
ECOLOGIA

ANA BEATRIZ PIERRI DAUNT

**CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE DO COSTÃO
ROCHOSO DA PRAIA DA FEITICEIRA,
ILHABELA – CONTRIBUIÇÃO PARA
AVALIAÇÃO DE IMPACTOS GERADOS POR
VAZAMENTOS DE ÓLEO.**

ANA BEATRIZ PIERRI DAUNT

**CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL E FUNCIONAL DA COMUNIDADE DO
COSTÃO ROCHOSO DA PRAIA DA FEITICEIRA, ILHABELA –
CONTRIBUIÇÃO PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS GERADOS POR
VAZAMENTOS DE ÓLEO.**

Orientador: Prof. Dr. HAROLD GORDON FOWLER
Co-orientador: Dr. JOÃO CARLOS CARVALHO MILANELLI

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio
Claro, para obtenção do grau de Ecólogo.

Rio Claro
2008

574.5 Pierri-Daunt, Ana Beatriz
P623c Caracterização estrutural e funcional da comunidade do
 costão rochoso da praia da Feiticeira, Ilhabela : contribuição
 para avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo /
 Ana Beatriz Pierri Daunt. – Rio Claro: [s.n.], 2008
 119 f. : il., figs., gráfs., tabs.

 Trabalho de conclusão (Ecologia) – Universidade
 Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
 Orientador: Haroldo Gordon Fowler
 Co-orientador: João Carlos Carvalho Milanelli

 1. Ecologia. 2. Ecologia de comunidades. 3.
 Biomonitoramento. 4. Acompanhamento temporal. I. Título.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Formação de Recursos Humanos em Geologia e Ciências Ambientais para o Setor de Petróleo e Gás - PRH-05 (UNESP/MCT/FINEP/ANP), Universidade Estadual Paulista - UNESP - Rio Claro/SP pelo apoio técnico, financeiro e logístico.

Ao meu querido orientador, João Carlos Carvalho Milanelli, por me aceitar como orientada, me mostrar em campo a beleza do estudo de costões rochosos e por todo apoio e dedicação.

Ao meu querido orientador, Harold Fowler, pela confiança e apoio.

À minha família pelo amor e compreensão, especialmente aos meus avós e minha mãe por não medirem esforços.

Ao Du, por tudo.

À Tharsila Carranza por ajudar no direcionamento do trabalho.

Ao Prof. Dr. Eurico Cabral de Oliveira, IB/USP, pela identificação de Algae.

Ao Alvaro Migotto, do CEBImar/USP, pela Identificação de Cnidaria

Ao Carlo Magenta, USP, pela identificação de Molusca - Gastropoda.

Dr. Tito Monteiro da Cruz Lotufo, UFC, pela Identificação de Ascidiacea

À Mônica Quast, Departamento de Zoologia da UNICAMP, pela identificação de Molusca - Bivalvia.

Ao Prof. Dr. Edmundo Ferraz Nonato, do IO da USP, pela identificação de Polychaeta.

Ao Prof. Dr. Fábio Bettini Pitombo da UFF, pela identificação de Cirripedia

À Profa. Dra. Laís Vieira Ramalho da UFF, pela identificação de Bryozoa

Ao Prof. Dr. Eduardo Hajdu da UFRJ, pela identificação de Porifera

A todos os atenciosos especialistas acima listados, meus profundos agradecimentos pelo trabalho prestado, sem o qual a realização dessa monografia não teria sido possível.

À equipe do CEA (Centro de Estatística Aplicada) da USP: Profa. Dra. Denise Botter, Profa. Dra. Mônica Sandoval e Juliana Ornique

Aos técnicos: Beth (Departamento da Ecologia), Francisca (CEA), Fernando (Zoologia) e Dilza (Bioquímica).

Aos secretários: Zé Maria (PRH) e Marilene (Ecologia).

À Carolina, Ivo e Miguel pela força em campo.

Ao Bebê pelo Cluster, DCA e por várias dicas.

Ao Prof. Dr. Antônio Camargo pelo empréstimo do Horiba.

À minha primeira família rio clarense, a Rep Amoras: Camila, Maya e Mazinha, por me acolherem, pela paciência e por tudo que me ensinaram.

Às minhas queridas veteranas: Caro, Sabrina, Tati Moraes, Tati Calve

Aos veteranos de PRH: Arthur, Ágata, Carolina, Camila, Fábio e Miguel.

Aos vermes, pelos momentos de lazer e conhecimentos gerais.

Ao Jerry, pela indicação do TCC da Tharsila.

À turma da ecologia 2004.

Aos queridos colegas e grandes amigos: But, Ivy, Jane, Jú, Nati e Xuxu.

Ao João Rodrigo de Moura Brito.

À minha bixete favorita, Alethea, pelo companheirismo.

Ao Acerola pela compreensão.

Ao Zion.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Mapa do Arquipélago da Ilhabela.....	79
Figura 2: Mapa do histórico de vazamentos de óleo que atingiram o Arquipélago de Ilhabela.....	80
Figura 3: Perfil e Declive.....	81
Figura 4: Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil).....	82
- Figura 4.a.: Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil) Inverno 2007.	
-Figura 4.b.: Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil) Média de invernos de 1993-1995.	
Figura 5: <i>Chthamalus bisinuatus</i>	83
- Figura 5.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Chthamalus bisinuatus</i>	
- Figura 5.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Chthamalus bisinuatus</i> .	
- Figura 5.c: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Chthamalus bisinuatus</i> , coletas de inverno.....	84
- Figura 5.d: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Chthamalus bisinuatus</i> . Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.	
Figura 6: <i>Brachidontes</i> sp.....	85
- Figura 6.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Brachidontes</i> sp..	
- Figura 6.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Brachidontes</i> sp..	
- Figura 6.c: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Brachidontes</i> sp., coletas de inverno.....	86
- Figura 6.d: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Brachidontes</i> sp. Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.	
Figura 7: <i>Tetraclita stalactifera</i>	87
- Figura 7.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1996, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Tetraclita stalactifera</i> .	
- Figura 7.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de <i>Tetraclita stalactifera</i> .	
- Figura 7.c: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Tetraclita stalactifera</i> , coletas de inverno.....	88
- Figura 7.d: Dados de porcentagem de cobertura de <i>Tetraclita stalactifera</i> . Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.	

Figura 8: Inventário de espécies 1993-1995 e Inverno de 2007.....	89
Figura 9: Lista de espécies –abundância.....	94
Figura 10: Grupos taxonômicos.....	96
- Gráfico 10.a: Organização taxonômica da comunidade – porcentagem de espécies (1993-1995).	
- Gráfico 10.b: Organização taxonômica da comunidade – porcentagem de espécies (2007).	
Figura 11: Grupos Funcionais.....	97
- Figura 11.a: Organização trófica da comunidade - porcentagem de espécies (1993-1995).	
- Figura 11.b: Organização trófica da comunidade - porcentagem de espécies (2007).	
Figura 12. Espécies dominantes Transecto.....	98
Figura 13: Dendrograma – Cluster.....	99
Figura 14: Análise de Correspondência Retificada (DCA).....	100
Figura 15. Análises de água.....	101
- Figura 15.a: Variação temporal das médias da salinidade	
- Figura 15.b: Variação temporal das médias do oxigênio dissolvido	
- Figura 15.c: Variação temporal das médias da temperatura da água.....	102
Figura 16: Balneabilidade das praias do Município de Ilhabela.....	103

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	Página
Ilustração 1: Heterogeneidades do costão da Praia da Feiticeira	104
Ilustração 2: Tocas de ouriço.....	104
Ilustração 3: Tocas de ouriço.....	105
Ilustração 4: Diferentes microhabitats.....	105
Ilustração 5: Diferentes microhabitats, alta diversidade.....	106
Ilustração 6: Banco de algas.....	106
Ilustração 7: Banco de algas.....	107
Ilustração 8: Banco de algas, micelânia.....	107
Ilustração 9: <i>Chaetomorpha</i> sp. e <i>Asteronema breviarticulatum</i>	108
Ilustração 10: <i>Ulva</i> sp. e <i>Asteronema breviarticulatum</i>	108
Ilustração 11: <i>Colpomenia</i> sp.....	109
Ilustração 12: Zonação do costão.....	109
Ilustração 13: Zonação do costão.....	110
Ilustração 14: Substrato característico.....	110
Ilustração 15: Substrato granítico com intrusão de basalto.....	111
Ilustração 16: Panorâmica.....	111
Ilustração 17: Panorâmica.....	112
Ilustração 18: Panorâmica com zonação típica local.....	112
Ilustração 19: <i>Tedania ignis</i>	113
Ilustração 20: <i>Actinia bermudensis</i>	113
Ilustração 21: <i>Bunodosoma caesarum</i>	114
Ilustração 22: <i>Stramonita haemastoma</i>	114
Ilustração 23: <i>Tegula viridula</i>	115
Ilustração 24: <i>Brachidontes darwinianus</i> e <i>Brachidontes solisianus</i>	115
Ilustração 25: <i>Chthamalus bisinuatus</i>	116
Ilustração 26: <i>Megabalanus coccopoma</i>	116
Ilustração 27: <i>Tetraclita stalactifera</i>	117
Ilustração 28: <i>Eriphia gonagra</i>	117
Ilustração 29: <i>Jellyella tuberculata</i>	118
Ilustração 30: <i>Echinometra lucunter</i>	118
Ilustração 31: <i>Echinometra lucunter</i>	119
Ilustração 32: <i>Botrylloides nigrum</i>	119

Resumo

Costões rochosos são ecossistemas que propiciam o desenvolvimento de comunidades com grande riqueza de espécies e são ambientes de muita importância para a manutenção dos ecossistemas costeiros. Tais ambientes estão extremamente sujeitos a impactos antrópicos, principalmente no que se refere às contaminações por petróleo. O município da Ilhabela concentra o maior número de costões do Estado de São Paulo, e apresenta um notável histórico desses derrames. A fim de contribuir com o monitoramento dos costões da área do Canal de São Sebastião executado pela CETESB, o presente trabalho tem como objetivo central o estudo da estrutura da comunidade do costão rochoso da Praia da Feiticeira, um dos pontos monitorados pela CETESB entre 1993 e 1996. Além da caracterização das variáveis abióticas, a metodologia, com relação as variáveis biológicas, foi dividida em três partes: estudo quantitativo das espécies dominantes da macrofauna sésil encontradas no campo, baseado na porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus* (Cirripedia), *Brachidontes* sp. (Bivalvia) e *Tetraclita stalactifera* (Cirripedia), gerando gráficos sazonais e demográficos. Para aprimorar as comparações entre os dois trabalhos, foi feito o Teste de hipótese para igualdade de proporções, comparando ano a ano as coletas de inverno, que mostrou que as três espécies dominantes obtiveram mudanças de um trabalho para o outro, rejeitando assim a *H₀* em todas as situações; estudo qualitativo das espécies de macrofauna e macroalgas encontradas dentro da área amostrada. Este levantamento resultou em uma lista de espécies que foi adicionada ao inventário do programa de monitoramento. O índice de similaridade entre os dois trabalhos foi determinado segundo o coeficiente de Sorrensen, que mostrou uma similaridade média entre as comunidades. Estas espécies foram agrupadas em grupos taxonômicos e funcionais, e classificadas, quando possível, em espécies abundantes, freqüentes ou raras; e a análise estratificada a partir da realização de um transecto, no qual foi quantificada o percentual de cobertura de todas as espécies avistadas no mesmo. Assim, usou-se o índice de distância de Bray-Curtis para a construção de uma matriz de dissimilaridade, seguida de análise de agrupamento pelo método WARD de variâncias mínimas para distinção das zonas verticais de predominância das espécies. Com isso, foi feita uma Análise de Correspondência Retificada (DCA) para discriminar as espécies que exercem influência no agrupamento e distinção dos níveis. Cabe ressaltar que todos os resultados foram vinculados ao monitoramento. O presente trabalho pode inferir que a estrutura da comunidade se manteve, mesmo com as alterações encontradas no percentual de cobertura das espécies dominantes e na composição das espécies, mostrando um equilíbrio dinâmico típico de ambientes com alta variabilidade, como os costões rochosos. Sendo assim, o presente trabalho possibilitou a constatação do cenário existente 12 anos depois da última investigação da CETESB no monitoramento de costões rochosos do Canal de São Sebastião.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	8
1.1. Vulnerabilidade ao óleo.....	13
1.1.1. Contextualização.....	13
1.1.2. Característica do petróleo no ambiente.....	15
1.1.3. Efeito nos organismos.....	16
1.1.4. Costões rochosos do Canal de São Sebastião.....	18
1.2. Justificativa.....	20
2. OBJETIVOS.....	23
3. METODOLOGIA.....	24
3.1. Descrição da área de estudo.....	25
3.2. Metodologia de coleta.....	26
3.3. Metodologia de análise.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1. Variáveis abióticas.....	34
4.2. Variáveis bióticas.....	38
4.2.1. Análise Quantitativa.....	38
4.2.2. Análise Qualitativa.....	48
4.2.2.1. Composição de espécies.....	48
4.2.2.2. Grupos taxonômicos e funcionais.....	53
4.2.2.3. Análise semiquantitativa.....	57
4.2.3. Análise Estratificada.....	59
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
6. REFERÊNCIAS.....	69
7. ANEXOS.....	78
7.1. Anexo A: Figuras e Tabelas.....	79
7.2. Anexo B: Anexo de fotos.....	104

1. Introdução

O município com maior concentração de costões rochosos do Estado de São Paulo é Ilhabela, com 76 unidades, o que equivale a 89,5 % de toda a sua linha costeira (LAMPARELLI et al., 1998; MILANELLI, 2003), totalizando 188 quilômetros (LIMA, 2007). Sendo assim, essa é uma área de elevada importância quanto à biodiversidade de costões rochosos tanto para o litoral paulista como para a costa brasileira, tendo sido definida como área de extrema importância biológica, embora sendo insuficientemente conhecida pelo MMA na Avaliação e nas ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas brasileiras (LIMA, 2007).

Costões rochosos são habitats de transição entre o continente e o ambiente marinho. Desta forma, estão constantemente sujeitos a variações da maré. Esses afloramentos cristalinos costeiros apresentam grande diversidade de espécies de animais e plantas, distribuídos e agrupados em função do intenso gradiente ambiental, abrigando representantes de diferentes grupos funcionais (BEGON; TOWSEND; HARPER, 2007; THOMPSON, 2002; UNDERWOOD, 2000;). São ecossistemas tipicamente abertos, comumente encontrados em oceanos no mundo todo (THOMPSON, 2002).

Esse ambiente favorece a fixação de larvas e esporos de algas e invertebrados, dentre estes, os organismos sésseis, que criam sítios de abrigo para diversas espécies de animais e condições para instalação de epibiontes. Em função da exposição às variações de temperatura e aos longos períodos de dessecação e insolação, os organismos habitantes desse substrato consolidado apresentam adaptações importantes, sendo estes, eurihalinos e euritérmicos (MILANELLI, 2003). Além disso, as espécies colonizadoras estão sempre sujeitas a flutuações naturais em escala espacial e temporal, muito em função da exposição constante a intensas variações ambientais (CORREA, 2003; THOMPSON, 2002).

A distribuição dos animais e algas em um costão rochoso não acontece apenas ao acaso: a abundância e a diversidade de organismos aumentam das regiões superiores e secas para as inferiores e úmidas, apresentando um gradiente vertical de riqueza e diversidade, com um aumento progressivo no número de espécies do supralitoral para o infralitoral. Isto resulta em um curioso efeito, onde os indivíduos de cada espécie se concentram em zonas ou cinturões definidos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; CONNELL, 1972; LUBCHENCO et al., 1984; STEPHENSON et al., 1972).



Foto: Zonação do Costão Rochoso da Praia da Feiticeira

A disposição horizontal dos organismos de um costão rochoso é facilmente notada, onde cada zona fornece condições favoráveis para o desenvolvimento e sobrevivência das espécies mais abundantes (COUTINHO, 1995). A zonação é a estrutura básica reconhecida na maior parte dos ambientes de costões rochosos. Em função das diferentes latitudes, níveis de maré e exposição ao ar, entre outras variáveis relevantes para a estruturação da comunidade, as espécies que ocorrem em cada zona podem variar, demonstrando adaptações especiais a essas condições (UNDERWOOD, 1996).

O padrão de distribuição vertical dos organismos de um costão varia em função da altura da maré, da inclinação do costão, sombreamento e grau de exposição às ondas (COUTINHO, 1995). De uma maneira geral, o padrão vertical desses organismos é regido pelo hidrodinamismo, pela insolação e inclinação da rocha. Lewis (1968) definiu zonação

como um fenômeno biológico regido por condições físicas do ambiente. Assim, a zonation varia de acordo com o hidrodinamismo, declive da rocha e características das espécies (CONNELL, 1972; MILANELLI, 2003; STEPHENSON; STEPHENSON, 1972).

A área de ocupação da comunidade entre-marés é determinada pela amplitude da zona entremarés. Stephenson e Stephenson (1949, 1972) e Lewis (1968, 1976) propuseram uma classificação para costões rochosos entremarés, que pode ser utilizada para descrever três zonas caracterizadas pela ocupação de organismos típicos: supralitoral, que, em marés extremamente altas, recebe os borrifos das ondas; médiolitoral, delimitada pela franja da supralitoral e a franja da infralitoral, sujeita à ação direta das marés; infralitoral, que permanece constantemente submersa, ficando emersa apenas em marés extremamente baixas (COUTINHO, 1995; MILANELLI, 2003).

O hidrodinamismo representa um fator muito importante para a biota de costões rochosos por agir diretamente nas condições químicas e físicas da água, assim como nos processos de reprodução e alimentação (LEWIS, 1968). Além disso, o hidrodinamismo pode causar perturbações na comunidade podendo resultar em aberturas de clareiras, possibilitando a instalação de outras espécies, aumentando a diversidade da comunidade. Sendo assim, costões que apresentam um grau de hidrodinamismo maior tendem a ser mais diversos (KREBS, 1972).

O declive da rocha, juntamente com o regime de ondas atuante no local, vai ditar a amplitude das faixas caracterizadas pela ocupação de uma biota típica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em costões mais expostos (com maior energia) as comunidades tendem a desenvolver faixas ocupadas com largura maior devido ao alcance das ondas, assim como costões de baixa inclinação. Já os costões abrigados e costões com declive elevado, tendem a apresentar faixas mais estreitas, em função do baixo hidrodinamismo e umidade menor nas áreas superiores (LEWIS, 1968; MILANELLI, 2003; OLIVEIRA-FILHO; MAYAL, 1976; STEPHENSON et al., 1972). Segundo Menge (1976), o ângulo de inclinação da rocha pode indiretamente interferir nos padrões de distribuição, alterando a taxa de substituição competitiva pela espécie dominante.



Foto: Declive do Costão Rochoso da Praia da Feiticeira

A configuração do substrato é um aspecto relevante para a comunidade, uma vez que as heterogeneidades físicas oferecem refúgios para muitas espécies. Assim, propiciando a instalação de diferentes organismos, a diversidade da comunidade tende a aumentar. Sendo assim, a quantidade de heterogeneidades da rocha determina efetivamente a presença de diversas espécies, principalmente da fauna, por estar diretamente relacionada com a quantidade de recursos fornecida pelos diferentes microhabitats. (CONNELL, 1972; MILANELLI, 2003; SUTHERLAND, 1987).



Foto: Heterogeneidades do Costão Rochoso da Praia da Feiticeira.

A geologia do substrato consolidado em estudo também representa um aspecto abiótico relevante, uma vez que, influencia diretamente nas taxas de fixação das larvas e no recrutamento. O basalto, por ser mais denso, menos poroso e por apresentar pH menor em

função do ácido carbônico, dificulta o assentamento das larvas. Já em rochas mais rugosas e com maior porosidade, a incrustação é facilitada (Informação verbal)¹.



Foto: Substrato granítico.

A orientação geográfica influencia o estabelecimento das espécies, em função da variação da intensidade luminosa. Algas pardas e vermelhas tendem a se instalar em habitats de baixa intensidade luminosa, e algas verdes, em habitats de alta intensidade luminosa. A fauna que depende dessas algas, vai se instalar conforme sua necessidade. Assim, a orientação geográfica vai interferir na ocupação das populações, na riqueza e na diversidade da comunidade (Informação verbal)¹.

Espécies-chave vêm sendo estudadas para compreensão de processos ecológicos, assim como espécies indicadoras que modificam comportamentos e abundância em função de mudanças ambientais ou impactos antrópicos (NICHOLLS, 2003).

Padrões alimentares ou funções dentro da comunidade são parâmetros com frequência utilizados para estudos de estrutura de comunidade, distinção de zonas ecológicas e inferências sobre a funcionalidade da comunidade de macrobentos marinhos (BOAVENTURA, 1999). Espécies-chave vêm sendo estudadas para compreensão de processos ecológicos, assim como espécies indicadoras que modificam comportamentos e abundância em função de mudanças ambientais ou impactos antrópicos (NICHOLLS, 2003).

¹Informação fornecida verbalmente por Dr. João Carlos Milanelli.

1.1. Vulnerabilidade ao óleo

Vulnerabilidade é um termo complexo que leva em consideração a *susceptibilidade* (probabilidade do local ser atingido por um vazamento de óleo por estar na área de ação de uma fonte), *persistência* do óleo no ambiente (expectativa de tempo em que o produto permanece no ambiente – relacionado com a dinâmica do local e com o tipo de óleo) e a *sensibilidade* intrínseca das espécies ao óleo (API, 1985).

1.1.1. Contextualização

Grande parte do transporte do óleo é feita pelos oceanos e os acidentes atingem, em sua maioria, ambientes de plataforma continental, por acontecerem próximos a zona costeira. Manguezais, costões rochosos, praias, recifes de corais e marismas são ambientes entremarés sensíveis atingidos por acidentes de óleo.

O litoral norte do estado de São Paulo notabiliza-se quanto ao histórico desses derrames, muito em função da presença do Terminal Almirante Barroso (TEBAR/DTCS) da PETROBRÁS, localizado no Canal de São Sebastião, Município de São Sebastião. Este terminal se constitui no mais importante dos terminais brasileiros em função da alta capacidade de armazenamento e por movimentar cerca de 60% do mercado petrolífero brasileiro (MILANELLI, 2003). Neste terminal foram desembarcadas em 2002, 52.401.476t de petróleo e derivados, e, para depósito deste mesmo material, são utilizados 43 tanques, representando 2.100.000t de capacidade (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, 2006). Cerca de 55% do petróleo utilizado no Brasil passa por este terminal (SOARES, 1994), com uma movimentação diária de 600 mil barris (ANP, 2006). Os ambientes costeiros do Canal de São Sebastião estão assim muito susceptíveis aos derrames de óleo, que atingem com frequência seus numerosos costões rochosos.

Em função de vazamentos acidentais e operacionais durante carga e descarga e o abastecimento de navios, terminais petrolíferos se mostram como uma grande fonte potencial de contaminação de óleo (BÍCEGO, 1988; CORRÊA, 2003). Os principais derrames de óleo no litoral brasileiro ocorreram em águas na proximidade de terminais marítimos e refinarias da PETROBRAS. Além disso, o fato de que a maioria dos terminais é localizada em locais próximos à costa e em locais abrigados, quando há ocorrência de vazamentos, os impactos

nos ecossistemas costeiros são sentidos em curto espaço de tempo (CORRÊA, 2003; SCHAFFER-NOVELLI, 1990).

Os principais derrames de óleo no litoral brasileiro ocorreram em águas na proximidade de terminais marítimos e refinarias da PETROBRAS. O primeiro deles, foi o navio-tanque iraquiano TARIK IBN ZIYAD, que teve seu casco rompido na Baía de Guanabara em 1975. Na costa do Rio de Janeiro e Niterói, muitas de praias foram atingidas pelo óleo (BÍCEGO, 1988). Em 1978, ocorreu, no canal de São Sebastião, o segundo com o navio tanque BRAZILIAN MARINA, que também teve seu casco rompido, vazando cerca de 6.000 metros cúbicos (POFFO; XAVIER; SERPA, 2001). Schaffer-Novelli (1990) cita que neste derramamento, através da corrente que segue rumo nordeste, o óleo atingiu a costa do Rio de Janeiro, mais efetivamente a região da Ilha Grande (CORRÊA, 2003).

Chegam aos oceanos, a partir de fontes antropogênicas, cerca de 2 milhões de toneladas métricas por ano de hidrocarbonetos de petróleo. 23,5%, da atividade de transporte e 7,6 a 10,6%, da produção offshore, refinarias e terminais costeiros. 58,3% vêm das águas de origem doméstica e industrial e/ou processos de lixiviação (ALBERS, 1995; CORRÊA, 2003).

Segundo Poffo, Xavier e Serpa (2001), o Canal de São Sebastião foi a região mais atingida de 1974 a 2000 do litoral norte paulista (27% junto ao píer da PETROBRAS e 64% no seu interior). Praias da costa leste da Ilhabela e de Ubatuba também foram atingidas em alguns casos.

Segundo Lima (2007), dados históricos relatam que o Arquipélago de Ilhabela foi atingido 59 vezes por óleo entre os anos de 1978 e 2007, na maioria das vezes os acidentes ocorreram no Canal de São Sebastião. O município foi o mais afetado da região do litoral norte do Estado de São Paulo em quantidade de praias atingidas, com destaque para a região centro-norte, devido à proximidade do TEBAR, e norte, em função da circulação superficial do Canal de São Sebastião que apresenta, preferencialmente, correntes para esta região (figura 2). Segundo Poffo (2000), a praia da Feiticeira foi atingida cinco vezes por óleo entre 1974 e 1999.

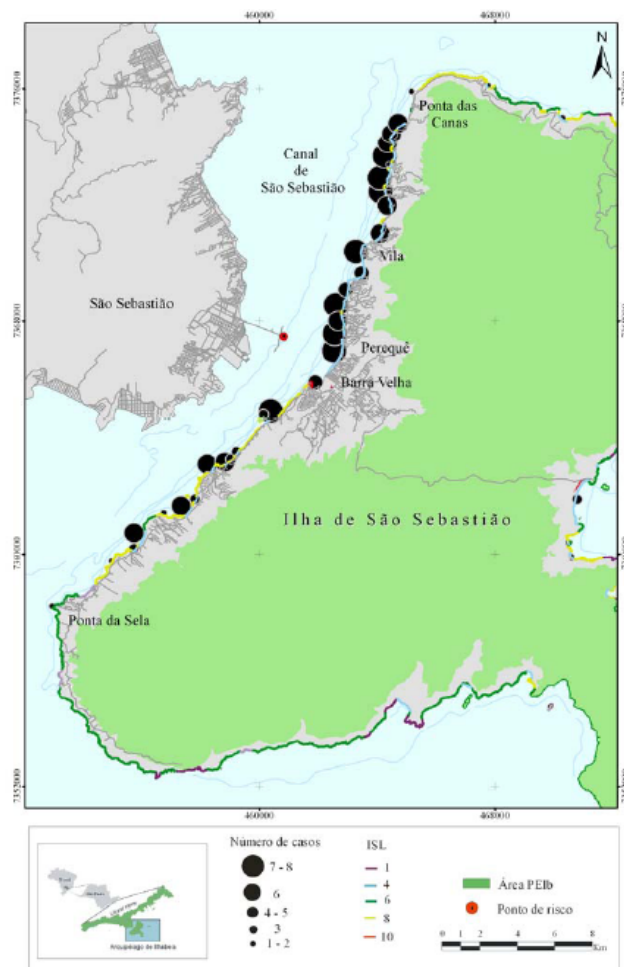


Figura 2: Histórico de acidentes com óleo no Canal de São Sebastião (LIMA, 2007).

