



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
LABORATÓRIO DE FICOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL



DEBORA QUEIROZ CABRAL

**Avaliação da efetividade de uma Unidade de Conservação Marinha a partir da análise da comunidade fitobêntica - um estudo de caso no sudoeste do Atlântico.**

Florianópolis, SC  
2009

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DEBORA QUEIROZ CABRAL

**Avaliação da efetividade de uma Unidade de Conservação Marinha a partir da análise da comunidade fitobêntica - um estudo de caso no sudoeste do Atlântico.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Dr. Paulo Antunes Horta

**Florianópolis, SC  
2009**

Debora Queiroz Cabral

Avaliação da efetividade de uma Unidade de Conservação Marinha a partir da análise da comunidade fitobêntica – um estudo de caso no sudoeste do Atlântico.

f.43, figs. 7

Orientador: Dr. Paulo Antunes Horta  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina,  
Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Programa de  
Pós-Graduação em Biologia Vegetal.

1. Unidades de Conservação Marinha; 2. Reserva Biológica Marinha do Arvoredo; 3. Comunidades de Macroalgas; 4. Efetividade

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho é o resultado de esforços e idéias conjunto à participação efetiva de vários colegas e amigos. Pouco deste estudo foi realizado de forma realmente solitária e o seu desenvolvimento carrega a contribuição de grupos de estudo diferentes em cada uma de suas etapas.

Gostaria de agradecer em especial a orientação das técnicas de pesquisa e análises do meu orientador Dr. Paulo Antunes Horta e à amizade e paciência de toda a sua família.

Agradeço também à professora Dra. Alessandra Fonseca pela orientação com as análises de água. Aos professores, funcionários e amigos do curso pelo gratificante convívio que deixou marcas de amizade e consideração. Aos colegas do Projeto Ilhas que fizeram das coletas, momentos de descanso e lazer em meio ao trabalho pesado.

Em especial agradeço às amigas Dávia, Julyana, Caroline e Bia Vetoratto por acreditarem no meu trabalho e me acompanharem nos horários mais insanos para tomarmos cafés e fazermos serões.

Agradeço também a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa; pela colaboração e companheirismo nas triagens e análises de água, especialmente à Marina, Patrícia, Cecília, Paola e Marietou.

Aos meus pais com carinho, pelas orações, pela firme postura de orientadores de vida e mediação desta vitória, e às minhas irmãs Lilian e Bárbara e minha sobrinha Lara, por sempre fazerem com que eu me sinta em casa mesmo a quilômetros de distância.

A Deus, de forma muito especial, expresso aqui o meu louvor.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa das ilhas amostradas. A numeração referente aos pontos de coleta encontra-se detalhada na tabela 1. .... 8

Figura 2: Biomassa média total entre as ilhas da Rebio. Profundidade de coleta: de 7 a 10 metros. Legenda: GAL= Ilha das Galés (n=6); ARV=Ilha do Arvoredo (n=12); e DES=Ilha Deserta (n=3). Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA;  $p<0,05$ ). .... 18

Figura 3: Biomassa total das principais espécies ( $\geq 5\%$ ) nas ilhas que compõem a Rebio, sendo Padygym= *Padina gymnospora*, Ectoc=Ectocarpales; Lobvar=*Lobophora variegata*; Sargspp=*Sargassum* spp.; Ampspp=*Amphiroa* spp.; Codintx=*Codium intertextum*; e Halcub=*Haliptilon cubense*. Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA bifatorial,  $p<0,05$ ;  $\tau$  = diferenças temporais e  $\varepsilon$ = diferenças espaciais significativas segundo teste de Tukey HSD). .... 19

Figura 4: Espécies que apresentaram contribuição de biomassa  $\geq 5\%$  nas áreas consideradas, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização. Halcub=*Haliptilon cubense*; Sargspp=*Sargassum* spp.; Canicerv=*Canistrocarpus cervicornis*; Ampspp=*Amphiroa* spp.; Codintx=*Codium intertextum*; Ectoc=Ectocarpales; Padygym= *Padina gymnospora*; Hypspin=*Hypnea spinella*; e Rhpdsp=*Rhodymenia* sp.. ANOVA,  $p<0,05$ ;  $\varepsilon$ = diferenças significativas para ANOVA unifatorial para cada uma das espécies. .... 20

Figura 5: (A) Biomassa total encontrada nas áreas não protegidas influenciadas pela urbanização (NPU, n=19); áreas não protegidas influenciadas pela pesca (NPP, n=25); e Reserva Biológica do Arvoredo (REBIO, n=43), em 2008, Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA unifatorial;  $P<0,05$ ; # = diferenças espaciais significativas segundo Tukey HSD). (B) Média da biomassa total encontrada em cada ilha (barra de erro=erro padrão) e menor distância aproximada da costa até o ponto central das ilhas (obtido de Google Earth™2009), sendo que Ratoles foi considerado distância=0 km por estar localizada dentro da Baía Norte de Florianópolis, Legenda: RAT=Ratoles; FR=Francês; CAM=Campeche; GAL=Galés; MS=Moleques do Sul; ARV=Arvoredo; e DES=Deserta, Medida de dispersão=erro padrão..... 21

Figura 6: Análise Multidimensional (MDS) mostrando a distribuição entre (A) amostras de biomassa das macroalgas nas áreas estudadas, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização..... 22

Figura 7: Distribuição das principais amostras de biomassa que contribuíram no Percentual de Similaridade (SIMPER), sendo estas: (A) *Canistrocarpus cervicornis*; (B) Ectocarpales; (C) *Haliptilon cubense*; e (D) *Sargassum* sp. O tamanho da bolha é referente à contribuição em biomassa ( $\text{g/m}^2$ ) da espécie/grupo na amostra, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização. .... 24

## SUMÁRIO

RESUMO .....	1
ABSTRACT .....	2
INTRODUÇÃO.....	3
METODOLOGIA.....	6
<i>Área de estudo</i> .....	6
<i>Planejamento amostral e tratamento das amostras</i> .....	7
<i>Caracterização físico-química da água da área de estudo</i> .....	11
<i>Procedimento analítico</i> .....	11
RESULTADOS.....	12
<i>Composição e Estrutura das comunidades fitobênticas</i> .....	12
<i>Parâmetros ambientais e características físicas das áreas amostradas (2008)</i> .....	23
DISCUSSÃO.....	26
CONSIDERAÇÕES SOBRE A PROTEÇÃO DA RESERVA BIOLÓGICA DO ARVOREDO .....	31
AGRADECIMENTOS.....	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	33
ANEXOS.....	39
ANEXO I. BANCO DE DADOS CPCe: CÓDIGOS E CLASSES/ESPÉCIES .....	40
ANEXO II. ESGI E ESGII.....	42



## RESUMO

A crescente e intensa atividade antrópica tem colocado em risco a biodiversidade marinha-costeira. A implementação de Unidades de Conservação (UC) Marinhas se tornaram importantes ferramentas para a manutenção desta diversidade biológica. No entanto, a efetividade e desenho destas áreas vem sendo questionada, principalmente daquelas que se encontram próximas à costa, onde os conflitos de uso são maiores. Este estudo teve por objetivo avaliar a utilização de comunidades de macroalgas para detectar a efetividade de UCs Marinhas. Para isto, a estrutura e a composição das comunidades fitobênticas foram estimadas para três ilhas dentro e quatro ilhas fora da Reserva Biológica Marinha (Rebio) do Arvoredo, sul do Brasil. Cento e oito táxons foram identificados, sendo espécies calcárias como *Halitilton cubense* e *Amphiroa* spp. dominantes. Comparações com as comunidades de ilhas adjacentes e com dados para os mesmos sítios amostrais coletados há 5 anos também foram realizadas. As comparações caracterizaram variações importantes nas comunidades da Rebio e diferenças significativas em relação às comunidades encontradas fora de seus limites. O estudo destes organismos destaca os problemas para a manutenção da biota costeira quando o gerenciamento costeiro apropriado não é uma prioridade do governo. O custeio de UCs Marinhas e a restrição da pesca podem ser insuficientes se a linha de costa não for protegida também.

**Palavras-chave:** Unidades de Conservação Marinhas; Reserva Biológica Marinha do Arvoredo; Comunidades de macroalgas; Efetividade.

## ABSTRACT

The intensity of human activities has endangered marine biodiversity. Marine Protected Areas (MPAs) have become important tools for the maintenance of this biological diversity. However, the effectiveness and design of these areas has been questioned, mainly on those MPAs located nearby coastland where conflicts of use are higher. This study aimed to evaluate the potential use of seaweed communities for detecting effectiveness of MPAs. Thus structure and composition of seaweeds communities was estimated for three islands from inside and four from outside of the Biological Marine Reserve of Arvoredo, Southern Brazil. A hundred and eight taxa were identified and calcareous species as *Haliptilon cubense* and *Amphiroa* spp. were dominant. Comparisons with communities of adjacent islands and data of the same spots from 5 years ago were also done. Those comparisons characterized important variations for the communities of this reserve and significant differences related to communities outside its limits. The study of these organisms highlighted problems for the maintenance of coastal biota when coastal management is not a governmental priority. Funding MPAs and restrictions on fisheries may be insufficient protection alone if the coastline is not protected as well.

**Keywords:** Marine Protected Areas; Biological Marine Reserve of Arvoredo; Seaweeds communities; Effectiveness.

## INTRODUÇÃO

Com o avanço das tecnologias de agricultura e pesca, bem como da exploração de recursos, o mundo presenciou nos últimos dois séculos a aceleração da modificação e destruição de ambientes naturais (Brito 2000, Roberts et al. 2002). As demandas de uma população crescente exercem pressões que prejudicam enormemente o ambiente marinho e colocam em risco ou mesmo extinguem espécies (Roberts et al. 2002; Worm et al. 2006). Atividades antrópicas têm alterado de tal forma os ambientes marinhos, que estudos recentes concordam que restam hoje muito poucas áreas no globo com níveis de impactos muito baixos, ou livres de impactos (Smith 2003; Halpern et al. 2008).

Mediante este cenário e como forma de minimizar a perda da biodiversidade, o estabelecimento de Unidades de Conservação (UCs) tem sido uma prática mundialmente adotada, visto que a restrição do uso poderia, em tese, evitar a degradação ambiental e suas conseqüências (Halpern e Warner 2003). Apesar da criação de novas Unidades de Conservação ter aumentado marcada e linearmente desde os anos 70, ainda são poucas as unidades em ambientes marinhos, de forma que menos de um por cento destes ambientes encontram-se protegidos (WDPA 2009).

Áreas protegidas marinhas e costeiras vêm atuando na recuperação de populações tradicionalmente exploradas ao promover refúgio para espécies alvo e têm sido reportadas como alternativas para o manejo de atividades pesqueiras (Jones et al. 1993; Agardy 2000; Kelly 2000; Russ e Alcala 2001; Lubchenco et al. 2003; Russ e Alcala 2004; Harborne et al. 2008), principalmente em áreas recifais, onde a pesca multiespecífica e as formas convencionais de seu manejo não surtem mais efeito (Prates 2003).

No entanto, a simples existência de UCs não garante a conservação da biodiversidade “encerrada” dentro de seus limites. A delimitação de uma reserva marinha, por mais restritiva que seja não impede que pressões geralmente originadas fora dos limites da reserva (mudanças climáticas, sobrepesca, e poluição e sedimentação provenientes da costa) (Agardy 1994). A grande maioria das áreas marinhas protegidas falha em alcançar seus objetivos, principalmente aquelas localizadas próximas à costa, onde distúrbios causados por atividades urbanas próximas podem comprometer a sua proteção (Jameson et al. 2002; Mora et al. 2006). Além disso, a

efetividade das Unidades de Conservação Marinhas também pode ser ameaçada pela baixa capacidade institucional em garantir o cumprimento das leis e regulamentos que regem as reservas marinhas, bem como pela comunidade envolvida que nem sempre possui valores que a predisponha a trabalhar coletivamente para o correto gerenciamento da UC (Rudd et al. 2001). Outro fator importante que dispõe as metas de UCs marinhas ao fracasso é o tamanho inapropriado destas que muitas vezes não consideram as necessidades ecológicas, nem as peculiaridades dos ciclos de vida dos recursos protegidos (Jameson et al. 2002; Halpern e Warner 2003).

Durante as últimas décadas UCs Marinhas têm sido caracterizadas e monitoradas utilizando como descritores de qualidade ambiental a composição e estrutura da ictiofauna e/ou zoobentos (Roberts e Polunin 1991; Kelly 2000; Halpern e Warner 2003; McClanahan 2007). As razões para esta abordagem tão direcionada podem estar relacionadas à criação de reservas marinhas em função do colapso da pesca local (Pauly et al. 2002) tendo como objetivo principal a recuperação do recurso, além de reivindicações de atores envolvidos (neste caso, pescadores) que alegam que reservas marinhas estariam trazendo mais prejuízos que lucros (Halpern e Warner 2003). A recuperação de estoques pesqueiros aparece então como resposta aos investimentos destinados às UCs marinhas e às restrições necessárias para mantê-las.

No entanto, enquanto alguns peixes exercem pressões do tipo *top-down* nos sistemas marinhos, a grande maioria destes organismos é normalmente influenciada por processos do tipo *bottom-up*, de forma que a alteração da complexidade do habitat pode resultar em mudanças determinantes para a estrutura das comunidades de peixes (Jones 1993). Qualquer discussão sobre a manutenção dos estoques destes recursos vai muito além da diminuição da pesca em si ou respeito aos períodos de defeso, e deveria estar permeado de argüições sobre a viabilização de ambientes saudáveis para alimentação, assentamento/nidificação e proteção destes organismos.

Macroalgas são importantes determinantes da complexidade de habitats bentônicos e respondem diretamente aos fatores bióticos ou abióticos do ambiente aquático. Estes organismos representam indicadores sensíveis de mudanças no ambiente, respondendo marcadamente à presença de efluentes diversos (Arévalo et al. 2007; Fabricios et al. 2005; Benedetti-Cecchi et al.

2001) e à variação da sedimentação e transparência d'água (Airoldi 2003; Airoldi e Cinelli 1997) resultantes de atividades antrópicas.

