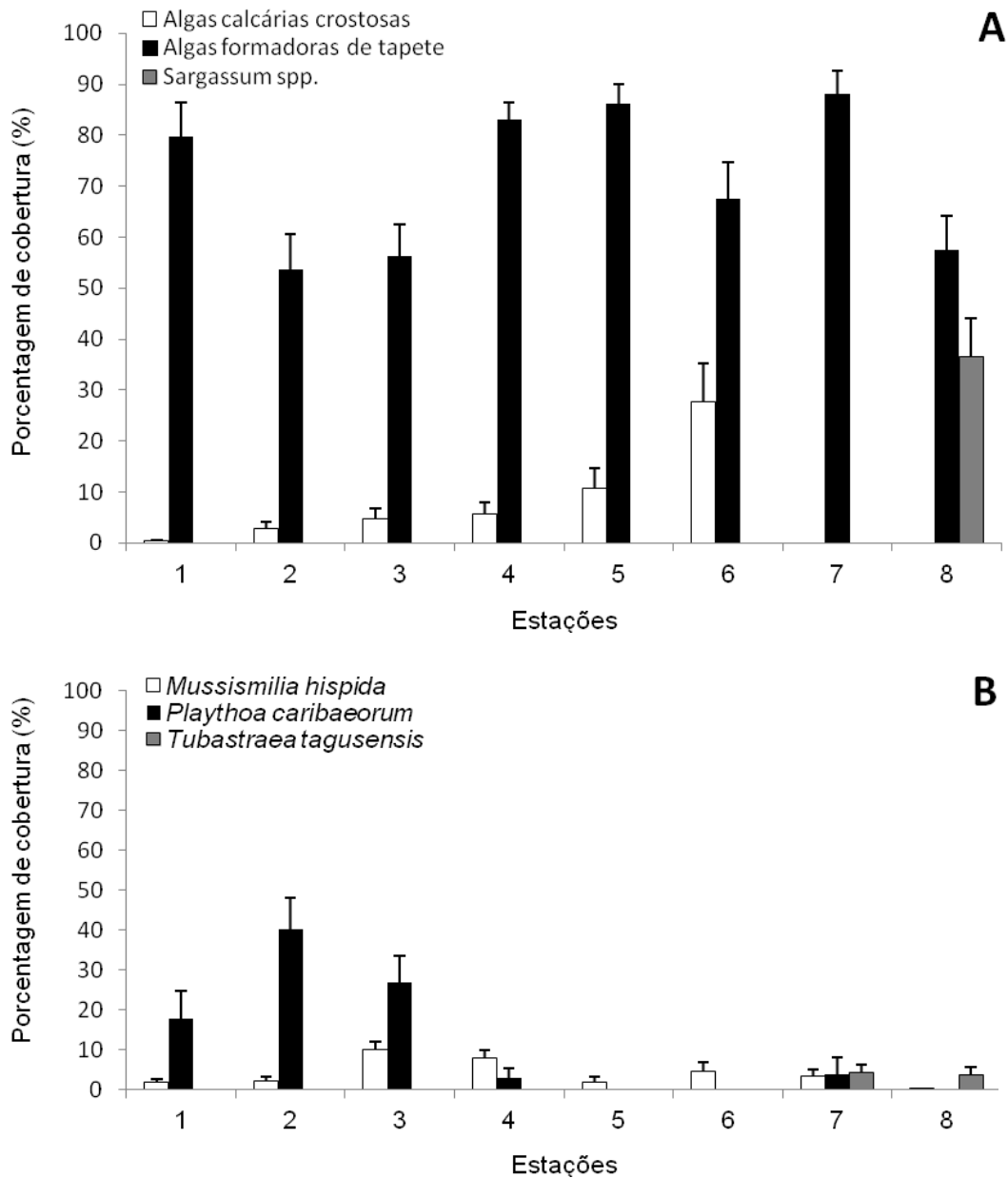


Figura 23 - Porcentagem de cobertura (%) de macroalgas e cnidários mais abundantes encontrados nas estações.

Legenda: (A) macroalgas e (B) cnidários. (1) Portinho D, (2) Portinho E, (3) Professora D, (4) Professora E, (5) Guaxumã E, (6) Guaxumã D, (7) Estátua e (8) Pedra Lisa. Barras = Erro padrão.

Tabela 10 - Riqueza (S), Índice da diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Pielou (J) nas diferentes estações.

Local	S	H'	J
Portinho E	6	0,94	0,52
Portinho D	4	0,59	0,42
Professora E	5	0,64	0,40
Professora D	6	1,15	0,64
Guaxumã E	6	0,51	0,29
Guaxumã D	4	0,78	0,56
Estátua	4 (3)	0,49 (0,33)	0,36 (0,30)
Pedra Lisa	6 (5)	0,91 (0,77)	0,51 (0,48)

Legenda: Os valores em parênteses correspondem aos índices recalculados após remover *Tubastraea tagusensis* artificialmente da comunidade em que os mesmos foram encontrados.

O ordenamento entre os grupos (análise de cluster) demonstra três comunidades distintas quando estas são separadas com índices de similaridades maiores que 75% (Figura 24): grupo 1, formado pelas estações da Professora E, Professora D, Portinho E, Portinho D e Estátua (similaridade de 75,80%); grupo 2 que inclui as estações da Guaxumã E e Guaxumã D (similaridade de 75,03%) e grupo 3 formado unicamente pela estação da Pedra Lisa. O teste de ANOSIM confirmou a diferença entre estes grupos (One-way ANOSIM: R global = 0,840,  $p < 0,05$ ) e o teste de Pair-wise entre os grupos (1,2: R = 0,727,  $p < 0,05$ ; 1,3 R = 1,000,  $p < 0,05$  e 2,3 R = 1,000,  $p < 0,05$ ).

A análise de SIMPER demonstra que o grupo 1 possui uma dissimilaridade média de 35,64% com o grupo 2 e de 57,77% com o grupo 3, com *P. caribaeorum* contribuindo com 32,98% e *Sargassum* spp. com 24,46% desta diferença principalmente, respectivamente, entre estes grupos. A dissimilaridade média entre os grupos 2 e 3 foi de 55,98%, com *Sargassum* spp. contribuindo com 26,03% desta dissimilaridade principalmente. As contribuições ficam evidentes quando dispostas em escalas bi-dimensionais (MDS) com as contribuições supracitadas (Figura 25).

A análise de MDS demonstra ainda uma pequena separação entre as comunidades com e sem a presença de *T. tagusensis* (Figura 26). O teste do

ANOSIM indica que tais comunidades são estatisticamente diferentes (One-way ANOSIM:  $R$  global = 0,708,  $p < 0,05$ ). A análise de SIMPER revela que existe uma dissimilaridade média de 47,32% entre tais comunidades e que *Tubastraea* spp. contribui com 18,25% desta dissimilaridade (Tabela 11). De uma maneira geral quando *Tubastraea* spp. foi removido artificialmente da comunidade a dissimilaridade entre os grupos, anteriormente caracterizados com índices de similaridades maiores que 75% , diminuem (Figura 27 e Tabela 12).

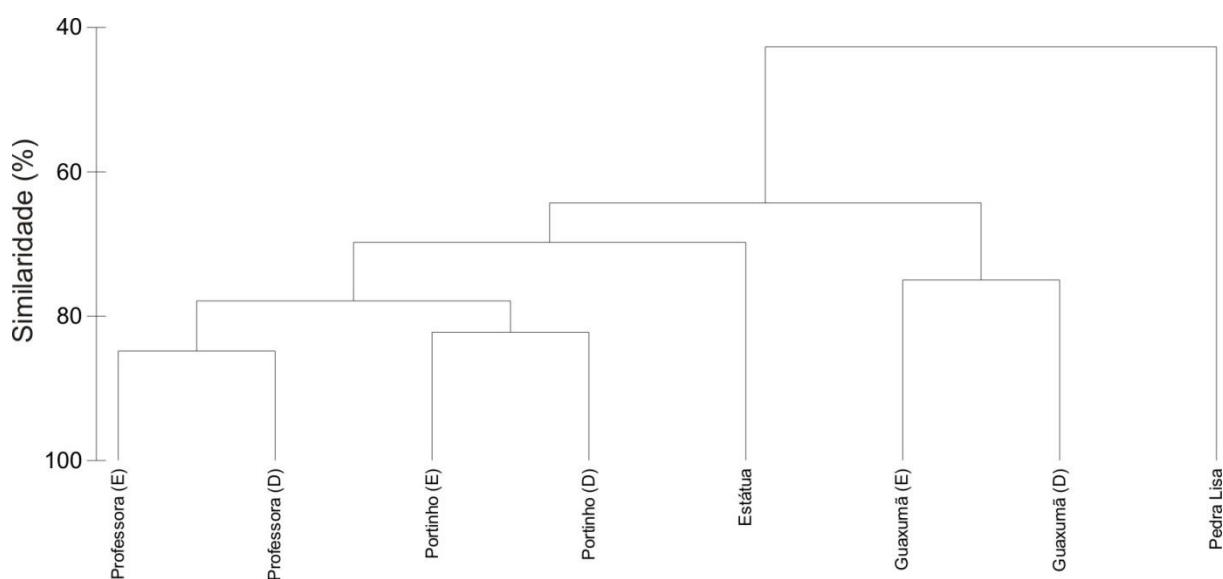


Figura 24 - Análise de ordenação entre os grupos (cluster), com índices de similaridade de Bray-Curtis entre as estações do monitoramento intensivo em Ilhabela (SP).

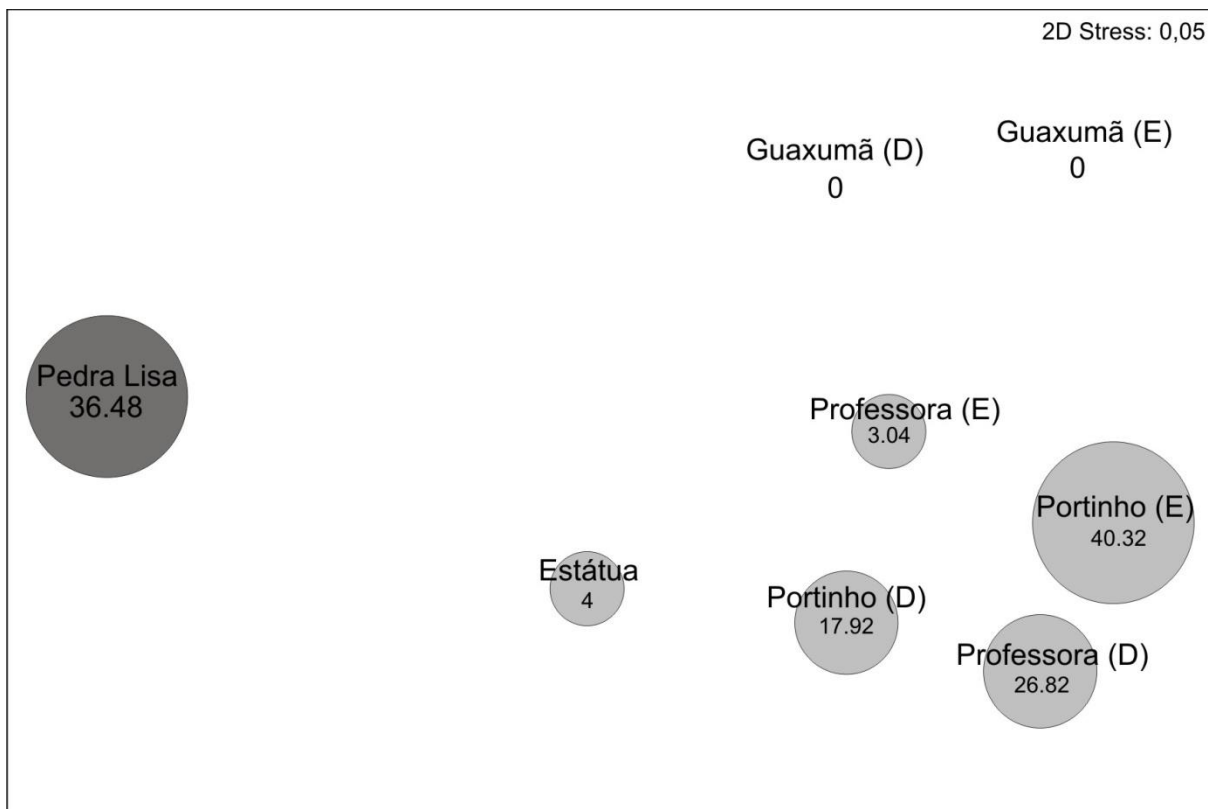


Figura 25 - Análise de MDS nas diferentes estações de Ilhabela (SP).

Legenda: Os valores indicam a porcentagem de cobertura (%) encontrada para *Palythoa caribaeorum* (em cinza claro) e *Sargassum* spp. (em cinza escuro) nas diferentes estações. Valores de zero nas estações de Guaxumã D e Guaxumã E indicam que tais estações não apresentaram valores de *P. caribaeorum* ou de *Sargassum* spp.



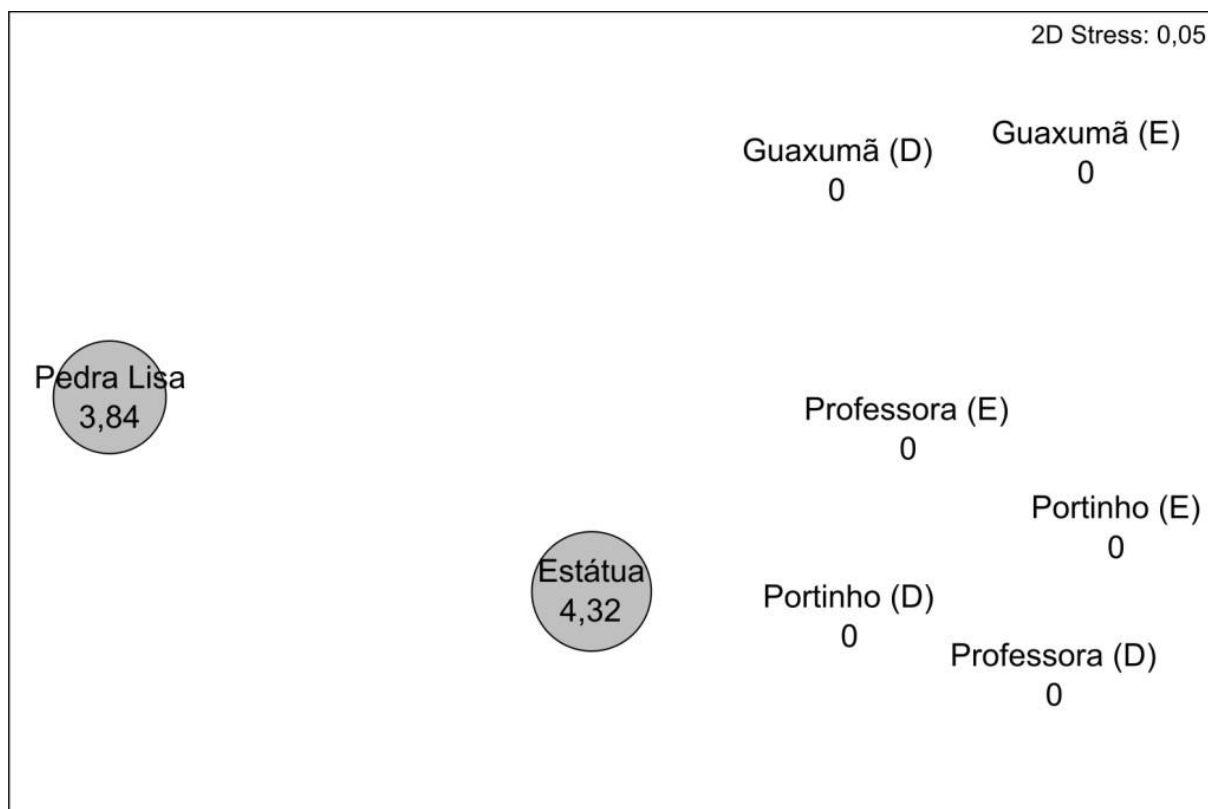


Figura 26 - Análise de MDS nas diferentes estações em Ilhabela (SP), com ênfase em *Tubastraea tagusensis*

Legenda: Em cinza claro o grupo que encontrou porcentagem de cobertura (%) para *Tubastraea tagusensis* e seus respectivos valores.