1.1.2. Característica do petróleo no ambiente

O petróleo é composto por uma mistura de compostos orgânicos sólidos, líquidos e gasosos. 25% do óleo cru e refinado possuem compostos contendo oxigênio, nitrogênio, enxofre e metais. Os 75% restantes, são compostos que possuem hidrocarbonetos de peso molecular que varia entre 16 a 20.000, divididos em quatro classes: *n*-alcanos ou parafinas, isoparafinas ou alcanos ramificados, cicloalcanos e os aromáticos (CORRÊA, 2003).

Existem diversos fatores, como tipo do óleo, volume vazado, fatores geográficos, fatores biológicos, condições meteorológicas, estações do ano e métodos de limpeza empregados, que influenciam a gravidade do dano para os ecossistemas atingidos (CORRÊA, 2003; IPIECA, 1995; MILANELLI, 1994).

Com relação à ambientes rochosos, existem diversos fatores que determinarão o grau do impacto no ecossistema como: tipo e quantidade do óleo, características do substrato consolidado, hidrodinamismo, correntes e marés, época do ano, sensibilidade das espécies

(características intrínsecas), tipo de comunidade, impactos crônicos ou agudos, formas de limpeza, exposição prévia a outros impactos e a resiliência da comunidade, que é a capacidade de retornar às condições originais ou anteriores à perturbação (CORRÊA, 2003; MILANELLI, 1994).

Processos de degradação como a evaporação, emulsificação, dispersão, espalhamento, dissolução, sedimentação, fotoxidação e biodegradação são extremamente importantes na avaliação do impacto do óleo nas comunidades afetadas (CORRÊA, 2003; MILANELLI, 1994).

Além dos processos de degradação deste produto no mar, vários processos físico-químicos alteram a composição e toxicidade do óleo, na superfície da água do mar. Assim, os danos causados pelo petróleo no ambiente marinho estão relacionados também com as características químicas e físicas do produto (densidade, viscosidade, teor de enxofre e substâncias aromáticas), e do ambiente (grau de exposição do ambiente às ondas, tipo de substrato, amplitude das marés), como com as características biológicas da própria comunidade atingida como o tipo de comunidades biológica do local afetado (CORRÊA, 2003; LOPES et al, 1994, MILANELLI, 1994).

1.1.3. Efeito nos organismos

A dimensão do impacto nos organismos pode atingir desde o nível intracelular ao ecossistema. O contato com óleo pode gerar: alterações no metabolismo celular e nas reações bioquímicas, mudanças estruturais e funcionais dos organismos, bem como na dinâmica e equilíbrio das populações, perturbando o equilíbrio trófico dos ecossistemas (MILANELLI, 1994).

Existem diversos efeitos causados pelo óleo nos organismos marinhos, mas os principais são: morte direta por recobrimento e asfixia, morte direta por intoxicação, morte de larvas e recrutas, redução na taxa de fertilização, alteração nos recursos alimentares, incorporação e bioacumulação, incorporação de substâncias carcinogênicas e ainda efeitos indiretos como dificuldades na localização de presas, alterações na percepção química e motora, inibição da desova, deformidades nos órgãos reprodutores, alteração nas taxas de fotossíntese (CAIRNS; BUIKEMA, 1984; EVANS; RICE, 1972; MANN; CLARK, 1978; MILLANELLI, 1994; NELSON, 1982; RPI, 1984).

Os efeitos tóxicos que as algas sofrem com o contato do óleo podem ser associados ao recobrimento dos organismos e à assimilação de hidrocarbonetos, com conseqüente alteração do metabolismo celular (CORRÊA, 2003; LOBBAN; HARRISON; DUNCAN, 1995).

De um modo geral, produtores primários e espécies fundadoras apresentam de baixa a moderada sensibilidade, detritívoros e herbívoros, alta, e carnívoros, moderada a alta sensibilidade. Quanto aos peixes, os bentônicos sofrem muito mais que os demersais, que por sua vez, são mais sensíveis que pelágicos, mas podem ser classificados com sensibilidade moderada aos impactos gerados pelos derramamento de óleo (API, 1985).

Costões rochosos são ambientes costeiros que não receberam o mesmo cuidado dado às praias arenosas com relação a vazamentos de óleo. Muitas espécies, como esponjas e ascídias, não suportam esse tipo de impacto, morrendo com algumas horas de contato com hidrocarbonetos. As cracas (Cirripédios) podem suportar esse estresse se o óleo não apresentar alta toxicidade (Informação verbal)¹.

O contato com hidrocarbonetos de petróleo pode resultar em alterações em toda comunidade como, no desaparecimento de espécies (redução da riqueza), alteração na composição, diminuição da densidade das populações mais sensíveis, viabilização de espécies oportunistas, redução da tolerância às condições do ambiente, bioacumulação, desestruturação da teia trófica, distúrbios estruturais e funcionais e causar efeitos sub-letais que interferem no comportamento, crescimento, recrutamento e sucesso reprodutivo dos organismos marinhos (BOKN; BOX, 1985; CORRÊA, 2003; HOWARTH, 1989).

Gundlach e Hayes (1978), foram os primeiros autores a estudar a sensibilidade de ambientes costeiros com relação ao óleo, propondo um índice de vulnerabilidade. Este índice classifica os ecossistemas costeiros em uma escala crescente de 1 a 10, levando em conta principalmente as características sedimentológicas e geomorfológicas dos ambientes e como tais características influenciam no comportamento do óleo. Os costões rochosos abrigados são indicados como muito vulneráveis (Índice 8) e pouco vulneráveis (índice 2) para os costões rochosos expostos, com elevado hidrodinamismo (CORRÊA, 2003).

O cenário dos costões rochosos do interior do Canal de São Sebastião é particularmente preocupante, pois fatores como a proximidade da fonte poluidora e a frequência de derrames, aliados às condições hidrodinâmicas relativamente desfavoráveis ao intemperismo físico pela ação direta das ondas, bem como à presença de espécies sensíveis, tornam esses ambientes altamente vulneráveis (MLANELLI, 2003).

¹Informação fornecida verbalmente por Dr. João Carlos Milanelli.

Ambientes como costões rochosos abrigados têm suas comunidades vulneráveis aos derrames principalmente em áreas protegidas com pouca energia física de batimento de ondas, onde as moléculas de hidrocarbonetos que assentam no substrato, permanecem por períodos de tempo maiores que em ambientes com alta energia de ondas (FAYAD; OVERTON, 1995 apud MCCOY; BROWN, 1998). Devido ao caráter hidrófobo do petróleo, que o leva a formar uma película na superfície da água (FELLENBERG, 1980), a região entremarés dos costões rochosos são as mais vulneráveis (CORREA, 2003; FALCÃO, 1996; MILANELLI, 1994), podendo apresentar diferentes graus de sensibilidade ao petróleo.

1.1.4. Costões rochosos do Canal de São Sebastião

O hidrodinamismo sobre os costões do interior do Canal é pequeno em relação às áreas abertas, devido ao anteparo fornecido pela Ilha de São Sebastião. Assim, os costões dessa área são considerados abrigados, mas apresentam diferenças relevantes na intensidade da ação hidrodinâmica para estruturação das comunidades locais, mesmo no interior do Canal (MILANELLI, 2003).

O Canal de São Sebastião apresenta uma circulação de massas d'água eficiente, com correntes médias de 0,4 m/s (ZANARDI; BÍCEGO; WEBER, 1999), sendo este, um relevante aspecto ambiental positivo. A movimentação deste grande volume de água beneficia a manutenção da qualidade ambiental costeira, minimizando o estresse crônico. Mesmo não estando diretamente sujeitas à ação das ondas, as comunidades do Canal são favorecidas pela eficiente circulação quanto à remoção e dispersão natural do óleo. Tanto em São Sebastião quanto na Ilhabela, esta situação já foi observada (MILANELLI, 2003).



Figura: Costões rochosos do Canal de São Sebastião (MILANELLI, 2003).

Costões rochosos do interior do Canal são classificados, de maneira geral, como altamente vulneráveis. O óleo pode permanecer nesses locais por vários anos, em acidentes graves (API, 1985; MICHEL; HAYES 2002, MILANELLI, 2003), causando perturbações

que podem se propagar por mais de 10 anos (HAWKINS et al., 2002; MILANELLI, 2003; SOUTHWARD; SOUTHWARD, 1978).

A riqueza em espécies nos costões tende a ser mais elevada em situações de moderado estresse físico do que condições de estresse ambiental maior. Além das espécies de animais sésseis, adaptadas a condições mais severas, existem a instalação e colonização de espécies vageis, que não apresentam as mesmas adaptações a esse ambiente rude, sendo mais sensíveis a perturbações (MENGE; FARRELL, 1989; MENGE; SUTHERLAND, 1987; MILANELLI, 2003). Uma vez que uma maior variedade de espécies pode ser atingida, o efeito do óleo em costões abrigados, como os do Canal, é potencialmente mais nocivo. Algumas espécies apresentam sensibilidade moderada em relação ao óleo, como cracas e mexilhões, e outras altamente sensíveis como crustáceos braquiuros, equinodermas e algas vermelhas (API, 1985; LE HIR; HILY, 2002; MILANELLI, 1994; MILANELLI, 2003).

1.2. Justificativa

O ambiente heterogêneo dos costões rochosos é um habitat de grande diversidade, propício ao desenvolvimento de comunidades e apresenta grande riqueza de espécies. Tal diversidade é proporcionada pelas características das rochas que compõem o costão, bem como pelos gradientes já citados anteriormente de salinidade, umidade, hidrodinamismo e incidência solar.

Os costões rochosos são ambientes de grande importância para a manutenção dos ecossistemas costeiros, uma vez que este ambiente é extremamente representativo quanto à produção primária, fornecendo habitat e alimento para muitas espécies (CARRANZA, 2003; LAMPARELLI et al. 1998). Além disso, tais comunidades vêm sendo utilizadas como instrumento para avaliação ambiental, por refletirem, além de condições no momento da amostragem, o comportamento do sistema cronologicamente, e por serem capazes de integrar o efeito do estresse (CORRÊA, 2003; DEWLING, 1986; IRVING, 1991; O'CONNOR; BILYARD, 1987). Assim, estas comunidades têm sido propostas como instrumento no monitoramento de poluição marinha, por serem, em sua maioria, sésseis e integrarem o efeito dos poluentes com o tempo. Como a sensibilidade aos efeitos é variável de espécie para espécie é possível identificar efeitos dos poluentes refletidos nas mudanças estruturais da comunidade, já que a maioria destas comunidades abriga uma grande diversidade de espécies (CORRÊA, 2003; GRAY et al., 1990;).

Além da sua importância na compreensão do meio natural, esses estudos possibilitam a curto e médio prazo, verificar os impactos de contaminantes e poluentes em área costeira (CARVALHEIRA, 1993; CORRÊA, 2003; IRVING, 1991). Contribuições para o acúmulo de conhecimento sobre estrutura e comportamento das comunidades bênticas, podem subsidiar planos de gestão e a elaboração de políticas que visem a conservação de ecossistemas marinhos e costeiros (CORRÊA, 2003; BENEDETTI-CECCHI et al., 2003).

O Arquipélago da Ilhabela, em função da grande diversidade da fauna e da flora, pode ser considerado uma região de relevância ecológica. Assim, devido aos efeitos nocivos que o óleo pode causar nos organismos vivos, bem como o histórico de acidentes na região, deve-se considerar esta região altamente sensível a derramamentos de óleo (LIMA, 2007).

Impactos gerados por derramamento de óleo podem afetar diretamente a sucessão ecológica e o repovoamento de um costão rochoso, por reduzir as espécies chaves que controlam a comunidade resultando assim em uma comunidade pós-impacto diferente da comunidade anterior ao impacto (CORRÊA, 2003; RAFFAELLI, 1996).

Além dos acidentes envolvendo vazamentos de óleo e derivados resultantes das operações ligadas ao TEBAR (Terminal Almirante Barroso - PETROBRÁS), os ecossistemas costeiros da região do Canal de São Sebastião estão sujeitos a uma variedade de impactos de origem antrópica, como o lançamento ao mar de esgotos não tratados, a ocupação urbana e turística desordenada e sem planejamento. Também ameaçando o equilíbrio da região, o desmatamento das encostas afeta gravemente a saúde da zona costeira (MILANELLI, 2003).

O turismo é uma atividade muito freqüente na região de estudo, onde existem muitas casas de veraneio, em função do atrativo da beleza natural. Além disso, populações locais dependem, muitas vezes, como fonte de subsistência, da exploração para a comercialização e consumo de mexilhões, ostras e algas (CARRANZA, 2003; LAMPARELLI et al. 1998;), ambas atividades potencialmente geradoras de desequilíbrio ambiental.

Muitos estudos realizados sobre ecossistemas costeiros intermareais no litoral paulista tratam de costões rochosos, no entanto seu número é pouco expressivo, tendo em vista a elevada quantidade de costões ainda não estudados. Além disso, a maior parte da produção científica é enfocada em apenas um táxon ou ecologia de uma única espécie, sendo assim, a ecologia de comunidades é muito pouco abordada (MILANELLI, 2003). Há uma considerável escassez de trabalhos que diagnostiquem o efeito da poluição nos ecossistemas costeiros, tanto para lançamentos de efluentes domésticos e industriais, como para derrames de óleo (LEWIS, 1976; MILANELLI, 2003).

Muitos estudos em zonas entre-marés são realizados considerando apenas a flora ou a fauna separadamente, mas melhores resultados seriam encontrados ao se estudar a comunidade como um todo, englobando as algas e os animais (STEPHENSON, 1972).

Trabalhos de monitoramento das comunidades de costões rochosos, que necessitam de um maior tempo de estudo, são muito raros, dificultando a acumulação de informações científicas sobre a estrutura das comunidades, principalmente em fases anteriores aos impactos antrópicos (MILANELLI, 2003).

Segundo Lewis (1976), o conhecimento do que está acontecendo ecologicamente é o principal objetivo do monitoramento. Este conhecimento só ocorre a partir de observações ecológicas e medidas no campo.

Com o objetivo de obter informações de base que possam servir de subsídio para a avaliação dos impactos de eventuais acidentes envolvendo vazamentos de óleo no Canal de São Sebastião, a CETESB desenvolveu um programa de monitoramento de costões rochosos entre 1993 e 1996, com uma reavaliação em 1998. O monitoramento foi desenhado para possibilitar a quantificação de impactos futuros, utilizando-se diversas metodologias complementares e abordando diferentes frações da comunidade.

Sendo assim, o presente trabalho possibilita a constatação do cenário existente 12 anos depois da última investigação da CETESB no monitoramento de costões rochosos do Canal de São Sebastião. Dessa forma, em eventuais vazamentos que atinjam a Praia da Feiticeira será possível dimensionar os impactos com maior precisão.

2. Objetivos

Com o objetivo de dar continuidade ao monitoramento dos costões da área do Canal de São Sebastião executado pela CETESB, foi focalizado o costão rochoso da Praia da Feiticeira, um dos pontos monitorados pela CETESB entre 1993 e 1996. Assim, o presente trabalho propõe:

1. Caracterizar a composição da comunidade do costão rochoso da Praia da Feiticeira quanto às espécies de macrofauna e macroalgas encontradas dentro da área de amostragem, classificando a comunidade em categorias semi-quantitativas;
2. Avaliar quantitativamente as espécies da macrofauna sésil dominante ao longo da zonação vertical;
3. Caracterizar a estratificação vertical (zonação) do costão rochoso da Praia da Feiticeira;
4. Comparar os resultados com os dados obtidos pela CETESB no período de 1993 a 1996, no mesmo local;
5. Atualizar os dados anteriores, disponibilizando o presente diagnóstico como complementação aos dados já existentes;
6. Disponibilizar tais dados para os órgãos ambientais e empresas locais para avaliação dos impactos gerados por derrames de óleo e/ou outros impactos nas comunidades biológicas dos costões rochosos entremarés, assim como contribuir com futuros programas de monitoramento na região.

3. Metodologia

3.1. Descrição da área de estudo

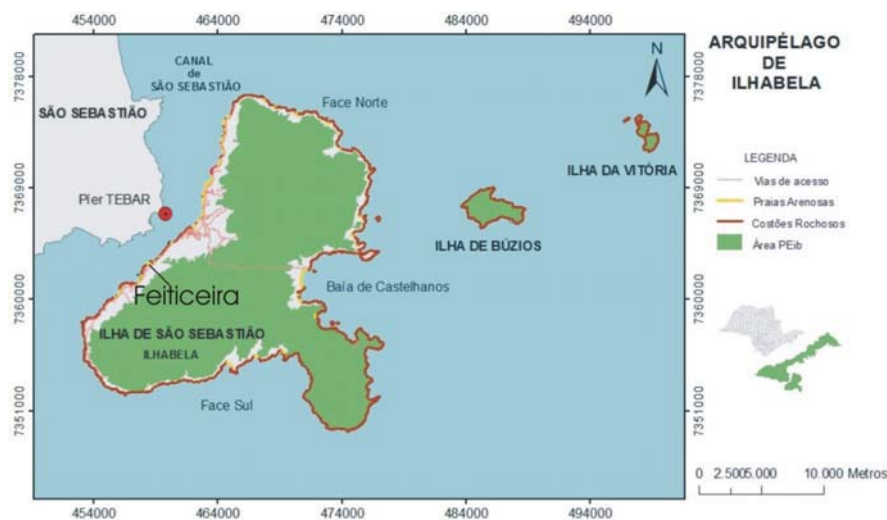


Figura: Descrição da área de estudo



Foto: Praia da Feiticeira



Foto: Costão rochoso da Praia da Feiticeira

O Arquipélago de Ilhabela é constituído por um conjunto de 12 ilhas, dentre elas destacam-se, além da Ilha de São Sebastião, as ilhas de Vitória e Búzios, dois ilhotes e duas lajes (figura 1, Anexo A). A Ilha de São Sebastião possui uma área de 337 km², sendo a maior ilha do litoral sudeste brasileiro (LIMA, 2007).

Com cerca de 83% de todo o território do Arquipélago, o Parque Estadual de Ilhabela (PEIb) é limitado através de cotas altimétricas. Na face externa da ilha, o parque tem seus domínios variam entra a cota 100m e cota zero, já na face oeste, o domínio se inicia acima da

cota 200m, fazendo com que a área de estudo, Praia da Feiticeira, permaneça fora do PEIb. Nas demais ilhas, ilhotas e lajes do arquipélago, o PEIb ocupa a totalidade de seus territórios (LIMA, 2007).

O litoral norte do Estado de São Paulo encontra-se numa zona de transição entre os domínios tropicais e extra-tropicais, pertencente à Unidade Pluvial Litoral (MONTEIRO, 1973). Na face oeste da Ilha de São Sebastião são encontrados os menores índices de pluviosidade da região, com precipitação anual em torno de 1.330mm (SÃO PAULO, 1998). A região apresenta grande variação sazonal com relação a temperatura, com médias superiores a 24°C, nos meses de verão, e uma variação de temperatura entre 17°C e 20°C nos meses de junho a agosto (LIMA, 2007).

A Ilha de São Sebastião é separada do continente pelo Canal de São Sebastião, que possui extensão de aproximadamente 22 km. A circulação das águas internas do canal apresenta um padrão extremamente complexo, principalmente na região central do canal, com nítida influência da ação dos ventos e marés. Este padrão de circulação das correntes superficiais do canal é na direção SW – NE, com fluxo maior de águas penetrando ao sul do canal no sentido NE, em função dos ventos de sul (FURTADO, 1978; VALENTE, 1999).

A praia da Feiticeira fica localizada no município de Ilhabela, no estado de São Paulo. A praia apresenta uma área de 3629,60 m², 234m de extensão e 15,5m de largura. Marcada pela presença de coqueiros, morros, rochas e rios como paisagem de entorno, além da baixa urbanização e com população residente. Há um elevado atrativo turístico em função da beleza natural, balneabilidade apropriada e a presença de construção histórica, a Fazenda Feiticeira. Mesmo sendo possível o acesso por veículo comum, a falta de pavimentação dificulta a chegada à praia (T4 CONSULTORIA EM TURISMO, 2006).

Segundo Milanelli (2003), o Costão da Feiticeira (23°50'31"S; 45°24'29"W), de substrato granítico, apresenta declive de 17°, e orientação 350° NW. Com relação à exposição às ondas, não é nem abrigado, nem muito exposto, sendo considerado semi-exposto. Sua configuração é ampla, apresentando mais de 4m de altura entremarés.

3.2. Metodologia de coleta

Foi adotada a mesma metodologia desenvolvida pela CETESB para a coleta dos dados, para que os mesmos possam ser comparados e complementados. O ponto de amostragem do costão rochoso da Praia da Feiticeira também foi o mesmo.

A coleta de dados foi realizada na baixa-marés de sizígia para que toda comunidade entre marés pudesse ser amostrada

3.2.1. Variáveis abióticas

Declive e perfil

O declive do costão estudado foi obtido utilizando duas réguas de madeira de 2 metros, cada, graduadas em centímetros, de acordo com metodologia desenvolvida e utilizada pela CETESB (MILANELLI, 2003). Uma delas foi colocada na base do costão (altura de maré mais baixa em campo) verticalmente, e a outra, horizontalmente e perpendicular à primeira. Desloca-se a régua horizontalmente posicionada de 10 em 10cm para cima em relação à vertical, medindo-se a distância entre a régua vertical e a rocha. Assim foi possível obter medidas contíguas de deslocamento da régua horizontal cada 10cm de altura da faixa estudada. A escala da régua vertical representa a variável independente (X) e as medidas de deslocamento horizontal representam a variável dependente (Y). Desta forma, estes dados possibilitaram a utilização da regressão linear para obtenção do ângulo de inclinação da rocha, sendo este o seu declive médio. Apesar de não resultar em elevada precisão, o método permite uma representação aproximada do perfil topográfico da rocha na área de estudo.



Foto: Postura de pino



Foto: Réguas de declive

Tipo de Rocha

O tipo de rocha foi caracterizado visualmente. Os padrões de ocupação das comunidades de costões rochosos podem diferenciar-se em função da composição da rocha, que em sua maioria, é granítica com algumas intrusões basálticas, refletindo uma história ligada a movimentos magmáticos e vulcânicos na área.

Posicionamento geográfico e orientação

O posicionamento geográfico será estabelecido utilizando um GPS (GARMIN MAP CSX). Para a obtenção da orientação do costão, foi utilizada uma bússola, e as bases de dados da CETESB. A área a ser estudada é exatamente a mesma investigada no programa de monitoramento da CETESB, dando continuidade ao monitoramento da região.

Amplitude da zona entremarés

Com o uso de uma fita métrica, mediu-se a altura da zona entremarés em diversos pontos aleatoriamente selecionados para posteriormente efetuar-se o cálculo da média da altura da zona estudada. Com esses dados foi possível estabelecer a amplitude aproximada da área entremarés do ponto de estudo.

Refúgios

Foram consideradas todas as irregularidades da rocha, como reentrâncias, fendas, locas de ouriço, ou seja, áreas que possam servir de refúgio para os organismos contra ação das ondas, dessecação e ação de predadores. Sendo assim, o costão foi qualificado de acordo com a quantidade de refúgios como raros, freqüentes ou abundantes.

Hidrodinamismo

O hidrodinamismo foi avaliado com observações em campo e com dados bibliográficos de estudos prévios na região.

Análise físico-química da água

Foram coletados dados como pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica e temperatura da água, com o aparelho Water Quality Checker, da marca Horiba.

Com relação ao oxigênio dissolvido, foram coletadas três amostras de água durante o campo. Posteriormente estas amostras foram levadas ao laboratório para análise de oxigênio dissolvido com o Oxímetro Microprocessado MA 520, da marca Marconi.

3.2.2. Variáveis biológicas

Levantamento quantitativo

O monitoramento biológico foi realizado na baixa-marés de sizígia enfocando-se as amostragens quantitativas da macrofauna sésil dominante da Praia da Feiticeira, o qual foi feito através de amostragens da porcentagem de cobertura da rocha para cada táxon dominante, por se mostrar mais relevante do que a contagem de indivíduos. Estratégias não destrutivas foram adotadas, por serem mais indicadas para estudos com objetivos de caracterização geral da estruturação das comunidades, principalmente para fins de monitoramento.

Para esse levantamento foi utilizado um amostrador retangular de 22 x 18cm (figura abaixo), que é subdividido com linhas de nylon formando uma malha homogênea de 100 quadrados de 1cm² cada. A contagem foi realizada através do número de interseções em que o *táxon* ocorreu, dentro do amostrador. Foram adotadas 10 réplicas para cada espécie dominante, definidas aleatoriamente na área de amostragem.

Este amostrador foi utilizado na estimativa da porcentagem de cobertura das espécies *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes solisianus* e *Tetracrita stalactifera* dentro das respectivas zonas de fixação através do método de contatos, onde a espécie visualizada logo abaixo do contato dos quadrados é registrada com 10% de cobertura. A malha do amostrador é constituída de duas camadas de pontos sobrepostos, para evitar os erros de paralaxe (desvio de posição do observador em relação ao objeto de contagem).

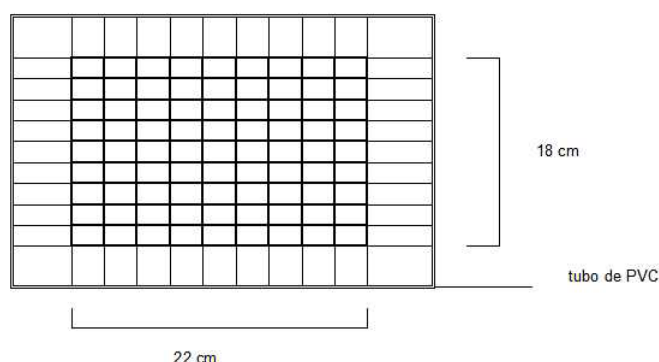


Figura: Amostrador retangular de 22 x 18cm



Foto: Contagem de *Tetracrita stalactifera*



Foto: Contagem de *Chthamalus bisinuatus*

Levantamento qualitativo

A análise qualitativa foi feita através do registro das espécies de macrofauna e macroalgas encontradas ao longo do transecto e na área adjacente, classificando-as, quando possível, em raras, freqüentes, ou abundantes. Foram coletados exemplares de indivíduos para melhor identificação, os quais foram encaminhados para especialistas.

