



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

ANDERSON DOMENIQUE FARIA DE SÁ

**MACROALGAS BENTÔNICAS DA BAÍA DO ESPÍRITO SANTO E ADJACÊNCIAS:
DISTRIBUIÇÃO, CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS E INFLUÊNCIA DO MINÉRIO
DE FERRO PARTICULADO**

Rio de Janeiro, RJ

2011

ANDERSON DOMENIQUE FARIA DE SÁ

**MACROALGAS BENTÔNICAS DA BAÍA DO ESPÍRITO SANTO E ADJACÊNCIAS: DISTRIBUIÇÃO,
CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS E INFLUÊNCIA DO MINÉRIO DE FERRO PARTICULADO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental), Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental)

ORIENTADORA: Cristina Aparecida Gomes Nassar

Rio de Janeiro, RJ

Fevereiro/2011

Sá, Anderson Dominique Faria de.

Macroalgas bentônicas da Baía do Espírito Santo e adjacências: Distribuição, concentração de metais pesados e influência do minério de ferro particulado / Anderson Dominique Faria de Sá. – Rio de Janeiro, 2011.

83 f.

Dissertação de Mestrado (Programa de Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola Politécnica e Escola de Química, 2011.

Orientador: Dr^a Cristina Aparecida Gomes Nassar

1. Biomonitoramento 2. Macroalgas 3. Baía do Espírito Santo 4. Comunidades Marinhas. I. Nassar, Cristina (Orientadora). II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. III. Macroalgas bentônicas da Baía do Espírito Santo e adjacências: Distribuição, concentração de metais pesados e influência do minério de ferro particulado.

ANDERSON DOMENIQUE FARIA DE SÁ

**MACROALGAS BENTÔNICAS DA BAÍA DO ESPÍRITO SANTO E ADJACÊNCIAS: DISTRIBUIÇÃO,
CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS E INFLUÊNCIA DO MINÉRIO DE FERRO PARTICULADO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental), Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental)

Aprovada em

D. Sc. Cristina Aparecida Gomes Nassar
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Orientadora)

D. Sc. Sérgio Luiz da Costa Bonecker
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Membro Interno)

D. Sc. Juacyara Carbonelli Campos
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola de Química (Membro Interno)

D. Sc. Yocie Yoneshigue-Valentin
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Membro Externo)

RESUMO

SÁ, Anderson Dominique Faria. Macroalgas bentônicas da Baía do Espírito Santo e adjacências: Distribuição, concentração de metais pesados e influência do minério de ferro particulado. Rio de Janeiro, 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

Estudos das comunidades marinhas bentônicas são importantes como instrumentos de monitoramento ambiental de áreas marinhas que podem sofrer interferências antropogênicas. Este estudo teve como objetivo principal caracterizar as macroalgas marinhas bentônicas como bioindicadores e/ou biomonitores da qualidade ambiental na Baía do Espírito Santo e adjacências, com base em dados qualitativos (riqueza de espécies) e quantitativos (abundância relativa, concentração de metais pesados em *Ulva lactuca* e no sedimento e taxa de crescimento relativo de oito espécies). As coletas e observações foram realizadas no inverno de 2009 e no verão de 2010, em 11 pontos na Baía do Espírito Santo, um ao sul (Praia da Costa) e outro ao norte da baía (Praia de Carapebus). Foram identificadas na região eulitorânea 83 espécies de macroalgas bentônicas, entre essas, *Ceramium filicula*, *Champia taironensis*, *Boodleopsis vaucherioidea* e *Cladophora brasiliiana* foram pela primeira vez citadas para o estado do ES. As análises de agrupamento, baseadas nos resultados de abundância relativa, forneceram três grandes grupos diferenciados pelo tipo de substrato: Formação barreira caracterizado pela maior abundância do táxon calcária articulada ($78\% \pm 9,3$), Costão rochoso caracterizado pela maior abundância dos táxons *Sargassum* spp ($36,1\% \pm 20,7$) e calcária articulada ($35,7\% \pm 16,2$) e Píer (matações sobrepostos) caracterizado pela maior abundância dos táxons *Caulerpa* spp ($25,4\% \pm 18,9$), *Grateloupia* spp ($21,9\% \pm 8,5$) e *Chondracanthus* spp ($16,8\% \pm 17,4$). Os valores médios das concentrações dos metais nas amostras de *U. lactuca*