Tabela 11 - Resultado da análise SIMPER para as espécies que mais contribuíram com a dissimilaridade entre as estações com presença e ausência de *Tubastraea tagusensis*.

Espécie	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Contribuição acumulativa (%)
Algas calcárias crostosas	9,28	19,64	19,64
<i>Tubastraea tagusensis</i>	8,64	18,25	37,89
<i>Sargassum</i> spp.	7,06	14,93	52,82
<i>Palythoa caribaeorum</i>	6,78	14,32	67,14

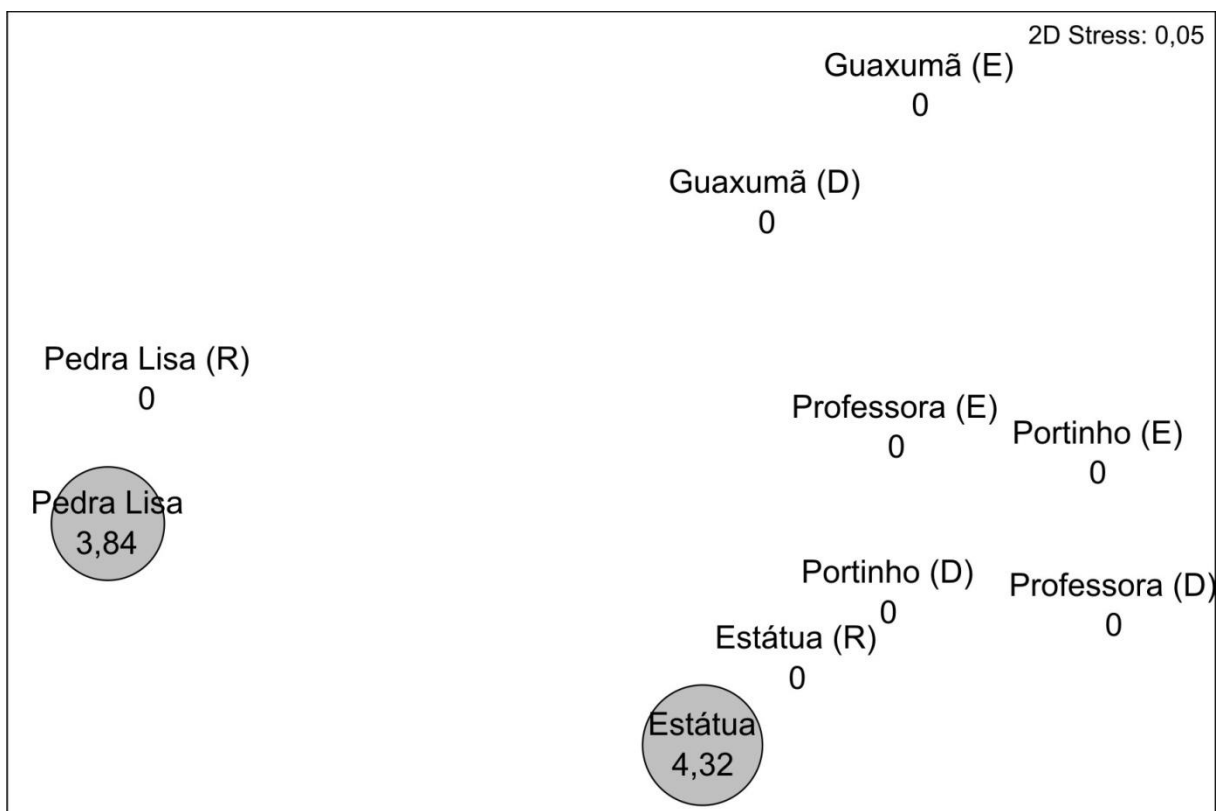


Figura 27 - Análise de MDS nas diferentes estações com remoção artificial de *Tubastraea tagusensis*.

Legenda: Em cinza claro as estações com suas respectivas porcentagens de *T. tagusensis*. A letra R indica as estações onde *T. tagusensis* foi removido artificialmente da comunidade.

Tabela 12: Dissimilaridade (%) entre os diferentes grupos.

	1	1R	2	3	3R
1	-	-	-	-	-
1R	-	-	-	-	-
2	35,64% (0,47%)	34,49%	-	-	-
3	57,77% (11,06%)	60,43% (13,58%)	55,98% (14,83%)	-	-
3R	57,69% (3,33%)	56,77%	51,78%	-	-

Legenda: A letra R indica o agrupamento quando *Tubastraea tagusensis* foi removido artificialmente da comunidade. Os valores em parênteses demonstram a contribuição de *T. tagusensis* no cálculo da dissimilaridade.

### 3.3.3 Distribuição vertical dos corais invasores

Apenas *T. tagusensis* ocorreu nos transectos amostrados; a Figura 28 demonstra os valores de densidade encontrados ao longo do gradiente de profundidade nas quatro estações estudadas. As maiores médias de densidade de colônia foram encontradas nos ambientes mais profundos com a maior média na estação da Pedra Lisa entre os 7,6 e 8 metros de profundidade (196 colônias.m<sup>-2</sup>). Nesta mesma estação dois quadrados amostrais chegaram a registrar 400 colônias.m<sup>-2</sup> a 6,5 e 7 metros de profundidade, respectivamente.

Uma correlação positiva foi encontrada com o aumento da profundidade e a probabilidade de ocorrência de colônias nos quadrados amostrais (Figura 29), com exceção na estação da Guaxumã E ( $R^2 = 0,016$ ).

Apesar dos resultados obtidos, foi observado em campo a ocorrência de *T. tagusensis* em todas as profundidades (do limite da maré até o limite com o fundo arenoso), assim como algumas colônias sendo expostas ao ar durante um período de maré baixa na estação da Pedra Lisa e algumas colônias sobrevivendo sobre o substrato inconsolidado, a cerca de 10 metros de profundidade, perto da estação da Estátua (Figura 30).

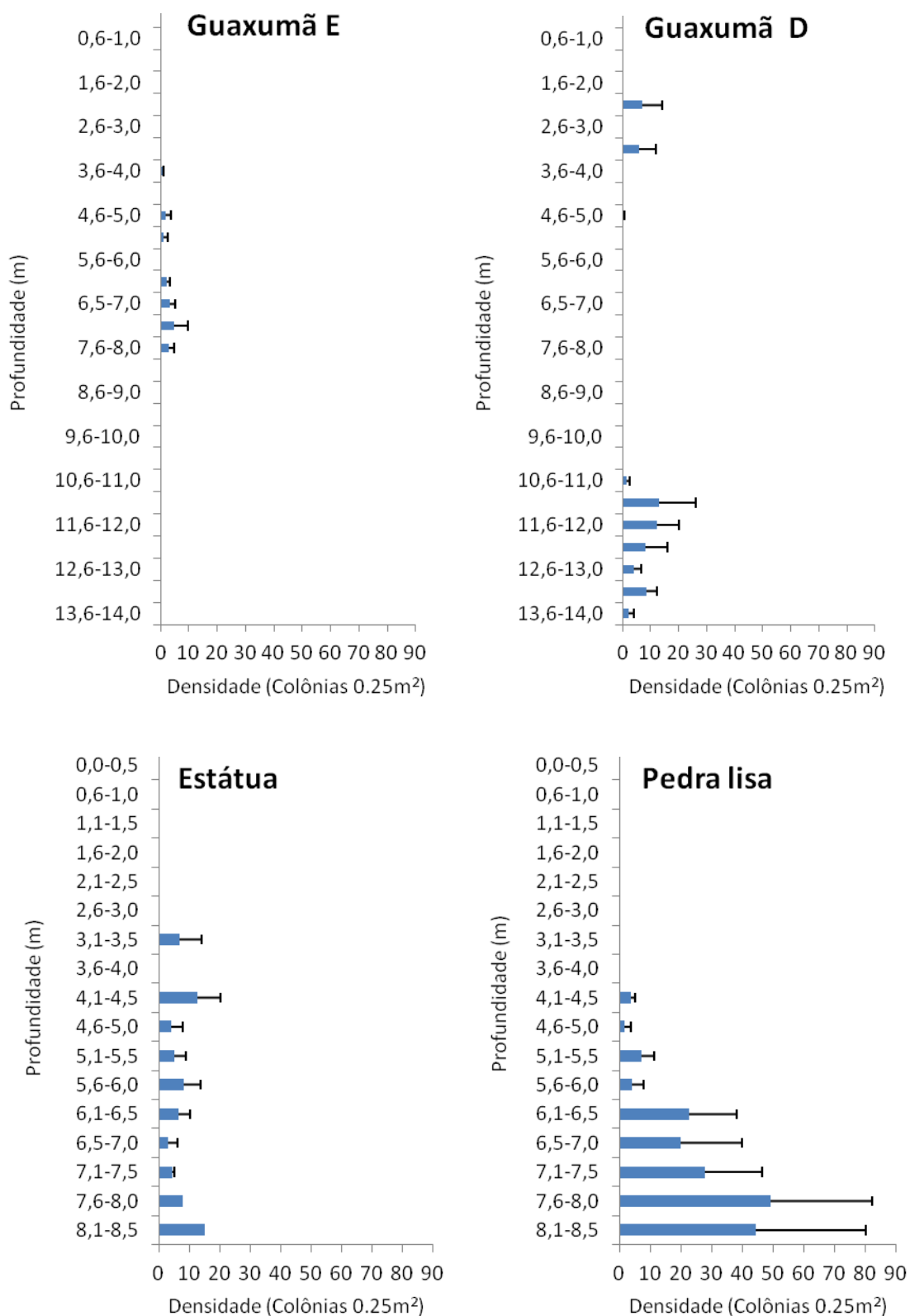


Figura 28 - Densidade de colônias (0,25m<sup>2</sup>) de *Tubastraea tagusensis* com a profundidade em quatro estações na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).  
 Legenda: Barras = Erro padrão.

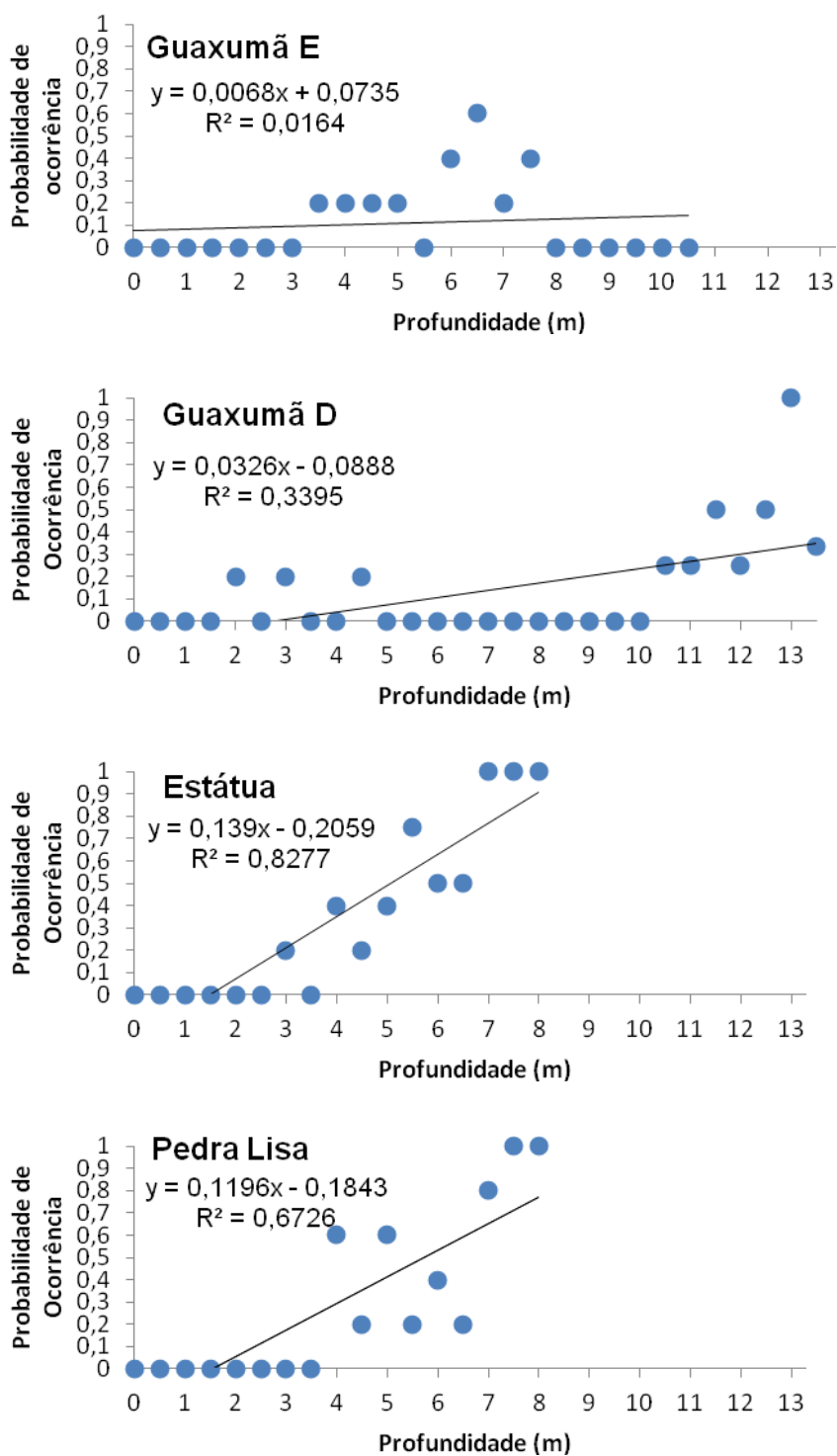


Figura 29 - Probabilidade de ocorrência de *Tubastraea tagusensis* ao longo da profundidade em quatro estações na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).