Após identificadas, o site www.algaebase.org foi utilizado para aprimorar e atualizar a identificação de Algae feita pelo especialista Prof. Dr. Eurico C. Oliveira que também aconselhou tal procedimento, pois este site atualiza diariamente seu dados.

Levantamento estratificado

Um transecto vertical ao longo da zona entremarés, desde o supra ao infralitoral, foi delimitado como é indicado para os estudos de distribuição vertical em costões rochosos (OLIVEIRA-FILHO; MAYAL, 1976; UNDERWOOD, 1981; MILANELLI, 1994).

O ponto de amostragem foi o mesmo do estudo realizado pela CETESB (MILANELLI, 2003) visando exatamente a comparação dos dados obtidos com uma diferença de 12 anos. A delimitação do transecto foi realizada com o auxílio de uma corda graduada presa a um pino de aço, marcando o limite superior do transecto. Ao longo da corda foi deslocado o mesmo amostrador retangular de 22 x 18 cm utilizado no levantamento quantitativo de espécies dominantes, sendo que cada deslocamento constitui um nível do transecto na planilha de dados.

Esta malha foi utilizada na estimativa da porcentagem de cobertura por espécie dentro dos níveis através do método de contatos, onde a espécie visualizada logo abaixo do contato dos quadrados é registrada com 10% de cobertura.



Foto: Contagem no transecto



Foto: Amostrador

Foram consideradas na amostragem todas as espécies da macrofauna e macroalgas encontradas dentro do transecto. Desta forma, foram registradas as zonas verticais de ocorrência de cada espécie ao longo do perfil, bem como as suas respectivas densidades em porcentagem de cobertura.

3.3. Metodologia de análise

Com o objetivo de comparar o presente estudo com os dados do programa de monitoramento da CETESB, todos os resultados foram vinculados ao trabalho anterior, a fim de registrar o comportamento temporal das variáveis analisadas. Uma vez que há um período de 12 anos entre as amostragens, os presentes resultados foram tratados de forma discreta e não de forma contínua.

3.3.1. Análise quantitativa

A média da porcentagem de cobertura das espécies dominantes foi calculada a partir das dez réplicas que foram realizadas ao longo do transecto, possibilitando estimativas da densidade populacional das espécies dominantes em cada zona de ocorrência (Figuras 4.a e 4.b). Esses dados foram utilizados para a comparação com os dados do programa de monitoramento da CETESB, de 1993 a 1996 referentes à Praia da Feiticeira. Foi construído um gráfico a partir da média e desvio padrão das espécies amostradas lado a lado (Figuras 5.b, 6.b e 7.b), além de

gráficos para cada espécie, onde serão adicionados os dados de todas as coletas anteriores (demografia, figuras 5.d, 6.d e 7.d), outro gráfico, comparando as densidades das espécies somente nas amostras do período a ser estudado (Figuras 5.c, 6.c e 7.c) e outro gráfico mostrando a sazonalidade destas espécies (Figuras 5.a, 6.a e 7.a). Os gráficos (Figuras 5.b, 6.b e 7.b) mostram os limites normais de variação (superior e inferior) através do cálculo:

$\bar{x} \pm 1.96 \cdot s$, onde:

$\bar{x}$ = média das réplicas e s = desvio padrão da média

Medidas futuras que estejam fora dos limites normais de variação indicarão algum tipo de impacto. Além disso, o acompanhamento futuro da comunidade impactada possibilita a identificação do processo de recuperação, o qual será efetivado quando as medidas estiverem dentro dos limites do espectro temporal de variação.

Além disso, para aprimorar as comparações entre os dois trabalhos, foi feito o Teste de hipótese para igualdade de proporções, comparando ano a ano das coletas de inverno:

Dado duas amostras aleatórias independentes de n_x e n_y observações com proporção de sucessos $\hat{p}_x$ e $\hat{p}_y$, respectivamente, para grandes amostras - $np(1 - p) > 9$ – o seguinte teste de hipótese tem nível de significância α : 0,05.

Teste de Hipótese (Hipótese Nula - H_0 vs Hipótese Alternativa - H_A):

H_0 : $P_x - P_y = 0$, as proporções são iguais

H_A : $P_x - P_y \neq 0$, as proporções são diferentes

A regra de decisão é:

$$\text{Rejeitar } H_0 \text{ se } \frac{(\hat{p}_x - \hat{p}_y)}{\sqrt{\frac{\hat{p}_0(1 - \hat{p}_0)}{n_x} + \frac{\hat{p}_0(1 - \hat{p}_0)}{n_y}}} < -Z_{\alpha/2} \text{ ou } \frac{(\hat{p}_x - \hat{p}_y)}{\sqrt{\frac{\hat{p}_0(1 - \hat{p}_0)}{n_x} + \frac{\hat{p}_0(1 - \hat{p}_0)}{n_y}}} > Z_{\alpha/2}$$

onde $\hat{p}_0$ é um estimador para a proporção comum, dado por:

$$\hat{p}_0 = \frac{n_x \hat{p}_x + n_y \hat{p}_y}{n_x + n_y}$$

3.3.2. Análise qualitativa

Foi construída uma tabela a partir dos dados de macrofauna e macroalgas levantados ao longo da área de amostragem, que foi adicionada ao inventário da comunidade elaborado a partir dos dados do monitoramento de 1993 a 1995 (Figura 8). Para possibilitar a comparação da composição de espécies encontrada com o trabalho anterior, foram usados apenas os dados das coletas de inverno. O índice de similaridade foi determinado segundo o coeficiente de Sorensen (KREBS, 1998), onde:

$$S_s = 2A / 2A + B + C$$

Onde:

S_s = Índice de similaridade entre as comunidades de invernos A e B.

A = número de espécies comuns entre os dois invernos amostrados

B = número de espécies presentes no inverno B e ausentes no inverno A.

C = número de espécies presentes no inverno A e ausentes no inverno B.

Como o estudo anterior acumula dados de três invernos, tornou-se necessário calcular o índice separadamente para cada ano de coleta com o presente inventário, além de comparar com a compilação dos invernos encontrada em Milanelli (2003).

Para a construção de gráficos para a análise da relação riqueza de espécies/abundância foram utilizados dados de categorias semiquantitativas, classificando como espécies raras, freqüentes e abundantes (Figura 9).

As espécies encontradas foram subdivididas em grupos taxonômicos (Figuras 10.a e 10.b) e grupos funcionais (Figuras 11.a e 11.b), de acordo com seus respectivos hábitos alimentares. Assim, as proporções dos números de espécies por grupos encontradas foram comparadas com as encontradas pelo monitoramento anterior.

3.3..3. Análise estratigráfica

Os dados brutos de porcentagem de cobertura de cada espécie por nível foram inseridos em uma matriz, onde os descritores foram as espécies, e o conjunto de níveis representou os objetos. A variável foi a porcentagem de cobertura de cada espécie, constituindo uma análise modo **q**.

Em função dos dados se referirem a porcentagem de cobertura das espécies, tornou-se necessária a transformação, primeiramente dividindo-os por 100, para que pudessem ser transformados em arco seno da raiz quadrada do valor.

A similaridade entre os níveis foi avaliada por meio de uma Análise Hierárquica Aglomerativa (“cluster”), utilizando-se o coeficiente de distância de Bray-Curtis para a construção da matriz de dissimilaridade, e o método de ligação de WARD de variâncias mínimas, construindo-se o dendrograma (Figura 13).

As espécies consideradas foram apenas as mais abundantes, a fim de se identificar os estratos verticais das espécies que exercem um papel estrutural na comunidade (Figura 12). As demais espécies que ocuparem porcentagem muito menor foram consideradas como “espécies acompanhantes” de cada zona ou estrato.

Para ajudar a ilustrar a estratificação, foi feita uma Análise de Correspondência Retificada (DCA) (TER BRAAK, 1987), que fornece as espécies que exercem influência no agrupamento e distinção dos níveis (Figura 14).

Tanto com relação à Análise Hierárquica Aglomerativa, quanto para a DCA, foi utilizado o programa PC-ORD versão 4.0 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

4. Resultados e discussão

4.1. Variáveis abióticas

A relevância destas variáveis na estrutura da comunidade já foi discutida anteriormente na introdução. O hidrodinamismo age nas condições químicas e físicas, e juntamente com o declive da rocha, será ditada a amplitude da zona entremarés. A quantidade de heterogeneidades e a quantidade de refúgios determinam efetivamente a ocupação de diversas espécies, por lhes fornecerem condições favoráveis às mesmas. A geologia do substrato influencia diretamente nas taxas de fixação das larvas e no recrutamento. A orientação geográfica vai influenciar significativamente no estabelecimento das espécies, em função da variação da luminosidade.

Declive e Perfil

O declive médio do costão da Feiticeira, tomando-se como referência a linha do transecto realizado, foi de $19,29^\circ$. Como pode ser observado pela figura 3, o perfil apresenta uma inclinação intermediária. O coeficiente de correlação para o traçado do perfil foi de 99,69%, mostrando uma elevada correlação linear entre os pontos coletados.

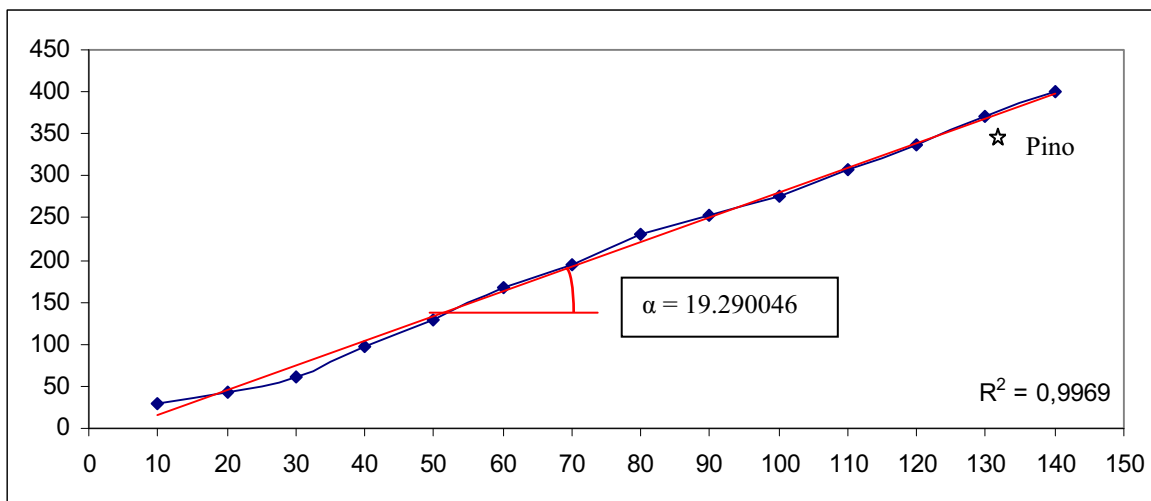


Figura 3: Perfil e Declive



Foto: Declive do Costão Rochoso da Praia da Feiticeira

Hidrodinamismo

Segundo Milanelli (2003) e observações em campo o costão em estudo pode ser classificado com semi-exposto. Como ocorreu durante os primeiros dias de coleta, quando há entrada de ondulação pelo Sul do canal, a agitação marítima atinge o costão diretamente, fazendo com que o estresse hidrodinâmico sobre a comunidade aumente. Sendo assim, pode-se inferir que o grau de batimento de ondas é moderado, com eventuais momentos de maior agitação, especialmente nos meses de inverno, quando a ondulação sul é mais freqüente.

Refúgios

Também com base em observações em campo e concordando com Milanelli (2003), no costão da Feiticeira os refúgios são raros, mas ocorrem algumas fendas e tocas de ouriço, que mesmo sendo raros, contribuem muito com a diversidade por fornecerem diferentes microhabitats, principalmente para a fauna (CONNELL, 1972; MILANELLI, 2003; SUTHERLAND, 1987). Além disso, a presença de heterogeneidades em um costão rochoso é um aspecto de diferenciação com relação à sua sensibilidade ao óleo (LIMA, 2007).



Foto: Heterogeneidades



Foto: Tocas de ouriço

ORIENTAÇÃO	350° NW
POSICIONAMENTO GEOGRÁFICO	23k UTM 0458526 / 7363056 23°50'31"S; 45°24'29"W
HIDRODINAMISMO	SEMI-EXPOSTO
ALTURA ENTREMARÉS	4,10 M
ALTURA HABITADA	3,29 M
CONFIGURAÇÃO	COSTÃO AMPLO
TIPO DE SUBSTRATO	GRANITO COM INTRUSÕES DE BASALTO
REFÚGIOS	MÉDIOS



Foto: Substrato granítico com intrusões de basalto

Análises de água e clima

Através da figura 15.a, de variação temporal das médias da salinidade, com médias do estudo anterior e a salinidade coletada no inverno de 2007, pode se observar um pequeno aumento nesta variável com relação ao trabalho realizado pela CETESB. A média de salinidade nas primaveras foi de 31ppm, nos verões, 33ppm, nos outonos, 35ppm e nos invernos, 34ppm, mostrando, de maneira geral, que a média de salinidade se manteve entre 31 e 35ppm. No inverno de 2007, esta aumentou para 37,7ppm, refletindo um período de seca e alta insolação nos meses que antecederam a coleta. A salinidade apresenta efeitos importantes na distribuição dos organismos em áreas entre-marés, agindo por interações com outras condições, como exposição ao ar e à natureza do substrato (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

A figura 15.b, de variação temporal de médias do oxigênio dissolvido, mostra uma diminuição desta variável. A média de oxigênio dissolvido nas primaveras foi de 7,2 mg/l, nos verões, 6 mg/l, nos outonos, 6,5 mg/l e nos invernos, 7,475 mg/l, enquanto que, no inverno de 2007, esta caiu para 5,3 mg/l. A CETESB (<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/municipios/evolucao/ilhabela.asp>) afirma uma considerável queda na balneabilidade da Praia da Feiticeira nos últimos anos. Já que a quantidade de oxigênio dissolvido na água é umas das variáveis utilizada na caracterização da qualidade da água, esta queda em relação ao estudo anterior já era esperada, reafirmando a piora na qualidade da água no local de estudo.

A figura 15.c, de variação temporal das médias da temperatura da água, mostra que não houve mudança nas médias de temperatura dos invernos do estudo anterior (21°C) para o inverno de 2007 (20,8°C), sendo que, as médias das temperaturas nas primaveras foi de 21°C, nos verões, 25°C, e nos outonos, 24,12°C.

4.2. Variáveis bióticas

4.2.1. Análise quantitativa

As espécies-chave exercem um papel fundamental na estrutura, funcionamento e dinâmica de ocupação de espaço dentro de uma comunidade, em função da sua abundância. O conceito de *dominância ecológica* foi definido por Odum (1971) como as espécies ou grupo de espécies que exercem um papel de controle da corrente de energia dentro da comunidade, afetando intensamente o ambiente das outras espécies. Os cinturões desse ambientes apresentam elevada dominância com cerca de dez espécies (fundadoras e estruturadoras) representando aproximadamente 80% da biomassa.

Segundo Lewis (1976), poucas espécies e suas interações, associadas a seus predadores, determinam, em grande parte, a composição das comunidades locais. Uma vez conhecendo-se o que acontece com estas espécies-chave ou fundadoras, pode-se inferir padrões de comportamento da comunidade do costão de forma geral. É nessas espécies que o esforço deve ser dirigido.

O estudo realizado por Milanelli (2003) já havia detectado a presença relevante de *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes solisianus* e *Tetraclita stalactifera* no costão rochoso da praia da Feiticeira, com uma maior dominância da craca *C. bisinuatus*. Estas três espécies constituem a base da comunidade em estudo, podendo ser consideradas espécies dominantes ou espécies-chave. Muitos estudos em costões rochosos intermareais baseiam-se nestes organismos dominantes para inferências sobre a comunidade (NICHOLLS, 2003), podendo assim colaborar com biomonitoramentos em relação a poluição gerada por derramamentos de óleo.



Foto: *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes solisianus* e *Tetraclita stalactifera*.

Com relação à estrutura de ocupação num costão rochoso, as cracas devem receber atenção, pois a ocupação prévia por estes cirripédios pode ser importante para o recrutamento de mexilhões, em função da superfície atrativa que fornecem para o assentamento (MENGE, 1976).

A figura 4.a, no Anexo A, mostra a porcentagem de cobertura de cada espécie dominante no inverno de 2007, com suas respectivas amplitudes (valores máximos e mínimos observados), assim como a figura 4.b que mostra a média dos dados de invernos de 1993 a 1995.

Em ambientes como costões rochosos com grandes variações naturais das populações provocadas por intensos gradientes ambientais e pela complexa dinâmica de ocupação do espaço, envolvendo o assentamento de larvas, competição e predação, é comum observar mudanças relativamente rápidas na comunidade (SUTHERLAND; ORTEGA, 1986, IPIECA, 1995; THOMPSON; CROWE; HAWKINS, 2002). Tal variabilidade dificulta separar as mudanças ocorridas naturalmente na comunidade de interferências antrópicas, como poluição por efluentes domésticos e indústrias, e derramamentos de óleo. Um acompanhamento temporal pode ajudar a diferenciar as mudanças naturais das comunidades das geradas por impactos antrópicos.

A menor quantidade do cirripédio *T. stalactifera* do que *C. bisinuatus*, observada no gráfico da figura 4.a, pode ser relacionada ao fato de *T. stalactifera* habitar uma zona inferior do costão, onde fica mais sujeita a interações ecológicas, como competição e predação.

Pode-se observar, através das figuras 7.a, 7.b, 7.c e 7.d, um grande aumento na cobertura de *Tetraclita stalactifera* em 2007. Durante o primeiro estudo, esta espécie mostrou-se estável,

com uma porcentagem variando em torno de 10%, mas em 2007 este parâmetro ascendeu para 41,9% (figura 7.c).



Foto: *Tetracrita stalactifera*

A figura 7.b, gráfico sazonal de médias com limite inferior e limite superior de dados das quatro estações entre 1993 e 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 de porcentagem de cobertura, mostra, através do intervalo de confiança, que ocorreu um aumento significativo na porcentagem de cobertura de *Tetracrita stalactifera*. A média de 2007 e seu respectivo limite superior se encontram fora do intervalo de confiança quantificado no estudo anterior.

A fim de aprimorar a comparação do percentual de cobertura, foi realizado um Teste de hipótese para igualdade de proporções, comparando-se ano a ano de coleta de inverno. Com relação a 93 e 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = -26,44, < -Z\alpha/2$), com um aumento na proporção de 93 para 2007. Entre 94 e 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = -29,55, < -Z\alpha/2$), com um aumento na proporção de 94 para 2007, concordando com os resultados obtidos através do cálculo do intervalo de confiança e com as figuras 7.a, 7.b, 7.c e 7.d. Nos dois cálculos, comparando 93 com 2007 e 94 com 2007, os p-valores foram muito altos, mostrando um grande aumento do estudo anterior para 2007.

O outro cirripédio, *Chthamalus bisinuatus*, apresentou uma diminuição na porcentagem de cobertura em relação ao estudo anterior (figuras 4.a, 4.b, 5.a, 5.b, 5.c e 5.d), podendo ser explicado pelo fato de que *C. bisinuatus* habita áreas superiores do costão, estando mais sujeita a

impactos antrópicos provocados pelo deslocamento sobre o ecossistema, como pisoteio, em função do elevado grau de visitação na praia pela sua beleza cênica. A cobertura desta espécie variou entre 90 e 95% nos invernos do estudo anterior, declinando para uma média de 80% (figura 5.c). Além disso, durante as coletas de campo, foi possível identificar um grande número de *C. bisinuatus* e *T. stalactifera* mortos, que não foram quantificados.



Foto: *Chthamalus bisinuatus*

A figura 5.b, gráfico sazonal das médias com limite inferior e limite superior mostrou que apenas o limite superior da coleta de inverno de 2007 encontra-se dentro do intervalo de confiança do estudo anterior. Este resultado reflete uma diminuição significativa na porcentagem de cobertura de *C. bisinuatus*.

Para aprimorar a análise, foi realizado um Teste de hipótese para igualdade de proporções, assim como para *Tetraclita stalactifera*. Entre 93 e 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 6,69, > Z\alpha/2$), com uma redução no percentual de 93 para 2007. Comparando 94 com 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 4,27, > Z\alpha/2$), também com uma redução de 94 para 2007, assim como 95 para 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 5,03, > Z\alpha/2$), com redução no percentual de 95 para 2007. Esta análise também concorda com o gráfico de intervalo de confiança.

Segundo Dungan (1985) *Chthamalus* sp. foram excluídos competitivamente dos limites inferiores, em função da estrutura tubífera do exoesqueleto de balanoidae e tetraclitidae por favorecer na fixação com rápido crescimento e firme fixação na rocha, ocorrendo assim, primariamente, em áreas superiores, em virtude da maior tolerância à exposição aérea.

Por outro lado, Paine (1981) sugere que a predação e perturbações físicas amenizam este efeito de competição por espaço e levanta que a suscetibilidade reduzida de *Chthamalus* sp. à predação e às perturbações físicas compensam a pressão da competição, contribuindo para o seu sucesso.

No estudo realizado por Milanelli (1994), *Chthamalus* foi a espécie que mais demorou a retornar às condições normais após uma perturbação e não se recuperou até o final do experimento que teve duração de 3 anos. Este trabalho revela que a população de *Chthamalus* tem elevada inércia, mas é pouco elástica, necessitando de muito tempo para se recuperar.

Os principais fatores de mortalidade em cracas na região entremarés são a competição por espaço e a predação por gastrópodos carnívoros (MILANELLI, 1994). Segundo API (1985b), a vulnerabilidade de cracas como *Chthamalus* ao petróleo é indicada como baixa a moderada. As carapaças externas atuam como proteção, reduzindo o tempo e intensidade de contato com o óleo. Apesar disto, estes cirripédios estão sujeitos a impactos como intoxicação (narcotização), sufocamento, e aumento da temperatura corpórea, os dois últimos devido ao efeito físico de recobrimento dos animais pelo óleo (MILANELLI, 1994).

Lopes et al. (1991b) constatou quantitativamente uma intensa mortandade de *Chthamalus* nos matacões atingidos por óleo em seu estudo. O grau de impacto gerado pelo contato com o óleo depende diretamente da quantidade de óleo aderida às cracas (CRAPP, 1971b *apud* MILANELLI, 1994), e a principal causa da mortandade de cracas com relação ao contato com óleo, é o recobrimento físico (MILANELLI, 1994).

A justificativa para a inclusão das cracas nas espécies-chave, segundo Lewis (1976), reside no fato da sua existência ser um componente básico para as “comunidades dependentes de cracas”, mais do que ao impacto, ou às mudanças que poderiam ocorrer.

Um aumento persistente de cracas teria pouca repercussão, enquanto que seu declínio resultaria no empobrecimento geral, aumento da biomassa de moluscos e perda de nichos de assentamentos para moluscos e algas (LEWIS, 1976).

Com relação ao bivalve *Brachidontes solisianus*, as figuras 6.a e 6.b sugerem um declínio na média de porcentagem de cobertura, o que pode ser relacionado com aumento significativo da área de cobertura de *Tetraclita stalactifera*, além disso, esta espécie apresenta uma sensibilidade maior ao hidrodinamismo do que as duas cracas também em estudo. Nas duas primeiras coletas (1993 e 1994), a porcentagem desta espécie se mostrou estável, permanecendo entorno de 43 a

49%, mas na última coleta do estudo anterior (1995), sua cobertura aumentou para 85,2%, e em 2007 apresentou uma queda para 34,1% (figura 6.c). O declínio de moluscos sésseis filtradores, como *Brachidontes* sp., pode resultar em grande simplificação na composição da comunidade e padrões de zonação (LEWIS, 1976).



Foto: *Brachidontes solisianus*

Por outro lado, mesmo com o intenso declínio da média da porcentagem de cobertura de *Brachidontes solisianus*, a figura 6.b, gráfico sazonal das médias com limite inferior e limite superior, não aponta variação significativa da cobertura deste bivalve, já que a média do inverno de 2007 encontra-se completamente dentro do intervalo de confiança do estudo anterior, assim como o limite inferior e o superior da mesma coleta.

Assim como para as outras duas espécies dominantes, foi realizado um Teste de hipótese para igualdade de proporções, comparando-se ano a ano de coleta. Com relação a 93 e 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 7,99, > Z\alpha/2$), com uma redução no percentual de 93 para 2007. Entre 94 e 2007, rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 4,97, > Z\alpha/2$), com uma redução no percentual de 94 para 2007, e entre 95 e 2007, também rejeita-se H_0 ($p\text{-valor} = 26,17, > Z\alpha/2$), com uma redução no percentual de 95 para 2007. Este teste mostrou uma grande diminuição no percentual desta espécie das coletas anteriores para o presente trabalho, concordando com as figuras 6.a e 6.b, principalmente do ano de 1995 para 2007, que foi o maior p-valor encontrado (26,17).

Foi observado em campo, um grande número de espaços desocupados na faixa de fixação deste bivalve, ressaltando a presença de um eventual período de forte hidrodinamismo, comum

nos meses de inverno, o que pode ser ilustrado pela grande amplitude dos dados coletados em ambos os trabalhos (Figuras 6.b, 4.a e 4.b).

Este fenômeno pode ser observado nos meses de inverno do estudo realizado por Milanelli (1994) que constatou um grande número de clareiras no mês de Julho e Agosto. Durante este estudo, foi observada uma progressiva redução no número de indivíduos deste bivalve, tanto nos transectos controle como nos impactados por óleo, não se podendo atribuir ao óleo, o elevado número de clareiras e a diminuição da abundância desta população. Menge (1976) também observou uma elevada mortalidade de moluscos nos meses de inverno, julgando-a inexplicável.

Esta considerável redução da população foi justificada por Milanelli (1994) por dois possíveis fatores: as altas temperaturas do verão, que podem ter matado *Brachidontes*, gênero mais adaptado aos climas temperados (assim como muitos Mytilidae). O autor ainda constata que outros trabalhos também atribuíram como causa mais provável desta mortalidade, as altas temperaturas de verão, como Petersen et al. (1986), na região e Lively e Raimondi (1987). Viana, Lavrado e Silva (2003) também reafirmam que as altas temperaturas causam a mortalidade de muitos Mytilidae, principalmente *B. solisianus*. A temperatura da água não apresentou grande mudança do estudo anterior para o presente trabalho (Figura 15.c), mas pode-se observar, através da figura 15.a, que a salinidade aumentou, refletindo um período antecedente de intensa insolação e pouca chuva.