Apesar da ampla utilização de espécies de invertebrados (Borja et al. 2003; Borja et al. 2000; Jameson et al. 1998) e de macroalgas como indicadores biológicos da qualidade ambiental (Fong et al. 1998; Hyslop e Davies 1998; Wheeler e Björnsäter 1992), ainda são poucos os trabalhos que apresentam a composição das comunidades bentônicas de costões rochosos e sua estrutura como sendo bons indicadores (Arévalo et al. 2007; Juanes et al. 2007; Orfanidis et al. 2001). Orfanidis et al. (2001) propuseram o Índice de Avaliação Ecológica (“*Ecological Evaluation Index*”, EEI) a partir de características morfológicas e funcionais do fitobentos como estimativa do estado ecológico e identificação de alvos de restauração em águas costeiras e transicionais. Apesar de ser alvo de críticas (Ballesteros et al. 2007), o índice em questão é simples e pode facilmente ser aplicado em diferentes áreas (Orfanidis et al. 2007), tendo sido designado como ferramenta de comparação, ordenação e determinação de planos de manejo em diferentes níveis espaciais a partir de comunidades fitobênticas (Orfanidis et al. 2001).

Segundo Ballesteros et al. (2007), há falhas para essa classificação das espécies de acordo com sua sensibilidade à poluição. Nesse tipo de classificação não há diferenciação entre espécies perenes que são tolerantes ao estresse e aquelas que não o são, acarretando em resultados equivocados em situações de níveis intermediários de enriquecimento por nutrientes, uma vez que espécies pertencentes ao mesmo grupo morfofuncional podem apresentar respostas completamente diferentes à poluição (Ballesteros et al. 2007). Além disso, grupos morfofuncionais foram originalmente criados simplesmente para prever produtividade (Littler e Arnold 1982) e outros atributos ecológicos (resistência a herbivoria, habilidades competitivas, esforço reprodutivo). Orfanidis (2007) reforça que a utilização do índice EEI é válida, mas concorda que devido às variações de resposta dos grupos morfofuncionais considerados, a classificação de certos gêneros de algas dentro dos Grupos Ecológicos deveria ser acompanhado de outras verificações experimentais. No entanto, nem estudos experimentais nem modelos preditivos são absolutamente necessários para o desenvolvimento de índices biológicos para a avaliação de um ambiente, enquanto que, estudos descritivos que mostrem as relações entre a abundância de espécies e variáveis ambientais são essenciais (Arévalo et al. 2007).

Considerando as demandas de novos subsídios para a gestão de unidades de conservação marinhas, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o potencial de utilização da estrutura da comunidade fitobêntica e do EEI na análise da efetividade destas áreas. Utilizou-se como estudo de caso o fitobentos do infralitoral de uma UC marinha do litoral sul brasileiro, área biogeograficamente importante por representar uma amostra da biodiversidade da província temperada quente da costa Oeste do Atlântico Sul (Horta et al. 2001). Adicionalmente, foi realizada a caracterização físico/química das águas da área de estudo para subsidiar as discussões relativas aos padrões observados.

## METODOLOGIA

### **Área de estudo**

A área de estudo contempla uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral (categoria mais restritiva da legislação brasileira), implantada no ano de 1990. A Reserva Biológica (Rebio) Marinha do Arvoredo encontra-se na região central do estado de Santa Catarina e seu polígono está delimitado ao norte pela latitude 27°09'30"S e ao sul pela latitude 27°17'57,57"S, cobrindo uma área de 17.800ha a apenas 11 Km ao norte da Ilha de Santa Catarina. As ilhas do Arvoredo, Deserta e Galés que compõem a Rebio são formadas por costões rochosos em toda sua volta chegando a 30 metros de profundidade em alguns pontos. A grande área ocupada pelos costões permite grande heterogeneidade de substratos rochosos

Fora dos limites da Rebio do Arvoredo, as ilhas do Campeche e Moleques do Sul apresentam águas claras e regime de ondas e correntes semelhantes ao observado nas Ilhas do Arvoredo e Deserta, localizadas no interior da Rebio. A ilha Ratonés Grande encontra-se dentro da Baía Norte da Ilha de Santa Catarina, enquanto a Ilha do Francês localiza-se próximo à abertura da mesma baía, ambas as ilhas sob influência direta dos efluentes urbanos da capital do estado e cidades circunvizinhas, resultando em águas com baixa transparência na maior parte do tempo. Em todas as ilhas fora dos limites da Rebio se observa freqüentemente o mergulho livre, a caça submarina e atividades de pesca artesanal e industrial.

Toda a região amostral encontra-se dentro de uma província oceanográfica que se caracteriza pela presença das Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS) durante o verão, com

baixas temperaturas e elevados teores de nutrientes, e das águas costeiras e influenciadas pela corrente das Malvinas durante o inverno (Castro e Miranda 1998).

A região costeira adjacente à área amostral tem sofrido grande pressão relacionada à expansão urbana e ao turismo, resultando em rápidas e progressivas alterações do ambiente marinho (Morelli 1997; Temme et al. 1997). A população de Florianópolis apresenta crescimento populacional acima da média para o estado, além de altos índices de ocupação desordenada e clandestina (Loch et al. 2008). De 2000 a 2007 a população do estado cresceu aproximadamente 9%, um incremento de quase 510 mil indivíduos, sendo a sua capital Florianópolis responsável por 11% deste incremento (IBGE).

A estrutura de esgotos da capital ainda é insuficiente para atender toda a população residente na ilha, e apesar das ampliações do sistema insular ter alcançado o setor suburbano, parte dos efluentes domésticos segue escoando clandestinamente pela rede pluvial e fluvial. Este déficit da estrutura de esgotos tem como agravante o fluxo turístico que garante mais que a duplicação da população nos bairros mais freqüentados durante períodos de alta temporada (Squera 2006).

### **Planejamento amostral e tratamento das amostras**

As amostragens foram realizadas durante o período de dezembro de 2007 a abril de 2008 utilizando o mergulho autônomo. Durante cada mergulho foram realizados levantamentos florísticos através de coletas sistemáticas da maior diversidade possível de tipos morfológicos, além da quantificação da biomassa específica de macroalgas e da determinação do percentual de cobertura, para a determinação do Índice de Avaliação Ecológica (EEI).

Foram amostradas sete ilhas costeiras do litoral sul brasileiro. Destas, três fazem parte da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e as demais estão localizadas fora dos limites da referida reserva (Figura 1). Em cada ilha foram realizadas amostragens em pelo menos dois sítios amostrais, sendo um mais exposto e outro mais protegido a ação de ondas, com exceção à ilha de Ratonés Grande e Deserta, onde foi amostrado apenas um sítio em cada (Tabela 1).

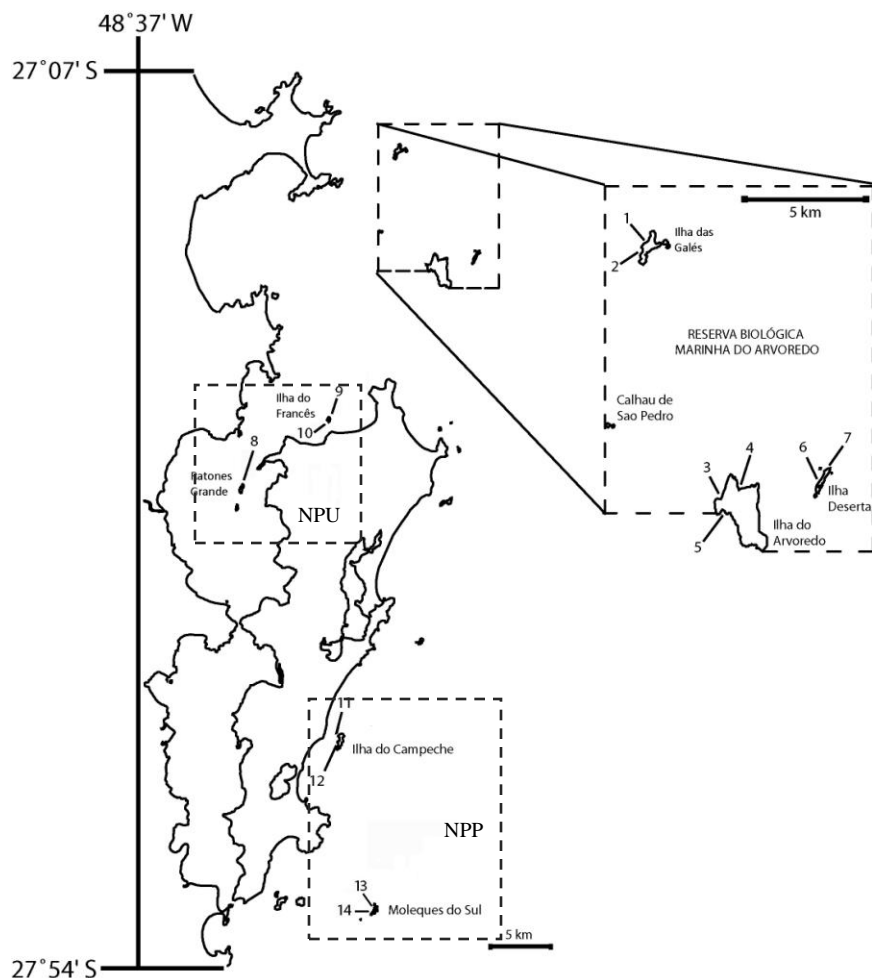


Figura 1: Mapa das ilhas amostradas. A numeração referente aos pontos de coleta encontra-se detalhada na tabela 1.

Tabela 1: Coordenadas geográficas referentes aos pontos de coleta, sendo Rebio do Arvoredo=pontos dentro dos limites da Reserva Biológica do Arvoredo; NPU= pontos em ilhas não protegidas sujeitas adicionalmente às pressões de efluentes urbanos; e NPP=pontos em ilhas não protegidas sujeitas à pressão da pesca.

	Ilha	Sítio amostral	Coordenadas geográficas		Ilha	Sítio amostral	Coordenadas geográficas
Rebio do Arvoredo	Ilha das Galés	(1) Ponta do Brás	27°10'48,84"S 48°24'35,33"W	NPU	Ilha Ratonés	(8) Trapiche	27°28'18,27"S 48°33'42,66"W
		(2) Costão Oeste (Naufrágio Lili)	27°10'42,27"S 48°24'31,72"W		Ilha do Francês	(9) Costão Norte	27°24'50,23"S 48°28'34,40"W
	Ilha do Arvoredo	(3) Rancho Norte	27°16'42,38"S 48°22'30,60"W			(10) Costão Sul	27°25'02,06"S 48°28'39,31"W
		(4) Saco d'Água	27°16'29,33"S 48°22'02,21"W	NPP	Ilha do Campeche	(11) Costão Norte	27°41'32,58"S 48°33'45,40"W
		(5) Saco do Capim	27°17'30,34"S 48°22'26,49"W			(12) Costão Sul	27°41'57,44"S 48°28'03,60"W
	Ilha Deserta	(6) Ponta Norte	27°15'59,00"S 48°19'44',00"W		Moleques do Sul	(13) Porção Norte	27°50'41,83"S 48°25'55,04"W
						(14) Porção Sul	27°50'47,57"S 48°25'59,18"W



Em cada sítio foram posicionados transectos de 20 metros paralelamente à linha de costa em duas faixas de profundidade: de 3 a 6m e de 7 a 10m. Na Ilha Ratonas Grande a amostragem foi realizada somente no raso (4m). Ao todo, foram realizados 38 transectos e sobre estes contemplados 443 quadrados fotográficos de 25x25cm para a estimativa de percentual de cobertura e 70 quadrados de mesmo tamanho para a estimativa da biomassa.

A área da Rebio do Arvoredo engloba as ilhas do Arvoredo, Galés e Deserta e está referenciada neste trabalho como área protegida. As demais áreas estão referenciadas como área não protegida sujeita à pressão da pesca (NPP) composta pelas ilhas do Campeche e Moleques do Sul, e área não protegida sujeita adicionalmente às pressões de efluentes urbanos (NPU) composta pelas ilhas do Francês e Ratonas Grande.

### *Biomassa*

Ao longo de cada transecto três amostradores (25x25cm) foram aleatoriamente posicionados, tendo seu interior raspado e a biomassa acondicionada em sacos plásticos identificados. Em laboratório, as algas foram triadas até o menor nível taxonômico possível. Após secagem em estufa, por cerca de 48hs à 50° C, foi determinado o peso seco. Para algas calcárias articuladas foi considerado o peso seco da alga descalcificada.

Para a avaliação das alterações temporais das comunidades de macroalgas nas ilhas da Rebio do Arvoredo, foram utilizados dados de biomassa relativos ao Plano de Manejo da referida reserva realizado no ano de 2003 e apresentados por Horta et al. (2008). Para a comparação foram utilizadas somente amostras coletadas na faixa de 7 a 10 metros de profundidade. Os pontos considerados na comparação foram: Rancho Norte e Saco d'Água da Ilha do Arvoredo; Ponta Norte na ilha Deserta; e Ponta do Brás e Naufrágio Lili na ilha das Galés.

A identificação das macroalgas foi realizada utilizando a bibliografia especializada (Horta 2000; Ouriques 1997; Santos 1983; Cordeiro-Marino 1978; Joly 1965, entre outros). Exsicatas das espécies identificadas foram depositadas no Herbário do Departamento de Botânica, da Universidade Federal de Santa Catarina (FLOR).

### *Percentual de cobertura*

Foram fotografados (Sony Cybershot DSC-N1) de 10 a 15 amostradores (25x25cm) ao longo dos transectos estendidos. Sobre as imagens geradas foram distribuídos pontos aleatórios (50) por meio do programa CPCe 3.6 (*Coral Point Count with Excel extensions*, Kolcker e Gill 2006), sendo cada táxon e/ou substrato sob os pontos identificado. O programa em questão foi criado originalmente para a determinação da cobertura do substrato por corais, utilizando a contagem de pontos aleatórios. Desta forma, o banco de dados original foi alterado englobando as espécies de algas e grupos de organismos presentes nas áreas amostradas. Os grandes grupos para macroalgas foram baseados na classificação morfofuncional adaptada de Littler et al. (1983), e as espécies selecionadas a partir da identificação da espécies/grupos encontrados na amostragem piloto. Foi considerado um total de 17 grandes grupos. Sete para organismos zoobentônicos – agrupando-os em suas respectivas classes; e sete para macroalgas – agrupadas em classes baseadas na classificação morfofuncional, adicionada da classe Turf que agrupou algas densamente emaranhadas. Os demais grandes grupos considerados destinaram-se aos pontos aleatórios sobre areia, cascalho, conchas, organismos/objetos desconhecidos e áreas de sombra que tornassem a identificação duvidosa (Anexo I).