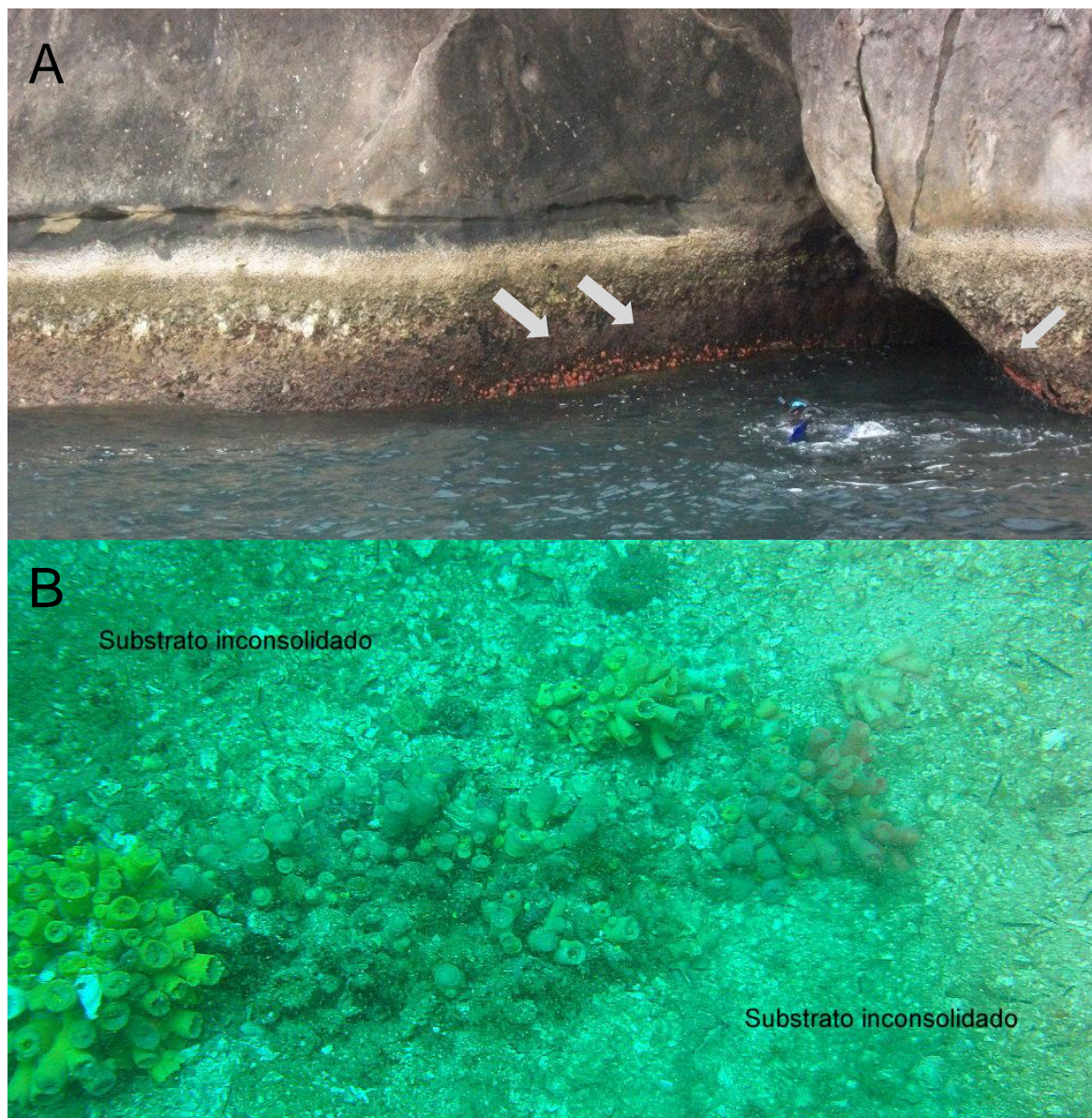


Figura 30 - *Tubastraea tagusensis* exposto ao ar numa maré baixa e sobrevivendo sobre o substrato inconsolidado na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).

Legenda: (A) numa maré baixa na estação da Pedra Lisa e (B) no substrato inconsolidado na estação da Estátua.

Fotos: (A) Yollanda C. da S. Ferreira e (B) Gilberto G. Mourão.

### 3.3.4 Ocorrência de colônias em diferentes ângulos de inclinação do substrato

Apenas quatro estações amostradas tiveram somente colônias de *T. tagusensis* suficientes ( $n > 60$ ) para medição do ângulo de inclinação dentro dos transectos. Na estação da Professora D foi encontrado apenas três paredões perto do transecto com presença de *T. tagusensis* e assim obteve-se uma medida de 20 colônias por paredão.

Em todas as estações os registros médios ocorreram abaixo dos  $90^\circ$  havendo uma progressiva diminuição desta média de inclinação no sentido Professora D, Guaxumã D, Estátua e Pedra Lisa (Figura 31) seguindo a classificação de pequena (Professora D), média (Guaxumã D) e grande abundância (Estátua e Pedra Lisa) de *T. tagusensis* encontrada no monitoramento extensivo. As estações diferiram em relação aos graus de inclinação encontrados (ANOVA:  $F = 20,936$ ,  $p < 0,05$ ). O teste de Tukey revela que, com exceção de Guaxumã D e Estátua ( $p = 0,762$ ) e Estátua e Pedra Lisa ( $p = 0,063$ ), as estações diferiram uma das outras ( $p < 0,05$ ). O teste do chi-quadrado rejeitou a hipótese nula de que haveria uma distribuição similar em três classes de inclinações distintas, tanto quando as estações foram agrupadas como analisadas separadamente (Tabela 13).

Quando as inclinações de todas as estações foram avaliadas juntas ( $n=240$ ) e dispostas num mesmo histograma uma maior frequência das inclinações foi encontrada entre os  $90^\circ$  e  $120^\circ$ , representando 67,08% das distribuições (Figura 32).

Tabela 13 - Valores de frequência (%) nas classes de inclinação, valor do chi-quadrado ( $X^2$ ), graus de liberdade ( $v$ ) e probabilidade ( $p$ ), nas diferentes estações e quando as mesmas foram agrupadas (total geral).

	<b>0°- 60°</b>	<b>61°- 120°</b>	<b>121° - 180°</b>	<b><math>X^2</math></b>	<b>v</b>	<b>p</b>
Professora D	0	41,66	58,34	32,5	2	< 0,001
Guaxuma D	10	63,33	26,67	26,8	2	< 0,001
Estátua	0	93,33	6,67	97,6	2	< 0,001
Pedra Lisa	5	93,33	1,67	97,3	2	< 0,001
Total Geral	3,75	72,92	23,33	183,02	2	< 0,001

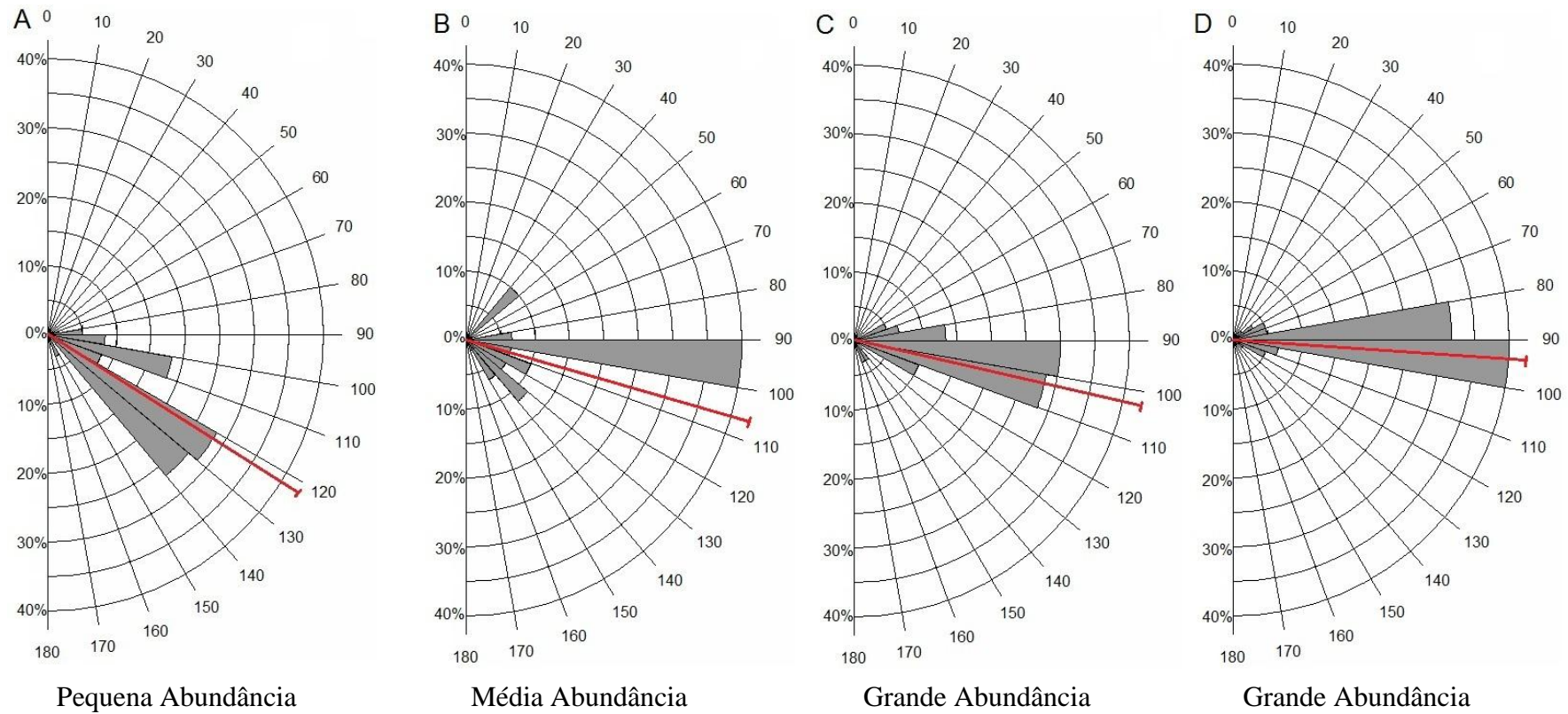


Figura 31 - Frequência de ocorrência (%) de *Tubastraea tagusensis* em diferentes ângulos de inclinação (graus) do substrato em Ilhabela (SP).

Legenda: (A) estação da Professora D, (B) Guaxumã D, (C) Estátua e (D) Pedra Lisa. A linha vermelha indica a média das inclinações encontradas nos diferentes locais.



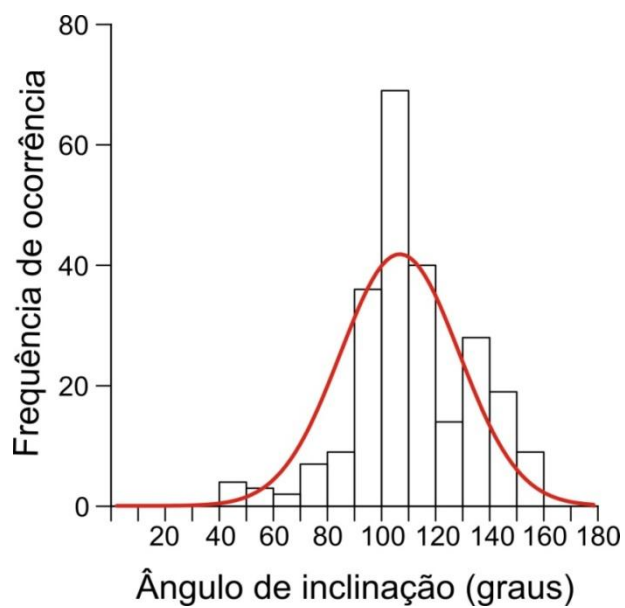


Figura 32 -Frequência de ocorrência de *Tubastraea tagusensis* nos diferentes ângulos de inclinação (graus) em todas as estações amostradas em Ilhabela (SP).  
Legenda: A linha vermelha indica a distribuição normal de ocorrência.

### 3.4 Discussão

*T. tagusensis* e *T. coccinea* foram registrados recentemente nos costões rochosos da Ilha de Búzios e da Vitória, em Ilhabela (Mantelatto et al. 2011) e até o momento nenhum estudo tinha sido realizado a fim de mapear a distribuição geográfica regional e identificar a influência destes organismos na comunidade nativa da região.

A lista dos cnidários do estado de São Paulo, a qual reuni informações de bancos de dados e publicações conhecidas no período de 2000 a 2010, não menciona o registro dos corais invasores para a região (Silveira e Morandini 2011). Marques e colaboradores (2011) realizaram um monitoramento de espécies bentônicas bioinvasoras na região portuária do Canal de São Sebastião, contudo sem ocorrência ainda de *Tubastraea* spp. Outro tipo de monitoramento de abordagem rápida e de ampla caracterização do ambiente, “Levantamento Fisionômico” (Ghilardi et al. 2008), empregado em Ubatuba (SP) não apresenta registro dos corais invasores (Ghilardi 2007; Pereira 2007). A compilação da diversidade bentônica marinha do litoral norte de São Paulo, amostrada até 2001, também não apresenta registros dos invasores para a região (Amaral e Nallin 2011).

Apesar de plataformas de petróleo e gás serem os principais vetores da introdução de *Tubastraea* spp. no mundo (Fenner 2001; Fenner e Banks 2004; Sammarco et al. 2004; Sammarco et al. 2010) e no Brasil (Ferreira 2003; De Paula e Creed 2004; De Paula e Creed 2005), no caso do LNSP este vetor parece menos provável uma vez que a região não é um local frequentemente usado por plataformas de petróleo e há poucos registros, nos últimos anos, de que alguma plataforma tenha navegado nos arredores da região (Alberto Lindner, comunicação pessoal)

Diversas são as possibilidades da chegada de *Tubastraea* spp. no LNSP. As larvas podem ter sido transportadas de locais já invadidos através de correntes, já que as mesmas podem perpetuar até 18 dias na coluna d’ água (De Paula 2007). Colônias de *Tubastraea* spp. foram observadas incrustadas em pedaços de madeira na Baía da Ilha Grande (Mantelatto, observação pessoal) e estes, como outros objetos favoráveis a incrustação e sobrevivência para o coral, podem ter sido carregados por correntes flutuando até o LNSP, como relatado para outras espécies

exóticas (Barnes 2002). O descarte de colônias vivas provenientes da aquariofilia são passíveis de ter ocorrido assim como a captura de *Tubastraea* spp. por redes de arrasto de pesca em locais já invadidos (Mantelatto, observação pessoal) e posteriormente descartados em novos ambientes. O transporte dos corais invasores através da incrustação em cascos de embarcações pesqueiras também são possíveis. Estas últimas são de grande relevância dado ao fato que Ilha de Búzios e Ilha da Vitória são usadas como abrigo e descanso por inúmeros embarcações pesqueiras inclusive de arrasto (Mantelatto, observação pessoal).