O acelerado crescimento de algas verdes (*Enteromorpha lingulata* e *Ulva fasciata*) sobre os animais nos meses de dezembro e janeiro de 1990, pode ser relacionado com o outro fator possível. Assim como Milanelli (1994), Lopes et al. (1991a) constata que além das altas temperaturas, o intenso recobrimento destas algas pode ter causado a mortalidade de *Brachidontes*.

Tais espécies de algas verdes, *Enteromorpha* sp. e *Ulva* sp., são espécies oportunistas que se proliferam apenas com a diminuição do herbívoro pastador, sem a necessidade do desaparecimento do seu predador (SOUTHWARD; SOUTHWARD, 1978). A elevada colonização destas espécies sugere que um possível distúrbio na comunidade.

Southward e Southward (1978), observaram uma situação semelhante retratando, analogamente, a mortalidade de cracas pelo recobrimento de *Enteromorpha* e *Fucus*. Estes

autores levantaram a hipótese de que tal recobrimento impede o fluxo normal de água entre os animais e o ambiente, prejudicando os processos alimentares, respiratórios e a excreção.

Quanto à ocupação do espaço por *Brachidontes*, Milanelli (1994) sugere sucesso no processo de fixação e recrutamento desta espécie na área de aplicação do óleo. Além disso, notou que o seu comportamento não se repetiu nos dois anos de amostragem em todos os transectos, relacionando possivelmente a flutuações no processo de aporte de larvas, fixação e recrutamento, de ano para ano, ou mesmo à presença de pulsos bianuais (o que parece ser um processo comum para várias espécies), mais do que às interações competitivas com outras espécies como cracas e ostras pela ocupação de espaço, uma vez que estas últimas perdem na competição para *Brachidontes*.

Segundo Lewis (1976), há uma deficiência nos estudos que lidam com efeitos cumulativos, sub-letais ou encadeados, e mesmo com poluentes difusos. As componentes de mudança, mesmo que unidirecionais e cumulativas, serão provavelmente pequenas em relação aos eventos naturais, esta avaliação é essencialmente um exercício de fina discriminação de efeitos particulares e suas causas, em meio ao grande e contínuo sistema natural.

Durante as coletas de 1993 a 1995 não foi observada a ocorrência de *Isognomon bicolor*, molusco pertencente à família Isognomonidae Woodring, 1925. Esta espécie invasora foi coletada em 2007 e identificada pelo Departamento de Zoologia da UNICAMP.

Segundo Ferreira-Silva, Breves e Junqueira (2003), *I. bicolor* é caracterizada possivelmente como uma espécie exótica, que compete com espécies nativas na zona entre-marés de costões rochosos brasileiros. Dentre as espécies que sofrem este tipo de interação estão os bivalves *Brachidontes solisianus*, *Perna perna*, e o cirripédio *Tetraclita stalactifera* (MARTINS, 2000; CARRANZA, 2003; FERREIRA-SILVA; BREVES; JUNQUEIRA, 2003).

Sendo assim, o fato de terem sido coletados alguns exemplares de *I. bicolor* durante o presente trabalho e este não ter sido observado na coleta anterior, pode ser um motivo muito relevante para a mudança observada na comunidade, já que a invasão de espécies pode modificar a estrutura da comunidade. Além disso, as espécies que apresentaram os maiores p-valores, refletindo uma maior mudança na média de porcentagem de cobertura de 1995 para 2007, foram *Brachidontes solisianus*, com uma grande diminuição, e *Tetraclita stalactifera*, com um grande aumento.

O aparecimento de *I. bicolor* pode ter ocorrido em função desta espécie ter aproveitado um possível distúrbio causado pela presença do óleo árabe leve (CORRÊA, 2003). Sendo assim, é possível inferir que a área em estudo sofreu, ou está sofrendo algum tipo de perturbação devido à presença deste invasor.

Segundo Menge (1976), a presença, em ambos trabalhos, do gastrópoda do gênero *Thais* (*Stramonita*), que é um importante predador da zona intertidal, reduz a abundância de cracas e mexilhões no final do verão, aumentando a quantidade de espaços livres. A influência deste gênero na estrutura da comunidade aumenta com a redução do grau de exposição ao hidrodinamismo, mas não depende do declive da rocha. Sendo assim, em locais relativamente abrigados, como o Costão da Praia da Feiticeira, a estrutura da comunidade, segundo este autor, é influenciada pela predação deste gastrópode em qualquer declive.

Um aspecto a ser considerado é o fato de que a Praia da Feiticeira apresenta uma relevante beleza cênica que atrai muitos visitantes, que geram diversos impactos nos ecossistemas costeiros, como: acúmulo de lixo; contaminação de corpos d'água devido ao banho e ao lançamento de esgoto e lixo oriundos de alojamentos e pousadas; pintura e rasura nas rochas; coleta, pisoteio e destruição da flora e fauna nas margens de trilhas terrestres e marinhas; erosão de encostas devida ao mal traçado e drenagem inadequados; desmatamento para a construção de equipamentos ecoturísticos (PEDRINI et al, 2007).

A visitação desordenada pode levar ao aumento da quantidade de sedimentos que resulta em diversos impactos diretos e indiretos nas comunidades bentônicas (AIROLDI, 2003; DUTRA, 2003). A deposição de sedimentos sobre os organismos dificulta as trocas com o meio, alimentação e reprodução, podendo até causar o soterramento dos indivíduos menores. Indiretamente, pode levar à redução da penetração da radiação solar, interferindo nos organismos fotossintetizantes, como algas marinhas bentônicas, bem com toda a comunidade que, direta ou indiretamente, depende desses organismos produtores (PEDRINI et al, 2007).

Sendo assim, espera-se que o conjunto desses fatores relacionado à suspensão de sedimentos resulte em mudanças na composição de espécies e na estrutura da comunidade, aumentando a dominância e reduzindo a diversidade (CONNELL; KEOUGH, 1985; AIROLDI; CINELLI, 1997; HODGSON, 1999; AIROLDI, 2003; PEDRINI et al, 2007). Entretanto, esse aspecto não pode ser avaliado na área de estudo devido à ausência de dados relacionados às tais atividades antrópicas.

O aumento na ocupação da orla marítima leva a um grande lançamento de efluentes domésticos, muitas vezes, sem o devido tratamento. Esses efluentes contêm de baixa a altas concentrações de detergentes podendo ou não ser biodegradáveis, e sua presença no ambiente, ainda que em baixas concentrações nas águas, pode levar a mudanças comportamentais dos organismos, principalmente nos moluscos, sendo um fator de influência negativa as comunidades aquáticas (MALAGRINO; PEREIRA; ROCHA, 1985). Sendo assim, o lançamento de efluentes no mar pode ser um fator que levou a diminuição da média de porcentagem de cobertura de *B. solisianus*.

A balneabilidade da Praia da Feiticeira em 2001 e 2002 era considerada boa, mas nos últimos anos, foi considerada regular pela CETESB (<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/municipios/evolucao/ilhabela.asp>). Como pode ser observado na figura 16, não foram coletados dados sobre este aspecto nos anos anteriores a 2001, dificultando uma comparação entre o presente estudo e as coletas de 1993 a 1995. Mas, por outro lado, ficou clara que a qualidade da água na Praia da Feiticeira vem piorando significativamente. Além disso, através da figura 15. b, pode-se observar uma diminuição no oxigênio dissolvido com relação ao estudo anterior reforçando a decadência na qualidade da água local, já que a quantidade de oxigênio dissolvido na água é uma das variáveis utilizadas na qualificação da água.

4.2.2. Análise qualitativa

4.2.2.1. Composição de espécies

Em seu estudo, Lewis (1976) relata a importância do estudo quantitativo baseado nas espécies-chave, mas acrescenta que logicamente acaba havendo perda de informação. Outras espécies, dependentes ou não das espécies-chave, podem ser mais suscetíveis ao estresse e suas respostas não serão detectadas. Desta forma, pode-se aprender muito sobre cada local com suas próprias populações e condições físicas constituindo um modelo de medidas considerado “normal”.

O inventário das espécies registradas no costão da Feiticeira encontra-se na Figura 8. Os dados estão apresentados em estações, e as espécies estão agrupadas dentro de seus respectivos grupos taxonômicos. O quadro cheio representa a presença da espécie listada, e o quadro em branco, a ausência. O número total de espécies encontradas de 1993 a 1995, e durante a coleta de 2007, apresenta-se ao final da tabela.

Em estudos envolvendo comunidades é muito comum o uso de parâmetros de estimativa de comunidade para caracterizar e medir as propriedades do sistema de fauna e flora. Assim, para medir a similaridade entre as comunidades, utilizam-se coeficientes de similaridade (KREBS, 1998).

Segundo Begon, Townsend e Harper (2007), os índices devem ser usados em comparações para serem vistos como abstrações da estrutura altamente complexa das comunidades. A intenção é que resultem em um modelo para fornecer indícios de processos subjacentes e como estes processos variam de uma amostra para outra.

Para medir a similaridade entre as comunidades nos dois estudos, com relação a composição de espécies, foram usados coeficientes binários, baseados na presença/ausência das espécies em estudo. Assim, para calcular esta similaridade foi usado o coeficiente de Sorensen, que é muito similar ao de Jaccard, mas valoriza mais os pares de espécies. Se muitas espécies estão presentes em uma comunidade, mas não em outra, é mais usual utilizar Sorensen ao invés de Jaccard (KREBS, 1998).

Na avaliação da similaridade na composição de espécies entre a coleta de 2007 e os dados pré-existentes (figura 8, Anexo A), o coeficiente de Sorensen (S_s) foi de 0,6043, com $a=42$ (co-ocorrências), $b=24$ (espécies que somente ocorreram em 2007) e $c=31$ (espécies ausentes em

2007, presentes nas coletas anteriores). Como S_s foi maior que 0,5, a similaridade entre as comunidades pode ser considerada de média a alta. Mesmo com as flutuações naturais que acontecem em costões rochosos, já que o presente estudo foi realizado no mesmo local das coletas anteriores, era esperada uma similaridade maior.

Torna-se relevante ressaltar que os dados de 1993 a 1995 são cumulativos, reunindo as espécies encontradas durante todas as coletas realizadas, apresentando um esforço amostral significativamente maior (figura 8, Anexo A). Portanto, justifica-se o fato de o número de espécies encontradas em 2007 ser menor, e de algumas espécies não terem sido registradas, diminuindo a similaridade. A presença ou ausência de algumas espécies merece atenção mais cuidadosa, sendo discutida a seguir.

Outro aspecto importante é a influência do trabalho de identificação das espécies por diferentes especialistas, em diferentes épocas, nos resultados. Além disso, algumas espécies que somente apareceram no inverno de 2007, e não foram detectadas nos outros invernos, não podem ser consideradas como novas ocorrências, pois anteriormente o gênero ou o grupo já havia sido encontrado, sendo que a identificação a nível específico não foi possível na época do levantamento dos dados. Logo, não há garantia de que se trata de espécies diferentes. São elas: os poríferos *Tedania ignis* e *Hymeniacidon heliophila*; o antozoário *Actinia bermudensis*; os gastrópodes *Cantharus auritulus* e *Tegula viridula*; os bivalves *Brachidontes darwinianus*, *Brachidontes solisianus*, *Isognomon bicolor* e *Pinctada imbricata*; os poliquetos da família Nereidae, com os gêneros *Perinereis* sp. e *Pseudonereis* sp.; o cirripédio *Megabalanus tintinnabulum*; o briozoário *Jellyella tuberculata*; a ascídia *Botrylloides nigrum* e um exemplar da família Didemnidae também pertencente ao grupo ascidiaceae; as clorofíceas *Enteromorpha* sp. e *Ulva fasciata*; a alga parda *Sphacellaria brachigonia*, e as rodofíceas *Gelidium pusillum*, *Hypnea spinella* e *Jania pumila*. Mesmo assim, a possibilidade de que alguma destas espécies tenha colonizado a área de estudo recentemente não pode, no entanto, ser descartada.



Foto: Ascídia *Botrylloides nigrum*.



Foto: Briozoa *Jellyella tuberculata*

O fato de algumas espécies não terem sido avistadas em 2007 pode ser atribuído à dificuldade em se perceber em campo a presença de espécies de baixa abundância (espécies raras), assim como às variações naturais da população, devido a fatores bióticos e/ou abióticos diversos, que levam à diminuição de densidade por um período. O grande problema em trabalhos que estudam a riqueza de espécies é justamente a impossibilidade de se registrar todas as espécies que de fato ocorrem em um certo ambiente (KREBS, 1972; CARRANZA, 2003). Conforme os dados apresentados, algumas espécies desaparecem e reaparecem em coleta posterior. Através do levantamento periódico das espécies, é possível notar essas variações e perceber se uma espécie está ou não sendo excluída da comunidade (MILANELLI, 2003; CARRANZA, 2003).

Além disso, este trabalho revela uma realidade pontual, que provavelmente será modificada ao longo do tempo, como consequência não só de fatores de variações naturais das populações, fatores biológicos e abióticos, já citados anteriormente, como também das interações ecológicas como competição e predação, capazes de reduzir ou mesmo eliminar temporariamente certas populações, especialmente na zona mais inferior da rocha. Segundo Connell (1978), tal aspecto relevante da ecologia de comunidades em que o equilíbrio e o clímax são difíceis de ser identificados e relacionados a processos dinâmicos.

Sendo assim, torna-se clara a justificativa da necessidade dos monitoramentos periódicos em longo prazo, gerando dados cumulativos, para que as mudanças na comunidade possam ser identificadas e interpretadas corretamente.

O estudo anterior registrou a presença de espécies ausentes em 2007, podendo ser justificado pelo fato de que o monitoramento anterior apresenta um esforço amostral maior do que a realidade pontual do presente trabalho. Em 2007, não foi registrado nenhum exemplar do grupo Cyanophyta e nem da Família Diatomaceae (Chrysophyta), presentes nos invernos de 1993 a 1995. Por outro lado, esta ausência pode estar apontando um possível distúrbio na comunidade, sendo necessária uma maior atenção. Nas outras estações, foram encontrados exemplares dos grupos Polyplacophora e Crinoidea, que não estão presentes nos invernos de 1993 a 1995 e nem no inverno de 2007, sugerindo uma provável restrição à estação de inverno.

As espécies de algas *Gyffordia irregularis*, *Padina gymnospora*, *Amphiroa fragillissima*, *Dictyota dichotoma*, *Laurencia microcladia* e *Polysiphonia denudata*, que foram observadas nos invernos anteriores, não foram registradas no presente trabalho, mas todos estes gêneros, acima citados, foram encontrados em 2007. Como dito anteriormente, o fato dos taxonomistas não serem os mesmos nos dois trabalhos e estes terem sido realizado em épocas diferentes, não se pode afirmar e nem excluir a possibilidade de que a ausência destas espécies em 2007 seja devida a algum tipo de perturbação antrópica na comunidade. Além disso, os gêneros de algas, como *Caulerpa* sp., *Dasya* sp., *Falkenbergia* sp., *Porphyra* sp. e *Pterocladia* sp., presentes nos invernos do estudo anterior, não foram registradas em 2007. Alguns gêneros não foram encontrados nos invernos anteriores e nem em 2007, mas sim nas outras estações, como *Acantophora* sp., *Bostrychia* sp., *Gracilaria* sp., *Herposiphonia* sp. e *Monostroma* sp., refletindo uma restrição desses gêneros às características dos invernos locais, por não terem sido coletadas em nenhum dos invernos estudados.

Assim como para a flora, algumas espécies da fauna não foram avistadas em nenhum inverno, como: o Porífero *Mycale microsigmatosa*, os gastrópodos *Costoanachis sertulariarum* e *Pisania auritula*, a família Serpulidae de poliquetos e os crustáceos *Acanthonyx scutiformis* e *Microphrys sp.*, podendo também refletir uma restrição destes gêneros ao período de estudo.

Os gastrópodos *Collumbella mercatoria* e *Doris verrucosa*, os bivalves *Chama congregata* e *Perna perna*, cirripédios do gênero *Balanus sp.*, encontrados nos invernos de Milanelli (2003), não foram listados em 2007, mas foram registrados exemplares de todos os grupos das espécies acima citadas.

Os mexilhões *Perna perna* e *Chama congregata* merecem destaque em função da ausência no presente trabalho, pois tais espécies foram registradas com frequência nas coletas anteriores. Este fato é relevante e merece destaque por poder indicar que tais populações podem ter sofrido, ou estar sofrendo, alguma pressão que reduziu a sua densidade de tal forma que elas passaram despercebidas no campo, ou sofreram extinção local, temporária ou não. Cabe ressaltar que o registro da espécie invasora do mesmo grupo taxonômico, o bivalve *Isognomon bicolor*, pode ser um indicativo de que as espécies tenham sofrido com a pressão competitiva deste bivalve invasor (ver análise quantitativa).

Com o intuito de aprimorar as comparações entre os dois trabalhos, com relação a composição de espécies, tornou-se relevante o cálculo do coeficiente de Sorensen para cada ano de coleta. Sendo assim, cada inverno anterior, 1993, 1994 e 1995, foi comparado com o inverno de 2007.

Inverno 1993 com inverno 2007	
Co-ocorrências	30
Espécies que somente ocorreram em 2007	35
Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1993	15
Total	173
S_s (Sorensen)	0,5454

Inverno 1994 com inverno 2007	
Co-ocorrências	26
Espécies que somente ocorreram em 2007	40
Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1994	17
Total	177
S_s (Sorensen)	0,4771

Inverno 1995 com inverno 2007	
Co-ocorrências	31
Espécies que somente ocorreram em 2007	35
Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1995	15
Total	176
S_s (Sorensen)	0,5535

Como cada ano de coleta do inverno anterior apresenta um esforço amostral mais parecido com a realidade pontual de 2007, esperava-se uma similaridade maior do que a encontrada com a compilação dos dados de inverno do estudo anterior. Um dos motivos que pode ter influenciado a menor similaridade é o fato de que as coletas anteriores, quando analisadas separadamente, apresentam riqueza menor do que a coleta de 2007. Os coeficientes de similaridade são muito influenciados pela riqueza de espécies e tamanho da amostra (MAGURRAN, 2004).

Mesmo assim, o coeficiente mostrou uma similaridade média a alta entre cada ano inverno com o presente estudo. Como esperado, em função da maior proximidade, o ano de coleta mais similar a 2007, foi o ano de 1995, seguido por 1993 e depois 1994. A maior similaridade nos anos de 93 e 95, pode ser justificadas por estas coletas apresentarem riqueza maior que a coleta de 94, ficando um pouco mais próximas ao inverno de 2007.

4.2.2.2. Grupos taxonômicos e funcionais

Com relação à proporção de número de espécies dos grupos taxonômicos, pode-se observar um decréscimo em grande parte dos grupos estudados do estudo anterior para 2007. Fato este já esperado em função da menor riqueza no presente trabalho quando comparado com o trabalho que apresenta dados cumulativos das quatro estações. Apenas 67 espécies, sendo 32 algas e 35 de macrofauna, enquanto que Milanelli (2003) registrou 108 espécies, sendo 64 algas e 44 de macrofauna, considerando todas as estações e todos os anos de coleta. Sendo assim, torna-se necessário analisar este aspecto em porcentagem (Figura 10.a e 10.b) e não em números absolutos.

Pode-se observar, que a proporção dos grupos taxonômicos apresentou algumas alterações de um estudo para o outro, com já era esperado. O grupo Rhodophyta continuou sendo o mais

representativo, mas caiu de 35 para 25%. Os grupos Phaeophyta, com 12% no primeiro estudo, e 13% em 2007, e Chlorophyta, com 8 e 9%, apresentam grande representatividade em ambos os trabalhos. Cyanophyta, com 3%, e Chrysophyta, com 1% no primeiro estudo, não aparecem em 2007. O grupo Porífera, aumentou de 2 para 3% em 2007. Hydrozoa diminuiu de 2 para 1%, enquanto que Anthozoa aumentou de 2 para 3%. Nos dois estudos, o grupo dos Gastrópodes exerce grande influência na proporção de táxons, com 11 e 13%, respectivamente. O grupo Bivalve também é muito representativo nos dois trabalhos, apresentando um aumento de 5 para 9% no presente estudo. Polyplacophora, com apenas 1% até 1995, não foi coletado em 2007. Polychaeta apresentou um aumento de 2 para 6%, enquanto que Cirripedia manteve 6% em ambos os trabalhos. Por outro lado, Malacostraca caiu de 6 para 3% e o grupo Crinoidea, com 1%, não apareceu em 2007. Isopoda, Bryozoa e Echinoidea, com 1% cada grupo, não apresentaram nenhuma alteração na porcentagem de um estudo para o outro. Já o grupo Ascidiacea aumentou a representatividade de 1 para 3%, no presente levantamento.

Mesmo com algumas mudanças de um trabalho para outro, os grupos taxonômicos apresentaram porcentagens relativamente semelhantes, sendo o grupo Rhodophyta com maior percentual, seguido por Phaeophyta, Gastropoda e Chlorophyta, mostrando o importante papel exercido pelas algas que ocuparam 55% no primeiro trabalho e 47% em 2007. Com relação à fauna, os gastrópodes apresentaram o maior percentual em ambos os trabalhos, seguidos por Bivalvia, Cirripedia e Polychaeta. A mudança no percentual dos grupos Porífera e Ascidiacea pode ser justificada pela ocorrência de espécies novas nos grupos. Fato que pode estar relacionado com a dinâmica de ocupação do substrato pelas espécies raras e menos abundantes, a qual está diretamente associada à disponibilidade de espaço para colonização, assim como a chegada de larvas e com o recrutamento, que sofrem influência tanto de fatores abióticos como bióticos (CARRANZA, 2003).

O mesmo aspecto deve ser considerado com relação aos grupos funcionais, já que, se a riqueza atual é significativamente menor, o número espécies por grupo funcional, também foi menor em 2007. Sendo assim, fica clara a necessidade da utilização dos dados em porcentagem de espécie por grupo funcional no lugar do número (riqueza) de espécies por grupo. Através das figuras 11.a e 11.b, pode-se observar que a proporção de produtores diminuiu de 58 para 49% em 2007. A proporção de herbívoros foi mantida nos dois estudos com 9%, assim como a de onívoros, em apenas 1%. Por outro lado, a quantidade relativa de espécies

filtradoras/suspensívoras aumentou de 19 para 33%, e a de carnívoras teve um pequeno aumento de 6 para 7%, enquanto que não foram encontradas espécies detritívoras em 2007.

Como esperado, o grupo dos produtores apresentou a maior representatividade, seguido pelo grupo das espécies filtradoras/suspensívoras e pelos herbívoros. Além disso, estes grupos funcionais também são os que apresentam maior número de espécies. Já que a mesma organização foi observada nas coletas anteriores e em Carranza (2003), há uma indicação de um padrão na estrutura da comunidade.

Mesmo que os coeficientes de Sorrensen não tenham indicando alta similaridade, a estrutura da comunidade se manteve. Assim, é possível inferir que ocorreu substituição de espécies, o que é muito comum em diversos ecossistemas, principalmente em ambientes com intensas variações naturais, como costões rochosos. Ou seja, muito provavelmente, as diferenças encontradas entre os trabalhos, com relação a composição de espécies, não se mostraram apenas pelo esforço amostral ter sido diferente e pelas espécies coletadas terem sido identificadas por diferentes especialistas, mas também pelo fato de que a comunidade apresenta um equilíbrio dinâmico com substituição de espécies.

Estudos baseados em ocupação de funções na comunidade revelam que, muitas vezes, as mudanças em nível de espécie podem não refletir a realidade da comunidade, e sim ressaltam a importância de estudos que utilizam o agrupamento destas em suas determinadas funções na comunidade.

Em sistemas mais simples, com poucos níveis tróficos, a ação da predação na estrutura da comunidade é menor, enquanto que a ação da competição é maior. No caso de sistemas com muitos níveis tróficos, esta situação se inverte, com a ação da predação sendo bem mais significativa que a ação da competição, principalmente no topo da cadeia. Onde a predação é efetiva no controle da presa, a competição por níveis tróficos básicos é eliminada. Em sistemas naturais com estrutura trófica mais complexa, a competição tem influência nos níveis tróficos mais altos (MENGE, 1976).

Na ausência de predadores, moluscos, principalmente bivalves, monopolizam o espaço primário do verão e do inverno. A presença de predadores, como o gastrópodo do gênero *Thais* (*Stramonita*), faz com que a riqueza do costão aumente (MENGE, 1976). Para que exista essa predação, o grau de exposição às ondas não deve ser muito intenso, o costão deve ser

relativamente abrigado, como o costão em estudo, pois este gênero não depende do declive para colonizar a área.



Foto: *Thais* (*Stramonita*) *haemastoma* e *Asteronema breviarticulatum*

Herbívoros e carnívoros exercem importante influência na riqueza da comunidade em função do controle populacional de algas mexilhões e cracas, que, na ausência da predação, monopolizam o espaço disponível causando a exclusão competitiva de outras espécies (PAINE, 1966; DAYTON, 1971; MENGE, 1976; LUBCHENCO e MENGE, 1978).

Por outro lado, segundo Lubchenco (1978) e Petraitis (1983), essa relação irá depender da densidade do consumidor e da preferência por determinada presa e a diminuição do efeito da competição só será reduzida quando a predação ocorrer sobre a espécie competitivamente dominante.

Essas relações entre espécies podem variar de acordo com a ocorrência de heterogeneidades da rocha, onde a presa poderá se desenvolver, favorecendo a coexistência (LUBCHENCO, 1983; MENGE e LUBCHENCO, 1981, PETRAITIS 1983), e com as perturbações físicas que causam abertura de espaço colonizável (clareiras), gerando um mosaico de diferentes estágios sucessionais na comunidade (SOUSA, 1979 a, b; SOUSA, 1984).

Os grupos funcionais de herbívoros e carnívoros exercem grande influência na estruturação da comunidade, interferindo na riqueza de outros grupos, como os de produtores e

filtradores/suspensívoros, merecendo assim uma atenção especial nos programas de monitoramento.

Como já citado acima, o grupo Gastropoda teve o maior percentual dentre a fauna estudada, representando grande parte dos consumidores, e, segundo IPIECA (1995), está entre as espécies mais vulneráveis a impactos gerados por óleo em frações mais tóxicas. Considerando sua importância na comunidade e sua vulnerabilidade, um impacto nas populações deste grupo pode gerar severas perturbações nos outros níveis tróficos, desestruturando a comunidade (CARRNZA, 2003). Segundo Newey e Seed (1995), distúrbios causados pelo óleo em grupos taxonômicos ou funcionais “chave” de uma comunidade, ampliam os efeitos negativos para o restante da comunidade, podendo interferir em toda a estrutura da comunidade.