Os táxons foram enquadrados em classes de estado ecológico (*ecological status groups* - ESG) de acordo com a classificação proposta por Orfanidis et al. (2001) para o cálculo do Índice de Avaliação Ecológica (*ecological evaluation index* - EEI). Segundo a proposta dos referidos autores, macroalgas podem ser usadas como bioindicadores de alterações no ecossistema aquático, desde um sistema pristino com espécies típicas dos últimos estágios sucessionais (ESGI) a condições degradadas com espécies oportunistas (ESGII). ESG I englobaria algas de crescimento lento, típicas de ambientes preservados, como as calcárias articuladas (*Amphiroa* spp., *Jania* spp.), algas coriáceas (*Padina* spp., *Sargassum* spp.), e incrustantes (*Lithophyllum* spp., *Mesophyllum* spp.), enquanto que ESG II contemplaria as algas de crescimento rápido típicas de ambientes alterados, como as espécies filamentosas (Ceramiaceae e Ectocarpaceae), foliáceas (*Canistrocarpus* sp., *Ulva* spp.) e corticadas (*Codium* spp. e *Chondria* spp.). O cruzamento das médias da abundância absoluta (%) de cada ESG por amostra determina o EEI

de um dado sítio, e este pode ser então classificado como ‘ruim’, ‘baixo’, ‘moderado’, ‘bom’ ou ‘alto’ conforme equivalências sugeridas pelos autores (Anexo II).

### **Caracterização físico-química da água da área de estudo**

Foram coletadas amostras de água de subsuperfície e fundo próximo a cada ponto amostral com uma garrafa do tipo Van Dorn. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e resfriadas em seguida. Em laboratório as amostras de água foram filtradas com filtro de fibra de vidro GF/Whatman de 0,45µm de porosidade.

A temperatura e o pH foram medidos em campo com pHmetro portátil Hach (mod. 50205, com precisão de 0,01, tanto para temperatura quanto para o pH). Para cada uma das estações amostrais foi quantificado o teor de nutrientes nitrogenados e fosfatados dissolvidos da água de fundo e subsuperfície, segundo Grasshoff et al. (1983). Também foi aferida a salinidade utilizando refratômetro óptico portátil (Shibuya S-1) a transparência por meio do disco de Secchi, e o material em suspensão (MES) pela diferença do peso seco do filtro antes e depois da filtragem de um volume conhecido.

Para a caracterização da energia hidrodinâmica foi utilizado o modelo espectral proposto por Kirby e Ozkan (1994), considerando dados de altura de onda apresentados por Araújo et al. (2003). A validação e aplicação deste modelo são disponibilizadas por Barletta (2006).

### **Procedimento analítico**

Os dados de biomassa foram descritos utilizando a média e erro padrão por amostra. A ANOVA unifatorial foi utilizada para se comparar as abundâncias de cada uma das espécies e dos descritores físico-químicos de qualidade da água (NID, PO<sup>4</sup>, MES, Temperatura, Salinidade, transparência da água e alturas de onda) entre os tratamentos (Rebio x NPP e NPU).

Para a comparação da biomassa entre as ilhas foi utilizado o teste *a posteriori* de Tukey (Unequal N HSD). A ANOVA bifatorial foi utilizada na análise da variação temporal (períodos - 2003 e 2008) e espacial (ilhas - Galés, Deserta e Arvoredo) dos valores médios de biomassa total e das espécies que representam mais de 5% da biomassa total de cada ilha. A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação de dependência dos valores de biomassa total encontrados em cada ilha e a distância da costa das mesmas em relação ao ponto central da ilha

de Florianópolis, obtida de Google Earth™ 2009. Estas análises foram feitas com o auxílio do programa STATISTICA 7.0.

Foram efetuadas análises de escalonamento multidimensional (MDS) utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis (1-Bray-Curtis). Os valores de biomassa foram primeiramente transformados com  $\text{Log}(x+1)$  e posteriormente padronizados. Para análises MDS foram consideradas espécies com abundância igual ou superior a 10% da biomassa total do conjunto de amostras de cada ilha. Adicionalmente foi realizada a análise da significância das similaridades dos respectivos agrupamentos (ANOSIM). As espécies que mais contribuíram para a determinação dos padrões espaciais, bem como a similaridade interna e a dissimilaridade entre grupos, foram determinadas com a rotina SIMPER. Estas análises foram realizadas no programa PRIMER 6.0.

## RESULTADOS

### **Composição e Estrutura das comunidades fitobênticas**

#### *Rebio do Arvoredo: Estado atual e variações entre os anos de 2003 e 2008*

Foram identificados 108 táxons infragenéricos nas áreas amostradas na Rebio (Tabela 2), sendo o maior número de táxons encontrados na Ilha do Arvoredo (94 spp.) e o menor encontrado na Ilha das Galés (50 spp.). Algas vermelhas foram dominantes, representando 80% dos táxons identificados. As campanhas de 2003 resultaram na identificação de 114 táxons infragenéricos. Observou-se a diminuição de 34 táxons e o aparecimento de 26 que ainda não haviam sido registrados para a localidade.

Considerando cada uma das ilhas, foi observada na ilha das Galés a redução de 86 táxons identificados em 2003 para 50 táxons após os cinco anos de implementação do plano de manejo da Rebio. Na Ilha Deserta a riqueza aumentou de 58 para 78 espécies. Na ilha do Arvoredo a riqueza variou de 89 spp. em 2003 a 94 spp. em 2008. No referido período observou-se uma redução no número de espécies de algas pardas e vermelhas nas áreas da Rebio de 16 para 12 e de 91 para 86 espécies, respectivamente. Por outro lado, observou-se um aumento das espécies de algas verdes de 9 em 2003 para 10 espécies em 2008 (ANOSIM,  $p > 0,05$ ). Vale destacar que na Ilha das Galés observou-se uma redução de mais de 50% no número de espécies de algas pardas.

**Tabela 2: Lista das espécies que ocorreram em cada ilha da Rebio do Arvoredo nos anos de 2003 e 2008 e das espécies que ocorreram em cada uma das áreas em 2008. Legenda: DES=Deserta; ARV=Arvoredo; GAL=Galés; REBIO=Reserva Biológica Marinha do Arvoredo; NPP=área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização.**

<b>Rhodophyta</b>	GAL		ARV		DES		REBIO		NPP	NPU
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2008	2008
<i>Acrochaetium</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acrochaetium epispiculum</i> Joly et Cordeiro			X				X			
<i>Acrochaetium microscopicum</i> (Nägeli ex Kützing) Nägeli	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Acrosorium ciliolatum</i> (Harvey) Kylin	X						X		X	
<i>Aglaothamnion felliponei</i> (Howe) Apont Ballantine et J.N. Norris	X	X		X		X	X	X	X	
<i>Aglaothamnion uruguayense</i> (W.R. Taylor) Aponte, D.L. Ballant. et J.N. Norris						X		X	X	
<i>Amphiroa anastomosans</i> Weber Bosse		X		X		X		X	X	X
<i>Amphiroa beauvoisii</i> Lamouroux	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphiroa fragilissima</i> (Linnaeus) Lamouroux		X		X	X	X	X	X		X
<i>Anotrichium tenue</i> (C. Agardh) Nägeli	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Anotrichium yagii</i> (Okamura) Nägeli	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Anthithamionella atlantica</i> (Oliveira Filho) Schneider	X			X			X	X	X	
<i>Antithamnion antillarum</i> Børgesen	X						X			
<i>Antithamnionella breviramosa</i> (Dawson) Wollaston in Womersley et Bailey						X		X	X	
<i>Apoglossum gregarium</i> (Dawson) Wynne			X				X			
<i>Arthrocardia flabellata</i> (Kützing) Manza			X	X			X	X	X	
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asteromenia peltata</i> (Taylor) Huismant et Millar			X	X			X	X	X	X
<i>Bangia fuscopurpurea</i> (Dillw.) Lyngb.	X			X		X	X	X	X	X
<i>Bangiopsis</i> sp.									X	
<i>Branchioglossum minutum</i> Schneider in Schneider et Searles			X				X			
<i>Branchioglossum prostaticum</i> C.W. Schneid.						X		X		
<i>Bryocladia thyrsgera</i> (J. Agardh) F. Schmitz in Falkenberg			X				X			
<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützing	X			X			X	X	X	X
Calcárias não articuladas			X	X			X	X	X	X
<i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye			X	X		X	X	X		
<i>Callophyllis</i> sp.			X			X	X	X		
<i>Centroceras clavulatum</i> (C. Agardh in Kunth) Montagne in Durieu de Maisonneuve	X	X		X		X	X	X	X	X
<i>Ceramium brevizonatum</i> Petersen var. <i>carabicum</i> Petersen et Børgesen	X	X		X			X	X	X	X
<i>Ceramium flaccidum</i> (Kütz.) Ardiss.		X		X		X		X	X	
<i>Ceramium codii</i> (H. Richards) Mas.		X		X		X		X	X	X

<b>Rhodophyta (cont.)</b>	GAL		ARV		DES		REBIO		NPP	NPU
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2008	2008
<i>Ceramium comptum</i> Børgesen	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceramium flaccidum</i> (Kützinger) Ardissonne	X		X		X		X			
<i>Ceramium siliquosum</i> var. <i>lophophorum</i> (Feldman-Mazoyer) Serio				X				X		
<i>Ceramium luetzelburgii</i> Schmidt	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceramium tenerrimum</i> (Martens) Okamura	X			X			X	X	X	
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightf.) Roth				X				X		
<i>Champia compressa</i> Harv.				X		X		X	X	X
<i>Champia salicornioides</i> Harvey			X				X			
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Champia vieillardii</i> Kützinger	X		X		X		X			
<i>Cheilosporum sagittatum</i> (Lamouroux) Areschoug	X				X	X	X	X	X	
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq	X		X	X	X		X	X		
<i>Chondria atropurpurea</i> Harvey					X		X			
<i>Chondria leptacremom</i> (Melvill) De Toni			X		X		X			
<i>Chondria platyramea</i> Joly et Ugadim in Joly et al.	X				X		X			
<i>Chondria polyrhiza</i> Collins et Hervey	X						X		X	X
<i>Chondria</i> sp.			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chondrophycus papillosus</i> (C. Agardh) Garbary et Harper	X				X	X	X	X		
<i>Compsothamnion thuyoides</i> (Sm.) F. Schmitz			X				X			
<i>Cottoniella filamentosa</i> (Howe) Børgesen	X						X			
<i>Chondracanthus teedei</i> (Mertens ex Roth) Kütz.				X				X	X	
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq		X		X		X		X	X	X
<i>Crouania attenuata</i> (C. Agardh) J. Agardh	X		X	X			X	X	X	X
<i>Cryptonemia delicatula</i> Joly et Cordeiro	X		X	X	X		X	X	X	
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton	X	X	X	X			X	X	X	
<i>Dasya rigidula</i> (Kützinger) Ardissonne	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis et Sol.) Lamarck		X		X				X		X
<i>Dohrniiella antillarum</i> (W.R. Taylor) Feldm.-Mas.				X				X		
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gelidiella</i> sp.									X	
<i>Gelidiopsis variabilis</i> (Grev. ex J. Agardh) F. Schmitz	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gelidium crinale</i> (Turner) Gaillon		X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Gelidium floridanum</i> W.R. Taylor		X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Gloiocladia iyoensis</i> (Okamura) R.E. Norris	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Griffithsia shousboei</i> Mont.		X		X		X		X	X	X

<b>Rhodophyta (cont.)</b>	GAL		ARV		DES		REBIO		NPP	NPU
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2008	2008
<i>Gracilaria tepocensis</i> (E.Y. Dawson) E.Y. Dawson	X		X	X			X	X		
<i>Herposiphonia secunda</i> (C. Agardh) Ambronn	X		X			X	X			
<i>Halitilton cubense</i> (Montagne ex Kützing) Garbary et Johansen	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heterosiphonia crispella</i> (C. Agardh) Wynne var. <i>laxa</i> (Børgesen) Wynne										
<i>Herposiphonia tenella</i> C. Agardh				X		X		X	X	X
<i>Heterosiphonia gibbesii</i> (Harv.) Falkenb.		X				X		X		X
<i>Hydroolithon boergesenii</i> (Foslie) Foslie				X				X		
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen in Jacqu.) J.V. Lamour.				X		X		X	X	X
<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützing	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypnea volubilis</i> Searles in Scheider et Searles	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins et Hervey	X		X			X	X	X	X	
<i>Jania adhaerens</i> Lamouroux	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Jania crassa</i> Lamouroux	X	X		X			X	X	X	X
<i>Jania ungulata</i> (Yendo) Yendo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Laurencia intricata</i> Lamouroux	X		X			X	X			
<i>Laurencia arbuscula</i> Sond.	X			X			X	X		
<i>Laurencia majuscula</i> (Harvey) A.H.S. Lucas				X				X	X	X
<i>Laurencia filiformis</i> (C. Agardh) Mont.		X		X		X		X	X	
<i>Leptofauchea brasiliensis</i> Joly	X						X			
<i>Lomentaria corallicola</i> Børgesen	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myriogramme prostrata</i> (Dawson, Neushul et Wildman) Wynne			X	X		X	X	X	X	X
Nemastocidae									X	
<i>Neosiphonia ferulacea</i> (Suhr ex J. Agardh) S.M.Guim. et M.T.Fujii	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Neosiphonia gorgoniae</i> (Harv.) S.Guim. et T.Fujii	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Neosiphonia sphaerocarpa</i> (Børgesen) M.S.Kim et I.K.Lee									X	X
<i>Neosiphonia tepida</i> (Hollenb.) S.M.Guim et M.T.Fujii						X		X	X	X
<i>Nithophyllum punctatum</i> (Stackhouse) Greville	X		X	X			X	X		
<i>Parviphycus tenuissimus</i> (Feldmann et Hamel) Santel.			X				X			
<i>Peyssonnelia armorica</i> (P. Crouan et H. Crouan) Weber Bosse in Børgesen			X				X		X	
<i>Peyssonnelia capensis</i> Montagne	X		X	X			X	X	X	X
<i>Peyssonnelia boudouresquei</i> Yoneshigue	X		X				X			
<i>Pleonosporium mexicanum</i> Dawson	X						X		X	