Apesar do alto tráfego de navios e da ocorrência de outras espécies invasoras no Terminal Marítimo Almirante Barroso (Marques et al. 2011), a ausência de *Tubastraea* spp. neste local e nos seus arredores, após diversos mergulhos nesta localidade (Mantelatto, observação pessoal), indicam que os corais provavelmente não chegaram e/ou se expandiram deste ponto para outras localidades no LNSP.

O alto valor de IAR de *T. tagusensis* encontrado, em ambos os anos, no presente estudo na estação 31 ( $9,00 \pm 0,61$ ), na face norte da Ilha de Búzios, superou todos os registros de IAR encontrados até então para Baía da Ilha Grande (De Paula e Creed 2005) e para a Estação Ecológica de Tamoios (Silva et al. 2011a). O ponto 31, além de apresentar os maiores valores de IAR para *T. tagusensis* e *T. coccinea* na região, é a única estação no LNSP considerada dominado pelo coral-sol por este mesmo índice, o que indica que a introdução de *Tubastraea* spp. no LNSP possivelmente tenha começado nesta localidade.

Igualmente como na Baía da Ilha Grande (De Paula e Creed 2005) e Estação Ecológica de Tamoios (Silva et al. 2011a), *Tubastraea* spp. esta aumentando sua abrangência geográfica ao longo do LNSP. Em 2010, a distribuição geográfica de *Tubastraea* spp. no LNSP estava restrita em alguns pontos (quatro) da Ilha de Búzios e da Ilha da Vitória. Contudo, em 2011 os corais expandiram suas distribuições para outras localidades (seis pontos no total) como também aumentaram seus índices de abundâncias relativas (IAR) na maioria dos lugares onde já se encontravam. Ainda, *T. tagusensis* foi relatada no Arquipélago de Alcatrazes (Kelen Leite, comunicação pessoal), cerca de 65 km da Ilha de Búzios. Assim, como em alguns casos no Mar do Caribe (Fenner e Banks 2004), e partindo do pressuposto que larvas de *Tubastraea* spp. podem resistir até 18 dias na coluna da água (De Paula 2007), as espécies invasoras podem estar se expandindo no

LNSP através de correntes marinhas e/ou através do modelo de “stepping-stone” (Kimura e Weiss 1964).

A chegada e presença de *T. tagusensis* no CSS (ponto 52) possibilita e facilita que o mesmo se expanda para outras localidades na costa do LNSP. As correntes no CSS se devem principalmente ao vento (Castro 1990). Os ventos dominantes na região, provenientes de nordeste, impulsionam correntes longitudinais no canal com sentido sudoeste, já os ventos oriundos de sudoeste, geralmente associados à passagens de frentes frias, forçam as correntes longitudinais com sentido nordeste (Castro et al. 2008). Considerando que o CSS possui cerca de 22km, que a velocidade média das correntes dentro do CSS oscilam entre o verão e inverno, respectivamente, de  $0,24 \text{ m.s}^{-1}$  à  $0,40 \text{ m.s}^{-1}$  para nordeste e  $0,30 \text{ m.s}^{-1}$  e  $0,24 \text{ m.s}^{-1}$  para o sentido sudoeste (Fontes 1995) e ainda que larvas de *Tubastraea* spp. podem durar 18 dias na coluna da água (De Paula 2007) é possível que larvas de *Tubastraea* spp. sejam transportadas em ambos sentidos e possam se assentar em qualquer costão dentro do CSS assim como em outras localidades além do canal. A própria corrente de maré, a qual é geralmente pequena e desprezível em termos energéticos no CSS com velocidade média de  $0,03 \text{ m.s}^{-1}$  (Castro et al. 2008), é plausível de transportar larvas e expandir a distribuição de *Tubastraea* spp. para outras localidades no LNSP.

No monitoramento de 2010, *T. coccinea* foi encontrada na estação 32 com baixo valor de IAR ( $0,40 \pm 0,40$ ) e no ano subsequente do monitoramento estas mesmas colônias não foram encontradas. A ausência do registro de *T. coccinea* em 2011 deve-se a compilação de um ou três fatores: devido ao erro gerado pelo GPS,  $\pm 15$  metros, da localidade exata a ser monitorado; as colônias não sobreviveram e/ou foram removidas; ou algum erro associado com o observador de um ano para o outro no monitoramento. Contudo, o erro padrão do IAR neste ponto em 2010 foi de  $\pm 0,40$  igual ao IAR encontrado.

Os dados abióticos coletados durante os dois anos de estudos são pontuais e específicos para determinadas épocas do ano e a distribuição de *Tubastraea* spp. são ainda restritas em poucas localidades. Assim, apenas com o prosseguimento do monitoramento ao longo dos próximos anos relações entre os mesmos e entre os índices de *Tubastraea* spp. encontrados poderão ser melhores avaliados. De qualquer maneira, espera-se que *Tubastraea* spp. tenha um IAR baixo em locais com baixa salinidade e turbidez ou em ambientes expostos, como sugerido por

Paula e Creed (2005), e maior crescimento das colônias em locais com temperaturas mais elevadas, como encontrado por Mizrahi (2008) em Arraial do Cabo (RJ).

O estudo da inserção de *Tubastraea* spp. na comunidade do LNSP representa o primeiro estudo a fim de detectar mudanças e acompanhar o desenvolvimento e a dinâmica das comunidades sobre influência dos corais invasores na região. Tal estudo segue as mesmas metodologias e objetivos empregados por Lages e colaboradores (2011) na Ilha Grande (RJ) e na Estação Ecológica de Tamoios (RJ) (Yollanda C. da S. Ferreira, comunicação pessoal).

Um total de 14 táxons dominantes em relação ao espaço foi amostrado no infralitoral consolidado dos costões rochosos da Ilha da Vitória e da Ilha de Búzios, em Ilhabela (SP), e com exceção de *T. tagusensis* e *Phyllactis praetexta*, os organismos encontrados são comumente encontrados na região (Ghilardi 2007; Pereira 2007; Ghilardi et al. 2008; Mantelatto 2009; Amaral e Nallin 2011). A ausência de tais organismos pode ser explicada pelo fato que os autores supracitados não visitaram os locais aqui estudados durante seus levantamentos.

A comunidade da Ilha de Búzios e da Ilha da Vitória são dominadas por grupos de algas formadoras de tapetes os quais são dominantes em outros costões e recifes do litoral brasileiro (Vilaça e Pitombo 1997; Oigman-Pszczol et al. 2004; Cruz et al. 2008; Mantelatto 2009). Tais organismos já mostraram uma redução em suas áreas quando em contato direto com os corais invasores (De Paula 2007). Comumente *T. tagusensis* é encontrado dominando diversos costões rochosos na Ilha de Búzios (Figura 33A e 33B) e a substituição de um organismo autotrófico (algas formadores de tapete, que assimilam energia através da luz do sol) por um heterotrófico (*Tubastraea* spp., suspensívoro oportunista se alimentando basicamente de plâncton), pode acarretar em diversas alterações e modificações nas cadeias alimentares e na produtividade primária na região. Ainda, a alimentação do coral invasor acarreta em uma menor disponibilidade de plâncton para outros organismos marinhos planctonívoros.

O aglomerado de colônias de *Tubastraea* spp. em densas populações pode servir como habitat para outras espécies. Deste modo, podem afetar a biodiversidade nativa através da transformação física da estrutura do habitat como encontrado para outras espécies invasoras (Ward e Ricciardi 2010). Ainda, o estabelecimento das populações de corais-sol mudam os ciclos biogeoquímicos

locais, como aqueles de carbono e cálcio, já que o esqueleto dos corais são compostos de carbonato de cálcio.

A presença de uma espécie invasora pode também facilitar a entrada, estabelecimento e a dispersão de outros invasores no ambiente, o que resulta num sinergismo do impacto invasivo (Simberloff e Von-Holle 1999). Na Ilha Grande (RJ), colônias de *T. coccinea* e *T. tagusensis* servem de substrato consolidado para o bivalve exótico *Myoforceps aristatus* (DILLWYN, 1871), o qual pela sua natureza bioerosiva pode ameaçar também a biodiversidade da região (Santos e Creed 2011).

Os corais invasores podem reduzir e excluir o coral nativo *Mussismilia hispida* (Creed 2006) assim como outros organismos de importância ecológica e econômica. Na Ilha de Búzios foi observado a ocorrência de *T. tagusensis* crescendo sobre os corais nativos *M. hispida* (Figura 33C) e *Madracis decactis* (LYMAN, 1859) (Figura 33D). Os corais invasores podem assim causar o declínio e a extinção dessas populações nativas.

A densidade média de colônias e a porcentagem de cobertura de *T. tagusensis* na estação da Estátua e Pedra Lisa superaram todos os valores encontrados até então na Ilha Grande (RJ), com exceção da estação da Aroeira em 2006 (Lages et al. 2011). A diversidade e riqueza também é menor em Ilhabela quando comparado com o mesmo estudo na Ilha Grande (Lages et al. 2011). Em pequenas escalas espaciais, uma diversidade baixa pode diminuir a resistência da comunidade contra invasões biológicas (Levine 2000), favorecendo o aumento do invasor nestes ambientes. Uma maior riqueza implica numa maior probabilidade de existência de competidores e predadores que podem excluir os invasores em potencial. A esponja *Desmapsamma anchorata*, por exemplo, é o único competidor reportado capaz de provocar a morte e inibir o crescimento de *Tubastraea* spp. (De Paula 2007; Meurer et al. 2010) no Brasil. Tal organismo não possui relato de ocorrências no LNSP (Hajdu et al. 2011).

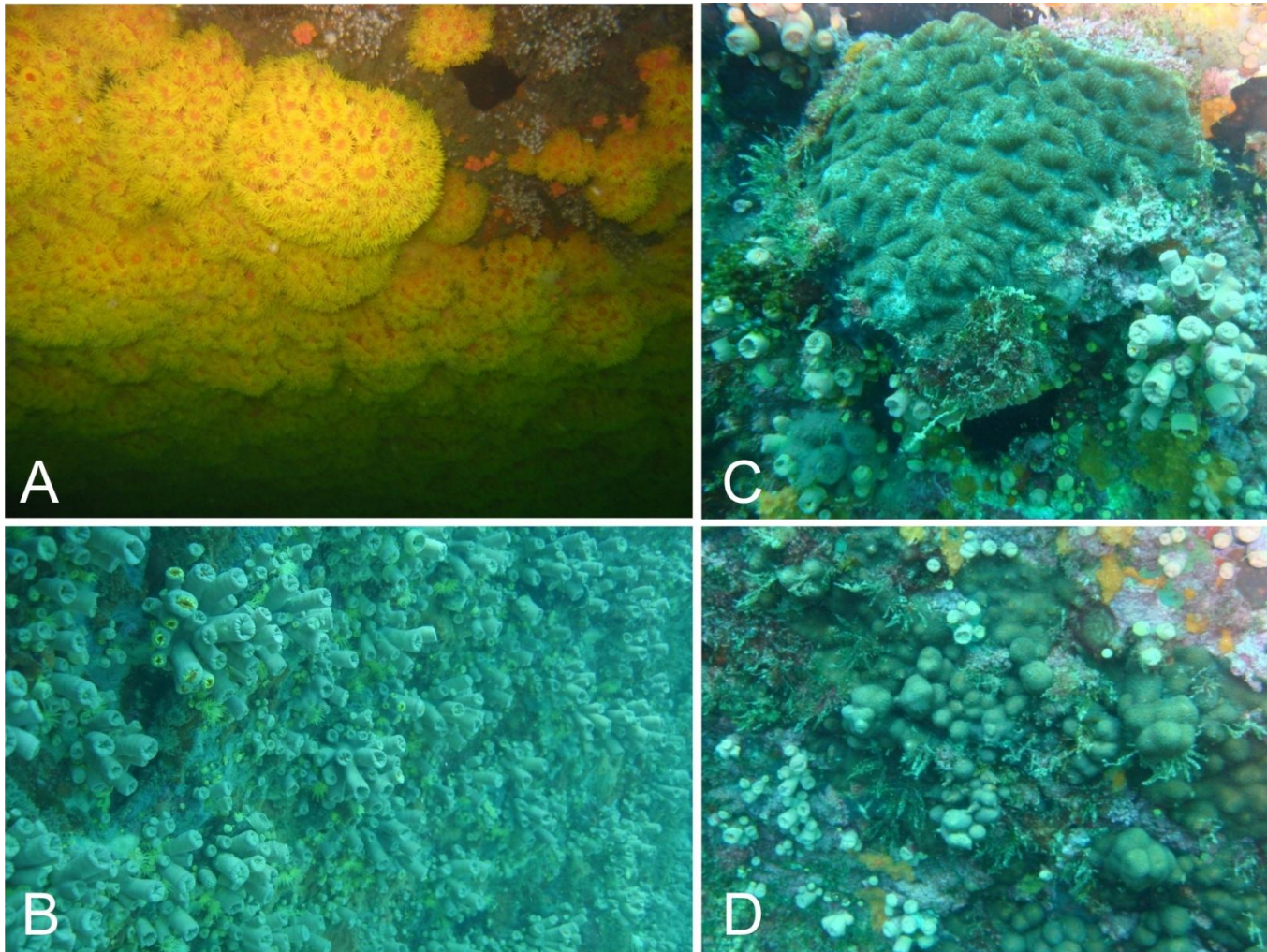


Figura 33 - *Tubastraea tagusensis* dominando os costões rochosos e crescendo sobre colônias de corais nativos na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP).

Legenda: (A) dominando os costões rochosos perto da estação da Pedra Lisa, (B) num parcel na Ilha de Búzios, (C) crescendo sobre uma colônia de *Mussismilia hispida* e (D) sobre *Madracis decactis*.

Fotos: (A e B) Marcelo C. Mantelatto e (C e D) Gilberto G. Mourão.

O aumento da riqueza, diversidade e equitabilidade causada pela presença do coral invasor na comunidade devem-se ao fato de que a chegada de uma espécie invasora causa de imediato um aumento de riqueza e provavelmente de diversidade na comunidade. Contudo, espera-se que ao longo do tempo a densidade e a cobertura relativa desses invasores aumentem na região, diminuindo a biodiversidade e riqueza local, causando uma maior homogeneidade no ambiente e maiores impactos e alterações nas comunidades do LNSP.