4.2.2.3. Análise semiquantitativa

Assim como os índices, a abundância relativa das espécies de uma comunidade se torna mais útil quando são feitas comparações, com o intuito de encontrar o modelo que melhor se ajusta aos dados, que pode fornecer indícios de processos subjacentes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Padrões de abundância das espécies contidas em uma comunidade são muito úteis para a compreensão dos mecanismos evolutivos na organização da estrutura das comunidades (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Grande maioria das espécies apresenta *status* raro ou freqüente, isso faz com que exista uma intensa variabilidade temporal e espacial, com um alto grau de dominância e baixo grau de equitabilidade (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; KREBS, 1972). A figura 9 ilustra claramente este fenômeno, sendo que, das 37 espécies que receberam a qualificação, apenas 5 foram consideradas abundantes, 20 são freqüentes e 12 são raras. Como já citado anteriormente, estas 5 espécies, o bivalve *Brachidontes* sp., as cracas *Chthamalus bisinuatus* e *Tetracita stalactifera*, a Rodophyta *Asparagopsis taxiformis* e a família Ectocarpaceae do grupo Phaeophyta, representam a grande maioria do percentual de biomassa.

Muitas espécies são naturalmente raras e outras são forçadas à raridade. A ação do homem tem reduzido a abundância e a área de ocorrência de muitas espécies. Além disso, as espécies que

estão sobre alto risco de extinção são quase sempre raras (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Segundo Krebs (1972), o maior problema encontrado em trabalhos que estudam a riqueza de espécies é justamente a impossibilidade de se registrar todas as espécies que de fato ocorrem em um certo ambiente.

Torna-se relevante ressaltar a necessidade de monitoramentos periódicos, principalmente com estas espécies com *status* raro que apresentam maior vulnerabilidade a impactos antrópicos e que podem colonizar e se extinguirem localmente passando despercebidas. Além disso, existe a dificuldade em se perceber em campo a presença destas espécies de baixa abundância. Sendo assim, fica claro, através dos dados apresentados neste capítulo, que algumas espécies desaparecem e reaparecem em coleta posterior e, somente com monitoramentos permanentes, é possível detectar essas variações e perceber se uma espécie está ou não sendo excluída da comunidade.

4.2.3. Análise estratigráfica

Apesar de os organismos que compõem a fauna e a flora bêntica intertidal dos costões rochosos do Brasil serem relativamente bem conhecidos, sua distribuição vertical não o é (OLIVEIRA-FILHO; MAYAL, 1976).

A abundância e a diversidade da fauna e da flora de costões rochosos aumentam das regiões superiores e secas para as inferiores e úmidas. Ocorre assim um gradiente vertical de riqueza e diversidade, com um aumento progressivo no número de espécies do supralitoral para o infralitoral, com as espécies se agregando em zonas ou cinturões bem definidos (CONNELL, 1972; LUBCHENCO et al., 1984; STEPHENSON et al., 1972).



Foto: Zonação da Praia da Feiticeira

A zonação é a estrutura básica reconhecida na maior parte dos ambientes de costões rochosos. Em função das diferentes latitudes, níveis de maré e exposição ao ar, entre outras variáveis relevantes para a estruturação da comunidade, as espécies que ocorrem em cada zona podem variar, demonstrando adaptações especiais a essas condições (UNDERWOOD, 1996).

Segundo COUTINHO (1995), estas zonas fornecem condições favoráveis para o desenvolvimento e sobrevivência das espécies mais abundantes.



Foto: Zonação da Praia da Feiticeira

LEWIS (1961) definiu zonação como um fenômeno biológico regido por condições físicas do ambiente. Este padrão de distribuição vertical das espécies varia em função da altura da maré, da inclinação do costão, sombreamento e grau de exposição às ondas (COUTINHO, 1995). Assim, o grau de zonação varia de acordo com o hidrodinamismo, declive da rocha e características das espécies (STEPHENSON; STEPHENSON, 1972; CONNELL, 1972; MILANELLI, 2003).

Segundo Milanelli (1994), a utilização da análise estratificada para avaliação do impacto de um poluente como o petróleo em costões rochosos é extremamente válida, por ser um registro contínuo no tempo das respostas das várias espécies aos fatores externos (abióticos, bióticos, e também antrópicos), quanto à ocupação de espaço, recurso mais limitante em termos de costões rochosos. No entanto, o uso desta técnica seria melhorado com a presença de mais amostragens pré-impacto.

São as poucas espécies quantitativamente dominantes que formam os densos estratos e que freqüentemente ocupam a maior parte da área disponível na zona entremarés dos costões rochosos do Canal de São Sebastião. Os táxons espacialmente dominantes do costão rochoso da praia da Feiticeira são os moluscos *Brachidontes*, as cracas *Chthamalus* e *Tetraclita*, entendendo-se como dominantes, as espécies capazes de estabelecer densos estratos de ocupação (com elevadas porcentagens de cobertura da rocha) (MILANELLI, 1994; MILANELLI, 2003).

Com o objetivo de identificar os padrões de ocupação da rocha pelos táxons sésseis mais representativos foi analisada a similaridade entre os níveis. Esta similaridade foi avaliada por meio de uma Análise Hierárquica Aglomerativa (“cluster”), utilizando-se o coeficiente de distância de Bray-Curtis para a construção da matriz de dissimilaridade, e o método de ligação de WARD de variâncias mínimas, construindo-se o dendrograma (figura 13).

Como esperado, o dendrograma apontou três grandes grupos:

- Grupo 1: Níveis 1 a 8
- Grupo 2: Níveis 9 a 16
- Grupo 3: Níveis 17 a 20

Sendo o Nível 1 o início do supralitoral e o Nível 20 representando a franja do infralitoral.

Além disso, foi feita uma Análise de Correspondência Retificada (DCA) (TER BRAAK, 1987), para reforçar a estratificação. Esta análise fornece as espécies que exerceram influência no agrupamento e distinção dos níveis (figura 14). O eixo 1 mostrou nitidamente a zonation, com um autovalor de 0,963. Já o eixo 2, apresentou pouco significado para a estratificação, com um autovalor de 0,123. Sendo assim, as discussões que seguem foram baseadas apenas no eixo 1, que representa a maior taxa de explicação da variabilidade encontrada.

Nodilittorina lineolata foi a espécie responsável pelo agrupamento dos níveis de 1 a 5, sendo encontrada no extremo do supralitoral, zona *spray* de costões. Este gastrópode vágil tende a estender sua área de ocorrência para níveis mais elevados na rocha sempre que há um maior suprimento de umidade nas regiões mais elevadas da rocha, gerada pelo maior batimento das ondas e pelo menor declive. Segundo Oliveira-Filho e Mayal (1976), o gênero *Nodilittorina* caracteriza o supralitoral independentemente do grau de exposição às ondas.

A baixa inclinação do costão da praia da Feiticeira e a chegada de uma frente fria durante a campanha de campo, intensificou o hidrodinamismo no costão estudado de forma significativa,

podendo ter favorecido a ampla fixação desta espécie, já que a largura dos estratos é reflexo da ação do hidrodinamismo e do declive da rocha (MILANELLI, 2003; CARRANZA, 2003).

Moluscos pastadores, como *Nodilittorina* sp., recebem grande destaque devido à ampla evidência de que se estas espécies declinarem severamente, algas podem crescer e dominar extensas áreas, causando profundas alterações na fauna sésil e fauna associada. Tal balanço entre estes moluscos e algas é de fundamental importância (LEWIS, 1976).

Abaixo da zona *spray*, como em MILANELLI (2003), foi observado um grande cinturão da espécie *Chthamalus bisinuatus*, que agrupou os níveis 6 e 7, caracterizando o mesolitoral superior de ambientes rochosos, independentemente do grau de exposição ao hidrodinamismo (OLIVEIRA-FILHO e MAYAL, 1976). Mesmo com a grande distinção desses estrato, é relevante ressaltar que *Nodilittorina lineolata* pode, freqüentemente, ocupar o estrato de *Chthamalus*, onde encontra rugosidade e umidade adequadas a sua sobrevivência. Em certas situações ambos os estratos se sobrepõem (MILANELLI, 2003).



Foto: Nível 7 – Presença de *Chthamalus bisinuatus*

Um grande grupo foi formado com os níveis de 8 a 13, em função da presença de: *Brachidontes* sp., *Collisella subrugosa*, *Isognomon bicolor*, *Tetracrita stalactifera*, *Pachigrapsus transeversus* e pela família Nereidae (Polychaeta), compondo o mesolitoral do costão, sendo que a craca *Tetracrita stalactifera* ocupa uma faixa mais extensa que as demais espécies, como observado em Milanelli (2003), e, segundo Oliveira-Filho e Mayal (1976), é a espécie que caracteriza o mesolitoral inferior também não sendo dependente do grau de exposição às ondas.



Foto: Nível 10 – Presença de *Brachidontes* sp. e *Tetracrita stalactifera*

Os níveis 14, 15 e 16 foram agrupados pela ocupação das algas *Asteronema breviarticulatum*, *Centroceras clavulatum*, *Colpomenia* sp. e *Neogoniolithon* sp., pelo ouriço, *Echinometra lucunter* e pelo cirripédio *Megabalanus coccopoma*, já mostrando a proximidade com o copo d'água e caracterizando o início do supralitoral.



Foto: Nível 16 – Presença de *Asteronema breviarticulatum*, *Centroceras clavulatum*, *Colpomenia* sp. e *Megabalanus coccopoma*.

Por fim, o grupo dos níveis 17 a 20, caracterizando nitidamente o infralitoral, pelo aparecimento das espécies de algas: *Amphiroa* sp., *Jania* sp., *laurencia* sp., *Gryffordia* sp., e pela família Ectocarpaceae. Este domínio de algas que se desenvolve nos limites inferiores da zona

entremarés do costão estudado também foi observado no estudo anterior. Segundo OLIVEIRA-FILHO e MAYAL (1976), o gênero *Jania* sp., juntamente com *Acantophora* sp. e *Sargassum* sp., caracterizam o infralitoral rochoso.



Foto: Nível 18 – Presença de *Amphiroa* sp. e *Jania* sp.

Milanelli (1994) observou nitidamente na análise estratificada, um padrão de subida e descida dos estratos na rocha, ao longo do ano, especialmente para *Chthamalus* e *Brachidontes*. O abaixamento dos cinturões ocorreu principalmente ao longo do inverno, como visto por Oliveira-Filho e Mayal (1976), que foram os primeiros a registrarem tal fenômeno no Brasil, supondo que este abaixamento durante o inverno acontece em função das influências das marés baixas diurnas deste período, as quais geram maior estresse por dessecação e insolação nas áreas superiores da zona entremarés.

Como descrito na metodologia, a figura 12 ilustra as espécies dominantes encontradas ao longo dos transectos realizados em 1993-1995 ao lado do realizado no inverno de 2007. Pode-se observar que os níveis apresentaram algumas mudanças de um estudo para o outro. *Chthamalus* e *Brachidontes* apresentaram faixas de ocupação mais estreitas, com um pequeno deslocamento do cinturão de *Brachidontes*, que ocupou a área que nos invernos anteriores era ocupada por *Chthamalus*. Com isso, os cinturões de *Tetraclita* e de algas também sofreram um deslocamento para zonas superiores do costão.

Em termos estruturais, mesmo com estas flutuações, a comunidade, tanto nos transectos controle como nos com óleo, mostrou-se relativamente estável quanto à ocupação de espaço pelas espécies, no estudo realizado por Milanelli (1994). Os principais estratos estiveram presentes praticamente ao longo de todo o período de estudo e sempre distribuídos mais ou menos nas mesmas faixas do costão, mostrando uma estabilidade dinâmica e obedecendo à mesma ordem de zonação vertical. Esta estabilidade dinâmica também foi observada com as espécies

acompanhantes de cada estrato. Sendo assim, este estudo não registrou alterações nos padrões de ocupação de espaço que pudessem ser atribuídas às aplicações de petróleo.

O mesmo pode ser observado ao se comparar o presente trabalho com o programa de monitoramento do costões do Canal. Algumas alterações pequenas ocorreram, mas a estabilidade dinâmica foi mantida, apresentando uma mesma ordem de zonação vertical com suas respectivas espécies acompanhantes.

5. Conclusões e Considerações finais

Como o objetivo central do presente estudo é a contribuição para o monitoramento realizado pela CETESB no costão rochoso da Praia da Feiticeira, município de Ilhabela, este capítulo será focado nas observações obtidas na comparação entre os dois trabalhos.

A análise quantitativa das espécies dominantes (*Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes* sp. e *Tetraclita stalactifera*) mostrou mudanças na porcentagem de cobertura. Através do Teste de hipótese para igualdade de proporções foi possível confirmar estas alterações. Em todas as análises, a *Ho* foi rejeitada, com as espécies *Chthamalus bisinuatus* e *Brachidontes* sp. apresentando uma considerável diminuição dos três anos de coleta de invernos anteriores, 1993, 1994 e 1995, para o inverno de 2007. O cirripédio, *Tetraclita stalactifera*, apresentou comportamento contrário ao apresentado pelas outras duas espécies, com um significativo aumento para o inverno de 2007.

O capítulo anterior mostrou que são diversas as causas que podem ser responsáveis por esta alteração na comunidade em estudo. No entanto, não se pode descartar a possibilidade de serem mudanças naturais, em função das flutuações plurianuais que cada população apresenta devido a fatores abióticos e bióticos, também já discutidos anteriormente. Além disso, outras mudanças de longo prazo, como por exemplo na temperatura média dos oceanos e no nível do mar, além das interferências antrópicas, também podem estar interferindo nas alterações observadas nestes 12 anos.

Com relação ao bivalve, *Brachidontes* sp., a discussão apontou que esta espécie foi observada em diferentes trabalhos. Estes mostraram um fenômeno comum nos meses de inverno, que resulta em uma progressiva diminuição do percentual de cobertura deste bivalve.

A análise qualitativa mostrou algumas mudanças na composição das espécies, com destaque a ausência de espécies como *Perna perna* e *Chama congregata*, que não foram listadas no inventário de 2007. Algumas espécies que não foram avistadas no estudo anterior e constam no presente trabalho, não podem, no entanto, serem consideradas espécies novas, devido ao fato de que diferentes especialistas foram responsáveis na identificação das espécies, mas não se pode

descartar a possibilidade de que novas espécies tenham colonizado a área, já que o ecossistema em estudo apresenta grandes flutuações naturais, já discutidas anteriormente.

O coeficiente de similaridade de Sorensen, calculado tanto para a compilação dos invernos, encontrada no monitoramento da CETESB (MILANELLI, 2003), como para cada inverno separadamente, mostrou que as comunidades apresentam composições com similaridade média a alta, pois o índice ficou entorno de 0,5.

O estudo dos grupos taxonômicos e funcionais mostrou que poucas mudanças ocorreram, e que a distribuição percentual dos *táxons* e das funções ecológicas se manteve, podendo ser observado um padrão na estrutura da comunidade ao longo do período estudado. O grupo Rhodophyta obteve destaque em proporção de espécies em ambos os estudos, seguido pelos grupos Phaeophyta, Chlorophyta e Gastropoda. Como o coeficiente de Sorensen sugeriu certas mudanças na composição de espécies de estudo para o outro, mas a estrutura de grupos taxonômicos e funcionais se manteve, fica claro que, neste intervalo de tempo, ocorreram substituições de espécies, contribuindo para o equilíbrio dinâmico da comunidade em questão.

Sendo assim, o grupo funcional dos produtores representa 58% no primeiro estudo, e 49% no presente trabalho. Em ambos os monitoramentos, o grupo de filtradores/suspensívoros mostrou grande influência na distribuição funcional do costão estudado, com 19 e 33%, respectivamente.

Como esperado, o estudo semiquantitativo mostrou que o maior número de espécies registradas em 2007, foram as raras ou freqüentes. Este levantamento concorda com muitos estudos de comunidades realizados em costões rochosos, onde poucas espécies representam a grande maioria do percentual de biomassa.

A análise estratigráfica também sugeriu um padrão de zonação da comunidade, como esperado. Como já discutido, os cinturões de ocupação dos indivíduos das espécies em um costão rochoso são bem definidos em função do intenso gradiente ambiental. A Análise de Agrupamento apontou três grandes grupos, como o encontrado pelo monitoramento. A DCA foi realizada para atribuir as espécies responsáveis nesta diferenciação de níveis. Como esperado, as espécies quantitativamente dominantes fizeram seu papel nesta distinção, como o gastrópoda, *Nodilittorina lineolata*, os cirripédios *Chthamalus bisinuatus* e *Tetraclita stalactifera*, o bivalve *Brachidontes* sp., e as algas *Asteronema breviarticulatum* e *Amphiroa* sp.

Sendo assim, o presente trabalho possibilitou a constatação do cenário existente 12 anos depois da última investigação da CETESB no monitoramento de costões rochosos do Canal de São Sebastião. Foi possível observar mudanças na comunidade, assim como padrões de distribuição e equilíbrio dinâmico. Dessa forma, em eventuais vazamentos que atinjam a Praia da Feiticeira será possível dimensionar os impactos com maior precisão.

Reafirma-se a necessidade de monitoramentos periódicos englobando toda a comunidade, e não apenas *táxons* dominantes. A avaliação da proporção de um impacto gerado por vazamento de óleo, só poderá ser quantificada com o aumento de acompanhamentos temporais das comunidades costeiras vulneráveis a este tipo de perturbação antrópica. Torna-se cada vez mais fundamental a diferenciação de mudanças naturais das causadas por interferências antrópicas.

Considerando as grandes interferências antrópicas previstas para o litoral norte, especialmente as novas instalações e atividades da PETROBRAS ligadas ao campo Mexilhão, a ampliação do Porto de São Sebastião e o crescimento da ocupação desordenada da orla marítima de Ilhabela, os costões rochosos devem ser prioridade nos diagnósticos e monitoramentos para que estas interferências sejam quantificadas e registradas.

6. Referências

AIROLDI, L. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. **Oceanography and Marine Biology**, v. 41, p.161-236, 2003.

ALBERS, P.H. Petroleum and individual polycyclic aromatic hydrocarbons. **In Handbook of Ecotoxicology**. Hoffman, DJ; Rattner, BA; Burton, GA; and Cairns, J (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, 330p, 1995.

ANP. **Dados sobre os terminais aquaviários brasileiros**. Agência Nacional do Petróleo. disponível em <<http://www.anp.gov.br>>. Acesso em: 6 maio. 2006.

API, American Petroleum Institute. **Oil spill response: options for minimizing adverse ecological impacts**. American Petroleum Institute. 98p. 1985a

API, American Petroleum Institute. **Oil spill cleanup: options for minimizing adverse ecological impacts**. Health and environmental Sciences Departament. American Petroleum Institute, nº 4435, 580p, 1985b.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L **Ecologia**. 4º Ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752p.

BENEDETTI-CECCHI, L.; BERTOCCI, I.; MICHELI, F.; MAGGI, E.; FOSELLA, T.; VASELLI, S. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. **Marine Environmental Research**. v. 55, p.429–458, 2003.

BÍCEGO, M. C. **Contribuição ao Estudo de Hidrocarbonetos Biogênicos e do Petróleo no Ambiente Brasileiro**. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.156 p. 1988.

BILYARD, G. R. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. **Mar. Pollut. Bull.** v. 18, p.581-585, 1987.

BOAVENTURA, D.; L. C. FONSECA; TELES-FERREIRA, C. Trophic structure of macrobenthic communities on the Portuguese coast. A review of lagoonal, estuarine and rocky littoral habitats. **Acta Oecologica**. 20(4): p. 407-415, 1999.

BOKN, T.; BOX, P. O. Effects of diesel oil on commercial benthic algae in Norway. In: OIL SPILL CONFERENCE, 1988 - American Petroleum Institute, Washington D.C. Proceedings. p.491-496, 1985.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo**. Brasília: 2004, 107p.

CAIRNS, J. & BUIKEMA, A.L. (Eds.) Restoration of habitats impacted by oil spills. Butter Worth Publishers. **Ann Arbor Science Book**, 182p. 1984.

CARRANZA, T.T. **Contribuição ao monitoramento permanente do costão rochoso da Praia de Barequeçaba - São Sebastião/SP**. 2003. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2003.

CARVALHEIRA, L.V. **Macroinfauna Bêntica da Lagoa de Marapendi, Complexo Lagunar de Jacarepaguá, Rio de Janeiro**. 1993. 247p Tese (Doutorado em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

CETESB. **Qualidade da água dos municípios**. Evolução da balneabilidade. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/municipios/evolucao/ilhabela.asp>. Acesso em: 18 de abril de 2008.

CONNEL, J. H. Community interactions on marine rocky intertidal shores. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, n. 31, p. 169 – 192, 1972.

CORRÊA, M. S. D. **Impacto da poluição por petróleo em povoamentos bentônicos de costão**. 2003. 99 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2003.

COUTINHO, R.. Avaliação crítica das causas de zonação dos organismos bentônicos em costões rochosos. **Oecologia Brasiliensis**, v. II, p. 259-271, 1995.

CRAPP, G. B. The ecological effects of stranded oil. *in* COWELL, E.B. (Ed.), 1971, **The ecological effects of oil pollution on littoral communities**: England, Applied Science, 250p. 1971b. p.181 - 186.

DAYTON P.K. 1971 Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.*, 41: 351-389

DUNGAN, M.L. Competition and the morphology, ecology, and evolution of acorn barnacles; an experimental test. **Paleobiology**, 11 (2): p. 165 - 173. 1985.

DUTRA, L. X. C. **Os efeitos do aporte de sedimento na vitalidade dos recifes de corais de Abrolhos, Bahia**. 2003. 83 f. Dissertação (Mestrado em Geologia), Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2003.

EVANS, D.R.; RICE, S.D. Effects of oil on marine ecosystems: a review for administrators and policy makers. **Fish. Bull.**, 72(3): 625-638. 1974.

FALCÃO, C. **Avaliação do impacto dos hidrocarbonetos na comunidade de macroalgas por simulação de derrame de petróleo em experimentos in situ – Angra dos Reis.** 1996. 93 p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1996.

[FAYAD, N.M.](#), [OVERTON, E.](#) Unique biodegradation pattern of the oil spilled during the 1991 Gulf War. **Marine Pollution**, v.30. n 4. p. 239-246. 1995.

FELLENBERG, G. **Introdução aos problemas de poluição ambiental.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1980. p. 80-87.

FERREIRA-SILVA, M. A. G.; RAMOS, A. B.; JUNQUEIRA, A. O. R. **Sucessão na faixa de *Isognomon bicolor* (C.B.Adams, 1845) (Mollusca:Bivalvia) em regiões com diferentes graus de eutrofização no litoral do Rio de Janeiro.** In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2003, Fortaleza. Anais de trabalhos completos do VI Congresso de Ecologia do Brasil, 2003. v. 1. p. 368-369.

FILHO E. C. de O., MAYAL E. M. Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). **Ver. Brasil. Biol.**, 16(2). p. 305-316. 1976.

FURTADO, V. V. **Contribuição ao estudo da sedimentação atual no Canal de São Sebastião, Estado de São Paulo.** Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.

GRAY, J. S.; CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M.; HOBBS, G. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk Oilfields, North Sea. **Marine Ecology Progress Series**. n. 66. p. 285-299. 1990.

GUNDLACH, E. R.; HAYES, M.O. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. **M.T.S. Journal**. 1978. 12(4) p. 18 - 27.

HAWKINS, S. J.; GIBBS, P. E.; POPOE, N. D.; BURT, G. R.; CHESMAN, B. S.; BRAY, S.; PROUD, S. V.; SPENCE, S. K.; SOUTHWARD, A. J.; LANGSTON, W. J. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. **Mar. Env. Res.**, 54. p. 215-222. 2002.

HOWARTH, R.W. Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems. In: ECOTOXICOLOGY: PROBLEMS AND APPROACHES, 1989. **Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems.** Springer-Verlag, 1989.p. 69-97.

IPIECA. **IPIECA report series volume seven. Biological impacts of oil pollution: rocky shores.** London, IPIECA, 22 p. 1995.

IRVING, M.de A. **Estrutura da macroinfauna bêntica de zona entremarés de Sepetiba (Rio de Janeiro - Brasil). Aspectos descritivos e metodológicos.** Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. 179p. 1991.

KREBS, C. J. **Ecology.** 4ed. New York: Harper Collins College Publishers, 1972. 801p.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology.** 2 ed. Menlo Park: Benjamin Cummings, 1998. 581p.

LAMPARELLI, C. C.; MOURA, D. O. **Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo.** São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, CETESB, 108p. 1998.

LE HIR, M.; HILY, C. First observations in a high rocky-shore community after the *Erika* oil spill (December 1999. Brittany, France). **Mar. Poll. Bull.**, 44: 1243-1252. 2002.

LEWIS, J.R. Water movements and their role in rocky shore ecology. **Sarsia**, 34:13-36. 1968.

LEWIS, J.R. Long-Term ecological surveillance: practical realities in the rocky littoral. **Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.**, 14: 371-90. 1976.

LIMA, M. V. **Mapeamento de sensibilidade ambiental ao óleo do Arquipélago de Ilhabela – SP.** 2007. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Programa de Pós Graduação em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro. 2007. 157p.

LIVELY, C. M.; RAIMONDI, P. T. Desiccation, predation, and mussel-barnacle interactions in the Northern Gulf of California. **Oecologia**, 74: 304 - 309. 1987.

LOBBAN, C. S., HARRISON, P. J. & DUNCAN, M. J. **The physiological ecology of seaweeds.** 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. 255-282 p. 1995.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; KADEKARU, N. Flutuação sazonal em uma população de *Brachidontes* spp. (Bivalvia, Mytilidae) na praia de Barequeçaba - São Sebastião - São Paulo. In: XII ENCONTRO BRASILEIRO DE MALACOLOGIA. Resumos, p. 24. 1991a.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; ZANARDI, E.; TRUZZI, A. C. Biomonitoramento de ecossistemas aquáticos e de transição - costões rochosos - **Relatório anual - São Paulo: CETESB**, 53p + anexos. 1994a.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.. Programa de biomonitoramento de costões rochosos sujeitos a impactos por petróleo. In: III SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA: SUBSÍDIOS A UM GERENCIAMENTO AMBIENTAL. Publicação ACIESP 87 (3): 293-300. 1994b.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; PRÓSPERI, V. A.; ZANARDI, E.; TRUZZI, A. C. Avaliação dos danos ecológicos causados pelo derrame de óleo "Tebar V" (Maio/1994) sobre comunidades de costões rochosos. **São Paulo: CETESB**, 26p. + anexos. 1996.

LUBCHENCO, J. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. **Am. Nat.**, **112**: 23-39. 1978.

LUBCHENCO, J.; MENGE B. A.. Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. **Ecological Monographs**, **59**: 67-94. 1978

LUBCHENCO, J. Littorina and Fucus: effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. **Ecology**, **64**(5): 1116-1123. 1983.