foram: Fe > Mn > Al > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. Já nas amostras de sedimento a sequência foi: Fe > Al > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Cd. No experimento de crescimento das algas *in vitro* foi observado que após quatro semanas de cultivo, todas as espécies apresentaram maior taxa de crescimento relativo no grupo controle. As espécies *C. isthmocladum*, *D. marginata* e *U. lactuca* foram as mais influenciadas pelo minério de ferro particulado no meio de cultura (10,0mL/L). Dentre as macroalgas estudadas, algumas podem ser utilizadas como bioindicadores e/ou biomonitores (calcárias articuladas, *Sargassum* spp, *Caulerpa* spp, *Grateloupia* spp e *Chondracanthus* spp, pois influenciaram a distribuição espacial dos grupos de macroalgas, baseado no tipo de substrato. A espécie *U. lactuca* além de estar presente em todos os pontos, acumulou concentrações diferenciadas de todos os metais pesados, o que a caracteriza como biomonitor acumulativo adequado para a região.

Palavras-chave: Baía do Espírito Santo. Comunidades Marinhas Bentônicas. Macroalgas. Biomonitoramento.

ABSTRACT

SÁ, Anderson Dominique Faria. Macroalgas bentônicas da Baía do Espírito Santo e adjacências: Distribuição, concentração de metais pesados e influência do minério de ferro particulado. Rio de Janeiro, 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

Studies of marine benthic communities are important tools for environmental monitoring of marine areas that may suffer anthropogenic interference. This study aimed to characterize the marine benthic macroalgae as bioindicators and/or biomonitors of environmental quality in the Espírito Santo Bay and adjacent area based on qualitative (richness of species) and quantitative data (relative abundance, concentration of heavy metals in *Ulva lactuca* and sediment and relative growth rate of 8 species). Collections and observations were conducted in winter of 2009 and summer of 2010 at 11 sites located in the Espírito Santo Bay, one site at south (Costa Beach) and one site at the north of the bay (Carapebus Beach). Eighty three species were identified at the fringe of the sublittoral zone, among them *Ceramium filicula*, *Champia taironensis*, *Boodleopsis vaucheroidea* and *Cladophora brasiliiana* were for the first time coted for the state. Cluster analysis based on the results of relative abundance provided three large groups, distinguished by the type of substrate: "Formação barreiras" - calcareous articulated taxa (78% \pm 9,3); Rocky shore - *Sargassum* spp (36,1% \pm 20,7) and calcareous articulated (35,7% \pm 16,2); Pier (overlapping boulders) - *Caulerpa* spp (25,4% \pm 18,9), *Grateloupia* spp (21,9% \pm 8,5) and *Chondracanthus* spp (16,8% \pm 17,4). The average values of heavy metal concentrations on samples of *U. lactuca* obeyed the following sequence: Fe > Mn > Al > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. At the sediment samples the sequence was: Fe >

Al > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Cd. At the algal growth *in vitro* experiment, after four weeks of culture, all species had higher relative growth rate in the control group. The species *C. isthmocladum*, *D. marginata* e *U. lactuca* were influenced by the iron ore particles in the culture medium (10,0mL/L). Among the macroalgae studied, some can be used as bioindicators and/or biomonitors (calcareous articulated, *Sargassum* spp, *Caulerpa* spp, *Grateloupia* spp, *Chondracanthus* spp, because they influenced the spatial distribution of macroalgae groups based on the substrate type. The species *U. lactuca* besides being present at all points, accumulated different concentrations of all heavy metals characterizing it as appropriate accumulative biomonitor for the region.

Key words: Espirito Santo Bay. Benthic marine communities. Seaweeds. Biomonitoring.