Muitas larvas de corais possuem a capacidade de selecionar substratos adequados e microhabitats específicos para sua sobrevivência e crescimento antes do assentamento (Mundy e Babcock 1998; Baird et al. 2003). Entre os fatores relacionados à distribuição de corais com a profundidade, a taxa de luminosidade, a movimentação da água, a competição e a predação parecem ser os mais importantes (Van Den Hoek et al. 1978; Sheppard 1982; Baird et al. 2003).

Na Ilha de Búzios *T. tagusensis* foi encontrada dos 2 aos 14 m de profundidade, com maior abundância nos locais mais profundos entre os 5 e 8,5 m. A densidade média máxima ocorreu na estação da Pedra Lisa com 196.colônias.m<sup>-2</sup> entre os 7,6 e 8 m de profundidade, superando a maior média de *Tubastraea* spp. em Ilha Grande, 191,6.colônia.m<sup>-2</sup> entre os 0,1 e 0,5 m de profundidade (De Paula e Creed 2005). A probabilidade de ocorrência de *T. tagusensis* também aumentou com o aumento da profundidade com exceção da estação da Guaxumã E. Apesar de não ter sido contabilizada em regiões com profundidades menores que 2 m, *T. tagusensis* foi observada na zona entre marés exposta ao ar durante um período de maré baixa na Ilha de Búzios, demonstrando que os corais estão adaptados a tais condições como observado em Ilha Grande (RJ) (De Paula e Creed 2005).

O coral do mesmo gênero, *T. coccinea*, foi observado em diferentes profundidades (1-37m) em recifes artificiais na Florida (Fenner e Banks 2004). Em plataformas de petróleo do Golfo do México *T. coccinea* apresentou um único pico de abundância entre os 12 e 21 metros de profundidade (Sammarco et al. 2004). Na costa oeste do México (Oceano Pacífico), *T. coccinea* foi observada em algumas localidades a partir dos 10 metros de profundidade, enquanto em outras, até 6 m (Reyes-Bonilla et al. 1997). *T. coccinea* também foi observada com maior presença entre os 2 e 7 m, não superando 12 m de profundidade em Arraial do Cabo (RJ) (Mizrahi 2008). Em Ilha Grande (RJ) *Tubastraea* spp. foi reportada com maior abundância em ambientes rasos (De Paula e Creed 2005).



*T. coccinea* apresenta cálices mais curtos e uma área de superfície de fixação maior em relação ao seu tamanho corporal quando comparado com *T. tagusensis*; o qual possui cálices alongados e baixa superfície de fixação em relação a sua superfície total. Corais com esqueletos ramificados e com baixa superfície de fixação em relação a sua superfície total são mais suscetíveis, pelo movimento da água (ondas e correntes), de quebrar e/ou soltar da superfície na qual estão aderidos (Sheppard 1982). Os fatores relacionados ao movimento da água tendem a diminuir com a profundidade (Huston 1985) e assim, é esperado encontrar tais organismos em ambientes mais abrigados e/ou em profundidades maiores, onde estes fatores são atenuados. As colônias de *T. tagusensis* encontradas sobre o fundo incolidado na Ilha de Búzios podem ter sido removidas por ação destes fatores. As ilhas de Búzios e da Vitória estão a cerca de 24 km e 38 km de distância da proteção da costa, respectivamente, e assim os movimentos das águas são mais intensos. De um modo geral, ambientes expostos a ondas e correntes geralmente demonstram uma relação de aumento da porcentagem de cobertura de corais com aumento da profundidade (Sheppard 1982).

A luz, independente do comprimento de onda, decresce aproximadamente de forma exponencial com a profundidade e em águas costeiras ela pode estar reduzida a 1% entre os 10 e 30 m, podendo chegar a 3 m em águas turvas com muito material em suspensão (Soares-Gomes e Figueiredo 2009). *Tubastraea* spp. são suspensívoros oportunistas não possuindo associação com zooxantelas e assim a luz não é diretamente um fator limitante para essas espécies de modo que tais organismos podem ocorrer em diversas profundidades e/ou em inclinações negativas e íngremes sobre pequena intensidade luminosa. Na grande barreira de recifes na Austrália, por exemplo, *Tubastraea* cf. *aurea* (*T. coccinea*) foi encontrada em cavernas e em ambientes com pouca luminosidade (Dinesen 1983), assim como em Arraial do Cabo onde a mesma espécie foi encontrada exclusivamente em locais sombreados com pouca luminosidade, mais de 90% dos registros (Mizrahi 2008). Contudo, a luminosidade é um fator importante na distribuição de diversos organismos bentônicos de costão rochoso como algas e corais hermatípicos, os quais necessitam da mesma para obter energia, ou uma determinada intensidade luminosa pode agir como gatilho no assentamento. O espaço é um fator importante e limitante para organismos marinhos (Connell 1961) e a ocorrência de *Tubastraea*

spp. em ambientes mais rasos implicaria numa maior competição por espaço com tais organismos.

As algas formadoras de tapetes, como demonstrado neste trabalho, são dominantes nos costões rochosos de Ilhabela (SP). Tais organismos são mais comuns em superfícies planas e rasas, onde os fatores físicos e a herbivoria são importantes reguladores do ambiente (Hay 1981). Tais elementos tendem a diminuir com a profundidade e assim esta forma de crescimento decresce e as plantas individuais e os cnidários tendem a dominar. Para região de Armação de Búzios (RJ) a porcentagem de cobertura de corais foi maior nos locais mais profundos e menos expostos e a de algas diminuiu com a profundidade na maioria dos locais estudados (Oigman-Pszczol et al. 2004).

A luminosidade também está relacionada com a quantidade de radiação que chega na superfície e se propaga ao longo da coluna da água. Diversos invertebrados marinhos são sensíveis a radiações UV da luz solar. Tais níveis de radiação podem ser importantes reguladores e controladores na distribuição dos organismos e na estrutura das comunidades em águas rasas, dado o fato que tais radiações diminuem ao longo da coluna da água e em locais sombreados (Jokiel 1980; Banaszak e Lesser 2009).

Em contrapartida, a taxa de luminosidade que chega no ambiente está diretamente associada com a temperatura da superfície do mar e o crescimento de alguns corais podem estar relacionados com a temperatura da água circundante, como observado no Golfo do México e no Mar do Caribe (Carricart-Ganivet 2004). Em experimentos manipulativos *T. coccinea* apresentou uma maior taxa de crescimento das colônias assim como um maior assentamento larval em temperaturas mais elevadas (Mizrahi 2008).

Outro fator relacionado a taxa de luminosidade é o ângulo no qual a colônia está aderida ao substrato. A relação entre o assentamento e ângulo do substrato escolhido apontam para um compromisso ideal de sobrevivência em corais, no qual a escolha reflete a taxa de disponibilidade de luz, de sedimentação, predação ou de distúrbios biológicos (Carleton e Sammarco 1987). Em Abrolhos (BA), por exemplo, foi encontrado uma preferência de inclinação para diferentes espécies de corais (Segal e Castro 2000).

No Caribe, *T. coccinea* apresentou uma preferência em recrutar na parte inferior de painéis artificiais (Vermeij 2006). Em Arraial do Cabo (RJ) colônias de *T.*

*coccinea* estavam restritas às áreas com inclinações negativas, variando de 90° a 170° (Mizrahi 2008). Para Ilha Grande (RJ), *Tubastraea* spp. foi encontrado em todos ângulos de inclinações possíveis, contudo um maior número de colônias foi encontrado em inclinações entre os 80° e 100° (22% do total) de inclinação (De Paula e Creed 2005). Em Ilhabela, as colônias de *T. tagusensis* apresentaram uma preferência em substratos com ângulos de inclinação entre os 90° e 120° (67,08%).

A taxa de luminosidade é menor e a quantidade de sombra é maior, devido à própria configuração do substrato, em ambientes verticais, íngremes e/ou negativos. Como mencionado anteriormente, a luz desempenha um papel fundamental na distribuição e estruturação de diversos organismos. A taxa de sedimentação também difere com o ângulo de inclinação das colônias no substrato, tendo uma maior taxa em ambientes horizontais planos positivos onde o acúmulo e a ressuspensão é maior (Sheppard 1982). Os sedimentos provavelmente afetam todas as fases da vida dos corais, reduzindo a luminosidade, inibindo o assentamento e causando gastos energéticos na rejeição e eliminação dos mesmos (Sheppard 1982). *T. tagusensis* parece estar mais adaptado a ambientes íngremes e negativos, onde a taxa de sedimentação e luminosidade são menores.

Quando os resultados de cada estação são observados separadamente, estes demonstram que em locais de pequena abundância relativa dos corais há uma preferência de inclinação média de substratos mais negativos tendo um progressivo aumento desta média em direção aos locais com maior abundância relativa dos invasores. Tais observações sugerem que a medida que a abundância de *T. tagusensis* aumenta nos locais, os mesmos começam a generalizar os espaços ocupados. Contudo, não foi considerado no presente estudo, assim como em estudos anteriores (Segal e Castro 2000; De Paula e Creed 2005), a disponibilidade de ângulos de inclinações nos substratos em cada localidade. Os resultados encontrados para Pedra Lisa, por exemplo, estão diretamente relacionados com a disponibilidade de inclinação do substrato no local, formado por sua maioria por um paredão rochoso de 80° a 100° de inclinação, do nível da maré até a interface do costão com o fundo arenoso. Sendo assim, são necessários estudos futuros que levem em consideração tanto o ângulo de substrato disponível quanto ocupado.

O presente estudo demonstra que as populações de *Tubastraea* spp. no LNSP estão restritas e isoladas em algumas localidades, com uma densidade maior em ambientes mais profundos e com maior ocorrência em substratos de inclinações

verticais e negativas. As informações geradas no presente trabalho subsidiarão ações de manejo e conservação do sistema biológico em questão, orientando programas de gestão, controle e erradicação dos corais invasores nessas localidades.

### 3.5 Conclusões

- *Tubastraea* spp. aumentou sua distribuição ao longo do litoral norte do estado de São Paulo entre os anos de 2010 e 2011;
- A presença de *Tubastraea tagusensis* altera a cobertura relativa dos organismos e a estrutura das comunidades nativas de Ilhabela;
- *T. tagusensis* foi registrado do limite da maré até a interface do costão com o sedimento, contudo sua densidade é maior entre os 5 e 8,5 m de profundidade;
- *T. tagusensis* foi encontrado em maior abundância em substratos com ângulos de inclinação entre os 90° e 120°.

### Apêndice – Dados do monitoramento extensivo.

Dados do monitoramento extensivo do Litoral Norte de São Paulo para o ano de 2010 e 2011. (continua)

P	Nome	Longitude	Latitude	2010				2011			
				T	S	Se	IAR	T	S	Se	IAR
1	P. da Trindade	44°44.193'	23°22.081'	21	36	8.6	0	22	36	7	0
2	Saco do Camburi	44°46.952'	23°22.474'	23	35	7	0	22	36	5.5	0
3	P. da Cruz	44°50.582'	23°23.103'	24	35	5.5	0	23	35	6.5	0
4	I.Comprida	44°51.251'	23°23.946'	23	35	8	0	23	35	6	0
5	I.das Couves	44°51.567'	23°25.342'	22	36	8	0	22	36	7	0
6	I. Rapada	44°54.251'	23°25.491'	23	35	10.5	0	23	36	7	0
7	I. da Pesca	44°53.339'	23°23.021'	23	36	7.5	0	24	35	3.5	0
8	I. dos Porcos	44°54.368'	23°22.634'	24	36	7.5	0	24	36	4	0
9	I. Redonda	44°54.225'	23°21.066'	23	35	3.5	0	24	36	3	0
10	Praia do Meio	44°56.834'	23°22.063'	24	35	3.5	0	24	36	4.5	0
11	I. do Prumirim	44°56.347'	23°23.247'	23	36	6.5	0	24	36	3.5	0
12	P. da Jamanta	44°58.916'	23°23.908'	23	36	3	0	23	35	3	0
13	P.Respingador	45°01.612'	23°24.893'	24	35	3.5	0	24	35	3	0
14	Saco Andorinhas	45°01.556'	23°27.609'	22	36	5	0	24	35	4.5	0
15	I. Anchieta	45°03.007'	23°31.736'	23	36	3	0	24	36	4.5	0
16	I. Anchieta	45°02.461'	23°31.993'	23	36	4.5	0	21	36	4.5	0
17	I. Anchieta	45°04.648'	23°33.704'	23	36	7	0	23	36	4	0
18	I. Anchieta	45°04.801'	23°31.996'	23	36	7	0	23	36	4	0
19	Praia da Enseada	45°05.134'	23°30.383'	23	36	7	0	24	36	3.5	0
20	Sete Fontes	45°06.815'	23°31.418'	24	36	5.5	0	23	36	4.5	0
21	P.da Fortaleza	45°09.571'	23°31.989'	23	36	3	0	24	36	4	0
22	I. do Mar Virado	45°09.538'	23°33.752'	23	36	4.5	0	23	34	4.5	0
23	P. Grossa	45°12.809'	23°34.874'	22	36	2.5	0	23	36	4.5	0
24	I. do Tamanduá	45°17.084'	23°35.644'	23	35	3	0	24	35	4	0
25	Martin de Sá	45°22.432'	23°37.621'	22	35	1.5	0	23	35	3.5	0
26	P. Monte de Pedra	45°19.863'	23°43.310'	21	35	1.2	0	22	36	4	0
27	P. das Furnas	45°18.465'	23°43.866'	22	36	3.4	0	23	36	5.5	0
28	Laje da Fome	45°16.093'	23°44.456'	21	35	2.4	0	23	35	5.5	0
29	P. Grossa	45°13.980'	23°46.562'	22	35	2.9	0	21	36	6	0
30	I. da Serraria	45°13.806'	23°48.748'	21	36	3.4	0	22	37	7.5	0
31	I. Búzios Pedra Lisa	45°08.653'	23°47.437'	22	37	7.2	0.6 - 9.0	23	35	6.5	0.6 - 9.0
32	I. Búzios Guaxuma	45°08.171'	23°47.781'	23	36	6	0.4 - 5.2	23	36	7.5	0.0 - 5.4
33	I. Búzios Sul	45°08.868'	23°48.899'	21	37	4.1	0	22	36	7.5	0
34	I. Sumítica	45°09.228'	23°49.638'	22	36	6.2	0	22	36	8	0
35	I. Vitória Portinho	45°01.352'	23°44.081'	22	36	9.2	0.0 - 0.0	23	37	8.5	0.2 - 2.0
36	I. Vitória Professora	45°00.918'	23°44.879'	22	37	7.2	0.0 - 0.6	23	37	9	0.2 - 2.6

Legenda: (P) Número do ponto, Nome do local, Longitude Oeste, Latitude Sul, (T) Temperatura em °C, (S) Salinidade, (Se) Secchi em metros e (IAR) Índice de Abundância Relativa de *Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*, respectivamente.