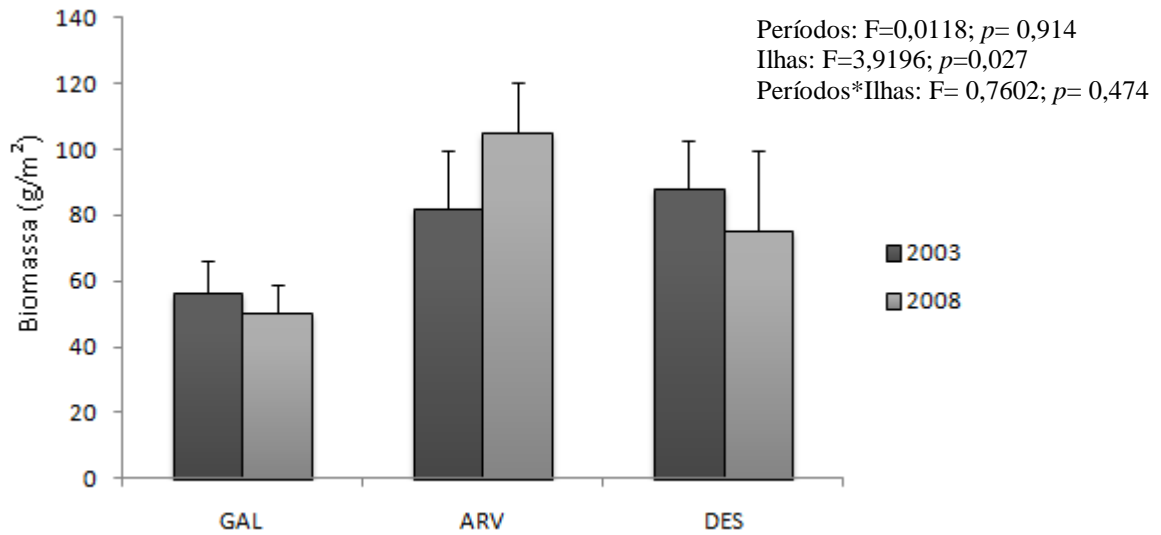
	GAL		ARV		DES		REBIO		NPP	NPU
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2008	2008
<b>Rhodophyta (cont.)</b>										
<i>Plocamium brasiliense</i> (Greville in St.-Hilaire) Howe et Taylor	X		X	X			X	X	X	X
<i>Pneophyllum fragile</i> Kütz.				X				X	X	
<i>Polysiphonia</i> sp1									X	
<i>Polysiphonia decussata</i> Hollenberg			X		X	X	X	X	X	X
<i>Polysiphonia denudata</i> (Dillwyn) Greville ex Harvey in Hooker	X		X		X		X		X	
<i>Polysiphonia subtilissima</i> Mont.				X		X		X	X	
<i>Neosiphonia flaccidissima</i> (Hollenb.) M.S.Kim et I.K.Lee	X		X		X		X			
<i>Predaea feldmannii</i> Børgesen									X	
<i>Pterocladia capillacea</i> (Gmelin) Santelices et Hommersand			X		X	X	X	X	X	
<i>Pterosiphonia parasitica</i> (Hudson) Falkenberg var. <i>australis</i> Joly et Cordeiro-Marino	X						X		X	
<i>Pterosiphonia pennata</i> (C. Agardh) Falkenb.				X				X	X	X
<i>Rhodothamniella codicola</i> (Børgesen) Bidoux et Magne	X		X		X		X			
<i>Rhodymenia delicatula</i> Dangeard	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i> (Lamouroux) Silva	X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Sahlingia subintegra</i> (Rosenvinge) Kornmann			X	X			X	X	X	X
<i>Sebdenia flabellata</i> (J. Agardh) Parkinson	X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey in Hook	X						X			
<i>Spyridia hypnoides</i> (Bory in Belanger) Papenfuss	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) Drew	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> (Ellis et Solander) Huisman et Borowitzka			X				X			
<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne			X				X		X	
<b>Ochrophyta</b>										
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> Kützing	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Roth) Derbès et Solier		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dictyopteris delicatula</i> Lamouroux	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dictyota humifusa</i> Hörnig, Schnetter et Coppejans	X		X		X		X		X	
<i>Dictyota ciliolata</i> Sond. ex Kütz.	X						X		X	
<i>Dictyota menstrualis</i> (Hoyt) Schnetter, Hörnig et Weber-Peukert	X				X	X	X	X	X	
<i>Dictyota pulchella</i> Hörnig et Schnetter	X		X		X		X			
<i>Feldmania irregularis</i> (Kützing) Hamel	X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Hincksia mitchelliae</i> (Harvey) Silva	X					X	X	X	X	
<i>Nemacystus howei</i> (Taylor) Kylin	X				X		X			



	GAL		ARV		DES		REBIO		NPP	NPU	
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2008	2008	
<b>Ochrophyta (cont.)</b>											
<i>Lobophora variegata</i> (Lamouroux) Womersley ex Oliveira	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Padina gymnospora</i> (Kützinger) Sonder	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rosenvingea intricata</i> (J. Agardh) Børgesen				X		X		X			X
<i>Sargassum</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Spatoglossum shroederi</i> (C. Agardh) Kützinger			X				X		X		X
<i>Sphacelaria rigidula</i> Kützinger			X	X	X	X	X	X	X		
<i>Sphacelaria tribuloides</i> Meneghini	X	X		X			X	X	X		X
<b>Chlorophyta</b>											
<i>Bryopsis pennata</i> Lamouroux	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh	X	X	X	X		X	X	X			X
<i>Chaetomorpha</i> spp.	X	X	X	X			X	X	X		
<i>Cladophoropsis</i> spp.		X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Cladophora</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Codium intertextum</i> Collins et Hervey	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Codium</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Derbesia marina</i> (Lyngb.) Solier		X		X		X		X	X		
<i>Ernodesmis verticillata</i> (Kützinger) Børgesen			X	X		X	X	X	X		
<i>Ulva</i> spp.	X		X	X		X	X	X	X		
<b>Total de espécies</b>	<b>86</b>	<b>50</b>	<b>89</b>	<b>93</b>	<b>58</b>	<b>78</b>	<b>116</b>	<b>108</b>	<b>106</b>	<b>66</b>	

Não foi observada variação significativa entre os períodos de 2003 a 2008 ao considerar a biomassa média das ilhas<sup>1</sup> (ANOVA:  $p > 0,05$ ). Na ilha do Arvoredo, observou-se uma tendência de aumento da biomassa total de  $82,06 \pm 17,75$  a  $105,19 \pm 15,30$  g/m<sup>2</sup>, enquanto que nas ilhas das Galés e Deserta a biomassa tendeu à diminuição, variando de  $56,46 \pm 9,72$  a  $50,65 \pm 7,98$  g/m<sup>2</sup>, e  $88,18 \pm 14,37$  a  $75,36 \pm 24,09$  g/m<sup>2</sup> respectivamente. A ANOVA bifatorial revelou diferenças significativas entre as ilhas (Tukey HSD;  $p = 0,027493$ ). Entretanto, em ambos os períodos a biomassa na ilha do Arvoredo foi maior que a observada na Ilha das Galés (Figura 2).

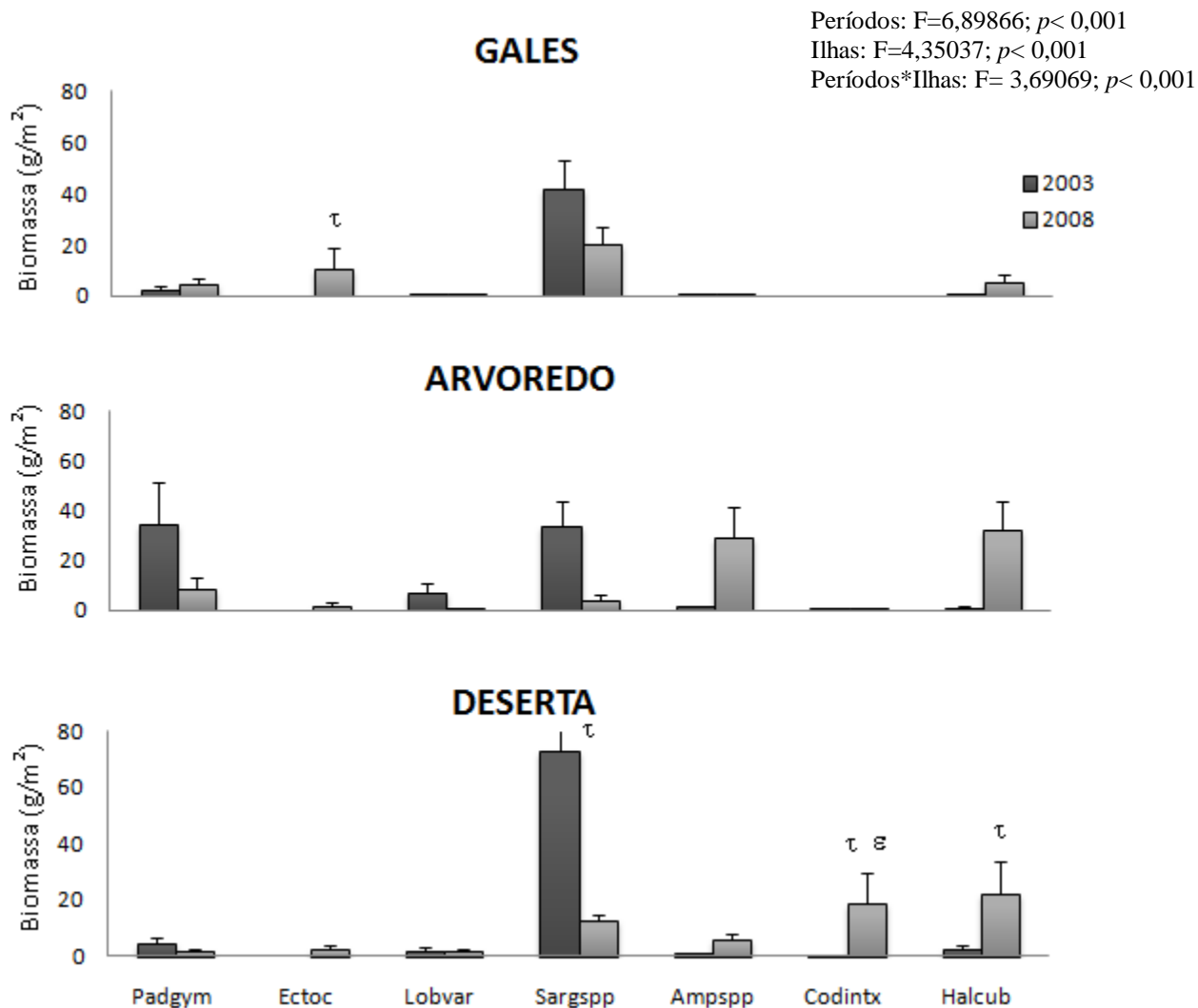
<sup>1</sup> Foram consideradas somente amostras de 7 a 10m de profundidade em pontos de coleta coincidentes nos anos de 2003 e 2008.



**Figura 2: Biomassa média total entre as ilhas da Rebio. Profundidade de coleta: de 7 a 10 metros. Legenda: GAL= Ilha das Galés (n=6); ARV=Ilha do Arvoredo (n=12); e DES=Ilha Deserta (n=3). Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA;  $p < 0,05$ ).**

Apesar dos valores absolutos de biomassa não variarem significativamente no referido período, algumas espécies apresentaram diferenças significativas de suas abundâncias entre os anos de 2003 e 2008 e entre as diferentes ilhas (ANOVA:  $p < 0,05$ ). A calcária articulada *Haliptlon cubense* destaca-se como táxon mais abundante em 2008, com 29% da biomassa, enquanto que em 2003 apresentava biomassa significativamente mais baixa na Ilha do Arvoredo (Tukey HSD:  $p = 0,014925$ ), representando 2% da biomassa total (Figura 3).

Por outro lado, *Sargassum* spp. e *Padina gymnospora* juntas foram responsáveis por 80% da biomassa total da Rebio em 2003, passando a representar menos de 20% da biomassa em 2008. As espécies *Sargassum* spp. apresentaram redução da biomassa significativa na Ilha Deserta (Tukey HSD:  $p = 0,043123$ ). Mesmo sem ser significativa a diferença para as ilhas do Arvoredo e das Galés, a biomassa da espécie tende igualmente à redução.



**Figura 3:** Biomassa total das principais espécies ( $\geq 5\%$ ) nas ilhas que compõem a Rebio, sendo Padygym= *Padina gymnospora*, Ectoc=Ectocarpales; Lobvar=*Lobophora variegata*; Sargspp=*Sargassum* spp.; Ampspp=*Amphiroa* spp.; Codintx=*Codium intertextum*; e Halcub=*Halimtilon cubense*. Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA bifatorial,  $p < 0,05$ ;  $\tau$  = diferenças temporais e  $\epsilon$  = diferenças espaciais significativas segundo teste de Tukey HSD).

Considerando a área total da Rebio, houve uma mudança das espécies de maior biomassa no costão rochoso entre 2003 e 2008. Enquanto *Halimtilon cubense* e *Amphiroa* spp. variaram respectivamente de  $1,15 \pm 0,47$  g/m<sup>2</sup> e  $0,87 \pm 0,22$  g/m<sup>2</sup> em 2003 a  $23,37 \pm 7,12$  g/m<sup>2</sup> e  $17,58 \pm 7,59$  g/m<sup>2</sup> em 2008, as espécies de *Sargassum* spp. e *Padina gymnospora* variaram de  $47,80 \pm 7,58$  e  $12,87 \pm 5,88$  em 2003 a  $8,06 \pm 2,70$  g/m<sup>2</sup> e  $6,48 \pm 2,74$  g/m<sup>2</sup> em 2008.

Em 2008, destaca-se a contribuição de *Codium intertextum* para a determinação da fisionomia do fundo principalmente na Ilha Deserta ( $19,03 \pm 10,83$  g/m<sup>2</sup>), onde se verifica um

aumento significativo (Tukey HSD:  $p=0,000142$ ) da biomassa da espécie em relação ao observado na mesma localidade em 2003. Na Ilha das Galés, a presença de Ectocarpales ( $10,66 \pm 8,44 \text{ g/m}^2$ ) é destacada em 2008, por ter sido um táxon ausente no período anterior.

*Composição e estrutura da flora dos tratamentos: Rebio, NPP e NPU<sup>2</sup>*

Com relação às variações espaciais, em 2008 *C. intertextum* apresentou abundância significativamente (Tukey HSD:  $p=0,000142$ ) maior na ilha da Deserta que nas demais localidades.