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
Figura 1	- Localização dos pontos de coleta na Baía do Espírito Santo e adjacências.....	20
Figura 2	- Fotos dos pontos de estudo (A - Praia da Costa; B - Praia de Carapebus; C - Ilha do Boi 1; D - Ilha do Boi 2; E - Ilha do Frade 1; F - Ilha do Frade 2).....	22
Figura 3	- Fotos dos pontos de estudo (A - Píer 1; B - Píer 2; C - Píer 3; D - Camburi 1; E - Camburi 2; F - Camburi 3; G - Camburi 4).....	23
Figura 4	- Conjunto de peneiras sobrepostas para a análise granulométrica do sedimento.....	27
Figura 5	- Placas de Petri mostrando as classes de sedimento após a seleção em peneiras.....	27
Figura 6	- Aspecto geral das algas utilizadas no experimento.....	30
Figura 7	- Frascos contendo as algas utilizadas no experimento.....	31
Figura 8	- Temperatura (°C) da água nos pontos de estudo na Baía do Espírito Santo e adjacências.....	33
Figura 9	- Salinidade da água nos pontos de estudo na Baía do Espírito Santo e adjacências.....	34
Figura 10	- Granulometria do sedimento dos pontos de estudo nas duas épocas do ano na Baía do Espírito Santo e adjacências.....	35
Figura 11	- Número de espécies por ponto de estudo nas duas épocas do ano.....	37
Figura 12	- Análise de agrupamento entre os pontos de estudo no inverno (i) e no verão (v), baseada na porcentagem de cobertura das macroalgas.....	38
Figura 13	- Média e Desvio-padrão da cobertura (%) das espécies que mais contribuíram para a formação dos grupos na análise de agrupamento por ponto de coleta.....	40
Figura 14	- Análise de escalonamento multidimensional (MDS) dos pontos de estudo.....	41
Figura 15	- Valores de Diversidade de <i>Shannon-Wiener</i> (H') para cada ponto de estudo.....	42
Figura 16	- Valores de Equitabilidade de <i>Pielou</i> (J') para cada ponto de estudo.....	42
Figura 17	- Média e desvio padrão do peso úmido das macroalgas durante o experimento.....	47

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 - Posicionamento geográfico dos pontos de estudo.....	24
Tabela 2 - Valores médios do percentual de similaridade (SIMPER) dos fatores analisados.....	41
Tabela 3 - Valor médio e desvio padrão dos metais nas amostras ($\mu\text{g/g}$) da macroalga <i>Ulva lactuca</i> na Baía do Espírito Santo e adjacências...	44
Tabela 4 - Valor médio e desvio padrão dos metais nas amostras ($\mu\text{g/g}$) de sedimento na Baía do Espírito Santo e adjacências.....	45
Tabela 5 - Taxa de crescimento das macroalgas cultivadas com e sem a presença de minério de ferro particulado.....	48

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANOSIM	-	Análise de Similaridade
ANOVA	-	Análise de Variância
BES	-	Baía do Espírito Santo
CESAN	-	Companhia Espírito Santense de Saneamento
FAAS	-	Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Chama
GFAAS	-	Espectrofotômetro de Absorção Atômica em Forno de Grafite
IBGE	-	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDEIES	-	Instituto de Desenvolvimento Industrial do Espírito Santo
LIFic	-	Laboratório Integrado de Ficologia
MDS	-	Escalonamento Multidimensional
MMA	-	Ministério do Meio Ambiente
PIB	-	Produto Interno Bruto
SIMPER	-	Percentual de Similaridade
TCR	-	Taxa de Crescimento Relativo
UFRJ	-	Universidade Federal do Rio de Janeiro
WFD	-	Water Framework Directive