Dados do monitoramento extensivo do Litoral Norte de São Paulo para o ano de 2010 e 2011. (conclusão)

P	N	Longitude	Latitude	2010				2011			
				T	S	Se	IAR	T	S	Se	IAR
37	I. Vitória oeste	45°01.094'	23°45.356'	22	36	7.2	0.0 - 0.2	22	36	11	0.6 - 1.4
38	S. do Eustáquio	45°14.233'	23°50.244'	21	36	3	0	23	36	6	0
39	P. da Lagoa	45°17.162'	23°51.720'	21	36	2.1	0	23	36	4	0
40	P. da Garoupa	45°15.856'	23°53.413'	21	37	3	0	23	36	6	0
41	S.do Sombrio	45°14.787'	23°54.051'	21	36	3	0	23	36	7.5	0
42	S. Grande	45°13.901'	23°54.514'	24	35	4.1	0	20	37	7	0
43	S. de Pirabura	45°14.067'	23°56.598'	23	35	3.9	0	20	37	7	0
44	P.do Boi	45°15.117'	23°58.020'	23	35	6.5	0	22	35	6.5	0
45	P. Gibalte	45°16.778'	23°57.141'	23	35	5	0	22	36	7	0
46	P.Grande	45°18.080'	23°55.010'	23	35	4.4	0	23	36	7.5	0
47	P. Enchovas	45°20.316'	23°55.369'	22	35	3.4	0	23	36	7	0
48	Laje e Areado	45°23.592'	23°55.998'	22	35	2.9	0	22	36	5	0
49	P. de Sepituba	45°26.049'	23°56.179'	22	35	2.3	0	22	36	7.5	0
50	Itapecirica	45°27.617'	23°54.577'	22	35	3.4	0	22	36	7	0
51	P. da Sela	45°27.611'	23°53.210'	22	35	3.1	0	22	36	8.5	0
52	P. do Veloso	45°26.455'	23°52.212'	22	35	3.8	0	24	35	5.5	0.0 - 0.6
53	I. da Prainha	45°24.858'	23°51.040'	22	35	2.8	0	23	36	4.5	0
54	I. das Cabras	45°23.485'	23°49.769'	22	35	2.5	0	22	36	4.5	0
55	TEBAR	45°23.228'	23°48.429'	22	35	2.4	0	23	36	2.5	0
56	P. Saco do Indaiá	45°20.994'	23°45.960'	22	35	1.5	0	22	35	2	0
57	I. Toque-Toque	45°31.180'	23°50.853'	22	35	2.3	0	24	36	6.5	0
58	P.Grossa	45°37.487'	23°48.179'	22	35	2.1	0	25	35	6	0
59	I.dos Gatos	45°40.176'	23°48.232'	23	35	2.5	0	25	36	5	0
60	As Ilhas	45°43.010'	23°47.601'	23	35	2.5	0	24	36	4	0
61	I. das Couves	45°43.393'	23°47.959'	23	34	2.3	0	24	35	5	0
62	I. Montão do Trigo	45°47.212'	23°51.608'	22	35	6	0	23	36	8	0
63	I. Montão do Trigo	45°46.628'	23°52.254'	22	35	3.3	0	23	36	8	0
64	Yacht Club	45°21.305'	23°46.435'	-	-	-	-	23	36	4	0
65	CEBIMAR	45°25.478'	23°49.763'	-	-	-	-	22	37	3	0

Legenda: (P) Número do ponto, Nome do local, Longitude Oeste, Latitude Sul, (T) Temperatura em °C, (S) Salinidade, (Se) Secchi em metros e (IAR) Índice de Abundância Relativa de *Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*, respectivamente.

**Anexo** - Protocolo de semi-quantificação do monitoramento extensivo de coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*).

Joel C. Creed & Beatriz G. Fleury (2009)

Material: Prancheta ou tubo, lápis, relógio a prova d'água, material de mergulho apnéia.

Para cada espécie de *Tubastraea* aplicamos a escala DAFOR (Dominante, Abundante, Frequente, Ocasional e Raro), em 10 mergulhos de apnéia de minuto cada, paralelo ao costão.

Dominante: Populações de coral-sol extremamente evidente. Formação de numerosas manchas, em pelo menos uma faixa de profundidade, compostos exclusivamente de coral-sol, chegando a ocupar áreas de  $\geq 1\text{m}^2$ ; ainda há frequentes colônias isoladas ou em pequenos agrupamentos espalhados constantemente nos substratos;

Abundante: Frequentes agrupamentos de coral-sol ocupando exclusivamente o substrato em manchas de 50-100 cm, e ainda mais frequente colônias isoladas ou em pequenos agrupamentos espalhados constantemente nos substratos;

Frequente: Colônias encontradas isoladamente ou em pequenos agrupamentos constantemente durante o mergulho, com ocasionais agrupamentos de até 10-50 cm de diâmetro;

Ocasional: Menos que 10 indivíduos ou pequenos grupos e mais que 5 indivíduos encontrados em um minuto;

Raro: Entre um e cinco indivíduos encontrados durante o mergulho de um minuto;

Ausente: A espécie não foi vista durante o mergulho de um minuto de duração.



#### 4 DISCUSSÃO GERAL

Os corais invasores *Tubastraea tagusensis* e *T. coccinea* estão aumentando suas distribuições geográficas para novas áreas do litoral brasileiro (Silva et al. 2011b). O rápido crescimento e estágio reprodutivo (De Paula 2007), competição contra espécies nativas (Creed 2006), defesas químicas eficazes contra predadores e competidores naturais (Lages et al. 2010a) e generosidade em termos de substratos utilizados (De Paula e Creed 2005; Creed e De Paula 2007) contribuem para o sucesso e expansão de *Tubastraea* spp. no Brasil.

A fim de acompanhar mudanças nas populações de *Tubastraea* spp. e nas comunidades afetadas pelos corais invasores, como para subsidiar programas de manejo, controle e erradicação, o Projeto Coral-Sol realiza desde 2005 monitoramentos anuais nos costões rochosos da Ilha Grande (RJ) através de uma metodologia visual (Lages et al. 2011). Com a expansão dos corais para novas localidades do litoral brasileiro um monitoramento em escala maior pode ser necessário. Assim, uma avaliação e comparação da metodologia atualmente utilizada com outros métodos que possam aperfeiçoar e/ou otimizar o monitoramento do Projeto Coral-Sol torna-se imprescindível, sendo realizado neste trabalho.

A comparação com outros métodos e a avaliação da metodologia a ser aplicada são precursores em programas de monitoramento (Fairweather 1991). A escolha da metodologia depende das questões levantadas, do objetivo do estudo, do tempo disponível em campo e em laboratório, do custo e restrições financeiras, das condições locais, do conhecimento biológico daqueles que realizarão o trabalho, das escalas do estudo e do grau de precisão necessário para responder as perguntas inicialmente questionadas.

Diversos autores realizaram trabalhos a fim de avaliar a eficiência e comparar métodos para amostrar a porcentagem de cobertura da comunidade bentônica do infralitoral (Chiappone e Sullivan 1991; Leonard e Clark 1993; Sabino e Villaça 1999; Rogers e Miller 2001; Segal e Castro 2001; Miller et al. 2003; Brown et al. 2004; Preskitt et al. 2004; Houk e Van Woesik 2006; Lam et al. 2006; Leujak e Ormond 2007; Lirman et al. 2007; Filho et al. 2008; Dumas et al. 2009; Parravicini et al. 2009; Ramos et al. 2010). Contudo, a maioria dos estudos não comparam três ou mais

metodologias. Além do presente trabalho, apenas outros quatro foram encontrados para o infralitoral comparando três ou mais metodologias (Leonard e Clark 1993; Rogers e Miller 2001; Lam et al. 2006; Leujak e Ormond 2007). Para o Brasil, poucos estudos se preocuparam em avaliar a eficiência de suas metodologias e os que realizaram se concentraram em ambientes de recifes de coral (Segal e Castro 2001; Ramos et al. 2010) e/ou não compararam com outras metodologias disponíveis (Filho et al. 2008).

O presente estudo avaliou a eficiência e o custo benefício de quatro metodologias para monitorar a comunidade bentônica e os corais invasores *Tubastraea* spp. no infralitoral do litoral brasileiro, comparando um método visual com outros três métodos que utilizam fotografia e filmagem.

De um modo geral, os resultados encontrados neste trabalho corroboraram com as vantagens e desvantagens encontrados por outros estudos comparativos entre métodos digitais e visuais (Foster et al. 1991; Meese e Tomich 1992; Leonard e Clark 1993; Rogers e Miller 2001; Miller et al. 2003; Hill e Wilkinson 2004; Pech et al. 2004; Preskitt et al. 2004; Leujak e Ormond 2007; Dumas et al. 2009; Parravicini et al. 2009). Os métodos digitais possibilitam a gravação permanente dos dados, são mais rápidos e não precisam de um especialista taxonômico em campo, consomem muito tempo em laboratório, necessitam de softwares especializados para tratamento e análise dos dados, possuem pequena resolução taxonômica. Métodos visuais consomem maior tempo em campo e precisam de um especialista na identificação dos organismos, o tempo em laboratório é pequeno e o observador em campo pode se aproximar perto o suficiente para identificar os organismos, resultando em alta resolução taxonômica.

O litoral brasileiro não apresenta boa transparência da água para aplicação de métodos digitais, assim como reportado por Segal e Castro (2001) para ambientes recifais em Abrolhos. Uma alternativa seria capturar imagens numa distância menor do substrato, aumentando assim a resolução taxonômica para identificação dos organismos (Hill e Wilkinson 2004; Parravicini et al. 2009). A diminuição da distância da máquina com o substrato implica em uma menor imagem capturada e assim num aumento do esforço amostral, o que resultaria em maior tempo e custo em campo e/ou em laboratório. No Brasil, o método do vídeo transecto, onde as imagens são capturadas com uma filmagem ao longo de um transecto a uma distância de 40 cm do mesmo para posterior identificação dos organismos no computador, são

usualmente utilizadas em ambientes recifais com eficiência (Dutra et al. 2006; Cruz et al. 2008; Ramos et al. 2010). Para fotoquadrados uma alternativa seria capturar um maior número de imagens em distâncias menores com o substrato ou produzir foto mosaicos, capturando e agrupando pequenas imagens dentro de um quadrado amostral maior, como utilizado neste trabalho (FOT25). Nenhum estudo foi encontrado na literatura científica com a aplicação deste último método no Brasil. Tal metodologia é recomendada para amostrar comunidades bentônicas de recifes rochosos no Mar do Mediterrâneo, e assim como o presente trabalho, produziu resultados mais similares com os obtidos por quadrados visuais (Parravicini et al. 2009).

Para o monitoramento do coral-sol no litoral brasileiro, o método do censo visual, descrito e utilizado em Ilha Grande (RJ) por Lages e colaboradores (2001), mostrou-se mais eficiente e sensível para a identificação dos organismos, principalmente indivíduos e recrutas de *Tubastraea* spp.

O estudo de *Tubastraea* spp. no LNSP representa o primeiro a fim de detectar mudanças e acompanhar o desenvolvimento e a dinâmica das comunidades sobre influência dos corais invasores na região. Assim como encontrado por Lages e colaboradores (2011), os corais invasores estão alterando a comunidade e afetando os organismos nativos da região, corroborando a hipótese que os mesmos estão ameaçando a biodiversidade marinha brasileira.

O espaço é um fator limitante e ecologicamente importante em ambientes marinhos (Connell 1961). A presença do coral invasor ocupando espaços anteriormente ocupados por espécies nativas pode acarretar em diversas alterações e modificações nas cadeias alimentares e na produtividade primária das regiões invadidas. *Tubastraea* spp. é planctívoro oportunista e desta forma sua alimentação acarreta em uma menor disponibilidade de plâncton para outros organismos marinhos, inclusive espécies planctônicas de nécton. As populações de *Tubastraea* spp. alteram a estrutura física do habitat e os ciclos biogeoquímicos locais através da absorção de carbono e cálcio da água para composição de seu esqueleto. Ainda, como em encontrado por Creed (2006), os corais invasores podem reduzir e excluir o coral nativo *Mussismilia hispida* e *Madracis decactis*, assim como outras espécies nativas e/ou de importância econômica.

O resultado do estudo da comunidade encontrado para Ilhabela (SP) demonstra uma menor diversidade e riqueza quando comparados com os resultados

de Ilha Grande (RJ) (Lages et al. 2011), o que significa uma probabilidade menor de existência de competidores e predadores em potenciais no LNSP que podem excluir os invasores da região.

O estudo conduzido na Ilha de Búzios e na Ilha da Vitória em Ilhabela (SP) representa o primeiro levantamento da comunidade nesta localidade. Os resultados apresentam o primeiro registro de ocorrência do cnidário *Phyllactis praetexta* para o estado de São Paulo. *P. praetexta* não foi encontrado nos levantamentos anteriores (Ghilardi 2007; Pereira 2007; Amaral e Nallin 2011) e na lista de cnidários (Silveira e Morandini 2011) da região. A espécie em questão possuía registros somente para os estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Gomes e Mayal 1997).

Apesar dos *Tubastraea* spp. serem comumente encontrados dominando diversos costões rochosos na Ilha de Búzios desde 2008 (Mantelatto et al. 2011), os mesmos não aparecem na lista dos cnidários do estado de São Paulo, a qual reuni informações de bancos de dados e publicações conhecidas no período de 2000 a 2010 para a região (Silveira e Morandini 2011).

Ambientes insulares, devido à fragilidade de sua dinâmica, requerem normas específicas de preservação mais restritas do que as dos ecossistemas continentais (Sma 1989) e desta forma estudos científicos são imprescindíveis nestes ambientes, principalmente nas Ilhas de Búzios e na Ilha da Vitória onde poucos estudos e levantamentos foram realizados.

Igualmente como na Baía da Ilha Grande (De Paula e Creed 2005) e Estação Ecológica de Tamoios (Silva et al. 2011a), *Tubastraea* spp. estão aumentando sua abrangência geográfica ao longo do LNSP. Quando comparado com os trabalhos supracitados, o valor de abundância relativa de *T. tagusensis* encontrado na Ilha de Búzios, Ilhabela (SP), representa o maior até então encontrado no Brasil. Ainda, a densidade média de colônias e a porcentagem de cobertura de *T. tagusensis* nas estações desta mesma ilha, Estátua e Pedra Lisa, superaram todos os valores encontrados até então na Ilha Grande (RJ), com exceção da estação da Aroeira em 2006 (Lages et al. 2011). A chegada de *T. tagusensis* no Arquipélago de Alcatrazes (SP) representa atualmente para a espécie o registro de menor latitude no Oceano Atlântico Sul.