LUBCHENCO, J.; B.A. MENGE; S.D. GARRITY; P.J. LUBCHENCO; L.R. Ashkenas; S.D. Gaines; R. Emlet; J. Lucas & S. Strauss. Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Panama). **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, **78**: 23 - 73. 1984.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1991. 179p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. 1 ed. Malden: Blackwell Publishing, 2004. 256p.

MALAGRINO, W.; PEREIRA, N; ROCHA, A. A. **Estudos preliminares sobre os efeitos de baixas concentrações de detergentes aniônicos na formação de bisso em Brachidontes solisianus**. s.l; Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental; 1985. 11 p. illus, Tab. Apresentado em: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 13, Maceio, 18-23 ago. 1985.

MANN, K. H.; CLARK, R. B. Long-term effects of oil spills on marine intertidal communities. **J. Fish. Res. Board Can.**, **35**: 791-795. 1978.

MARTINS C.M. 2000. **Isognomon bicolor (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae): Ocorrência Nova, Redescritção e Anatomia Descritiva e Funcional**. Phd thesis, Departamento de Zoologia - Instituto de biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutorado, 99p.

McCOY, D. L.; BROWN, K. M. Hydrocarbon Pollutants alter Short-term Recruitment in the Barnacle **Balanus orbuncus**. **Marine Environmental Research**. Vol. 45 No. 3. pp 209-224. 1998.

MCCUNE, B., MEFFORD, M. J. **PC-ORD**. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Oregon Gleneden Beach. 1999.

MENGE, B.A.. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. **Ecol. Monogr.**, **46**: 355-393. 1976.

MENGE, B. A., LUBCHENCO, J. Community organization in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. **Ecological Monographs**, **51**(4): 429-450. 1981.

MENGES, B. A.; SUTHERLAND, J. P. Community regulation: Variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. **Am. Nat.**, 130: 730-57. 1987.

MENGES, B.A.; FARRELL, T. M. Community structure and interaction webs in shallow marine hard-bottom communities: Tests of an environmental stress model. **Advances in Ecological Research**, 19:189-262. 1989.

MICHEL, J.; HAYES, G. Sensitivity of coastal environments to oil. NOAA. An introduction to coastal habitats and biological resources for oil spill response. Chapter 3. **NOAA Report no HMRAD92-4**. 2002.

www.response.restoration.noaa.gov/oilaid/monterey

MILANELLI, J. C. C. **Efeitos do petróleo e da limpeza por jateamento em um costão rochoso da Praia de Barequeçaba, São Sebastião, SP**. 1994 Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1994. São Paulo: IOUSP, 101p. + figuras e tabelas. 2V. 1994.

MILANELLI, J. C. C. **Biomonitoramento de costões rochosos - instrumento para avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo na região do Canal de São Sebastião - São Paulo**. 2003. 293 f. Tese (Doutorado em Ciências - Oceanografia Biológica) - Instituto de Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES. *Informações sobre o transporte hidroviário e marítimo*. Disponível em: <http://www.transportes.gov.br/bit/portos/ssebastiao/deposaoe Sebastiao.htm>. Acesso em: 12/12/06. 2006.

MONTEIRO, C. A. F. **A dinâmica climática e as chuvas do Estado de São Paulo**: estudo sob a forma de Atlas. São Paulo: Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, 1973.

NELSON, W.G. Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of a Norwegian fjord. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 65: 121-138. 1982.

NEWY S.; SEED, R. The effects of *Braer* Oil Spill on Rocky Intertidal Communities in South Shetland, Scotland. **Marine Pollution Bulletin**, 30(4): 274-280. 1995.

NICHOLLS, P. Determining impacts on marine ecosystems: the concept of key species. **NIWA Water and Atmosphere**. www.niwa.co.nz/pubs/wa/10-2/impacts. 2003.

O'CONNOR, J. S.; DEWLING, R. Y. Indices of Marine Degradation: Their Utility. **Environ. Mgmt.**, 10 (3): 32-38. 1986.

ODUM, E. P. 1971. **Fundamentos de Ecologia**. 6 ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 927 p.

PAINE, R. T. 1996. Food web complexity and species diversity. **Am. Nat.**, 100: 65-75.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; MAYAL, E. M. Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). **Rev. Brasil. Biol.**, **36(2)**: 305 - 316. 1976.

PEDRINI, A. G.; COSTA, C.; NEWTON, T.; MANESCHY, F. S.; SILVA, V. G.; BERCHEZ, F. A. S.; SPELTA, L.; GHILARDI, N. P.; ROBIM, M. J. . Efeitos ambientais da visitação turística em áreas protegidas marinhas: estudo de caso na piscina natural marinha, Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. **OLAM** (Rio Claro), v. 7, p. 678-696, 2007.

PETRAITIS, P. S. Grazing Patterns of the periwinkle and their effect on sessile intertidal organisms. **Ecology**, **64(3)**: 522-533. 1983.

PETERSEN, J. A.; SUTHERLAND, J. P.; ORTEGA, S. Patch dynamics of mussel beds near São Sebastião. **Mar. Biol.**, **93**: 389 - 393. 1986.

POFFO, I. R. F. **Vazamentos de óleo no litoral norte do Estado de São Paulo: Análise histórica (1974-1999)**. 2000. PROCAM-USP. Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da USP. Dissertação de Mestrado. 87p. + figs e tabs. 2000.

POFFO, I. R. F.; XAVIER, J. C. M.; SERPA, R. R. A História dos 27 anos de Vazamento de Óleo no Litoral Norte do Estado de São Paulo (1974-2000). **Revista Meio Ambiente Industrial**. n 30, p.98-104. 2001.

RPI, Research Planning Institute, Inc. **The sensitivity of coastal environments and wild life to spilled oil in the West Florida regions**. Research Planning Institute, Columbia. 105p. 1984.

RAFFAELLI, D.; HAWKINS, S. **Intertidal Ecology**. Chapman & Hall, London. 356 pp. 1996.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo - SMA. **Planos de Manejo das Unidades de Conservação – Parque estadual da Ilhabela**. São Paulo: 1998, p.100.

SCHAFFER-NOVELLI, Y. Vulnerabilidade do Litoral Norte do Estado de São Paulo a Vazamentos de Petróleo e Derivados. In: II SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA. ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO. Anais. ACIESP. 6 a 11 de abril, Águas de Lindóia – São Paulo. 2: 375-399. 1990.

SOARES, I. D. **Um modelo numérico de dispersão oceânica: aplicações ao Canal de São Sebastião**. 1994. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo – USP. São Paulo, 1994.

SOUSA, W. P. Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. **Ecology**, **60(6)**: 1225 – 1239. 1979.

SOUSA, W. P. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. **Ecological Monographs**, **49(3)**: 227-254. 1979.

SOUSA, W. P. Intertidal Mosaics: Patch size, propagule availability and spatially variable patterns of succession. **Ecology**, 65(6): 1918-1935. 1984.

STEPHENSON, T.A.; STEPHENSON, A. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts. **J. Ecol.**, 37: 289 - 305. 1949.

STEPHENSON, T.A.; STEPHENSON, A. Life between tide marks on rocky shores. W.H. Freeman and Co. San Francisco. 1972.

SUTHERLAND, J.P. Recruitment limitation in a tropical intertidal barnacle: *Tetraclita panamensis* (Pilsbry) on the Pacific coast of Costa Rica. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 113: 267 - 282. 1987.

SUTHERLAND J. P., ORTEGA S. Competition conditional on recruitment and temporary escape from predators on a tropical rocky shore. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 95:155-166. 1986.

SOUTHWARD, A. J.; SOUTHWARD, E. C.. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersantes to clean up the Torrey Canyon spill. **J. Fish. Res. Board Can.**, 35: 682 - 706. 1978.

TER BRAAK, C. J. F., CANOCO - a FORTRAN program for community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. Version 2.1. ITI-TNO, Wageningen, The Netherlands. 1987.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, 69:69-77. 1987.

THOMPSON, R. C; CROWE, T. P; HAWKINS, S. J. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation**, 29 (2): 168-191, fev. 2002.

T4 CONSULTORIA EM TURISMO. **Plano gestor de turismo de Ilhabela**. Disponível em: <http://www.t4.tur.br>. Acesso em: 2 dez. 2006.

UNDERWOOD A.J.. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal changes. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 51:57-85. 1981

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. **Scales of Spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates**. 1996.

UNDERWOOD, A. J. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 250: 51-76. 2000.

VALENTE, M. H. M. **Circulação na plataforma interna do litoral norte do Estado de São Paulo**. 1999. 153f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1999.

VIANA, M. S.; LAVRADO, H. P.; SILVA, S. H. G. Variação temporal no recrutamento de organismos incrustantes na área de influência das usinas nucleares de Angra dos Reis, RJ. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2003, Fortaleza. Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil, 2003.

ZANARDI, E.; BÍCEGO, M. C; WEBER, R. R. Dissolved/dispersed Petroleum Aromatic Hydrocarbons in the São Sebastião Channel, São Paulo, Brazil. **Mar. Poll. Bull.** 38 (5):410 - 413. 1999.

7. ANEXOS

7.1. ANEXO A – Figuras e tabelas

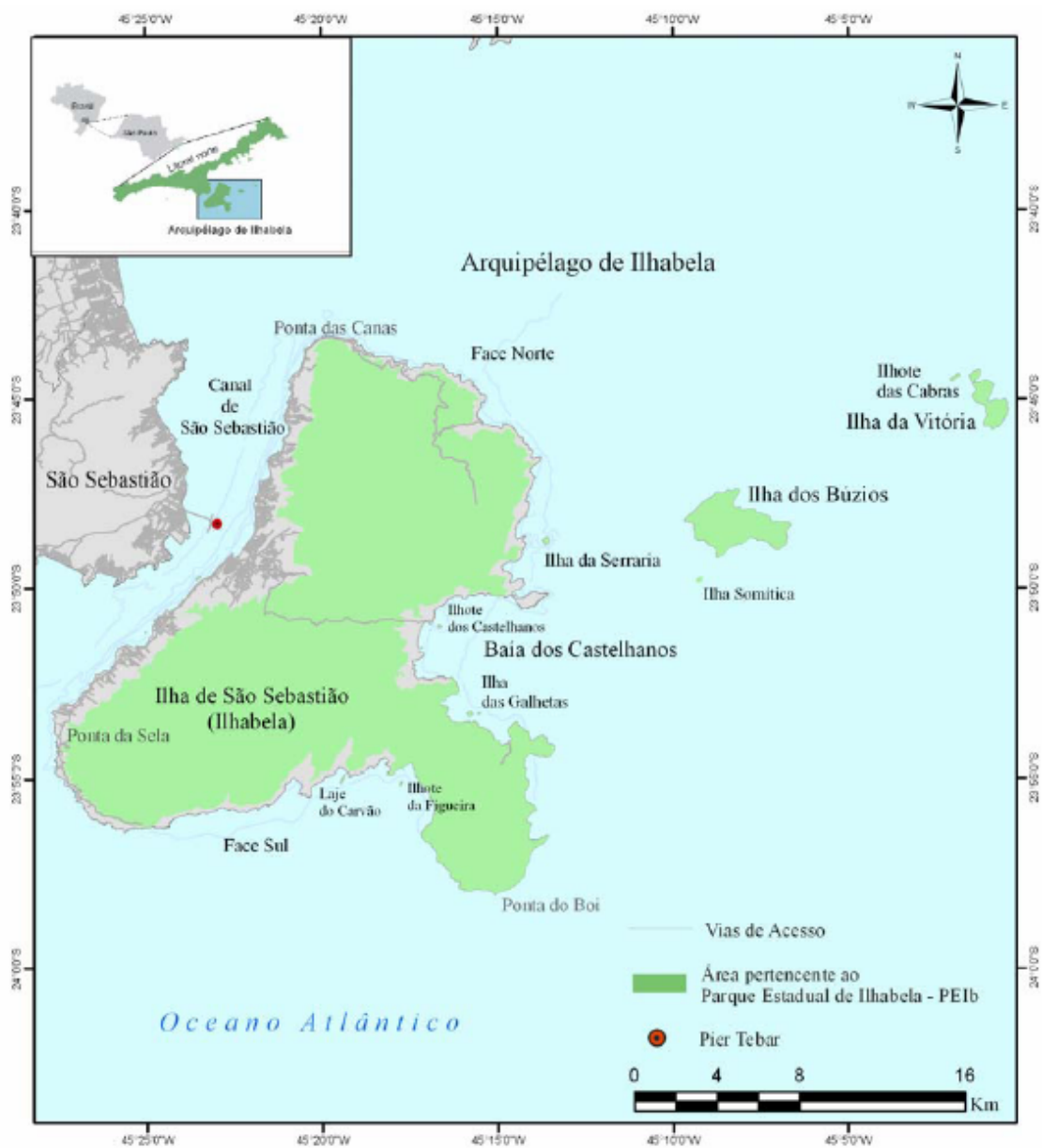


Figura 1: Arquipélago (LIMA, 2007).

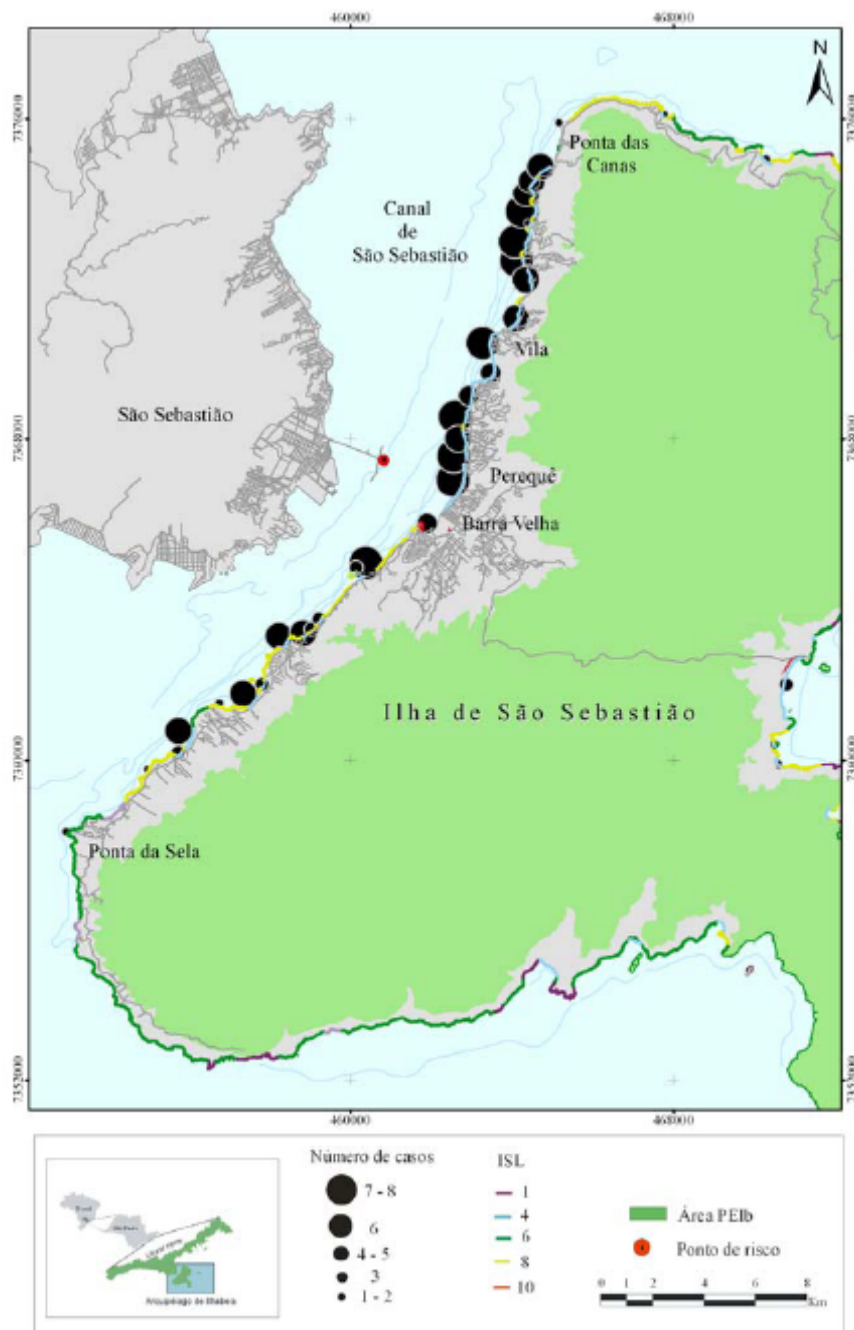


Figura 2: Mapa do histórico de vazamentos de óleo que atingiram o Arquipélago de Ilhabela.
Fonte: LIMA (2007)

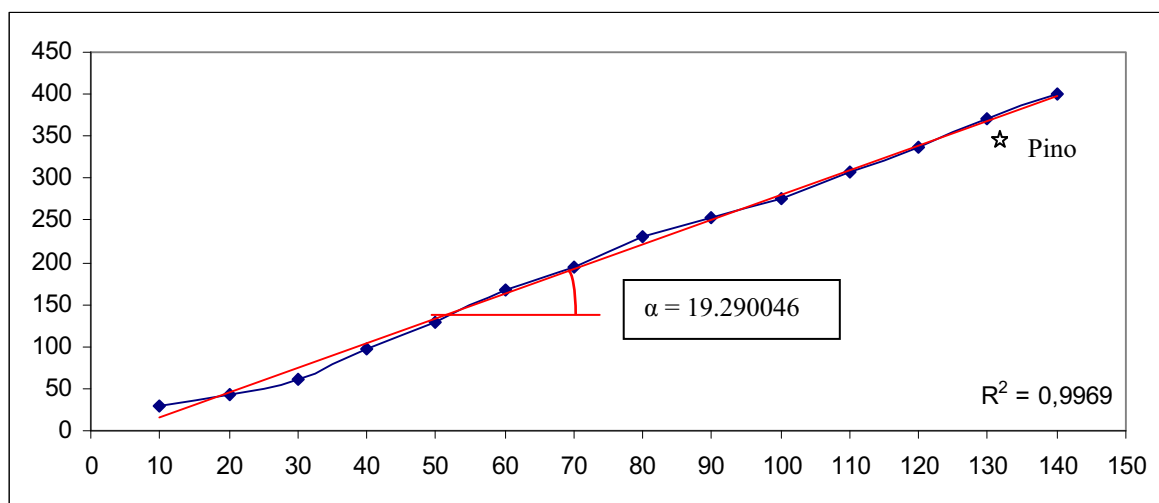


Figura 3: Perfil e Declive

4. Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil).

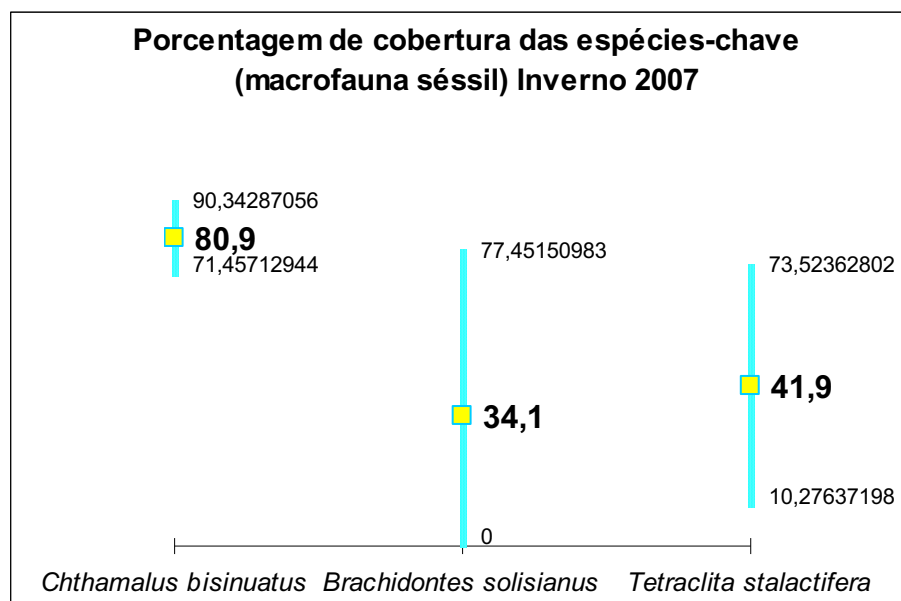


Figura 4.a.: Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil) Inverno 2007

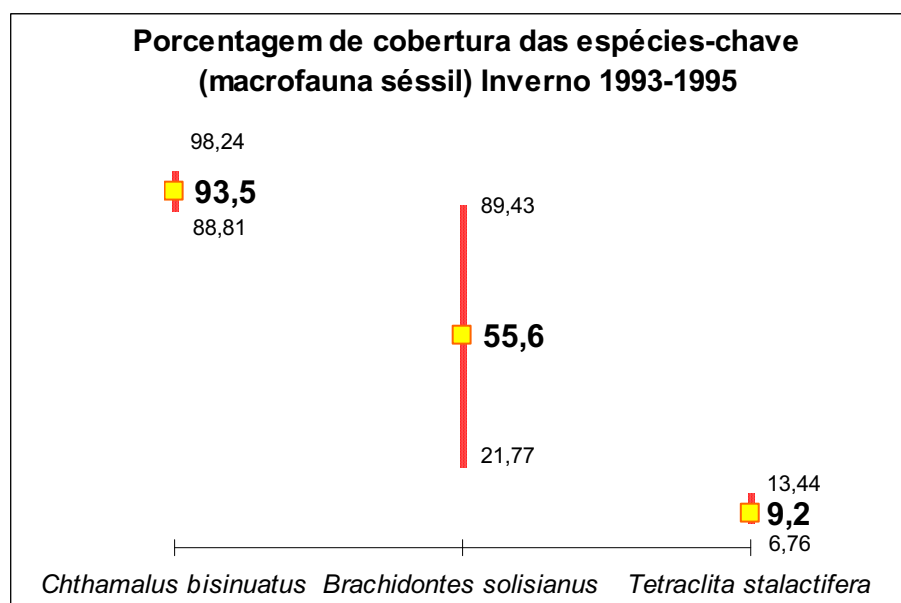


Figura 4.b.: Porcentagem de cobertura das espécies-chave (macrofauna sésil) Média de invernos de 1993-1995

5. *Chthamalus bisinuatus*

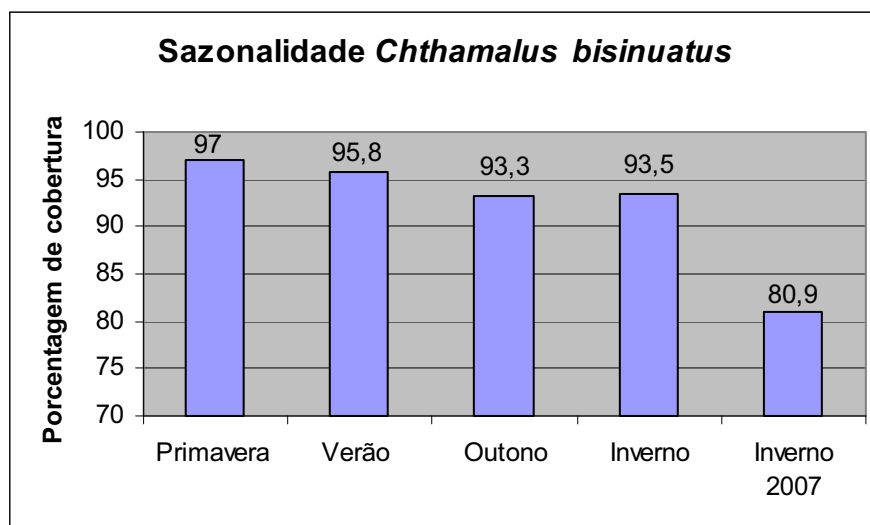


Figura 5.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus*

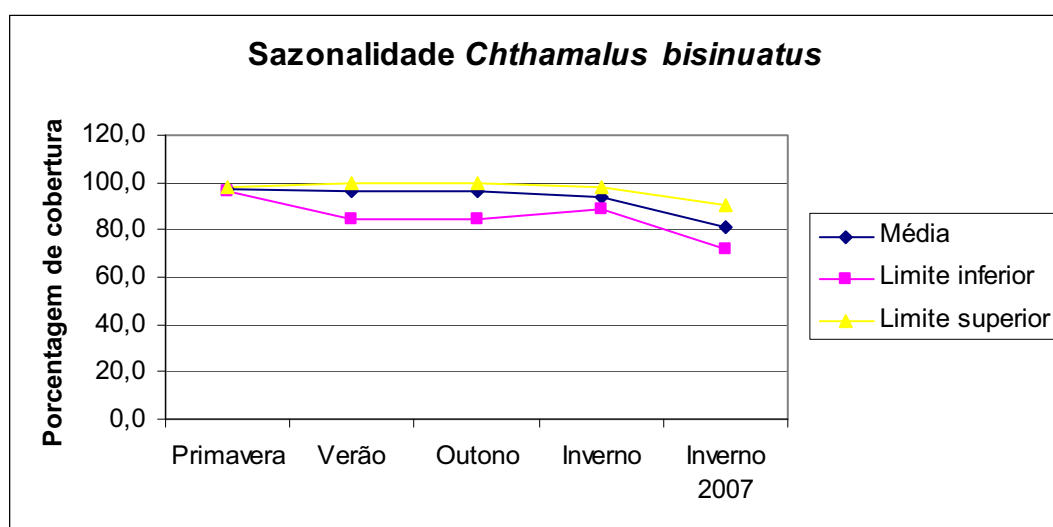


Figura 5.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus*.

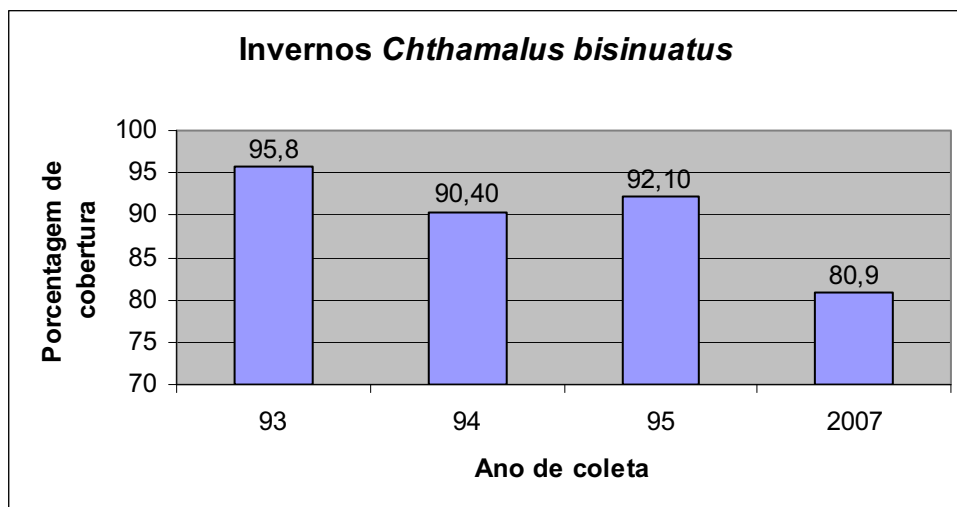


Figura 5.c: Dados de porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus*, coletas de inverno.