SUMÁRIO

	Pág.
▪ RESUMO	3
▪ ABSTRACT	5
▪ LISTA DE FIGURAS	7
▪ LISTA DE TABELAS	8
▪ LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	9
▪ SUMÁRIO	10
▪ AGRADECIMENTOS	11
1. INTRODUÇÃO	12
1.1 Revisão bibliográfica	13
2. OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	19
3. MATERIAS E MÉTODO	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Metodologia	24
3.2.1 Riqueza e abundância relativa das espécies	25
3.2.2 Aspectos físicos da água, granulometria e concentração de metais pesados	26
3.2.3 Experimento: crescimento das macroalgas <i>in vitro</i> sob a influência do minério de ferro particulado	29
3.3 Análise dos dados	32
4. RESULTADOS	33
4.1 Aspectos físicos da água e granulometria do sedimento	33
4.2 Riqueza de espécies	36
4.3 Abundância relativa	37
4.4 Concentrações de metais pesados	43
4.5 Avaliação do crescimento das macroalgas <i>in vitro</i> sob a influência do minério de ferro	46
5. DISCUSSÃO	49
5.1 Riqueza e abundância relativa das espécies	49
5.2 Concentração de metais pesados	54
5.3 Crescimento das macroalgas <i>in vitro</i> sob a influência do minério de ferro	60
6. CONCLUSÕES	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63
ANEXO A	77
ANEXO B	83

AGRADECIMENTOS

A Deus pelas bênçãos que tem derramado em minha vida;

À minha esposa Kelli, pela paciência e colaboração, não somente neste trabalho, mas em toda a minha formação acadêmica. Agradeço, também, pela dedicação e pelo amor durante todo tempo que estamos juntos e pela ajuda no trabalho de campo;

Aos meus Pais e demais familiares pela educação que me proporcionaram e pelo companheirismo e amizade;

À minha orientadora Prof^a D.Sc. Cristina Aparecida Gomes Nassar pelo profissionalismo, dedicação, paciência e sinceridade ao me conduzir na elaboração desta dissertação. Agradeço também, pela incansável disposição durante os trabalhos de campo e pela amizade cultivada durante esses anos de convívio;

À M.Sc. Gisa Eneida Marques Machado pela ajuda no trabalho de campo e na formatação das fotos, além da amizade;

As D. Sc. Maria Teresa de Menezes Széchy e D. Sc. Maria Beatriz de Barros Barreto pela ajuda na identificação das algas, empréstimo de bibliografias e pelo convívio durante todo o trabalho no Laboratório Integrado de Ficologia;

Aos D.Sc Lísia Gestinari, D.Sc Valéria Cassano e D.Sc Joel de Paula pela ajuda na identificação das algas;

A Elisa Rosa Seus e Nicolai Mirlean do Laboratório de Oceanografia Geológica da Universidade do Rio Grande pela análise dos metais pesados;

A todos os professores, funcionários e colegas do Programa de Engenharia Ambiental pelo convívio e pelos ensinamentos compartilhados;

Ao Casal Rodrigo da Silveira Pereira e Queli Alves Fontes Pereira pela estadia durante o trabalho de campo e, também, pela amizade e incentivo;

Aos estagiários e amigos do Laboratório Integrado de Ficologia (UFRJ) e do Laboratório de Cultivo e Fisiologia de Macroalgas Marinhas (UFRJ), pela ajuda e amizade;

Ao Laboratório de Zooplâncton (UFRJ) pelo empréstimo do conjunto de peneiras sobrepostas para a análise granulométrica do sedimento;

As Minerações Brasileiras Reunidas pelo fornecimento do minério de ferro particulado.

1. INTRODUÇÃO

Na zona costeira à alta concentração populacional torna os impactos ambientais evidentes não somente na paisagem, mas também, na pesca, alimentação e lazer. Esses impactos tornaram necessária a criação de parâmetros para manter a qualidade dos corpos d'água.

Diversos tipos de impactos ambientais podem ter como destino final a zona costeira tais como: lançamentos de efluentes industriais e sanitários sem nenhum tipo de tratamento, erosão devido à retirada da vegetação para construções e dragagens realizadas periodicamente em regiões portuárias, derramamento de produtos tóxicos e conseqüente acumulação desses elementos nos organismos, na água e no sedimento, escoamento superficial, entre outros. A poluição da zona costeira pode causar além do impacto ambiental, problemas na saúde humana, já que muitas pessoas usufruem de forma direta e/ou indireta dos produtos oriundos desse ambiente. Geralmente, o controle ambiental nessa zona é realizado através de avaliações dos organismos marinhos, entre eles as macroalgas. Sendo assim, o monitoramento ambiental é essencial para o controle e gestão do meio ambiente.