Diferentemente do encontrado para Ilha Grande (RJ) (De Paula e Creed 2005), os corais invasores apresentaram maior densidade em ambientes mais profundos e com maior ocorrência em substratos de inclinações verticais e negativas

no LNSP. Contudo, são necessários outros estudos que levem em consideração tanto o substrato disponível quanto o ocupado.

A biodiversidade marinha brasileira esta sendo ameaçada pelos corais invasores *Tubastraea* spp. O contínuo monitoramento da distribuição desses corais ao longo do litoral brasileiro é de suma importância, assim como programas e ações de erradicação e controle.

## 5 RECOMENDAÇÕES GERAIS

Trabalhos ecológicos e de monitoramentos ajudam na compreensão e num melhor entendimento dos processos e padrões que atuam em bioinvasões marinhas (Carlton 1996). Assim, atuam como subsídios para programas de manejo, gestão, controle e erradicação de espécies invasoras.

A erradicação e controle de espécies exóticas invasoras faz-se necessário devido ao compromisso brasileiro assumido e ratificado na Convenção sobre a Diversidade Biológica (Brasil 1998) o qual diz: deve-se impedir a introdução, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies. Contudo, pouco tem sido feito para impedir, prevenir, controlar e erradicar as espécies invasoras no Brasil.

A erradicação visa remover completamente todas as espécies exóticas ou invasoras e o controle visa a redução a longo prazo em abundância ou densidade dessas espécies (Myers et al. 2000; Shine et al. 2000). Um caso especial de controle é de contenção, onde o objetivo é limitar a propagação das espécies exóticas invasoras para conter a sua presença dentro de limites geograficamente definidos (Shine et al. 2000).

Diversas são as recomendações e princípios que devem ser levados em consideração para controlar e erradicar espécies exóticas e invasoras dadas pela União Internacional para Conservação da Natureza (Shine et al. 2000). Dentre elas podemos destacar:

- a) A detecção precoce de novas introduções ou de espécies potencialmente exóticas e invasoras, juntamente com a capacidade de tomar medidas

- rápidas, muitas vezes é a chave para o sucesso e o melhor custo-benefício de erradicações;
- b) A falta de certeza científica ou econômica sobre as implicações de uma invasão alienígena não deve ser utilizada como razão para postergar a erradicação ou outras medidas de controle;
  - c) As melhores oportunidades para a erradicação ou controle de espécies exóticas e invasoras estão nos estágios iniciais da invasão, quando as populações são pequenas e ainda localizadas;
  - d) Deve-se dar prioridade à erradicação de espécies exóticas e invasoras em ilhas e outras áreas isoladas que têm a biodiversidade altamente distintiva ou que tenha espécies endêmicas;
  - e) Encorajar o monitoramento, registro e notificação, para que as lições aprendidas a partir das experiências práticas na gestão de espécies exóticas ou invasoras possam contribuir para a base do conhecimento.

A descoberta rápida e restrita de uma espécie introduzida permite uma maior probabilidade de sucesso da erradicação devido à uma menor distribuição generalizada da espécie (Myers et al. 2000). A erradicação da alga marinha *Caulerpa taxifolia* na Califórnia começou depois de 17 dias da descoberta da sua invasão quando ela ainda era restrita em algumas localidades, o que resultou no sucesso da sua erradicação (Anderson 2005). Em contrapartida, quando a mesma alga foi descoberta em Mônaco em 1984 sua erradicação foi alertada em 1991, quando sua distribuição era ainda limitada e a remoção teria sido possível, contudo a mesma não foi realizada e agora a alga é amplamente distribuída e estabelecida por diversas áreas do Mediterrâneo (Meinesz e Hesse 1991).

A redução dos custos e a maximização dos benefícios da erradicação estão diretamente relacionados com o tempo de início dos programas de erradicação e controle. As consequências ecológicas de espécies invasoras são cumulativas ao longo do tempo desempenhando um papel crescente nas comunidades (Ruiz et al. 1997). O custo da erradicação e controle de uma espécie exótica ou invasora tende a aumentar com o tempo da ação, dado que ao longo do tempo a espécie pode ter uma distribuição mais ampliada.

As espécies exóticas e invasores deveriam receber o mesmo tipo de esforço de gestão, recursos e atenção na qual é dada, por exemplo, na redução da poluição

e restauração de estoques pesqueiros (Williams e Grosholz 2008). Os mesmos autores reportam uma série de programas que obtiveram sucesso na erradicação, assim como diversos impactos ambientais e econômicos vinculados a introdução de espécies introduzidas em ambientes aquáticos. O sucesso da erradicação normalmente ocorre quando as populações introduzidas são pequenas e restritas, os recursos humanos e financeiros são disponíveis e a ação é tomada de início (Myers et al. 2000).

Ainda, ações de controle e erradicação devem ser conjuntas com implementação de medidas de comunicação social, educação social e educação ambiental (Oliveira e Pereira 2010). As ações também podem ser usadas como experiências ecológicas, no qual a remoção de espécies podem revelar processos da comunidade e das espécies envolvidas.

Como demonstrado neste trabalho, os corais invasores *Tubastraea* spp. estão aumentando suas distribuições ao longo do litoral brasileiro e diversos são os impactos associados a presença destes invasores na comunidade e nos organismos nativos. Considerando que os corais possuem rápido crescimento e estágio reprodutivo (De Paula 2007), que suas densidades aumentam consideravelmente ao longo dos anos (Lages et al. 2011) e que o sucesso da erradicação aumenta quando as populações introduzidas são pequenas e restritas (Myers et al. 2000), ações de controle e erradicação devem ser tomadas o quanto rápido possível após uma nova ocorrência.

Dependendo das condições do local e do tamanho da população de *Tubastraea* spp., medidas de controle e erradicação são simples e financeiramente baratas. Por exemplo, após a descoberta de novas ocorrências no interior do Canal de São Sebastião por este trabalho, medidas de controle foram realizadas nesta localidade. Um total de 130 indivíduos de *T. tagusensis* foram removidos por duas pessoas, através do mergulho livre (apnéia), em menos de duas horas de trabalho e a um custo inferior a R\$ 40,00, gastos em materiais para remoção (ponteira, marreta e caixas de armazenamento) (Figura 33).

O descobrimento precoce e as populações isoladas e restritas de *Tubastraea* spp. em algumas localidades do litoral brasileiro, como no LNSP, são uma oportunidade ímpar para efetuar e testar a possibilidade do sucesso da erradicação e controle destes corais invasores. O contínuo monitoramento de *Tubastraea* spp. e

dos locais invadidos são imprescindíveis, concomitantemente com ações de educação ambiental e social.

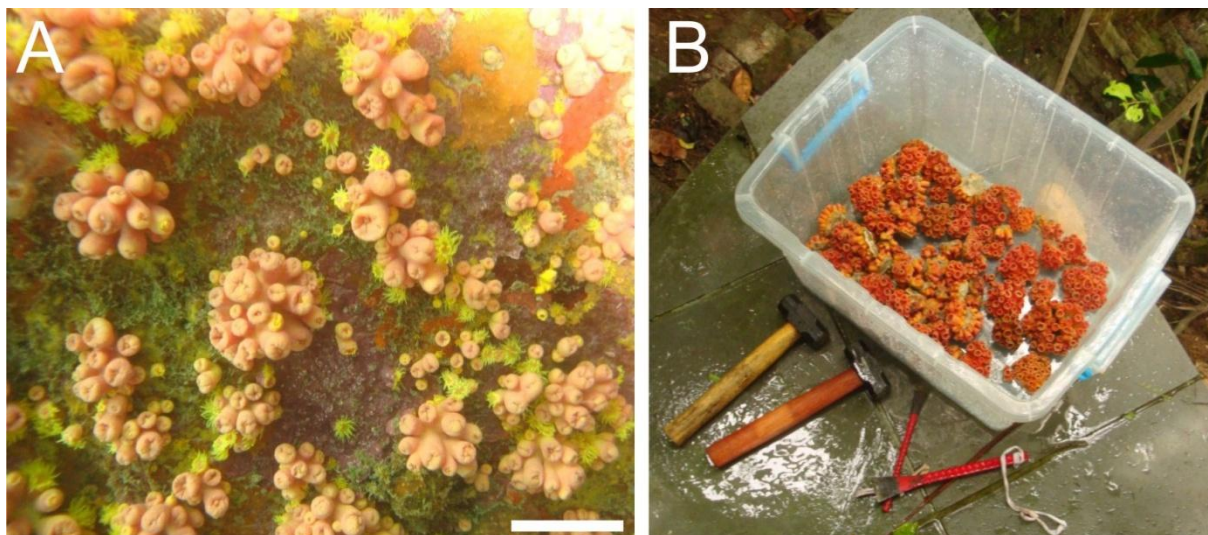


Figura 34 - Colônias de *Tubastraea tagusensis* removidas no Canal de São Sebastião, Ilhabela (SP).

Legenda: (A) colônias encontradas no Canal de São Sebastião e (B) colônias removidas e equipamentos utilizados para remoção. Barras = 4 cm.

Fotos: Gilberto G. Mourão.



## 6. CONCLUSÕES GERAIS

- O monitoramento utilizado pelo Projeto Coral-Sol, censo visual, mostrou ser eficiente na obtenção de dados da comunidade e densidade de *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro, possuindo melhor eficiência e custo-benefício quando comparado com outras metodologias;
- *Tubastraea* spp. esta aumentando sua abrangência geográfica no litoral brasileiro e ameaçando a biodiversidade marinha;
- Igualmente como na Baía da Ilha Grande (RJ), os corais invasores estão causando uma série de impactos nas comunidades e nos organismos nativos do LNSP;
- A distribuição isolada e restrita de *T. tagusensis* e *T. coccinea* na Ilha de Búzios e Ilha da Vitória, em Ilhabela (SP), aumentam a chance do sucesso da erradicação e controle dos corais invasores;
- A erradicação e/ou controle do coral invasor é altamente recomendado no litoral brasileiro, principalmente onde as populações estão isoladas ou ainda são pequenas;
- O contínuo monitoramento associado com trabalhos de educação e comunicação social e ambiental devem ser conjuntas com ações de controle e erradicação.

## REFERÊNCIAS

- Amaral ACZ, Nallin SAH. 2011. Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do Litoral Norte de São Paulo, Sudeste do Brasil. Campinas: UNICAMP/IB. 573 p.
- Anderson LWJ. 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions*. 7(6):1003-1016.
- Baird AH, Babcock RC, Mundy CP. 2003. Habitat selection by larvae influences the depth distribution of six common coral species. *Marine Ecology-Progress Series*. 252:289-293.
- Banaszak AT, Lesser MP. 2009. Effects of solar ultraviolet radiation on coral reef organisms. *Photochemical & Photobiological Sciences*. 8(9):1276-1294.
- Barnes DKA. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*. 416:808-809.
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*. 26(7):333-339.
- Brasil. Decreto nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Cria a Estação Ecológica de Tamoios, e dá outras providências. *Estação Ecológica de Tamoios Brasília, DF*, 23 jan. 1990.
- \_\_\_\_\_. Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica. *Convenção sobre Diversidade Biológica*, assinada no Rio de Janeiro em 5 de junho de 1992, Brasília, DF, 17 mar. 1998.
- Brown E, Cox E, Jokiel P, Rodgers K, Smith W, Tissot B, Coles SL, Hultquist J. 2004. Development of benthic sampling methods for the coral reef assessment and monitoring program (CRAMP) in Hawai'i. *Pacific Science*. 58(2):145-158.
- Cairns SD. 1994. Scleractinia of the temperate North Pacific. *Smithsonian Contributions to Zoology*. 557(1):1-150.
- \_\_\_\_\_. 2000. A revision of the shallow-water azooxanthellats scleractinia of the western Atlantic. *Studies of the Natural History of the Caribbean region*. 75(1):1-240.
- Carleton JH, Done TJ. 1995. Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. *Coral Reefs*. 14(1):35-46.
- Carleton JH, Sammarco PW. 1987. Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: quantification by comparative geomorphological techniques. *Bulletin of Marine Science*. 40(1):85-98.

Carlton JT. 1985. Trans-oceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology*. 23:313-371.

\_\_\_\_\_. 1987. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific-Ocean. *Bulletin of Marine Science*. 41(2):452-465.

\_\_\_\_\_. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation*. 78(1-2):97-106.

Carlton JT, Geller JB. 1993. Ecological Roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*. 261(5117):78-82.

Carricart-Ganivet JP. 2004. Sea surface temperature and the growth of the West Atlantic reef-building coral *Montastraea annularis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302(2):249-260.

Castro BM. 1990. Wind driven currents in the Channel of São Sebastião: Winter, 1979. *Boletim do Instituto Oceanográfico*. 38(2):111-132.

Castro BM, Miranda LB, Silva LS, Fontes RFC, PEREIRA AF, Coelho AL. 2008. Processos Físicos: Hidrografia, Circulação e Transporte. In: PIRES-VANIN, M. A. S. (Org.). *Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma de São Sebastião, SP*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. Parte II, Cap. 2, p. 59-122.

Castro CB, Pires DO. 2001. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*. 69(2):357-371.

Chiappone M, Sullivan KM. 1991. A comparison of line transect versus linear percentage sampling for evaluating stony coral (*Scleractinia* and *Milleporina*) community similarity and area coverage on reefs of the central Bahamas. *Coral Reefs*. 10(3):139-154.

Clarke KG, Warwick RM. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. 144 p.

Clavero M, Garcia-Berthou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*. 20(3):110-110.

Coelho AL. Massas de água e circulação no Canal de São Sebastião. 1997. 244 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

Connell JH. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*. 42:710-723.

Creed JC. 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*. 25(3):350-350.

Creed JC, de Paula AF. 2007. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Marine Ecology-Progress Series*. 330:101-111.

Creed JC, Pires DO, Figueiredo MAO. 2007. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasil. 416 p.

Cruz ICS, Kikuchi RKP, Leão ZMAN. 2008. Use of the video transect method for characterizing the Itacolomis reefs, eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 56(4):271-280.

de Paula AF. Biologia reprodutiva, crescimento e competição dos corais invasores *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) com espécies nativas. 2007. 107 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

de Paula AF, Creed JC. 2004. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. *Bulletin of Marine Science*. 74(1):175-183.

\_\_\_\_\_. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 65(4):661-673.

Dinesen ZD. 1983. Shade-dwelling corals of the Great Barrier-Reef. *Marine Ecology-Progress Series*. 10(2):173-185.

Dumas P, Bertaud A, Peignon C, Leopold M, Pelletier D. 2009. A "quick and clean" photographic method for the description of coral reef habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 368(2):161-168.