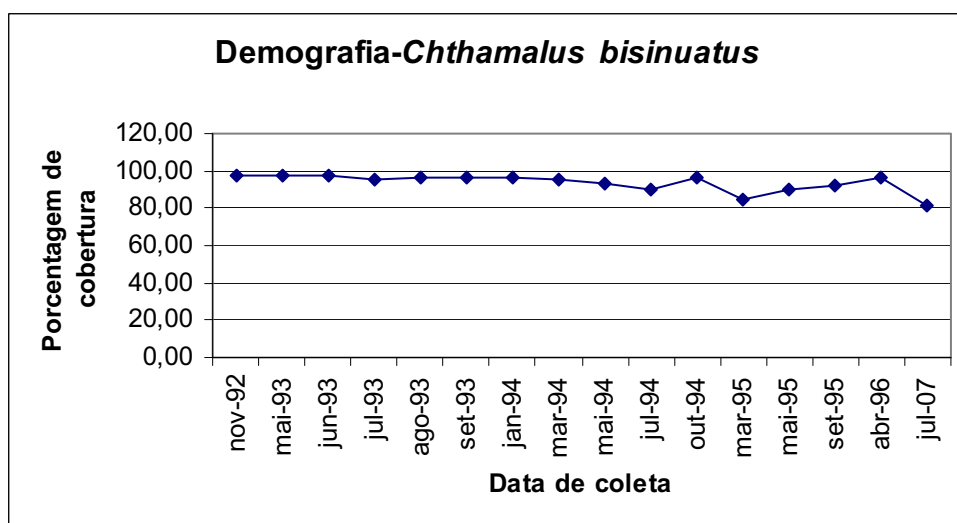


Figura 5.d: Dados de porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus*. Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.

6. *Brachidontes* sp.

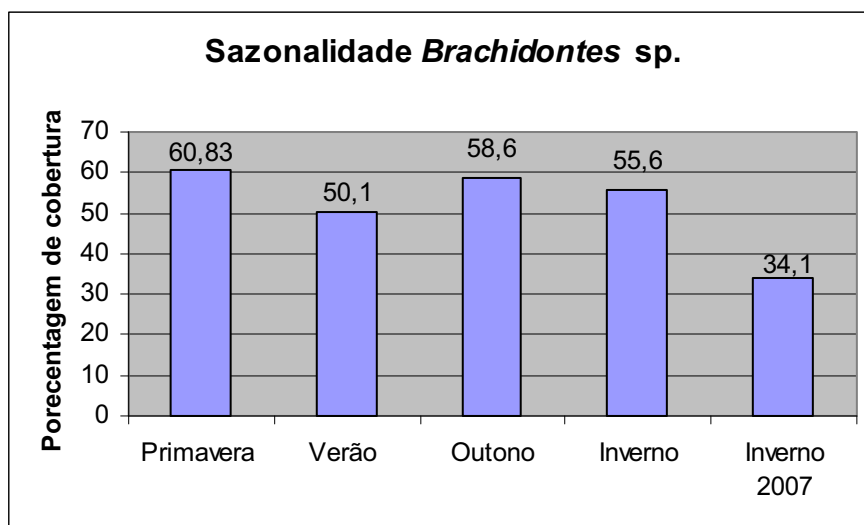


Figura 6.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Brachidontes* sp..

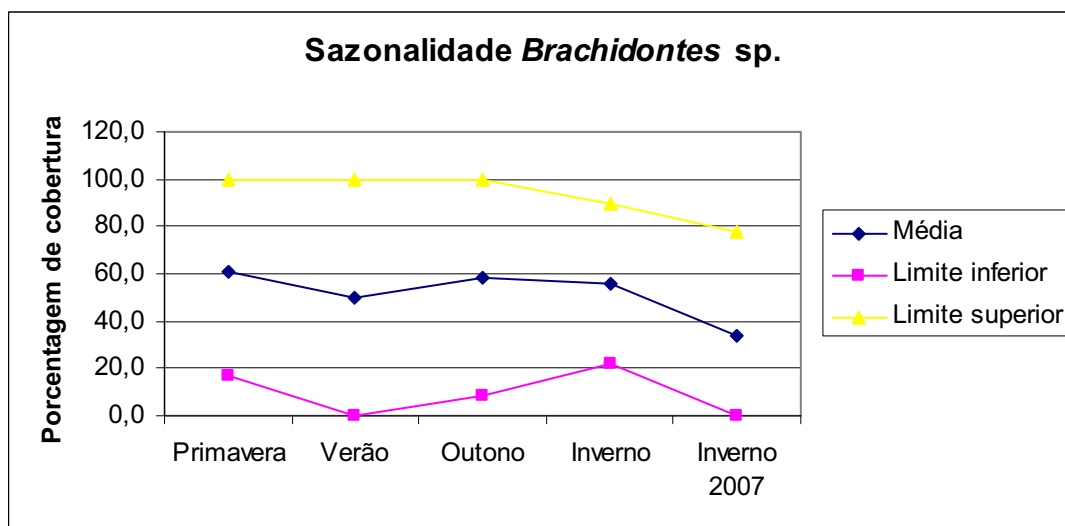


Figura 6.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Brachidontes* sp..

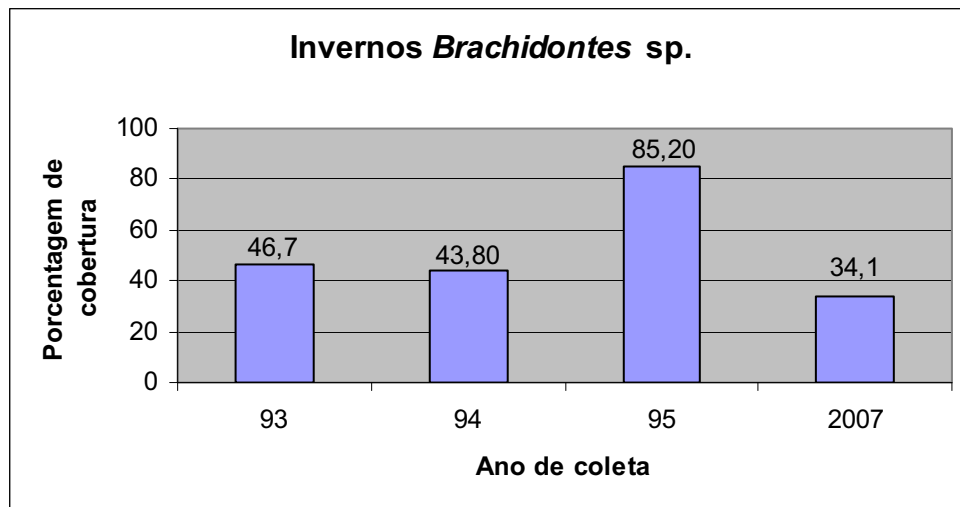


Figura 6.c: Dados de porcentagem de cobertura de *Brachidontes* sp., coletas de inverno.

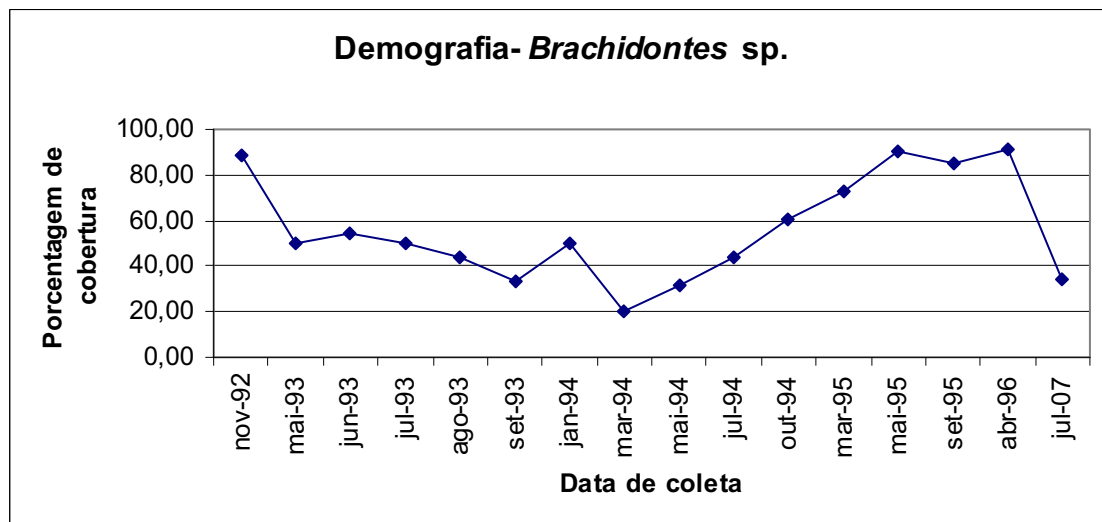


Figura 6.d: Dados de porcentagem de cobertura de *Brachidontes* sp. Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.

7. *Tetraclita stalactifera*

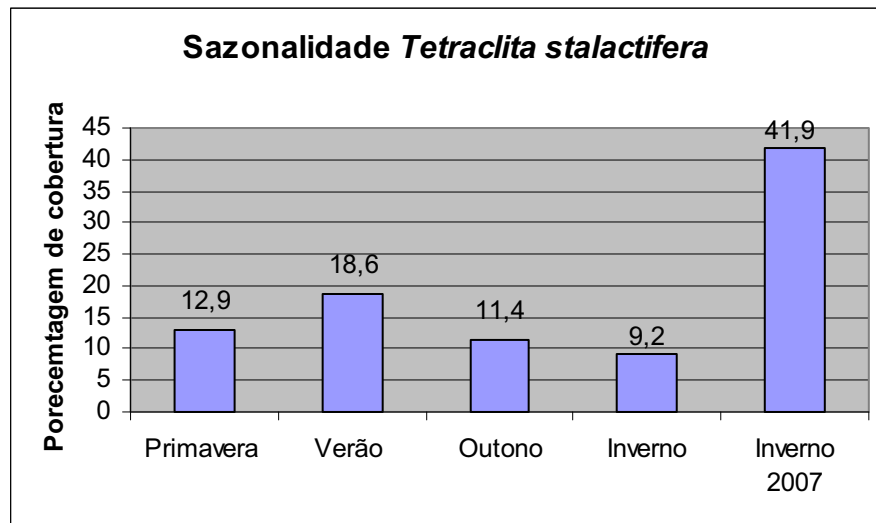


Figura 7.a: Gráfico sazonal das médias de dados de inverno, outono verão e primavera de 1993 a 1996, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Tetraclita stalactifera*.

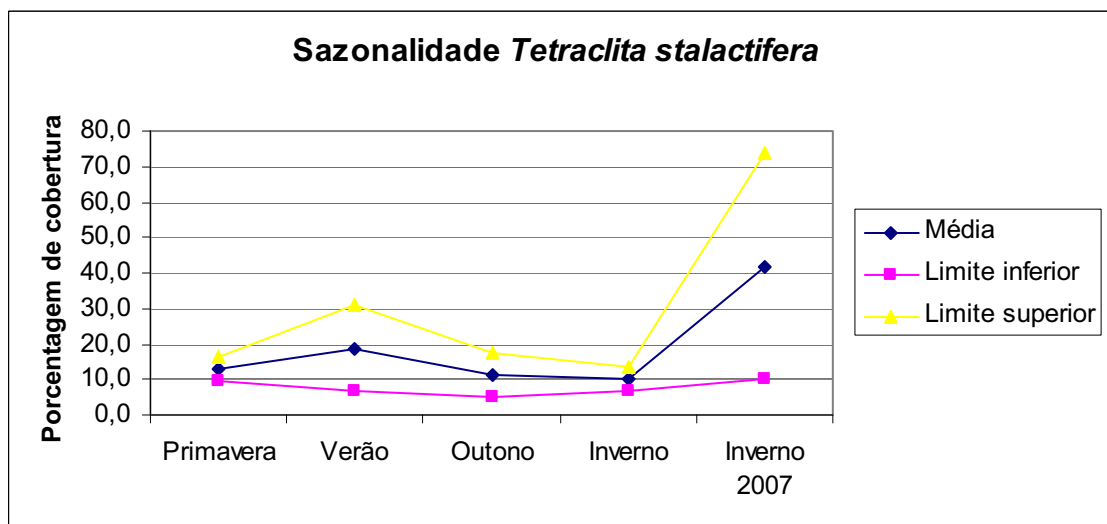


Figura 7.b: Gráfico sazonal das médias, limite inferior e limite superior de dados de inverno, outono, verão e primavera de 1993 a 1995, ao lado dos dados coletados no inverno de 2007 da porcentagem de cobertura de *Tetraclita stalactifera*.

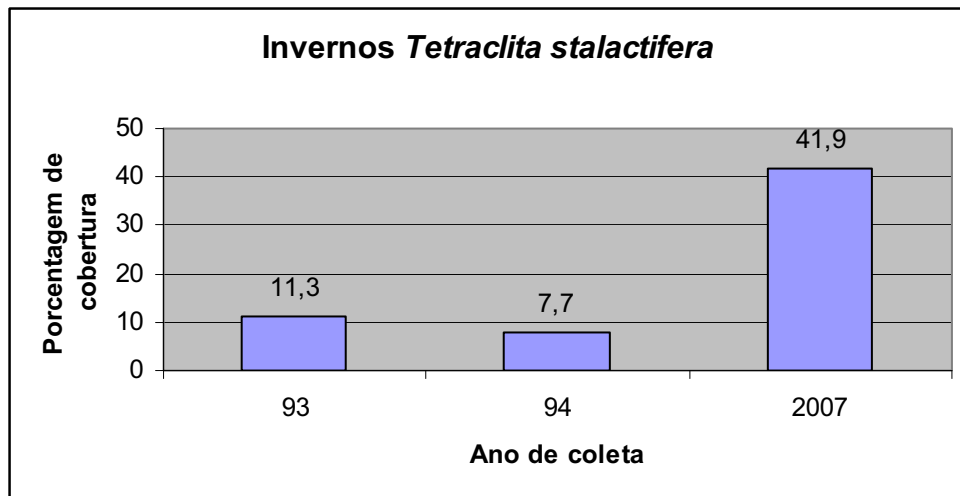


Figura 7.c: Dados de porcentagem de cobertura de *Tetracrita stalactifera*, coletas de inverno.

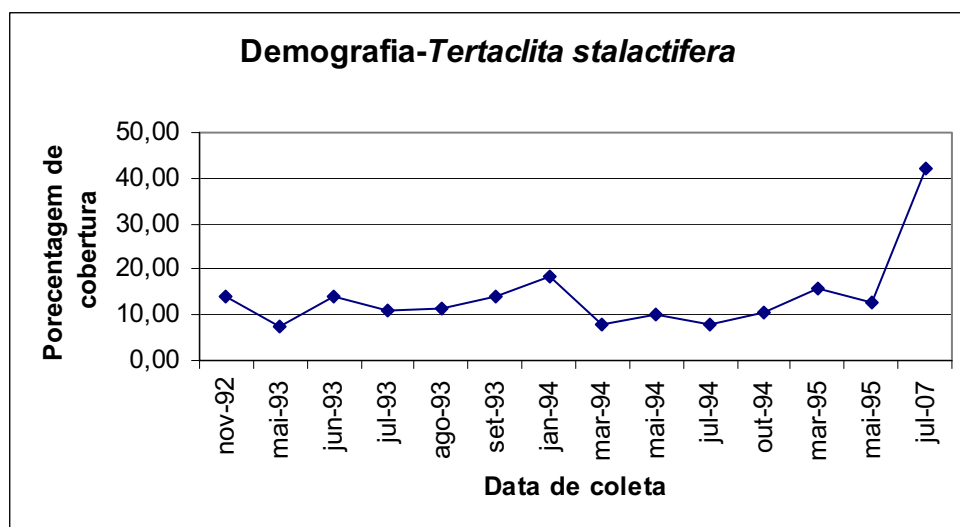


Figura 7.d: Dados de porcentagem de cobertura de *Tetracrita stalactifera*. Cada ponto no gráfico corresponde a uma data de coleta realizada dentro do programa de monitoramento.

8. Inventário de espécies 1993-1995 e Inverno de 2007

ESPÉCIES	PRIMAVERA 1993-1995	VERÃO 1993-1995	OUTONO 1993-1995	INVERNO 1993-1995	INVERNO 2007
PORIFERA					
<i>Mycale microsigmatosa</i>					
<i>Tedania ignis</i>					
<i>Hymeniacidon heliophila</i>					
Porifera NI1					
CNIDARIA – HYDROZOA					
Hydrozoa NI					
<i>Sertularia marginata</i>					
CNIDARIA – ANTHOZOA					
<i>Actinia bermudensis</i>					
Anthozoa NI					
<i>Bunodosoma caesarum</i>					
MOLLUSCA – GASTROPODA					
<i>Cantharus auritulus</i>					
<i>Collisella subrugosa</i>					
<i>Collumbella mercatoria</i>					
<i>Costoanachis sertulariarum</i>					
<i>Doris verrucosa</i>					
<i>Fissurella clenchi</i>					
Gastropoda NI					
<i>Nodilittorina lineolata</i>					
<i>Morula nodulosa</i>					
<i>Pisania auritula</i>					
<i>Siphonaria hispida</i>					
<i>Stramonita haemastoma</i>					
<i>Tegula viridula</i>					
MOLLUSCA – BIVALVIA					
<i>Brachidontes darwinianus</i>					
<i>Brachidontes solisianus</i>					
<i>Brachidontes</i> sp.					
<i>Chama congregata</i>					
<i>Crassostrea rhizophorae</i>					
<i>Isognomon bicolor</i>					
<i>Perna perna</i>					
<i>Pinctada imbricata</i>					

Pteroida NI					
MOLLUSCA POLYPLACOPHORA					
Polyplacophora NI					
ANNELIDA – POLYCHAETA					
Nereidae NI					
<i>Perinereis</i> sp.					
<i>Phragmatopoma caudata</i>					
<i>Pseudonereis</i> sp.					
Serpulidae NI					
CRUSTACEA – CIRRIPIEDIA					
<i>Balanus improvisus</i>					
<i>Balanus</i> sp.					
<i>Balanus trigonus</i>					
<i>Chthamalus bisinuatus</i>					
<i>Megabalanus coccopoma</i>					
<i>Megabalanus tintinnabulum</i>					
<i>Tetraclita stalactifera</i>					
CRUSTACEA MALACOSTRACA					
<i>Acanthonyx scutiformis</i>					
Brachyura NI					
Decapoda NI					
<i>Eriphia gonagra</i>					
<i>Microphrys</i> sp.					
<i>Pachygrapsus transversus</i>					
Paguridae NI					
CRUSTACEA - ISOPODA					
<i>Ligia exótica</i>					
BRYOZOA					
Bryozoa NI					
<i>Jellyella tuberculata</i>					
ECHINODERMATA ECHINOIDEA					
<i>Echinometra lucunter</i>					
ECHINODERMATA CRINOIDEA					
<i>Tropiometra carinata</i>					
CHORDATA – ASCIDIACEA					
Ascidiacea NI					
<i>Botrylloides nigrum</i>					

familia Didemnidae					
CHLOROPHYTA					
<i>Caulerpa fastigiata</i>					
<i>Caulerpa racemosa</i>					
<i>Caulerpa sertularioides</i>					
<i>Caulerpa</i> sp.					
<i>Chaetomorpha</i> sp.					
<i>Codium intertetum</i>					
<i>Codium</i> sp.					
<i>Enteromorpha</i> sp.					
<i>Ulva fasciata</i>					
<i>Ulva</i> sp.					
PHAEOPHYTA					
<i>Colpomenia sinuosa</i>					
<i>Colpomenia</i> sp.					
Ectocarpaceae NI					
<i>Ectocarpus breviararticulatus</i> = <i>Asteronema breviararticulatum</i>					
<i>Ectocarpus irregularis</i>					
<i>Gyffordia irregularis</i>					
<i>Gyffordia mitchellae</i>					
<i>Gyffordia</i> sp.					
<i>Padina gymnospora</i>					
<i>Padina</i> sp.					
<i>Sargassum</i> sp.					
<i>Sphacellaria brachigonia</i>					
<i>Sphacellaria furcifera</i>					
<i>Sphacellaria</i> sp.					
RHODOPHYTA					
<i>Acantophora spicifera</i>					
<i>Amphiroa fragillissima</i>					
<i>Amphiroa</i> sp.					
<i>Asparagopsis taxiformis</i>					
<i>Bostrychia radicans</i>					
<i>Centroceras clavulatum</i>					
<i>Ceramium</i> sp.					
<i>Cladophora</i> sp.					
<i>Corallina officinalis</i>					
<i>Dasya brasiliensis</i>					
<i>Dictyota cervicornis</i>					
<i>Dictyota dichotoma</i>					
<i>Dictyota</i> sp.					

<i>Falkenbergia hillebrandii</i>					
<i>Gelidium pusillum</i>					
<i>Gelidium</i> sp.					
<i>Gigartina</i> sp.					
<i>Gracilaria</i> sp.					
<i>Gracilaria verrucosa</i>					
<i>Herposiphonia</i> sp.					
<i>Hypnea cervicornis</i>					
<i>Hypnea musciformis</i>					
<i>Hypnea spinella</i>					
<i>Hypnea</i> sp.					
<i>Jania adhaerens</i>					
<i>Jania capillacea</i>					
<i>Jania rubens</i>					
<i>Jania</i> sp.					
<i>Jania pumila</i>					
<i>Laurencia microcladia</i>					
<i>Laurencia</i> sp.					
<i>Monostroma oyspermum</i>					
<i>Neogoniolithon</i> sp.					
<i>Polysiphonia denudata</i>					
<i>Polysiphonia</i> sp.					
<i>Polysiphonia subtilissima</i>					
<i>Porphyra</i> sp.					
<i>Pterocladia capillacea</i>					
<i>Wrangelia argus</i>					
CYANOPHYTA					
Cyanoficea NI					
<i>Lyngbia</i> sp.					
<i>Scytonema</i> sp.					
CHRYSOPHYTA					
Diatomaceae NI					

1993 – 1995		2007:	
(Todas as estações):			
FAUNA	44 espécies	FAUNA	35 espécies
ALGAS	64 espécies	ALGAS	32 espécies
TOTAL	108 espécies	TOTAL	67 espécies

Todas estações de 1993-1995 com inverno 2007

Co-ocorrências: 48
 Espécies que somente ocorreram em 2007: 19
 Espécies ausentes em 2007, presentes nas coletas anteriores: 58
 Total: 125

Inverno de 1993-1995 com inverno 2007

Co-ocorrências: 42
 Espécies que somente ocorreram em 2007: 24
 Espécies ausentes em 2007, presentes nas coletas anteriores: 31
 Total: 97

Inverno 1993 com inverno 2007

Co-ocorrências: 30
 Espécies que somente ocorreram em 2007: 35
 Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1993: 15
 Total: 173

Inverno 1994 com inverno 2007

Co-ocorrências: 26
 Espécies que somente ocorreram em 2007: 40
 Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1994: 17
 Total: 177

Inverno 1995 com inverno 2007

Co-ocorrências: 31
 Espécies que somente ocorreram em 2007: 35
 Espécies ausentes em 2007, presentes no inverno de 1995: 15
 Total: 176

9. Lista de espécies – abundância

ESPÉCIES	categoria
CNIDARIA – HYDROZOA	
<i>Sertularia marginata</i>	F
CNIDARIA – ANTHOZOA	
<i>Actinia bermudensis</i>	F
MOLLUSCA – GASTROPODA	
<i>Fissurella clenchi</i>	R
<i>Morula nodulosa</i>	R
<i>Nodilittorina lineolata</i>	F
<i>Siphonaria hispida</i>	F
<i>Stramonita haemastoma</i>	F
<i>Tegula viridula</i>	R
MOLLUSCA – BIVALVIA	
<i>Brachidontes</i> sp.	A
ANNELIDA – POLYCHAETA	
<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	R
Nereidae NI	F
CRUSTACEA – CIRRIPIEDIA	
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	A
<i>Megabalanus coccopoma</i>	F
<i>Megabalanus tintinnabulum</i>	F
<i>Tetraclita stalactifera</i>	A
CRUSTACEA – MALACOSTRACA	
<i>Eriphia gonagra</i>	R
<i>Pachygrapsus transversus</i>	F
CRUSTACEA - ISOPODA	
<i>Ligia exotica</i>	F
BRYOZOA	
<i>Jellyella tuberculata</i>	R
ECHINODERMATA-ECHINOIDEA	
<i>Echinometra lucunter</i>	F
CHORDATA – ASCIDIACEA	
<i>Botrylloides nigrum</i>	R
familia Didemnidae	R
CHLOROPHYTA	
<i>Chaetomorpha</i> sp.	F
<i>Codium intertextum</i>	F

<i>Enteromorpha</i> sp.	F
<i>Ulva</i> sp.	R
PHAEOPHYTA	
<i>Asteronema breviarticulatum</i>	F
<i>Colpomenia sinuosa</i>	F
<i>Colpomenia</i> sp.	F
Ectocarpaceae NI	A
<i>Padina</i> sp.	F
RHODOPHYTA	
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	A
<i>Dictyota cervicornis</i>	R
<i>Dictyota</i> sp.	R
<i>Gigartina</i> sp.	F
<i>Jania</i> sp.	F
<i>Neogoniolithon</i> sp.	R