A Praia de Camburi, localizada no município de Vitória no Espírito Santo, possui uma rica diversidade de macroalgas que vem sofrendo com o progresso econômico da região – a produção industrial no Estado do Espírito Santo, no período de janeiro de 2009 a janeiro de 2010 registrou o maior crescimento (48,5%) do país (O Globo, 2010). Além disso, o aumento de aproximadamente 33 mil habitantes somente na cidade de Vitória nos últimos dez anos (IBGE, 2010) gera uma forte pressão sobre o meio ambiente.

O presente trabalho focou as macroalgas marinhas da região eulitorânea da Baía do Espírito Santo e adjacências. Dentre os aspectos abordados destaca-se a composição específica das macroalgas, a estrutura da comunidade, o acúmulo de metais pesados nas macroalgas e nos sedimentos próximos a elas, além do cultivo de algumas espécies de macroalgas sob a influência do minério de ferro particulado.

1.1 Revisão bibliográfica

As atividades antrópicas podem gerar forte estresse de natureza física, química e/ou biológica, que levam a mudanças da qualidade ambiental. Dessa forma, é amplamente reconhecida a necessidade de que as atividades potencialmente danosas sejam gerenciadas de forma a minimizar os riscos de danos ambientais e, ao mesmo tempo, assegurem o crescimento econômico e o progresso da sociedade. Por outro lado, a interação entre as atividades antrópicas e o meio ambiente é complexa e difícil de quantificar, não sendo fácil a obtenção do equilíbrio entre a proteção ambiental e o progresso tecnológico e econômico (Mariano, 2007).

A zona costeira brasileira possui 8.698 km de extensão e largura variável, contemplando ecossistemas contíguos em uma área de aproximadamente 324 mil km² e amplitude latitudinal de 4°N a 34°S. Essa faixa concentra quase um quarto da população do país, em torno de 36,5 milhões de pessoas abrigadas em cerca de 400 municípios, com densidade média de 121 habitantes/km², seis vezes superior à média nacional (20 habitantes/km²) (Lopes *et al.*, 2009).

O bioma denominado “zona costeira e marinha” é composto por diversos ecossistemas, entre eles: praias arenosas, restingas, costões rochosos, estuários, manguezais e recifes de corais, todos apresentando uma diversidade biológica única (MMA, 2009). Cada costão rochoso possui características próprias quanto aos fatores físicos e biológicos, que resultam na estrutura diferenciada de suas comunidades bentônicas (Coutinho & Zalmon, 2009).

Uma vez que a maioria dos grandes centros urbanos está localizada em regiões costeiras, e geralmente próximos a baías e estuários, estas regiões são uma das mais vulneráveis ao impacto ambiental. Os ambientes aquáticos são verdadeiros sorvedouros dos subprodutos gerados pelas atividades humanas e recebem, de forma direta ou indireta, uma grande variedade de poluentes, rejeitos urbanos, agrícolas e industriais (Marques Jr. *et al.*, 2009). Dessa forma, os organismos dessas regiões são, frequentemente, expostos à poluição por metais e ao enriquecimento por nutrientes (Lee & Wang, 2001; Jesus *et al.*, 2004).

O aumento das atividades portuárias e industriais, bem como a urbanização crescente nas últimas décadas, resulta em sérios problemas de poluição, afetando

negativamente os ecossistemas costeiros (Oliveira & Yaobin, 2003). A pressão sobre o meio ambiente pode ser expressa de diversas formas: perda e fragmentação de habitat; aumento da sedimentação; aumento da eutrofização dos corpos d'água e introdução de substâncias e espécies exóticas (Elliott & Jonge, 2002; Piazzini *et al.*, 2005; Széchy *et al.*, 2005; Scanlan *et al.*, 2007; Balata *et al.*, 2007; Cebrian & Ballesteros, 2010; Langston *et al.*, 2010).