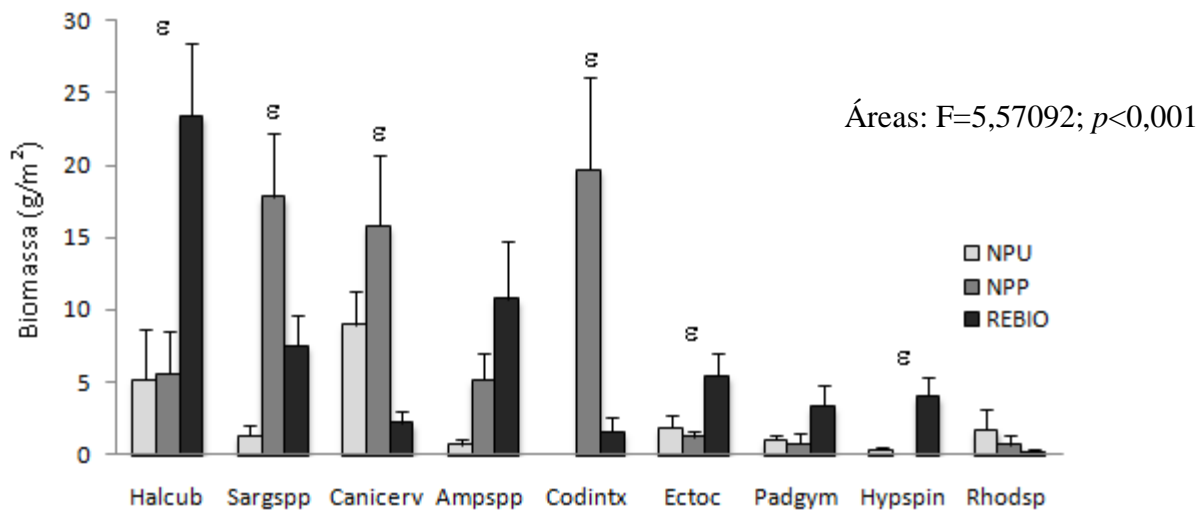


Figura 4: Espécies que apresentaram contribuição de biomassa  $\geq 5\%$  nas áreas consideradas, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização. Halcub=*Haltilton cubense*; Sarg spp=*Sargassum* spp.; Canicerv=*Canistrocarpus cervicornis*; Amp spp=*Amphiroa* spp.; Codintx=*Codium intertextum*; Ectoc=Ectocarpales; Padygym= *Padina gymnospora*; Hypspin=*Hypnea spinella*; e Rhodsp=*Rhodymenia* sp.. ANOVA,  $p<0,05$ ; ε= diferenças significativas para ANOVA unifatorial para cada uma das espécies.

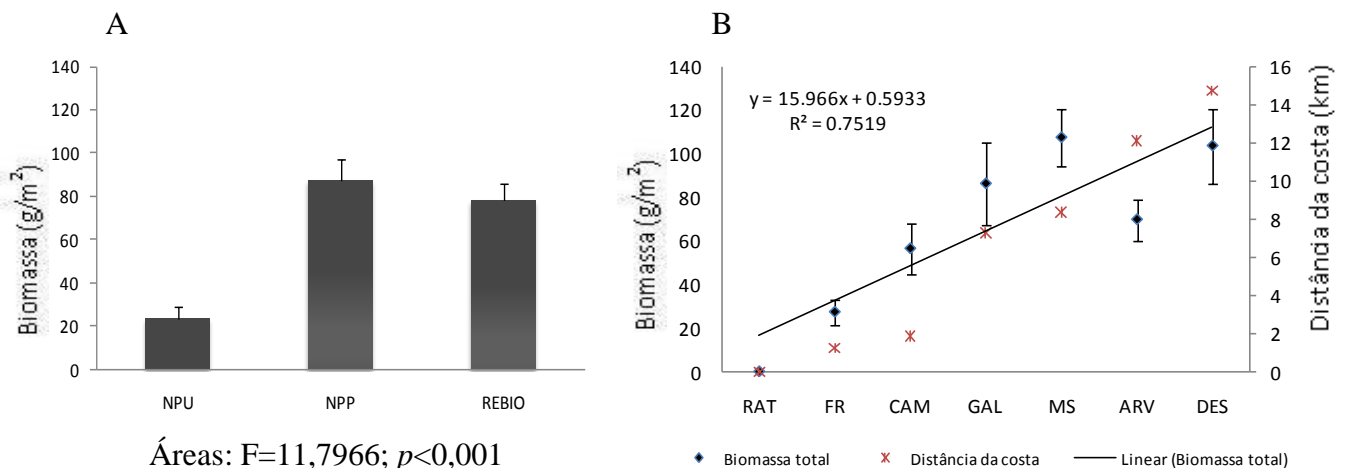
Considerando a flora amostrada a cerca de 4 e 10 metros de profundidade dentro da Rebio do Arvoredo as espécies de maior biomassa foram *Haltilton cubense* com 29% da biomassa total da área e *Amphiroa* spp. com 13%. Para a área não protegida sob pressão da pesca (NPP), as espécies dominantes foram *Codium intertextum* com 23% da biomassa total, seguida de *Sargassum* spp. 20% e *Canistrocarpus cervicornis* com 18%. Na área não protegida e sob pressão urbana (NPU) foram as espécies *Canistrocarpus cervicornis* (33%), e *Haltilton cubense*

<sup>2</sup> Foram consideradas amostras de 4 a 6m e de 7 a 10m de profundidade do ano de 2008.

(19%) que apresentaram maior contribuição em biomassa (Figura 5). As análises de variância seguidas do teste de Tukey HSD apontam os valores de biomassa de *H. cubense* e *H. spinella* maiores na área da Rebio que nas de mais (Rebio> NPP=NPU), enquanto que *Sargassum* spp. *C. cervicornis* e *C. intertextum* apresentaram biomassa significativamente maior na área NPP (NPP>Rebio=NPU).

A biomassa na área NPP variou de  $56,50 \pm 11,43 \text{ g/m}^2$  na ilha do Campeche a  $107,49 \pm 13,26 \text{ g/m}^2$  em Moleques do Sul, e na NPU variou de  $0,00 \pm 0,00 \text{ g/m}^2$  em Ratores a  $27,35 \pm 6,18 \text{ g/m}^2$  na ilha do Francês. Nas Ilhas da Rebio a biomassa variou de  $69,84 \pm 9,5 \text{ g/m}^2$  na Ilha do Arvoredo a  $103,7 \pm 17,16 \text{ g/m}^2$  na Ilha Deserta. Na área NPU as abundâncias foram significativamente menores que as observadas tanto na Rebio quanto na NPP.

A biomassa total encontrada em cada ilha apresentou correlação positiva com a distância da respectiva ilha em relação à costa (Correlação de Pearson=0,81;  $p=0,027$ ). De forma geral os menores valores de biomassa total foram encontrados para ilhas mais próximas à costa (Figura 5-B), e os maiores valores registrados para ilhas mais distantes. Especialmente na ilha de Ratores Grande não foram encontradas algas abaixo de 3 metros de profundidade, sendo o substrato tomado basicamente por hidrozoários.



**Figura 5:** (A) Biomassa total encontrada nas áreas não protegidas influenciadas pela urbanização (NPU, n=19); áreas não protegidas influenciadas pela pesca (NPP, n=25); e Reserva Biológica do Arvoredo (REBIO, n=43), em 2008, Medida de dispersão=erro padrão (ANOVA unifatorial;  $P<0,05$ ; # = diferenças espaciais significativas segundo Tukey HSD). (B) Média da biomassa total encontrada em cada ilha (barra de erro=erro padrão) e menor distância aproximada da costa até o ponto central das ilhas (obtido de Google Earth™2009), sendo que Ratores foi considerado distância=0 km por estar localizada dentro da Baía Norte de Florianópolis, Legenda: RAT=Ratores; FR=Francês; CAM=Campeche; GAL=Galés; MS=Moleques do Sul; ARV=Arvoredo; e DES=Deserta, Medida de dispersão=erro padrão.

Considerando como fator a localização das amostras (Rebio, NPP e NPU), a análise de escalonamento multidimensional (MDS) reforça a separação das áreas compreendidas dentro e fora da Rebio, considerando tanto as áreas não protegidas sujeitas à pressão da pesca (NPP) como à urbanização (NPU). Estes agrupamentos são reforçados pela significância determinada pelo ANOSIM (Figura 6-A, Tabela 3-A). Apesar da significância destacada anteriormente, a heterogeneidade interna de todas as áreas é grande, sendo a similaridade entre as amostras da Rebio de 30%. Por outro lado a dissimilaridade entre estas áreas é da ordem de 75 %.

Tabela 3: Resultados das análises de similaridade percentual (SIMPER) e testes de diferenças entre fatores (ANOSIM) entre amostras de biomassa de macroalgas. Diagonal = similaridade média; matriz triangular=nível de significância (%); e matriz triangular invertida=dissimilaridade média. As análises foram realizadas no modo *two way crossed*, sendo A= áreas pela profundidade; B= profundidade pelas áreas). Dados transformados com  $\log(x+1)$  e padronizados.

A				B		
Global R=0,359	REBIO	NPP	NPU	Global R=0,275	RASO	MEDIO
REBIO	<b>30,00</b>	76,89	76,46	RASO	<b>28,97</b>	75,17
NPP	0,001	<b>44,20</b>	76,54	MEDIO	0,001	<b>39,05</b>
NPU	0,008	0,001	<b>31,48</b>			

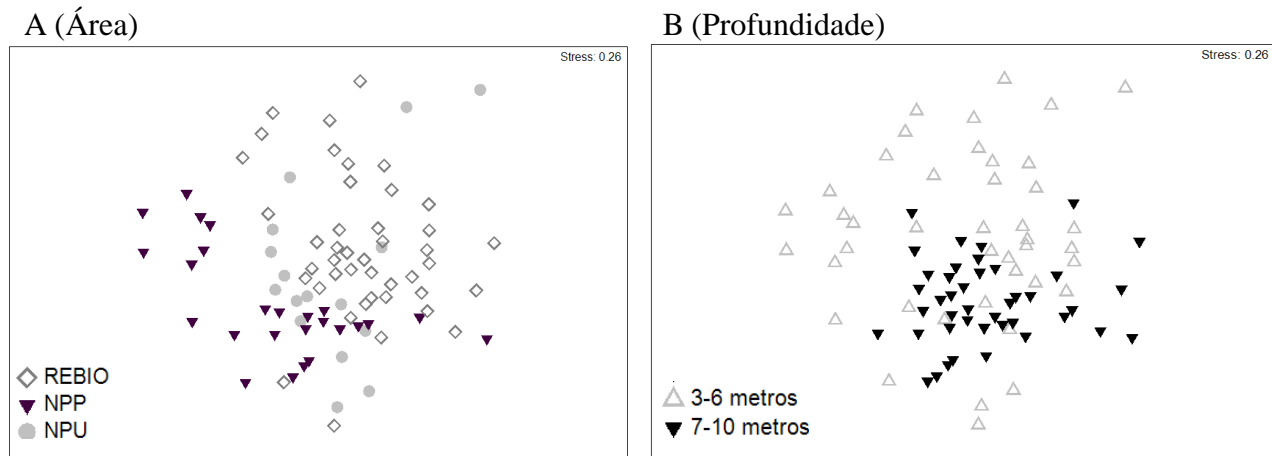


Figura 6: Análise Multidimensional (MDS) mostrando a distribuição entre (A) amostras de biomassa das macroalgas nas áreas estudadas, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização.

Ao ser então considerado o fator profundidade, observa-se sua influência na configuração das similaridades, independentemente se as amostras estavam dentro ou fora da Rebio, sendo os agrupamentos formados significativamente diferentes (Figura 6-B, Tabela 3-B). Considerando os

resultados do SIMPER as amostras de raso foram menos similares que amostras de médio sendo a dissimilaridade entre elas da ordem de 75% (Tabela 3-B). Esta análise evidencia que áreas representantes na REBIO têm estrutura diferente à mesma profundidade em áreas NPP e NPU.

As espécies *Amphiroa* spp. e *Halitilon cubense* apresentaram os maiores valores de similaridade percentual (SIMPER) dentro da Rebio, 18% e 20% respectivamente. Para as áreas não protegidas, *Sargassum* spp. (28%), *Canistrocarpus cervicornis* (24%) e *Codium intertextum* (15%) foram as mais expressivas para NPP, enquanto *C. cervicornis* (43%), e Ectocarpaceae (12%) as mais expressivas para NPU. Na profundidade média destacaram-se *Amphiroa* spp. dentro da Rebio, e *Sargassum* spp. e *C. cervicornis* fora da Rebio (Fig. 9), com 18%, 21% e 20% respectivamente (Figura 7-A; B; e E). Por outro lado nas áreas mais rasas destacaram-se *H. cubense* e Ectocarpales dentro da Rebio, *C. intertextum* nas áreas NPPs com 12%, 11%, 18% respectivamente (Figura 7-B; D; e F).

#### *Índice de avaliação ecológica*

A média da cobertura vegetal absoluta (%) para os Grupos Ecológicos (ESG) I e II foram respectivamente 45 e 33 para as comunidades de dentro da Rebio, 34 e 58 para a área não protegida NPP e 18 e 68 para a NPU, classificando as áreas da Rebio e NPP como áreas de condição ecológica “moderada” (EEI=6) e NPU como “ruim” (EEI=2).

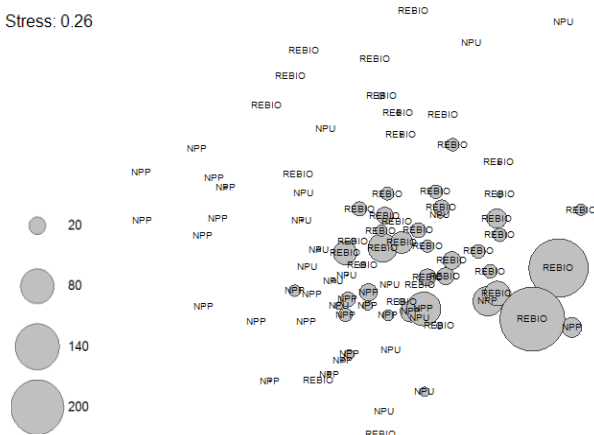
### **Parâmetros ambientais e características físicas das áreas amostradas (2008)**

#### *Análise de água*

A área NPU apresentou os valores médios de salinidade menores e valores médios de temperatura maiores que o observado nas demais áreas (Tabela 4, ANOVA). No entanto, pelo teste *a posteriori* de Tukey (Unequal N HSD), não houve diferença significativa entre a salinidade nos diferentes tratamentos.

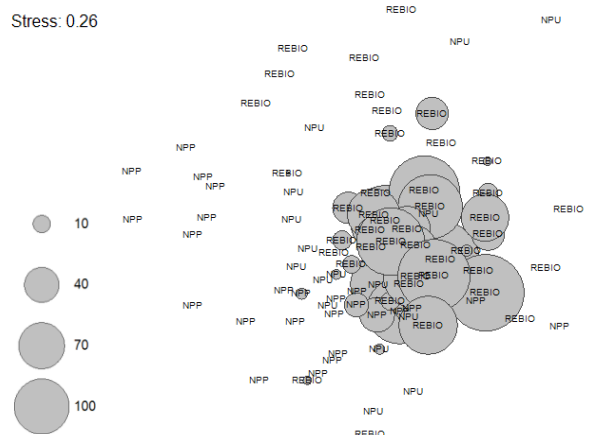
A (*Amphiroa* spp.)