Dutra LXC, Kikuchi RKP, Leão ZMAN. Todos os Santos Bay coral reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 years. In: 10th INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 2006, Okinawa, Japan. *Resumos*. Okinawa, Japan: 2006. pp. 1090-1095.

Fairweather PG. 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 42(5):555-567.

Farrapeira CMR, Tenorio DD, do Amaral FD. 2011. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 62(4):832-839.

Fenner D. 2001. Biogeography of three Caribbean corals (Scleractinia) and the invasion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 69(3):1175-1189.

Fenner D, Banks K. 2004. Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs*. 23(4):505-507.

Ferreira CEL. 2003. Non-indigenous corals at marginal sites. *Coral Reefs*. 22(4):498-498.

Ferreira CEL, Goncalves JEA, Coutinho R. 2006. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. *Journal of Coastal Research*. 1340-1345.

Filho GHP, Ghilardi NP, Fluckiger G, Berchez F. 2008. Quantitative approach to the "physiognomic assessment of hard bottom marine benthic communities" method: precision analysis. *Oecologia Brasiliensis*. 12(2):191-196.

Floerl O, Pool TK, Inglis GJ. 2004. Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecological Applications*. 14(6):1724-1736.

Fontes RFC. As correntes no Canal de São Sebastião. 1995. 159 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

Foster MS, Harrold C, Hardin DD. 1991. Point vs photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 146(2):193-203.

Gaeta SA. Produção primária na região oeste do Atlântico Sul. 1999. 140 p. Tese (Livre-docência) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

Galil BS. 2008. Alien species in the Mediterranean Sea: which, when, where, why? *Hydrobiologia*. 606:105-116.

Ghilardi NP. Utilização do método dos povoamentos na caracterização de comunidades bentônicas em trecho do infralitoral consolidado da Enseada das Palmas, Ilha Anchieta, Ubatuba (SP). 2007. 254 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências/Departamento de Botânica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

Ghilardi NP, Filho GHP, Berchez F. 2008. Current knowledge status of the ecology of hard bottom benthic communities in Brazil and the need for new approaches. *Oecologia Brasiliensis*. 12(2):197-2005.

Glynn PW, Colley SB, Mate JL, Cortes J, Guzman HM, Bailey RL, Feingold JS, Enochs IC. 2008. Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the equatorial eastern pacific: Part V. Dendrophylliidae. *Marine Biology*. 153(4):529-544.

Gollasch S. 2002. The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling*. 18(2):105-121.

Gomes PB, Mayal E. 1997. Histórico dos estudos das anêmonas-do-mar (Cnidaria, Actiniaria) no Brasil. *Trabalhos Oceanograficos da UFPE*. 25:111-119.

Gotelli NJ, Ellison AM. 2011. Introdução à Probabilidade. In: GOTELLI, NJ; ELLISON, AM (Org.). *Princípios de estatística em ecologia*. Porto Alegre: Artmed. p 23-44

Hajdu E, Carvalho MS, Lôbo-Hajdu G. 2011. Porifera. In: AMARAL, ACZ; NALLIN, SAH (Org.). *Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do Litoral Norte de São Paulo, Sudeste do Brasil*. Campinas: UNICAMP/IB. p 50-59

Hay ME. 1981. The functional morphology of turf forming seaweeds persistence in stressful marine habitats. *Ecology*. 62(3):739-750.

Hill J, Wilkinson C. 2004. *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Australian Institute of Marine Science. 117 p.

Houk P, Van Woesik R. 2006. Coral reef benthic video surveys facilitate long-term monitoring in the commonwealth of the Northern Mariana Islands: toward an optimal sampling strategy. *Pacific Science*. 60(2):177-189.

Huston MA. 1985. Patterns of species-diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 16:149-177.

Huxel GR. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation*. 89(2):143-152.

Jokiel PL. 1980. Solar ultraviolet-radiation and coral-reef epifauna. *Science*. 207(4435):1069-1071.

Kimura M, Weiss GH. 1964. Stepping stone model of population structure and the decrease of genetic correlation with distance. *Genetics*. 49(4):561-576.

Kohler KE, Gill SM. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*. 32(9):1259-1269.

Lages BG, Fleury BG, Menegola C, Creed JC. 2011. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology-Progress Series*. 438:85-96.

Lages BG, Fleury BG, Pinto AC, Creed JC. 2010a. Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective*. 31(3):473-482.

Lages BG, Fleury BG, Rezende CM, Pinto AC, Creed JC. 2010b. Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia). *Brazilian Journal of Oceanography*. 58:47-56.

- Lam K, Shin PKS, Bradbeer R, Randall D, Ku KKK, Hodgson P, Cheung SG. 2006. A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 333(1):115-128.
- Lamparelli CC, Moura DO, Rodrigues FO, Lopes CF, Milanelli JCC. 1998. *Ecosistemas costeiros do Estado de São Paulo*. São Paulo: Páginas e Letras. 108 p.
- Leonard GH, Clark RP. 1993. Point quadrat versus video transect estimates of the cover of benthic red algae. *Marine Ecology-Progress Series*. 101(1-2):203-208.
- Leujak W, Ormond RFG. 2007. Comparative accuracy and efficiency of six coral community survey methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 351(1-2):168-187.
- Levine JM. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*. 288(5467):852-854.
- Lirman D, Gracias NR, Gintert BE, Gleason ACR, Reid RP, Negahdaripour S, Kramer P. 2007. Development and application of a video-mosaic survey technology to document the status of coral reef communities. *Environmental Monitoring and Assessment*. 125(1-3):59-73.
- Lodge DM. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 8(4):133-137.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10(3):689-710.
- Mantelatto MC. Distribuição espacial dos organismos bentônicos do infralitoral consolidado dos costões rochosos da Ilha da Cabras, Ilhabela (SP), verão de 2009. 2009. 80 p. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Oceanografia, Centro Universitário Monte Serrat Santos, 2009.
- Mantelatto MC, Creed JC, Mourão GG, Migotto AE, Lindner A. 2011. Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs*. 30(2):397-397.
- Marques AC, Migotto AE, Rigo APR, Matthews-Cascon H, Kremer LP, Vieira LM, Bezerra LEA, Haddad MA, Franklin-Jr W, Rocha RM. Monitoramento de espécies bentônicas bioinvasoras na região portuária do Canal de São Sebastião, Estado de São Paulo. In: 3º Congresso Brasileiro de Biologia Marinha, 2011, Natal. *Resumos*. Natal: S. B. D. B. Marinha, 2011. p. 85-2.
- Meese RJ, Tomich PA. 1992. Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 165(1):59-73.

Meinesz A, Hesse B. 1991. Introduction of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* and its invasion of the Northwestern Mediterranean. *Oceanologica Acta*. 14(4):415-426.

Menezes NM. Porcellanidae associados ao coral bioinvasor *Tubastraea tagusensis* no Naufrágio Cavo Artemidi, Salvador, BA. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE CRUSTÁCEOS, 2010, Ilhéus. *Resumos*. Ilhéus: 2010. p. 57.

Meurer BC, Lages NS, Pereira OA, Palhano S, M. MG. 2010. First record of native species of sponge overgrowing invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in Brazil. *Marine Biodiversity*. 3:1-3.

Miller MW, Aronson RB, Murdoch TJT. 2003. Monitoring coral reef macroalgae: different pictures from different methods. *Bulletin of Marine Science*. 72(1):199-206.

Mizrahi D. Influência da temperatura e luminosidade na distribuição da espécie invasora *Tubastraea coccinea* na região de ressurgência de Arraial do Cabo – RJ. 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 98(10):5446-5451.

Mundy CN, Babcock RC. 1998. Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: Implications for depth-dependent settlement? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 223(2):235-255.

Myers JH, Simberloff D, Kuris AM, Carey JR. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*. 15(8):316-320.

Nicolau AL. Plataformas de Petróleo: explosão de vida em alto-mar. Organismos marinhos em plataformas de petróleo da costa brasileira. Disponível em : <[http://www.editoramarcelonotare.com/plataformas\\_66.html](http://www.editoramarcelonotare.com/plataformas_66.html)>. Acesso em: 01 dez. 2011

Oigman-Pszczol SS, Figueiredo MAD, Creed JC. 2004. Distribution of benthic communities on the tropical rocky subtidal of Armacao dos Buzios, southeastern Brazil. *Marine Ecology*. 25(3):173-190.

Oliveira AES, Pereira DG. 2010. Erradicação de espécies exóticas invasoras: múltiplas visões da realidade brasileira. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 21(1):173-181.

Parravicini V, Morri C, Ciribilli G, Montefalcone M, Albertelli G, Bianchi CN. 2009. Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 81(3):359-367.



Pech D, Condal AR, Bourget E, Ardisson PL. 2004. Abundance estimation of rocky shore invertebrates at small spatial scale by high-resolution digital photography and digital image analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 299(2):185-199.

Pereira APV. Avaliação do método de levantamento fisionômico na análise de povoamentos na comunidade marinha bentônica de substrato consolidado do infralitoral no costão oeste da Enseada das Palmas, Ilha Anchieta, Ubatuba - SP, Brasil. 2007. 335 p. Tese (Doutorado em Ciências - Botânica) - Instituto de Biociências/Departamento de Botânica, Universidade de São Paulo, São Paulo 2007.

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52(3):273-288.

Preskitt LB, Vroom PS, Smith CM. 2004. A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science*. 58(2):201-209.

Ramos CAC, Amaral FD, de Kikuchi RKP, Chaves EM, de Melo GR. 2010. Quantification of reef benthos communities and variability inherent to the monitoring using video transect method. *Environmental Monitoring and Assessment*. 162(1-4):95-101.

Reyes-Bonilla H, Péres-Vivar TL, Ketchum JT. 1997. Nuevos registros del coral ahermatípico *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 (Scleractinia: Dendrophyllidae) en el Pacífico de México. *Rev. Inv. Cient. Ser. Cienc. Mar.* 8((1-2)):31-33.

Richardson DM, Pysek P, Carlton JT. 2011. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. 409-420.

Rogers CS, Miller J. 2001. Coral bleaching, hurricane damage, and benthic cover on coral reefs in St John, US Virgin Islands: a comparison of surveys with the chain transect method and videography. *Bulletin of Marine Science*. 69(2):459-470.

Ruiz GM, Carlton JT, Grosholz ED, Hines AH. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*. 37(6):621-632.

Sabino CM, Villaça R. 1999. Estudo comparativo de métodos de amostragem de comunidades de costão. *Revista Brasileira de Biologia*. 59(3):407-419.

Sammarco PW, Atchison AD, Boland GS. 2004. Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. *Marine Ecology-Progress Series*. 280:129-143.

Sammarco PW, Porter SA, Cairns SD. 2010. A new coral species introduced into the Atlantic Ocean - *Tubastraea micranthus* (Ehrenberg 1834) (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia): an invasive threat? *Aquatic Invasions*. 5(2):131-140.

Santos FB, Creed JC. A invasão do invasor: primeiro registro de ocorrência do bivalve exótico *Myoforceps aristatus* nos corais invasores *Tubastraea* spp. para o Atlântico Sul. In: XIV CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 2011, Balneário Caboriu. *Resumos*. Balneário Caboriu: 2011. p. 1425.

São Paulo. Decreto nº 53.525, de 08 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte e a Área de Relevante Interesse Ecológico de São Sebastião, e dá providências correlatas. *Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte*, São Paulo, SP, 08 out. 2008.

Segal B, Castro CB. 2000. Slope preferences of reef corals (Cnidaria, Scleractinia) in the Abrolhos Archipelago, Brazil. *Boletim do Museu Nacional*. 418:1-10.

\_\_\_\_\_. 2001. A proposed method for coral cover assessment: a case study in Abrolhos, Brazil. *Bulletin of Marine Science*. 69(2):487-496.

Sheppard CRC. 1982. Coral populations on reef slopes and their major controls. *Marine Ecology-Progress Series*. 7(1):83-115.

Shine C, Williams N, Gündling L. 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. Gland: IUCN. 138 p.

Silva AG, Lima RP, Gomes AM, Fleury BG, Creed JC. 2011a. Expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* into the Tamoios Ecological Station Marine Protected Area, Brazil. *Aquatic Invasions Records*. 6(1):S105–S110.

Silva AG, Mantelatto MC, Fleury BG, Creed JC. Distribuição dos corais invasores *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro. In: XIV CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 2011b, Balneário Camboriu. *Resumos*. Balneário Camboriu: 2011b. p. 162.

Silva LS, Miranda LB, Castro BM. 2004. Análise de massas de água no Canal de São Sebastião entre fevereiro de 1994 e março de 1995. *Anais Hidrográficos*. LXI(1):76-99.

\_\_\_\_\_. 2005. Numerical study of circulation and thermohaline structure in the São Sebastião Channel. *Revista Brasileira de Geofísica*. 22(3):197-221.

Silveira FL, Morandini AC. 2011. Checklist dos cnidaria do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 11(1a):00-00.

Simberloff D, Von-Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*. 1(1):21-32.

SMA - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. *Ilhas do Litoral Paulista*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1989. 52 p.

\_\_\_\_\_. - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. *Macrozoneamento do Litoral Norte: Plano de Gerenciamento Costeiro*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1996. 202 p.

Soares-Gomes A, Figueiredo AG. 2009. O Ambiente Marinho. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Org.). *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro: Interciência. Cap. 1, p. 1-34.

Van Den Hoek C, Corte-Breeman AM, Bak RPM, Burt GV. 1978. The distribution of algae, corals and gorgonians in relation to depth, light attenuation, water movement and grazing pressure in the fringing coral reef of Curacao, Netherlands Antilles. *Aquatic Botany*. 5(1):1-46.

Vermeij MJA. 2005. A novel growth strategy allows *Tubastraea coccinea* to escape small-scale adverse conditions and start over again. *Coral Reefs*. 24(1):442.

\_\_\_\_\_. 2006. Early life-history dynamics of Caribbean coral species on artificial substratum: the importance of competition, growth and variation in life-history strategy. *Coral Reefs*. 25(1):59-71.

Vilaça R, Pitombo FB. 1997. Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 45(1-2):35-43.

Wanless RM, Scott S, Sauer WHH, Andrew TG, Glass JP, Godfrey B, Griffiths C, Yeld E. 2010. Semi-submersible rigs: a vector transporting entire marine communities around the world. *Biological Invasions*. 12(8):2573-2583.

Ward JM, Ricciardi A. 2010. Community-level effects of co-occurring native and exotic ecosystem engineers. *Freshwater Biology*. 55(9):1803-1817.

Wells JW. 1982. Notes on Indo-Pacific Scleractinian Corals .Part 9. New corals from the Galapagos Islands. *Pacific Science*. 36(2):211-218.

Williams SL, Grosholz ED. 2008. The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries and Coasts*. 31(1):3-20.