Certas espécies da biota têm pré-requisitos específicos para sua sobrevivência e, portanto, desequilíbrios ecológicos resultam em flutuações na sua existência. A ocorrência de algumas espécies em uma determinada área pode indicar condições ambientais especiais e, por isso, são referidas como bioindicadores ou indicadores ecológicos, uma vez que indicam condições ambientais (Jamil, 2001). Comunidades de costões rochosos, por serem sésseis, são comumente empregadas em monitoramento ambiental. As macroalgas são consideradas indicadoras da qualidade biológica nos corpos de água costeira e de transição (Scanlan *et al.*, 2007), principalmente, por serem totalmente dependentes da água.

Segundo Conti (2008), o biomonitoramento pode ser realizado por organismos bioindicadores ou biomonitores. Os bioindicadores são comumente utilizados para identificação e determinação qualitativa de fatores ambientais gerados por atividades antrópicas. Já os biomonitores são organismos utilizados para determinação quantitativa de contaminantes e podem ser classificados como sensitivo ou acumulativo. Biomonitores sensitivos são baseados nos efeitos visíveis como mudanças morfológicas e comportamentais relacionadas com o ambiente ou aspectos físicos como alterações fotossintéticas ou atividades respiratórias. Biomonitores acumulativos têm a habilidade de armazenar contaminantes nos seus tecidos e são usados para integrar medições de concentração de cada contaminante no meio ambiente.

As macroalgas são amplamente utilizadas em estudos de caracterização e monitoramento ambientais de indústrias (CEPEMAR, 2008; ARACRUZ, 2009; ELETRONUCLEAR, 2009). Além da preocupação com as indústrias, o levantamento florístico das macroalgas foi utilizado para implementação efetiva do controle e gestão da água de lastro em países desenvolvidos – Programa GloBallast (Széchy *et al.*, 2005). Recentemente, com a autorização do cultivo da espécie exótica

Kappaphykus alvarezii em alguns trechos do litoral brasileiro, Ghilardi *et al.* (2008) e Castelar *et al.* (2009) propuseram um protocolo de monitoramento ambiental para a maricultura dessa alga.

A resposta dos organismos aos poluentes só pode ser avaliada através da medição de parâmetros biológicos, fisiológicos e bioquímicos (Jamil, 2001). A descrição da estrutura de comunidades das macroalgas deve levar em consideração aspectos qualitativos, como a composição de espécies (Taouil & Yoneshingue-Valentin, 2002), e aspectos quantitativos, como a abundância relativa destas espécies (WFD, 2000). A abundância relativa pode ser estimada pela densidade, biomassa ou cobertura (Matteucci & Colma, 1982). Puente e Juanes (2008) afirmam que a avaliação de campo, com base na cobertura dos táxons representativos, é uma alternativa confiável para a avaliação do *status* das macroalgas e, além disso, esse procedimento permite que a avaliação possa ocorrer em uma ampla escala espacial. Uma vez que mudanças na diversidade e/ou abundância nas comunidades de algas são observadas em ambientes impactados, esses organismos podem ser utilizados como indicadores de poluição (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 2001; Pinedo *et al.*, 2007; Tribollet & Vroom, 2007; Hewitt *et al.*, 2008; Marques Jr. *et al.*, 2009). Tais estudos tendem a ser dispendiosos e demandam muito tempo, tanto em termos de esforço amostral quanto nos procedimentos laboratoriais (Puente & Juanes, 2008).

As macroalgas são também, boas indicadoras de contaminação por metais pesados, devido a capacidade de acumularem esses elementos. As macroalgas coletadas em regiões urbanas apresentam altas concentrações de elementos como o Fe, Cu, Zn, Pb e Cd, devido ao aporte desses metais a partir do esgotamento sanitário, das atividades metalúrgicas e de curtumes, do uso de fertilizantes na agricultura e do refino de petróleo (Lee & Wang, 2001).

Os elementos químicos circulam na natureza, mas muitos desses elementos estão associados a compostos inorgânicos insolúveis. As atividades humanas podem potencializar a disponibilidade desses elementos, em formas químicas capazes de interagir com a biota. No caso dos metais, a acumulação nos organismos, depende de suas propriedades de persistência e não degradabilidade (Jamil, 2001).