Stress: 0.26



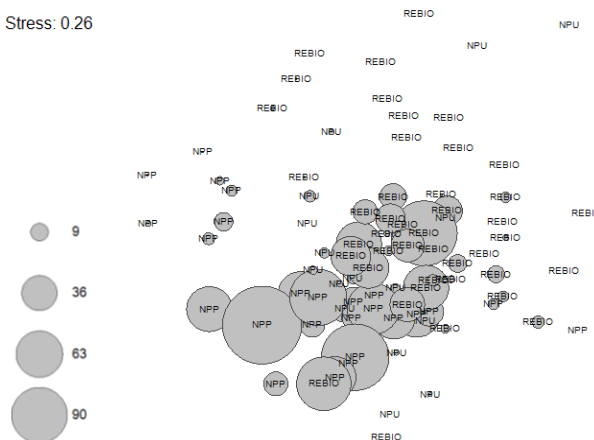
B (*Haliptilon cubense*)

Stress: 0.26



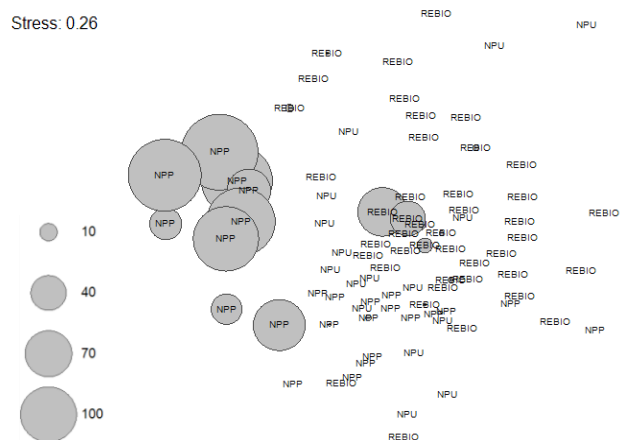
C (*Sargassum* spp.)

Stress: 0.26



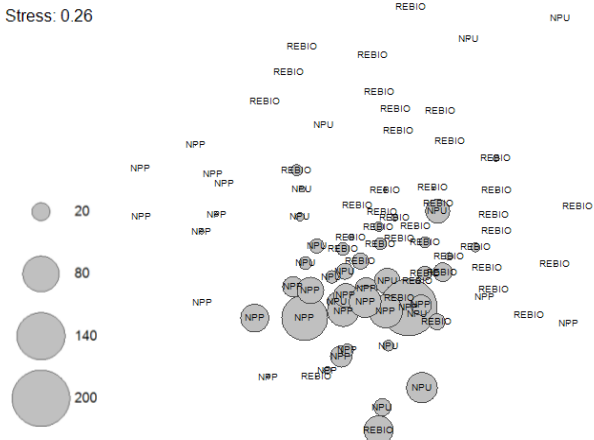
D (*Codium intertextum*)

Stress: 0.26



E (*Canistrocarpus cervicornis*)

Stress: 0.26



F (Ectocarpales)

Stress: 0.26

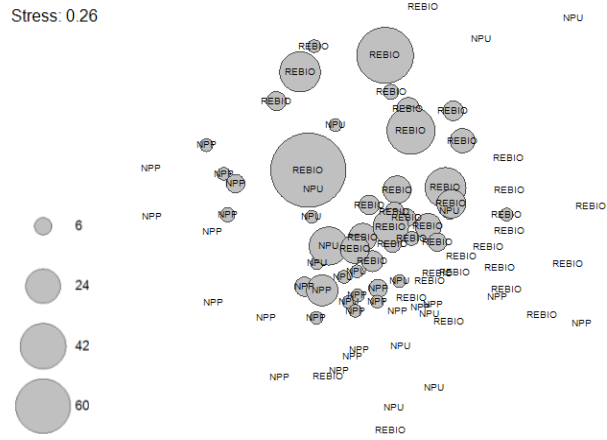


Figura 7: Distribuição das principais amostras de biomassa que contribuirão no Percentual de Similaridade (SIMPER), sendo estas: (A) *Canistrocarpus cervicornis*; (B) Ectocarpales; (C) *Haliptilon cubense*; e (D) *Sargassum* sp. O tamanho da bolha é referente à contribuição em biomassa ( $g/m^2$ ) da espécie/grupo na amostra, sendo REBIO= área da Reserva Biológica do Arvoredo; NPP= área não protegida impactada pela pesca; e NPU=área não protegida impactada pela urbanização.



Considerando a profundidade da zona fótica como sendo o triplo da profundidade do disco de Secchi (Odebrecht e Caruso 1987), esta zona pôde ser observada ao longo da coluna da água até o fundo das ilhas da Rebio do Arvoredo, Moleques do Sul e Campeche. Na região mais próxima à costa, ao norte da ilha de Florianópolis, a ilha do Francês apresentou o limite da zona fótica praticamente coincidente à intersecção rocha/areia (~7 metros), e em Ratonos Grande este limite (~2,1 metros) foi determinado em profundidade menor que a amostrada.

Os valores encontrados para a transparência da água variaram entre  $9,00 \pm 0,55$  m nas áreas NPP e  $2,07 \pm 0,43$  m nas áreas NPU, sendo este valor significativamente inferior ao observado nas demais áreas. O maior valor para a transparência de água foi registrado na REBIO (14,5 metros, ilha Deserta) e o menor na NPU (0,7 metros, ilha Ratonos Grande). A concentração de material em suspensão (MES) encontrada na água da área NPU foi aproximadamente o dobro da encontrada na Rebio e quase o triplo da concentração da NPP, no entanto as diferenças entre valores foram consideradas significativas somente entre NPU e NPP. A concentração de NID apresentou variação significativa entre as áreas (Tabela 4, ANOVA) que não foi corroborada pelo respectivo teste *a posteriori*. Os demais descritores de qualidade de água não apresentaram variação significativa entre as áreas amostradas.

**Tabela 4: Resultados encontrados para parâmetros ambientais como transparência (Secchi), temperatura (Temp.), Salinidade (Sal) e pH água, e concentrações de fósforo inorgânico ( $PO^4$ ) e nitrogênio inorgânico total (NID) da água coletada em cada ponto amostral. REBIO (n=16); NPP (n=8); e NPU (n=6). Diferenças consideradas significativas se  $p \leq 0,05$ .**

	REBIO	NPP	NPU	ANOVA ( <i>p</i> )	TUKEY (Unequal N HSD)
NID (uM)	2,503± 0,384	4,909± 1,078	2,470± 0,300	0,020867	REBIO=NPP=NPU
$PO^4$ (uM)	0,406± 0,060	0,354± 0,043	0,304± 0,096	0,597423	REBIO=NPP=NPU
Temp. (° C)	24,66± 0,55	23,51± 0,56	26,93± 0,03	0,006461	REBIO=NPP<NPU=REBIO
Salinidade	35,36± 0,34	35,25± 0,16	33,99± 0,38	0,046565	REBIO=NPP=NPU
Secchi (m)	8,32± 0,77	9,00± 0,55	2,07± 0,43	0,000020	(REBIO=NPP)>NPU
MES (g/l)	0,0242± 0,0052	0,0146± 0,0013	0,0427± 0,0074	0,019971	REBIO=NPU>NPP=REBIO

### *Energia hidrodinâmica*

Ilhas da Rebio apresentaram a altura média de onda variando entre 0,257 e 0,629, enquanto que nas áreas não protegidas NPP de 0,550 a 0,925. O modelos avaliados produziram alturas médias de 0,25 nas áreas NPU. Apesar da tendência das áreas NPP apresentarem valores

médios mais altos, as diferenças observadas não foram significativas em nenhum dos padrões de vento analisados (Tabela 5).

**Tabela 5: Altura de ondas simuladas para cada uma das áreas da REBIO (n=14), NPP (n=8) e NPU (n=6), utilizando 3 principais casos para a simulação: ondulações vindas de Leste (E), de Sudeste (SE) e de Sul (S). Constam resultados da análise ANOVA onde as diferenças são consideradas significativas se  $p \leq 0,05$ .**

	REBIO		NPP		NPU		ANOVA ( <i>p</i> )
E	0.629±	0.211	0.550±	0.184	0.250±	0.112	0.489177
SE	0.514±	0.195	0.925±	0.285	0.250±	0.112	0.193688
S	0.257±	0.077	0.725±	0.210	0.250±	0.112	0.346089

## DISCUSSÃO

Como destacado por Jameson et al. (2002) a efetividade das Unidades de Conservação Marinhas é determinada por um conjunto de fatores intrínsecos e extrínsecos às Unidades propriamente ditas. A flora marinha estudada apresentou variações temporais importantes na área da Rebio do Arvoredo e espaciais quando comparada com localidades fora de seus limites, indicando a pressão diferenciada nos respectivos momentos e locais de fatores físico/químicos e biológicos, intrínsecos e extrínsecos à referida Unidade. Desta forma, a comunidade fitobêntica se mostrou um bom indicador da qualidade ambiental e uma ferramenta adicional para auxiliar na discussão da efetividade e de ações necessárias para um adequado manejo de uma UC marinha. Os resultados do presente estudo reforçam as dificuldades enfrentadas ao redor do planeta para a preservação da biodiversidade marinha (Ehler et al. 2002; Hockings et al. 2000) uma vez que fatores físicos e químicos que representam fontes de impacto negativo são carregados pelas massas de água até o interior dos limites da UC, colocando em cheque o manejo de unidades baseado em uma gestão isolada do contexto regional.

As alterações espaço/temporais, quali e quantitativas, observadas indicam a presença de distúrbios relacionados à poluição orgânica e à erosão costeira, assim como às alterações na estrutura trófica das diferentes localidades, que não são limitados pela imposição dos limites da UC em questão. A perda de diversidade observada na Ilha das Galés, incluída nos limites da Rebio, em pouco mais de cinco anos, mesmo sob proteção integral, pode estar relacionada a

alterações na qualidade da água resultado de impactos provocados direta ou indiretamente crescimento desordenado de cerca de 10% das áreas urbanas adjacentes (IBGE).

O decréscimo da diversidade pela diminuição da qualidade da água é bem documentado na literatura (Airoldi 2003; Taouil e Yoneshigue-Valentin 2002; Airoldi 1998; Gorostiaga e Díez 1996; Littler e Murray 1975), sendo a exclusão de espécies atribuída à presença de substâncias tóxicas e redução da transparência da água. Taouil e Yoneshigue (2002) chegaram a observar o desaparecimento de 49% dos táxons e uma mudança considerável da composição dessas comunidades ao longo de 30 anos na Baía de Guanabara. O mesmo padrão foi observado por Oliveira e Qi (2003) no litoral paulista, sudeste do Brasil, após um período de 20-30 anos de poluição. Os referidos autores destacam o desaparecimento de algas pardas, igualmente observado na Ilha das Galés, relacionando-o à presença de poluentes orgânicos de origem antropogênica.

Considerando as variações espaciais, o aumento de material em suspensão e redução de transparência observada nas ilhas mais próximas da costa, inclusive na Ilha das Galés, podem ser os principais responsáveis pela ausência ou menor diversidade de espécies nas áreas NPU e ilha das Galés, em relação às demais localidades da Rebio e áreas NPP. Tal cenário é provavelmente um reflexo do aporte continental de sedimentos, que reduz a transparência e soterra os organismos macrobênticos, culminando na redução da produção primária (Riul et al. 2008) e conseqüente redução de biomassa.

Em áreas altamente impactadas pela pluma de sedimentos e poluição (Basque Coast, Espanha), Gorostiaga e Díez (1996) também observaram o quase desaparecimento de espécies de algas. A diminuição de alguns grupos de algas vermelhas (Pedersén 2001) e pardas (Eriksson et al. 1998) em zonas de profundidades maiores e a movimentação vertical destes grupos para posições mais superficiais no costão foram atribuídas a processos de eutrofização em larga escala ao longo de 40-45 anos (Bothnian Sea, Suécia). O aumento da sedimentação, a abundância de algas epifíticas anuais, e o aumento do sombreamento por plâncton foram descritos como alguns fatores de estresse tanto para esporos e zigotos, como para plantas jovens e maduras (Airoldi 2003; Pedersén 2001; Eriksson et al. 1998). Estes fatores podem estar contribuindo para a produção da fisionomia descrita no presente trabalho na área NPU e mesmo na Rebio, se

considerarmos a Ilha das Galés. Nas áreas NPU, a baixa biomassa, mesmo nas zonas mais rasas evidencia o efeito da redução da transparência sobre as comunidades algais destas ilhas, principalmente em Ratoles Grande em cujo limite fótico (~2,1 metros) foi determinado em profundidade menor que a amostrada (4 metros), onde não foram encontradas macroalgas.

Gorostiaga e Díez (1996) relatam o aparecimento de *P. pennata* e *H. hypoglossoides* como umas das poucas espécies encontradas em ambientes com alta sedimentação e impacto direto de poluição urbana, além daquelas de morfologia simples (fundamentalmente Ceramiales). Estes táxons foram observados tanto nas áreas NP quanto nos limites da Rebio, indicando a presença dos impactos negativos destacados por eles. Os referidos autores destacam que em locais com melhor qualidade ambiental, observa-se a diminuição da abundância e diversidade de Ceramiales e a eventual substituição destas por *Codium adhaerens*, alga esponjosa incrustante, bem aderida ao substrato, semelhante a *Codium intertextum*, comum na Ilha Deserta no ano de 2008.

O aparecimento em 2008 de algumas espécies não encontradas no ano de 2003, como do gênero *Ulva* spp. na Ilha Deserta, pode indicar o aumento da concentração de nutrientes dissolvidos dentro da área da Rebio, mesmo em ilhas mais afastadas da costa. O referido táxon é comumente observado em ambientes eutrofizados, sendo frequentemente utilizado como bioindicador da qualidade da água (Taouil e Yoneshigue-Valentin 2002; Lyngby et al. 1999; Fong et al. 1998). Estas algas possuem altas taxas de recrutamento e densidade de propágulos na coluna de água de áreas poluídas por efluentes domésticos, sendo aparentemente beneficiadas pelo aumento de nutrientes (Bellgrove et al. 1997). Apesar de apresentarem baixa abundância (<1%), representantes do gênero foram registrados tanto na área protegida como não protegida, sendo mais frequentes na área fora da reserva. Vale destacar que os teores dos nutrientes observados não são tóxicos para os produtores primários e não representam valores de ambientes eutróficos (Smith et al. 2003).