Legenda:	
Raro	R
Freqüente	F
Abundante	A

A = 5 espécies

F = 20 espécies

R = 12 espécies

10. Grupos taxonômicos

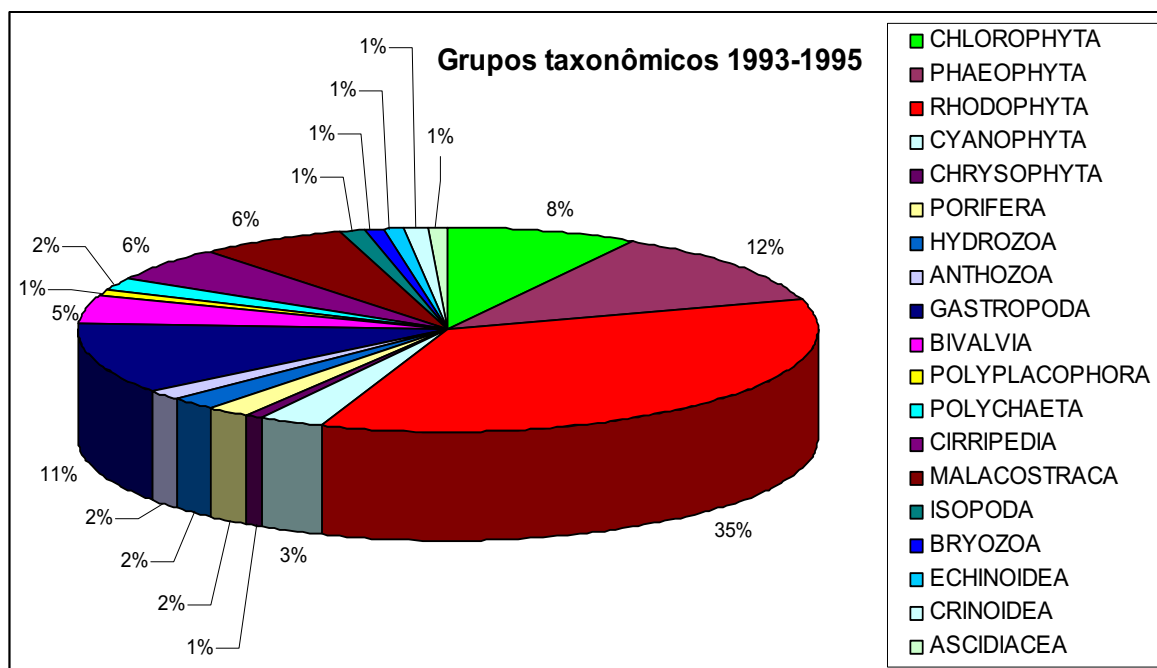


Gráfico 10.a: Organização taxonômica da comunidade – porcentagem de espécies (1993-1995)

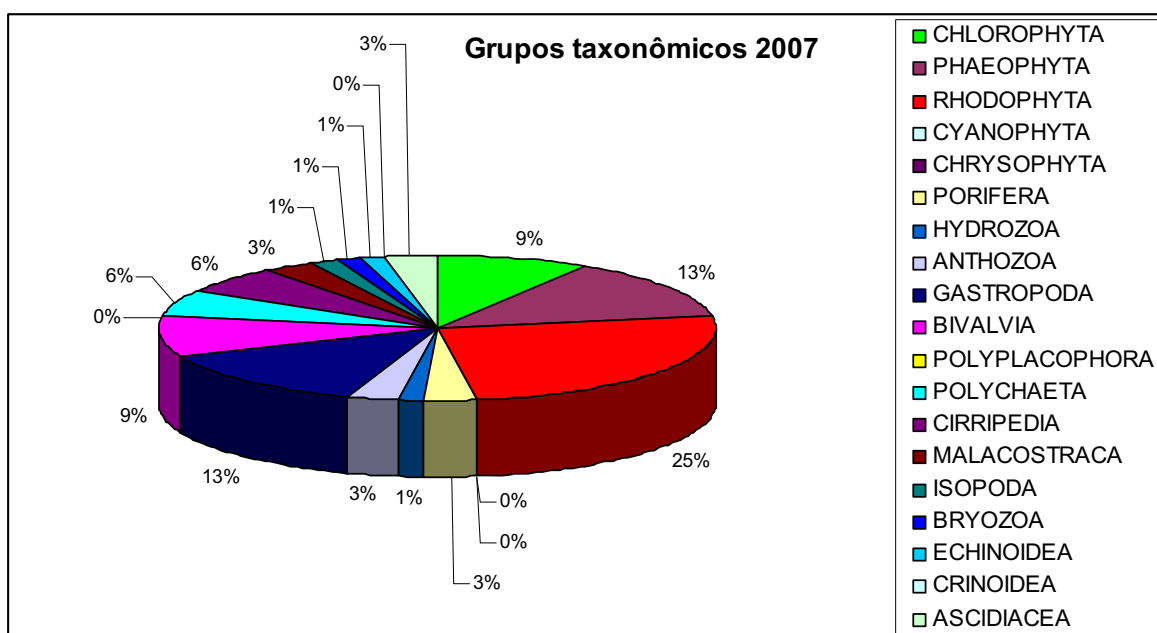


Gráfico 10.b: Organização taxonômica da comunidade – porcentagem de espécies (2007)

11. Grupos Funcionais

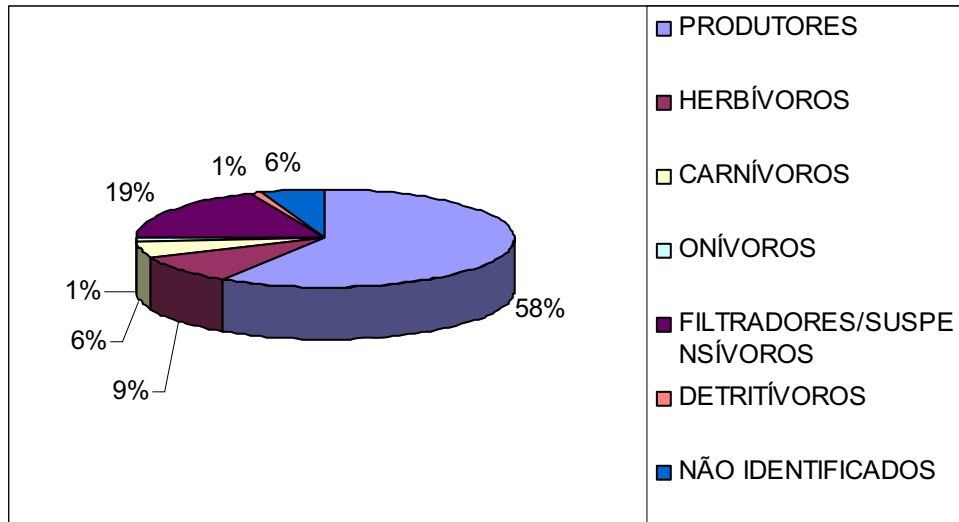


Figura 11.a: Organização trófica da comunidade - porcentagem de espécies (1993-1995).

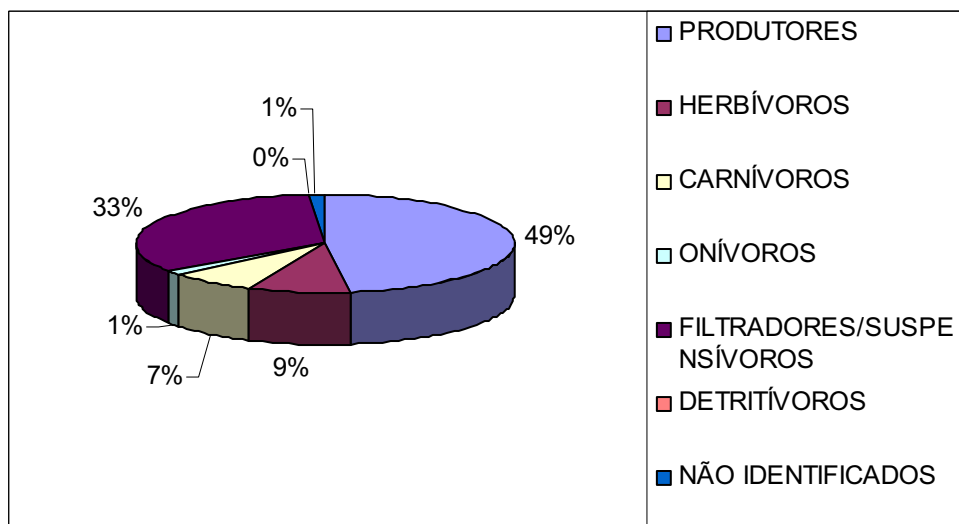


Figura 11.b: Organização trófica da comunidade - porcentagem de espécies (2007).

12. Espécies dominantes Transecto

Campanhas		ago/93	jan/94	mar/94	mai/94	jul/94	mar/95	set/05	mai/96	ago/07
Altura (cm)	Nível									
414	23									
396	22									
378	21									
360	20									
342	19									
324	18									
306	17									
288	16									
270	15									
252	14									
234	13									
216	12									
198	11									
180	10									
162	9									
144	8									
126	7									
100	6									
90	5									
72	4									
54	3									
36	2									
18	1									
-18	-1									
-36	-2									
-54	-3									
-72	-4									
-90	-5									
-108	-6									
-126	-7									
-144	-8									
-162	-9									
-180	-10									

Maré 0,0 m

Legenda:

Nodilittorina lineolata



Asteronema breviarticulatum



Chthamalus bisinuatus



Amphiroa sp.



Brachidontes sp



Algas micelânea



Tetraclita stalactifera



13. Análise Aglomerativa

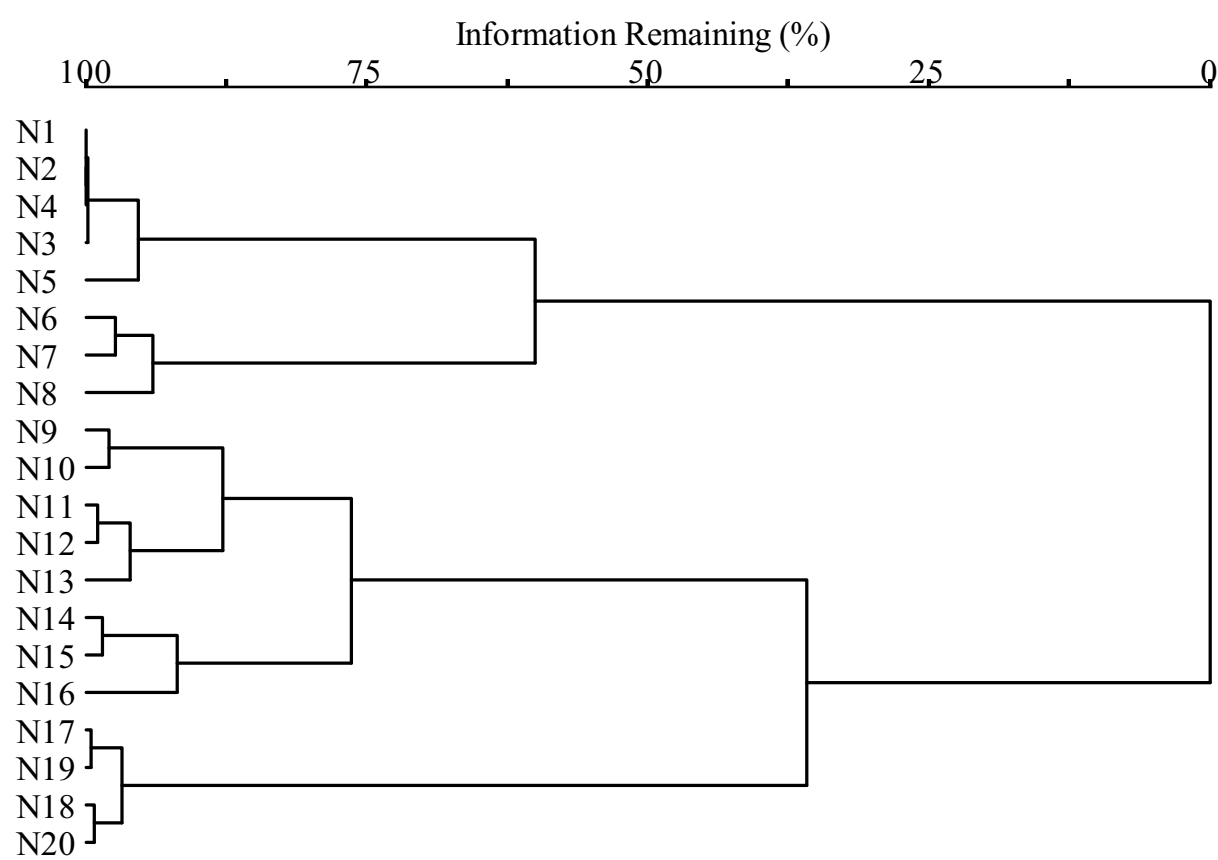


Figura 13: Dendrograma – Cluster

14. Análise de Correspondência Retificada (DCA)

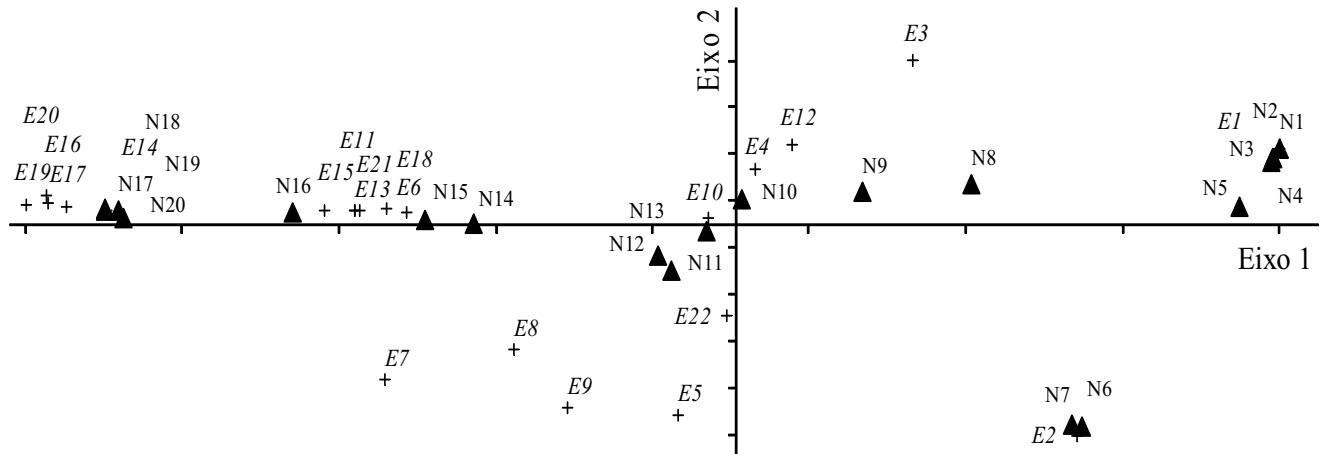


Figura 14: Análise de Correspondência Retificada (DCA)

Legenda:

- E1: *Nodilittorina lineolata*
- E2: *Chthamalus* sp.
- E3: *Brachidontes* sp.
- E4: *Collisella subrugosa*
- E5: *Isognomon bicolor*
- E6: *Asteronema breviarticulatum*
- E7: *Gelidium pusillum*
- E8: *Siphonaria hispida*
- E9: Desova de *Siphonaria hispida*
- E10: *Tetraclita stalactifera*
- E11: *Megabalanus coccopoma*
- E12: *Pachigrapsus transeversus*
- E13: *Echinometra lucunter*
- E14: *Amphiroa* sp.
- E15: *Colpomenia* sp.
- E16: *laurencia* sp.
- E17: *Jania* sp.
- E18: *Centroceras clavulatum*
- E19: Ectocarpaceae NI
- E20: *Gryffordia* sp.
- E21: *Neogoniolithon* sp.
- E22: Nereidae NI

15. Análises de água

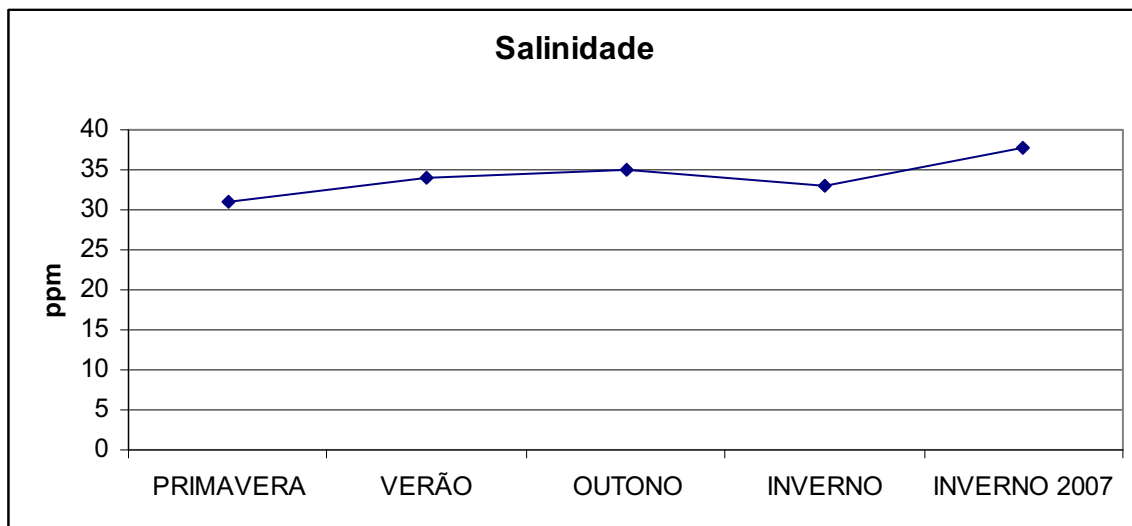


Figura 15.a: Variação temporal das médias da salinidade

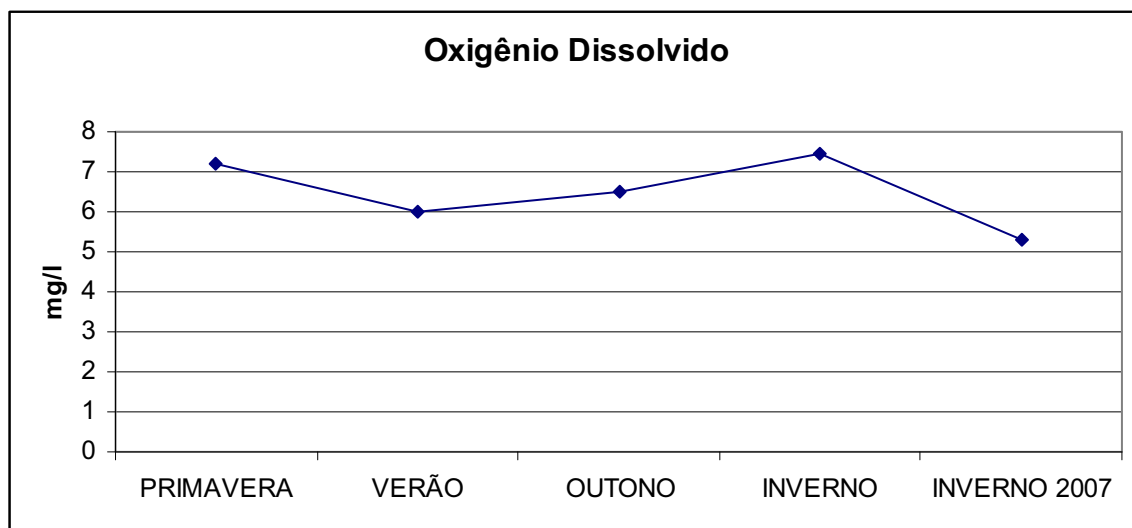


Figura 15.b: Variação temporal das médias do oxigênio dissolvido

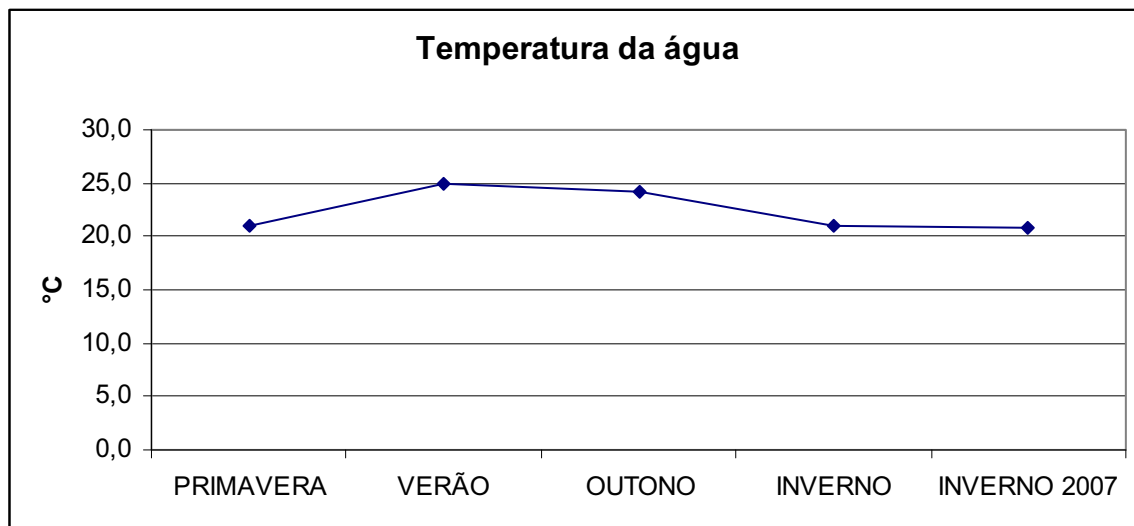


Figura 15.c: Variação temporal das médias da temperatura da água

16. Balneabilidade das praias do Município de Ilhabela

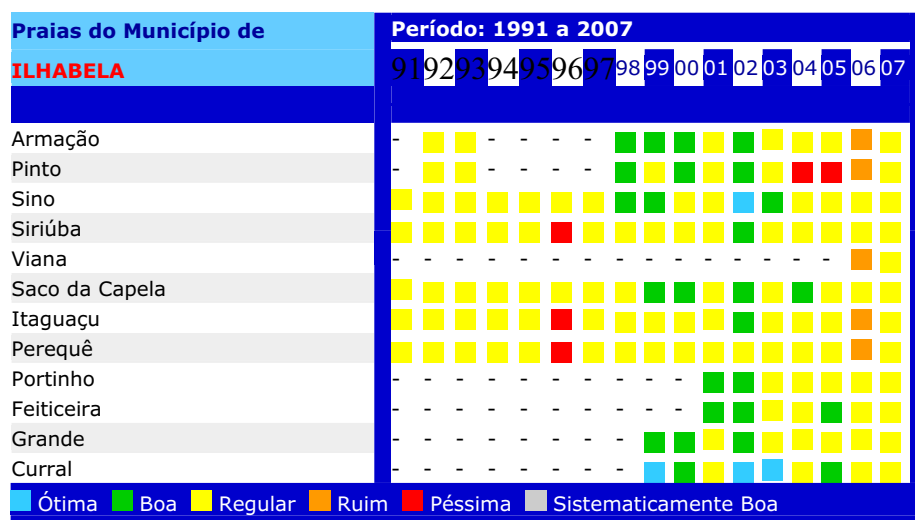


Figura 16: Balneabilidade das praias do Município de Ilhabela

Fonte: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/municipios/evolucao/ilhabela.asp>

7.2. ANEXO B – Fotos

1. Panorâmicas e caracterização



Heterogeneidades do costão da Praia da Feiticeira



Tocas de ouriço



Tocas de ouriço



Diferentes microhabitats



Diferentes microhabitats, alta diversidad



Banco de algas



Banco de algas



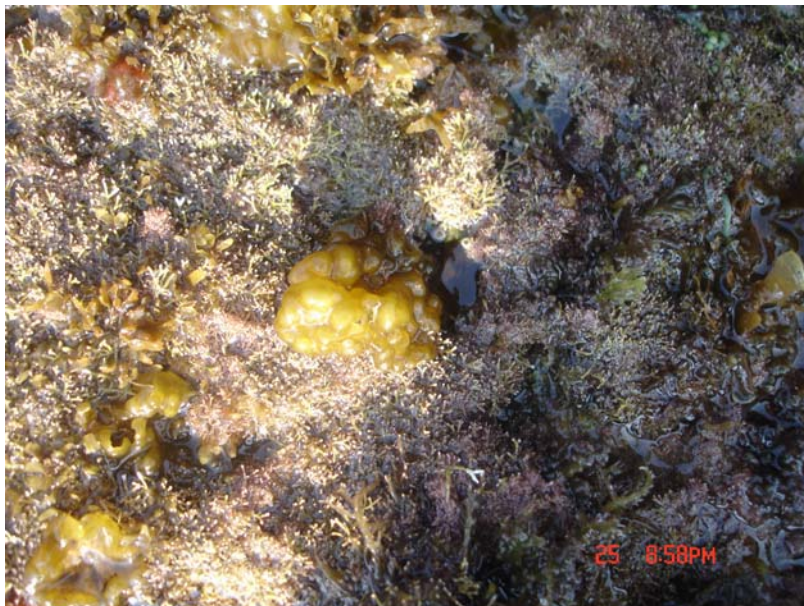
Banco de algas, micelânia



Chaetomorpha sp. e *Asteronema breviarticulatum*



Ulva sp. e *Asteronema breviarticulatum*



Colpomenia sp.



Zonação do costão



Zonação do costão



Substrato característico



Substrato granítico com intrusão de basalto



Panorâmica



Panorâmica



Panorâmica com zonação típica local

2. Fauna

PORIFERA

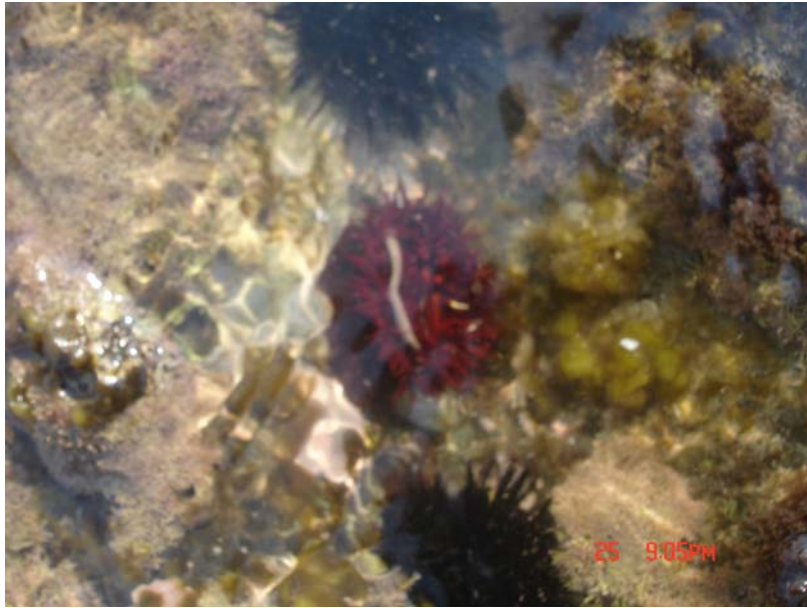


Tedania ignis

CNIDARIA – ANTHOZOA



Actinia bermudensis



Bunodosoma caesarum

MOLLUSCA – GASTROPODA



Stramonita haemastoma



Tegula viridula

MOLLUSCA – BIVALVIA



Brachidontes darwinianus e *Brachidontes solisianus*

CRUSTACEA – CIRRIPEDIA



Chthamalus bisinuatus



Megabalanus coccopoma



Tetracrita stalactifera

CRUSTACEA – MALACOSTRACA



Eriphia gonagra

BRYOZOA



Jellyella tuberculata

ECHINODERMATA – ECHINOIDEA



Echinometra lucunter



Echinometra lucunter

CHORDATA – ASCIDIACEA



Botryllodes nigrum