Em altas concentrações, os metais pesados são tóxicos para as algas. Por outro lado, a ausência de metais conhecidos como nutrientes essenciais (Zn, Cu, Mn, Fe,

etc.) interrompe o desenvolvimento, pois afetam os processos bioquímicos e fisiológicos, inibindo a fotossíntese (Lobban & Harrison, 1997; Conti & Iacobucci, 2008).

É amplamente aceito que a absorção dos metais nas algas ocorre através das membranas celulares pelo processo de difusão, em vez de transporte ativo. Os mecanismos de acumulação dos metais nas algas ocorrem através da ligação desses metais à parede celular externa (Conti & Iacobucci, 2008).

Além das macroalgas, os sedimentos são considerados como um compartimento de acumulação de contaminantes a partir da coluna d'água, sendo indicados para avaliar impactos antrópicos no ambiente aquático (Giusti, 2001; Jesus *et al.*, 2004). Dada a elevada toxicidade dos metais, sua presença, mobilidade e disponibilidade em sedimentos costeiros tem sido motivo de grande preocupação, uma vez que a presença de metais no sedimento é uma garantia da contaminação durante períodos prolongados (Wallner-Kersanach & Bianchini, 2008). Nos rios Wear e Tees (Reino Unido), mesmo após o encerramento das atividades da construção naval, das minas de carvão e da extração de metais pesados, além da redução na produção de aço, ainda foram observadas elevadas concentrações de metais no sedimento (Giusti, 2001).

A indústria do aço, cujo minério de ferro é a matéria prima, é uma importante atividade econômica em nível mundial. O Brasil é um dos maiores produtores mundiais desse minério, que é exportado por via marítima. Durante o transporte, esse minério pode atingir, acidentalmente, a região costeira durante as operações de carga e descarga ou durante a navegação (Nassar *et al.*, 2002). Outra via de contaminação aquática, que deve ser destacada, é o lançamento de efluentes oriundos das indústrias de pelotização do minério e da lavagem de porões e esteiras transportadoras dos cargueiros (Nassar & Yoneshigue-Valentin, 2005).

As dragagens frequentes devido à expansão de atividades portuárias, o desmatamento e a erosão do solo devido à recuperação de terras para a urbanização, a demanda de água adjacente a bacias hidrográficas contaminadas são fatores que podem controlar a entrada e a disponibilidade de metais pesados para a biota (Molisani *et al.*, 2004). Altos níveis de metais foram encontrados no talo

de algas em vários locais do porto Jackson, Austrália (Roberts *et al.*, 2008) e também na Praia de Camburi, Brasil (Nassar *et al.*, 2003).

A cidade de Vitória (Estado do Espírito Santo) está localizada na região costeira de um importante trecho do litoral brasileiro e, geograficamente, é cercada por baías e estuários, o que torna os ecossistemas locais vulneráveis a diferentes tipos de impactos ambientais. Segundo o censo 2010, o município de Vitória possui 325.453 habitantes, 33.149 habitantes a mais do que foi contabilizado no censo anterior no ano de 2000 (IBGE, 2010). O Produto Interno Bruto (PIB) do Estado do Espírito Santo foi de R\$ 52,8 bilhões em 2006, apresentando um crescimento real de 7,7%. O setor industrial (secundário) participou com 27,5% do PIB total gerado (IDEIES, 2010).

O Guia Industrial para Negócios da Federação das Indústrias do Estado do Espírito Santo de 2000 (*apud* Jesus *et al.*, 2004) relaciona 216 empresas no município de Vila Velha e 171 em Vitória que desenvolvem atividades de potencial contaminação por metais. Em Vitória, a Baía do Espírito Santo (BES), se destaca por abrigar portos e indústrias em seu entorno. Nessa baía, por mais de duas décadas, a água utilizada no processo de pelotização de minério de ferro de uma indústria foi lançada na Praia de Camburi (Mitchell *et al.*, 1990). O minério acumulado no fundo da baía pode interferir nos processos biológicos das macroalgas, especialmente, a fotossíntese, devido ao acúmulo de particulados na superfície de seus talos (Nassar e Yoneshigue-Valentin, 2005 e 2006). Sob condições naturais, o minério de ferro pode alcançar uma temperatura de até 5,0°C acima da temperatura da areia em um dia ensolarado (Nassar & Yoneshigue-Valentin, 2006). Não apenas as algas são afetadas pelo minério, também os herbívoros sofrem com a presença desse particulado na massa d'água (Giusti, 2001; Roberts *et al.*, 2008).