Os valores de nutrientes podem representar fatores que, em conjunto com a transparência da água e MES, resultaram nos valores de EEI observados. Segundo o EEI (Orfanidis et al. 2001) o *status* da Rebio e da NPP foi considerado “moderado” no que se refere à qualidade de água, enquanto a NPU foi considerada “ruim”. Mesmo não havendo diferenças significativas, os

valores de NID mais elevados nas áreas NPP podem favorecer as espécies do grupo GEE II, como as dos gêneros *Canistrocarpus* e famílias Ectocarpaceae e Ceramiaceae. Considerando a posição da área NPU e da Rebio em relação aos grandes adensamentos urbanos, os resultados relativos à estrutura da comunidade devem ser valorizados, assim como dos valores de EEI, considerando que estes são reflexo de períodos mais longos de semanas ou meses de variações condições ambientais. Por outro lado a análise da qualidade da água representa um dado pontual de um momento específico, com condições oceanográficas específicas. Portanto, destaca-se a importância das algas dos organismos bioindicadores, pois estes representam o histórico da qualidade ambiental resultado da alternância das condições ambientais ao longo dos diferentes períodos do ano.

As diferenças significativas encontradas para temperatura e salinidade entre as áreas da Rebio e NPP em relação à NPU indicam a influência de águas mais densas, com menores temperaturas e maiores salinidades na Rebio e na NPP, enquanto que a NPU parece ser mais fortemente influenciadas pelas águas costeiras, menos salinas e mais quentes. Entretanto, o ambiente marinho é altamente dinâmico e as condições físico/químicas da água assim como a permanência de nutrientes no ambiente dependem da frequência e da duração de eventos climáticos como a ocorrência de chuvas (Fong et al. 1998). Cabe salientar que as saídas de campo para amostragem dos parâmetros físico, químicos e biológicos, foram realizadas em condições atmosféricas específicas de mar calmo e vento nordeste. Tal procedimento pode ter influenciado os valores destes parâmetros observados nas diferentes localidades. Não existem dados publicados sobre a qualidade de água destas regiões o que dificulta possíveis comparações temporais. Por outro lado, as limitações dos referidos dados reforçam a importância da utilização de descritores biológicos, e neste caso, dos organismos fitobênticos como indicadores da qualidade ambiental.

A correlação de Pearson para os dados de biomassa total e distância da costa foi elevada ( $r=0,81$ ;  $p=0,027$ ) indicando forte relação entre estas já que a influência das águas costeiras diminuem à medida que as distâncias da costa aumentam. A utilização das distâncias das ilhas em relação à costa como parâmetro ignora padrões de ventos e correntes que influenciam a dispersão de resíduos urbanos e sedimentos. Por outro lado, a forte correlação entre os parâmetros pode ser considerada um indício de que ilhas próximas à costa, protegidas ou não por

legislação específica, estariam de alguma forma sujeitas a maiores pressões diretas ou indiretas relacionadas às atividades antrópicas.

Quando observadas especificamente as ilhas mais distantes da costa, onde o aporte continental é menos freqüente e abundante, outros fatores podem estar determinando as diferenças na composição e abundância das comunidades algais observadas. A descontinuidade do aumento da biomassa em ilhas mais afastadas observada conjuntamente às características da pressão de pesca nas áreas NPP, reforçam esta idéia.

Estudos recentes apontam que a criação de áreas protegidas marinhas pode promover a recuperação de populações exploradas ao promover refúgio para espécies antes exploradas (Mumby et al. 2007; Mumby et al. 2006; Kelly et al. 2000). Com o aumento da abundância da ictiofauna, por exemplo, cresce também a taxa de herbivoria, resultado do aumento do número e tamanho dos indivíduos herbívoros e onívoros. Desta forma, a simples limitação da pesca dentro da Rebio poderia estar provocando alterações em suas comunidades fitobênticas, fenômeno já descrito para outros ambientes (Burkepile & Hay 2006). Nas áreas da Rebio observou-se o predomínio de espécies calcificadas, como *Haliptlon* sp. e *Amphiroa* sp., que apresentam baixa palatabilidade e são menos predadas (Hay 1986), enquanto que nas áreas NPP observou-se o predomínio de espécies mais palatáveis como *Sargassum* spp., *Canistrocarpus cervicornes* e *Codium intertextum*.

O aumento da herbivoria no interior da Rebio é reflexo da pesca industrial de larga escala, que mesmo não ocorrendo dentro dos limites da Rebio, seus efeitos são manifestados em toda a região (Halpern et al. 2008). A ausência de grandes carnívoros como os tubarões, interfere no controle top-down (Chapman et al. 2006) favorecendo o aumento da abundância de herbívoros. Esses grandes predadores estiveram presentes na área em questão até o final do século passado (Souza 2000), entretanto não são mais avistados atualmente. Mudanças da estrutura de comunidades dominadas por macroalgas podem provocar efeitos negativos diversos que vão além da perda de alternativas alimentares e produção de oxigênio. A diminuição da biomassa de *Sargassum* spp. nas áreas da Rebio ao longo de 5 anos por exemplo, representa além a diminuição da disponibilidade deste recurso como fonte alimentar, a diminuição da complexidade do habitat (Fonseca 1998), uma vez que este táxon é um importante formador de

habitats em costões rochosos, sua exclusão pode afetar outros organismos da biota costeira seja bentônica ou vágil (Wikström 2007).

As perdas de diversidade marinha são maiores na região costeira em função dos usos conflitantes destas áreas (Gray 1997). Segundo Burkepile e Hay (2006), o carreamento de nutrientes de origem antropogênica e a herbivoria excessiva estão mudando as forças top-down e bottom-up dos ecossistemas. Ambos os distúrbios afetam significativamente a abundância dos produtores primários e interagem de forma a aumentar os efeitos do enriquecimento por nutrientes quando na ausência de herbívoros (Burkepile e Hay 2006).

O aumento dos impactos derivados da urbanização e a proteção estabelecida pela Rebio produziram variações ambientais que se manifestaram na estrutura das comunidades fitobênticas tanto ao longo do tempo, como espacialmente. Por serem sensíveis a variações cumulativas físico/químicas e biológicas do ambiente estes organismos proporcionam grande fonte de informações sobre estas alterações antes mesmo de afetar a sequência da cadeia trófica. Os resultados encontrados para EEI, apesar de simples corroboram com os padrões observados para os descritores de biomassa, se apresentando como bons marcadores da qualidade ambiental, uma ferramenta interessante para comparar a qualidade ambiental, seja temporal ou espacialmente, de uma determinada área e não exclusivamente determinar a qualidade ecológica desta como boa ou ruim.

#### CONSIDERAÇÕES SOBRE A PROTEÇÃO DA RESERVA BIOLÓGICA DO ARVOREDO

A efetividade de Unidades de Conservação Marinhas depende de uma série de fatores que vai muito além da eficiência da fiscalização de suas áreas. A proteção de áreas marinhas é somente uma parte da estratégia de conservação necessária, pois o plano de manejo de uma destas Unidades de Conservação deve ser integrado ao processo gerenciamento costeiro regional, fomentando ações em todas as bacias hidrográficas que drenem para a respectiva região (Gray 1997).

O estudo de caso da Rebio do Arvoredo destaca a impossibilidade da manutenção de comunidades em uma área dita protegida, mas obviamente afetada por atividades urbanas crescentes. Os investimentos em manutenção e fiscalização nestas áreas serão sempre insuficientes se medidas para a redução de influências da região costeira adjacente não forem

tomadas. Como observado neste estudo de caso, os efeitos da alteração da transparência da água por influência antrópica parece sobrepassar os resultados esperados da proteção do ambiente em questão, principalmente em ilhas mais próximas à costa. Balmford et al. (2004) estimaram os custos da trama global formada pelas Áreas Marinhas Protegidas (AMP) em valores da ordem de 6 dígitos por ano. Apesar deste valor aparentemente alto, ainda é menor que os incentivos governamentais à impactante pesca industrial. Os autores destacam que apesar de tamanho investimento, o retorno financeiro em função da proteção destas áreas seria substancial. O contínuo manejo de áreas marinhas tende a aumentar a sustentabilidade dos recursos protegidos, garantindo a captura marinha global, que atualmente foi estimada em \$70-80 bilhões/ano, além da manutenção de empregos de tempo integral para a proteção das AMPs e áreas de entorno (Balmford et al 2004).

Desta forma, esforços em relação à fiscalização devem continuar sendo fortemente incentivados, visto que a pesca ilegal é sem dúvida uma prática que traz consigo inúmeras alterações a toda biota costeira. No entanto, considerando que o tratamento e o descarte em áreas adequadas dos efluentes urbanos possibilita a recuperação de populações chaves (Oliveira & Qi 2003), deve-se investir também em um ordenamento da ocupação dos ambientes costeiros, principalmente em países do terceiro mundo onde as limitações sanitárias são maiores, pois a simples demarcação de UCs não garante a viabilidade destas áreas nomeadas como “protegidas”.

#### AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pelo suporte financeiro por meio do projeto Ilhas do Sul (Processo 475367/2006-5) e à CAPES pela bolsa de mestrado. Agradeço também ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis pela concessão da licença: IBAMA nº, 089/2007.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agardy, T., 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution* 9(7): 267–270.
- Agardy, T., 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57: 761–765.
- Airoidi, L., 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology* 79(8): 2759-2770.
- Airoidi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 41: 161–236.
- Airoidi, L., Cinelli, F., 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 215:269-288.
- Amaral, A.C.Z., Jablonski, S., 2005. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. *Special Section Conservation Biology* 19(3):625-631.
- Araújo, C.E.S., Franco, D., Melo, E., Pimenta, F.M., 2003. Wave Regime Characteristics of the Southern Brazilian Coast. In: *Sixth International Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries*, Colombo, Sri Lanka. *Proceedings of the Sixth International Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries, COPEDEC VI* 1(97):1-15.
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin* 55: 104-113.
- Ballesteros, E., Pinedo, S., Arévalo, R., 2007. Comments on the development of new macroalgal indices to assess water quality within the Mediterranean Sea: A reply. *Marine Pollution Bulletin* 54(5): 628-630.
- Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C.J., Roberts, C.M., 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(26):9694-9697.
- Barletta, R.C., 2006. Teste e aplicação de modelos parabólicos de refração-difração com ênfase na propagação de ondas sobre parciais. Tese de Doutorado (Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 137f.
- Bellgrove, A., Clayton, M.N., Quinn, G.P., 1997. Effects of secondarily treated sewage effluent on intertidal macroalgal recruitment processes. *Marine and Freshwater Research* 48:137–146.
- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoidi, L., Relini, G., Cinelli, F., 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* 214:137–150.

- Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100-1114.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46: 835-845.
- Brito, M.C.W., 2000. Unidades de Conservação: intenções e resultados. Ed. Annablume - comunicação, São Paulo.
- Burkpile, D.E., Hay, M.E., 2006. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87(12):3128-3139.
- Castro, B.M., Miranda, L.B., 1998 Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S. In: Robinson AR, Brink KH (Eds.) *In the sea*. pp.209-249.
- Chapman, D.D.F., Pikitch, E.K., Babcock, E.A., 2006. Marine parks need sharks? *Science Letters* 312: 526-527.
- Cordeiro-Marino, M., 1978. Rodófitas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina. *Rickia* 7:1-243.
- Ehler, C., Watson, L., Max, L., Bunce, L., 2002. Developing indicators of marine protected area management effectiveness. *Reef Encounter* 31:39.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology* 33(3):241-249.
- Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E., Williams, D.M., 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 51:384-398.
- Fong, P., Boyera, K.E., Zedler, J.B., 1998. Developing an indicator of nutrient enrichment in coastal estuaries and lagoons using tissue nitrogen content of the opportunistic alga, *Enteromorpha intestinalis* (L. Link) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 231:63-79.
- Fonseca, A.C., 1998. Estudos sucessionais em uma comunidade dominada por *Sargassum furcatum* Kutzing, na região de Búzios, RJ. Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha). Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Gorostiaga, J.M., Díez, I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). *Marine Ecology Progress Series* 130:157-167.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Verlag Chemie, Weinheim. 419p.
- Gray, J.S., 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 6: 153-175.

- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319(5865):948-952.
- Halpern, B.S., Warner, R.R., 2003. Review Paper: Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 270: 1871–1878.
- Harborne, A.R., Mumby, P.J., Kappel, C.V., Dahlgren, C.P., Micheli, F., Holmes, K.E., Sanchirico, J.N., Broad, K., Elliott, I.A., Brumbaugh, D.R., 2008. Reserve effects and natural variation in coral reef communities. *Journal of Applied Ecology* 45:1010–1018.
- Harborne, A.R., Mumby, P.J., Kappel, C.V., Dahlgren, C.P., Micheli, F., Holmes, K.E., Brumbaugh, D.R., 2008. Tropical coastal habitats as surrogates of fish community structure, grazing, and fisheries value. *Ecological Applications* 18(7): 1689–1701.
- Hay, M.E., 1996. Marine chemical ecology: what's known and what's next? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 200:103-134.
- Hockings, M., Stolton, S., Dudley, N., 2000 Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas. IUCN World Commission on Protected Areas Best Practice Protected Area Guidelines. Series no. 6.
- Horta, P.A., 2000. Macroalgas do infralitoral do sul e sudeste do Brasil: taxonomia e biogeografia. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 301f.
- Horta, P.A., Amancio, E., Coimbra, C.S., Oliveira, E.C., 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea* 28: 243-265.
- Horta, P.A., Salles, J.P., Bouzon, J.L., Scherner, F., Cabral, D.Q., Bouzon, Z.L., 2008. Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil – implicações para a conservação. *Oecologia Brasiliensis* 12(1): 03-05.
- Hyslop, B.T., Davies, M.S., 1998. Evidence for abrasion and enhanced growth of *Ulva lactuca* L. in the presence of colliery waste particles. *Environmental Pollution* 101:117–121.
- IBGE – Censo Demográfico (<http://www.ibge.gov.br/>). Acessado em Junho de 2009.
- Jameson, S.C., Erdmann, M.V., Gibson, G.R. Jr, Potts, K.W., 1998. Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. USEPA, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division, Washington, DC.
- Jameson, S.C., Tupper, M.H., Ridley, J.M., 2002. The three screen doors: can marine “protected” areas be effective? *Marine Pollution Bulletin* 44:1177–1183.
- Joly, A.B., 1965. Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. *Bol. Faculdade de Filosofia e Ciências da Universidade de São Paulo* 21:1-393.
- Jones, G.P., Cole, R., Battershill, C.N., 1993. Marine Reserves: Do they work? In: “The Ecology of Temperate Reefs: Proceedings of the Second International Temperate Reef Symposium, Auckland”, pp. 29-45. NIWA Publications, Wellington.
- Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A., Revilla, J.A., 2007. Macroalgae, a suitable indicator of the

- ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators* 8(4):351-359.
- Kelly, S., Scott, D., MacDiarmid, A.B., Babcock, R.C., 2000. Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biological Conservation* 92(3): 359-369.
- Kirby, J.T., Özkan, H.T., 1994. Combined Refraction/Diffraction model for spectral wave conditions. Documentation and User's Manual. Dept. of Civil Engr., University of Delaware, report n°. CACR-92-06. 128 p.
- Kohler, K.E., Gill, S.M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* 32(9): 1259-1269.
- Littler, M.M., Arnold, K.E., 1982. Primary productivity of marine macroalgal functional-form groups from southwestern North America. *Journal of Phycology* 18:307-11.
- Littler, M.M., Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology* 30:277-29.
- Littler, M.M., Littler, D.S., Taylor, P.R., 1983. Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional-form groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology* 19:229-237.
- Loch, C., Santiago, A., Walkowski, M., 2008. O Plano Diretor como estratégia de organização espacial e planejamento turístico de Florianópolis/SC. *Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo* 2(2):64-83.
- Lubchenco, J., Palumbi, S.R., Gaines, S.D., Andelman, S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13(1): S3-S7.
- Lyngby, J.E., Mortensen, S., Ahrensberg, N., 1999. Bioassessment techniques for monitoring of eutrophication and nutrient limitation in coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 39(1-12): 212-223.
- McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., Calnan, J., Macneil, M.A., 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in Coral Reef Marine Protected Areas in Kenya. *Ecological Applications* 17(4) 1055-1067.
- Mora, C., Andrèfouët, S., Costello, M.J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K.J., Myers, R.A., 2006. Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas. *Science* 312 (5781), 1750.
- Mora, C., Andrèfouët, S., Costello, M.J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K.J., Myers, R.A., 2006. Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas. *Science* 312 (5781), 1750-1751.
- Morelli, F., 1997. Dinâmica de nutrientes inorgânicos na enseada de Camboriú, Balneário Camboriú, SC. Monografia (Faculdade de Ciências do Mar). Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí. 82f.
- Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Kappel, C.V., Michelim, F., Brumbaugh, D.R., Holmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch, K., Box, S., Stoffle, R.W., Gill, A.B., 2006. Fishing, Trophic Cascades, and the Process of Grazing on Coral Reefs.

Science 311 : 98.

- Mumby, P.J., Harborne, A.R., Williams, J., Kappel, C.V., Brumbaugh, D.R., Micheli, F., Holmes, K.E., Dahlgren, C.P., Paris, C.B., Blackwell, P.G., 2007. Trophic cascade facilitates coral recruitment in a marine reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 8362-8367.
- Odebrecht, C., Caruso, F., 1987. Hidrografia e matéria particulada em suspensão na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Revista Atlântica*, Rio Grande, 9(1): 83-104.
- Oliveira, E.C., Qi, Y., 2003. Decadal changes in a polluted bay as seen from its seaweed flora: the case of Santos Bay in Brazil. *Ambio* 32(6): 403-405.
- Orfanidis, S., 2007. Comments on the development of new macroalgal indices to assess water quality within the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 54(5):626-627.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2(2):45-65.
- Ouriques, L.C., 1997. Feofíceas do litoral do Estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 254f.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689-695.
- Pedersén, M., Snoeijs, P., 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. *Hydrobiologia* 459:83-102.
- Prates, A.P.L., 2003. Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1ª ed., vol. 1, 177 p.
- Riul, P., Lacouth, P., Pagliosa, P.R., Christoffersen, M.L., Horta, P.A., 2009. Rhodolith beds at the easternmost extreme of South America: Community structure of an endangered environment. *Aquatic Botany* 90(4): 315-320.
- Roberts, C.M., Polunin, N.V.C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91.
- Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., McAllister, D.E., Mittermeier, C.G., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T.B., 2002. Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science* 295(5558): 1280-1284.
- Rudd, M.A., Danylchuk, A.J., Gore, S.A., Tupper, M.H., 2001. Are marine protected areas in the Turks and Caicos Islands ecologically or economically valuable? In: *Proceedings of the International Conference on the Economics of Marine Protected Areas Fisheries Center Research Reports* 9(8): 198-245.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 2003. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of predatory fish, 1983-2000. *Ecological Applications* 13(6): 1553-1565.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 2004. Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* 138(4): 622-627.

- Santos, D.P., 1983. Clorofíceas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade de São Paulo, 166 pp.
- Smith, S.V., Swaney, D.P., Talaue-McManus, L., Bartley, J.D., Sandhei, P.T., McLaughlin, C.J., Dupra, V.C., Crossland, C.J., Buddemeier, R.W., Maxwell, B.A., Wulff, F., 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience* 53(3):235-245.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research Environmental science and pollution research* 10(2):126-139.
- Souza, C.H.S., 2000. O Homem da Ilha e os Pioneiros da Caça Submarina. Ed. Dehon, Tubarão, Santa Catarina. 2ª Ed. 352p.
- Squera, J.R., 2006. Índices de ocupação de praias e densidade populacional: o caso da ilha de Santa Catarina/SC. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Taouil, A., Yoneshigue-Valentin, Y., 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). *Revista brasileira Botânica* 25(4):405-412.
- Temme, B., Klein, A.H.F., Carvalho, J.L.B., Diehl, F.L., 1997. Morphologic behaviour of Balneário Camboriú beach, Santa Catarina - Brazil: preliminary results. In: *Notas Técnicas da Faculdade de Ciências do Mar, Itajaí* 1: 49-65.
- Wheeler, P.A., Björnsäter, B.R., 1992. Seasonal fluctuations in tissue nitrogen, phosphorus, and N:P for five macroalgal species common to the Pacific northwest coast. *Journal of Phycology* 28: 1-6.
- Wikström, S.A., Kautsky, L., 2007. Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72(1-2):168-176.
- World Database on Protected Areas (WDPA), a joint project of UNEP and IUCN, managed by UNEP-World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), 2009. (Disponível em <<http://www.wdpa-marine.org>>)
- Worm, B., Lotze, H.K., 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and oceanography* 51(11): 569-579.

## ANEXOS

## ANEXO I. Banco de dados CPc: códigos e classes/espécies

Tabela 1: Lista de códigos das classes/espécies utilizadas como banco de dados adaptado para o programa CPc 3.6 (*Coral Point Count with Excel extensions*, Kolcker & Gill 2006).

Grupos	Código	Classes/espécies
(SPO) Porifera	(SPON)	Esponja
(HYD) Hydrozoa	(HYDP)	Hydrozoa forma de pena
	(HYDO)	Outro Hydrozoa
(ANT) Anthozoa	(ANM)	Anêmona
	(PAL)	Palythoa
	(PPAL)	Protopalythoa
	(OCTC)	Octocoral
	(GORG)	Gorgonia
	(ANTO)	Outro Anthozoa
(CIR) Cirripedia	(CRA)	Craca
(ASC) Ascidia	(ASCB)	Ascidia branca pequena
	(ASCO)	Outras Ascidias
(BRY) Bryozoa	(BRYI)	Bryozoa incrustante laranja
	(BRYT)	Bryozoa fronde transparente
	(BRYO)	Outro Bryozoa
(ECH) Echinodermata	(EST)	Estrela laranja
	(OURP)	Ouriço preto
	(OURB)	Ouriço branco
	(OUPB)	Ouriço preto ponta branca
	(ECHO)	Outro Equinodermata
(MCR) Macroalgas coriáceas	(SARF)	<i>Sargassum furcatum</i>
	(SARG)	<i>Sargassum</i> sp.
	(LOB)	<i>Lobophora variegata</i>
	(PEYC)	<i>Peyssonelia capensis</i>
	(SPT)	<i>Spatoglossum shroederi</i>
	(PAD)	<i>Padina gymnospora</i>
	(BRYT)	<i>Bryothamnion seatiforti</i>
	(DICH)	<i>Dichotomaria marginata</i>
(MCRO)	Outra Macroalga coriácea	
(MCT) Macroalgas corticadas	(LAU)	<i>Laurencia</i> sp.
	(GFLO)	<i>Gelidium floridano</i>
	(PTR)	<i>Pterocladia capillacea</i>
	(GLPS)	<i>Gelidiopsis variabilis</i>
	(RHOD)	<i>Rhodymenia delicatula</i>
	(RHOP)	<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>
	(HYPM)	<i>Hypnea muscifomes</i>
	(HYPS)	<i>Hypnea spinella</i>
	(ROSI)	<i>Rosevingea intricata</i>
	(CHON)	<i>Chondria curvilineata</i>
(CHOS)	<i>Chondria</i> sp.	



(cont.) Grupos		Classes/espécies	
(MCT) Macroalgas corticadas	(COD)	<i>Codium</i> spp.	
	(GLOY)	<i>Gloiocladia yioensis</i>	
	(MCTO)	Outra Macroalga corticada	
(MFC) Macroalgas foliáceas	(DICC)	<i>Canistrocarpus cervicornis</i>	
	(DICT)	<i>Dictyota</i> sp.	
	(DICP)	<i>Dictyopteris</i> sp.	
	(MFCO)	Outra Macroalga foliácea	
	(MFL) Macroalgas filamentosas	(BRPN)	<i>Bryopsis pennata</i>
	(CLAD)	<i>Cladophora</i> sp.	
	(ASPT)	<i>Asparagosis taxiformis</i>	
	(CHAM)	<i>Champia</i> sp.	
	(MFLO)	Outra Macroalga filamentosa	
(MCA) Macroalgas articuladas calcárias	(JANA)	<i>Jania adhaerens</i>	
	(COR)	<i>Coralina</i> sp.	
	(AMP)	<i>Amphiroa</i> sp.	
	(HALP)	<i>Haliptilon cubensis</i>	
(MCA) Macroalgas articuladas calcárias	(ATH)	<i>Athrocardia</i> sp.	
	(GALX)	<i>Galaxaura</i> sp.	
	(MCAO)	Outra Macroalga calcária articulada	
(MC) Macroalgas crostosas	(PEY)	<i>Peyssonelia</i> sp.	
	(CLP)	<i>Colpomenia sinuosa</i>	
	(CC)	Calcárias não articulada	
	(MESO)	<i>Mesophyllum</i> sp.	
	(CDIX)	<i>Codium intertextum</i>	
	(OMC)	Outra Macroalga crostosa	
(TURF) Turf	(PAR)	Paranho_massa de microalgas	
	(TFL)	Turf dominado por filamentosas	
	(TCC)	Turf dominado por calcárias	
(SPR) Areia, cascalho	(CA)	cascalho e ou areia	
(U) Desconhecido	(UNK)	Desconhecido	
(TWS) Sombra, cabo, moldura	(TAPE)	fita do transecto	
	(WAND)	moldura do quadrado	
	(SHAD)	sombra	

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA, ANEXO I

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

## ANEXO II. ESGI e ESGII

Tabela 1: Grupos de condição ecológica (ESGs, Orfanidis et al. 2001) e respectivos grupos morfofuncionais\* para as macroalgas, suas características e gêneros considerados para ESGI (dominantes em ambientes prístinos) e ESGII (dominantes em ambientes degradados).

Grupo morfofuncional	Morfologia externa	Anatomia interna	Textura	Gêneros considerados
<b>ESGI</b>				
Microalgas	Unicelulares, com ou sem tubos de mucilagem		Massa mucilaginosa	Diatomáceas e cianobactérias: <i>Nitzschia</i> , <i>Lyngbia</i> , <i>Spirulina</i> , <i>Phormidium roseum</i>
Foliosa	Tubular-fina e em forma de folha	Não-corticada, uma ou várias células	Macia	<i>Ulva</i> , <i>Dictyota</i> , <i>Canistrocarpus</i>
Filamentosa ou ramificadas finas	Delicadamente ramificada (filamentosa)	Unisseriada, multisseriada ou levemente corticada	Macia	<i>Centroceras</i> , <i>Spyridia</i> , <i>Cladophora</i> , <i>Ceramium</i>
Turf filamentoso	Nuvem de organismos unicelulares, tapete de filamentosas, ou emaranhadas a algas corticadas			Composição variada
<b>ESGII</b>				
Ramificada-corticada	Robusta, ramificada, ereta	Corticada	Carnosa	<i>Laurencia</i> , <i>Gelidium</i> , <i>Hypnea</i> , <i>Gloiocladia</i>
Coriácea	Lâminas e/ou ramos grossos, fortemente corticados	Diferenciada, densamente corticada, paredes grossas	Coriácea, “emborrachada”	<i>Sargassum</i> , <i>Lobophora</i> , <i>Padina</i> , <i>Spatoglossum</i>
Calcária articulada	Calcária articulada, ereta	Calcificada, geniculada, intergenículos flexíveis com fileiras de células paralelas	Dura petrúcea	<i>Haliptilon</i> , <i>Amphiroa</i> , <i>Jania</i> , <i>Galarauxa</i> , <i>Coralina</i>
Crostosa	Epilítica, prostrada, encrustante	Fileiras de células calcificadas ou não	Dura, grosseira	<i>Mesophyllum</i> , <i>Codium intertextum</i> , <i>Peyssonelia</i>
Turf calcário	Emaranhado de algas calcárias articuladas			Composição variada

\* adaptada de Littler *et al* (1983).

**Tabela 2: Estimativas do índice de avaliação ecológica (*ecological evaluation index* - EEI) e classes da condição ecológica (ESCs) equivalentes da abundância de todos os grupos de estado ecológico (ESG) de acordo com o proposto por Orfanidis et al. (2001).**

Cobertura média de ESGI (%)	Cobertura média de ESGII (%)	ESC	EEI	Intervalos para a escala espacial de EEI e ESCs equivalentes
0-30	0-30	Moderado	6	$\leq 6$ a $4 =$ moderado
	>30-60	Baixo	4	$\leq 4$ a $>2 =$ baixo
	>60	Ruim	2	$2 =$ ruim
>30-60	0-30	Bom	8	$\leq 8$ a $> 6 =$ bom
	>30-60	Moderado	6	$\leq 6$ a $>4 =$ moderado
	>60	Baixo	4	$\leq 4$ a $>2 =$ baixo
>60	0-30	Alto	10	$\leq 10$ a $>8 =$ alto
	>30-60	Bom	8	$\leq 8$ a $>6 =$ bom
	>60	Moderado	6	$\leq 6$ a $>4 =$ moderado

#### REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA, ANEXO II

Littler MM, Littler DS, Taylor PR (1983) Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional-form groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology*, 19:229-237.

Orfanidis S; Panayotidis P; Stamatis N (2001) Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2(2):45-65.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)