Nassar *et al.* (2002) afirmam que as partículas de minério de ferro em alta concentração reduzem o crescimento de *Sargassum vulgare* uma vez que recobrem os embriões, juvenis e plantas jovens. A transparência da água e o regime de marés têm efeitos sobre a quantidade e a qualidade da luz que chegam às algas. A importância fundamental da luz para as algas é de fornecer energia para o processo da fotossíntese; energia que é transferida para outros organismos na cadeia

alimentar. Assim, a luz é um dos principais fatores abióticos que afeta o desenvolvimento das algas (Lobban & Harrison, 1997).

Estudos sobre a taxonomia (Crispino, 2000; Barata, 2004) e abundância de macroalgas (Nassar, 2001) foram realizados em todo o Estado do Espírito Santo e, especificamente, na região da Baía do Espírito Santo (BES) por Mitchell *et al.* (1990), Arantes *et al.* (1995), Nassar (2001), Nassar *et al.* (2003) e Nassar e Yoneshigue-Valentin (2005 e 2006). No entanto, Barbosa *et al.* (2008) afirmam que trabalhos de cunho ecológico no Espírito Santo são escassos.

A diversidade de espécies de macroalgas no litoral do Estado do Espírito Santo é considerada uma das mais altas do Brasil, possivelmente, devido aos efeitos combinados da posição geográfica, condições oceanográficas e climáticas e a grande diversidade de habitats marinhos, principalmente, na região sudeste desse estado (Guimarães, 2003 e 2006). Essa região é considerada como transicional, pois está entre a costa tropical e subtropical brasileira (Horta *et al.*, 2001).

Segundo Oliveira e Yaobin (2003) a macroalga *Ulva*, dentre outras espécies, se destaca por sua abundância espacial e temporal no Brasil. Caliceti *et al.* (2002) e Oliveira e Yaobin (2003) afirmam que, tal fato, fornece uma indicação da elevada capacidade dessas espécies de tolerar a poluição. Outros estudos, também utilizaram o gênero *Ulva* como espécie indicadora de contaminação por metais pesados nas zonas costeiras (Ho, 1990; Malea & Haritonidis, 2000; Lee & Wang, 2001; Caliceti *et al.*, 2002; Conti & Iacobucci, 2008; Żbikowski *et al.*, 2007 - *Enteromorpha*). Devido a sua ampla distribuição na Baía do Espírito Santo (BES) e adjacências e capacidade de tolerar poluição utilizou-se a macroalga *Ulva lactuca* para verificar a concentração de metais pesados. Mitchell *et al.* (1990) já haviam mencionado *Ulva* spp como táxon predominante (frequência de espécies) na região eulitorânea da Praia de Camburi.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar as macroalgas marinhas bentônicas como bioindicadores e/ou biomonitores da qualidade ambiental da Baía do Espírito Santo e adjacências.

2.2 Objetivos específicos

- Listar as macroalgas e caracterizar quanto à abundância relativa (cobertura) os táxons mais representativos que ocorrem na região eulitorânea da Baía do Espírito Santo e adjacências e relacioná-los com o substrato onde ocorrem em duas épocas do ano;
- Quantificar e comparar a concentração dos metais pesados na macroalga *Ulva lactuca* e no sedimento superficial próximo aos bancos dessa alga na Baía do Espírito Santo e adjacências;
- Correlacionar as concentrações de metais pesados encontrados na macroalga *Ulva lactuca* e no sedimento;
- Verificar a influência do minério de ferro particulado no crescimento de oito espécies de macroalgas bentônicas de costões rochosos, que ocorrem em abundância na região costeira tropical.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no litoral do Estado do Espírito Santo (Brasil) entre as longitudes: 20° 20' 2,1" e 20° 14' 40,9" S (Figura 1). Esse trecho engloba três municípios com alta taxa de ocupação urbana: Serra, Vila Velha e Vitória.

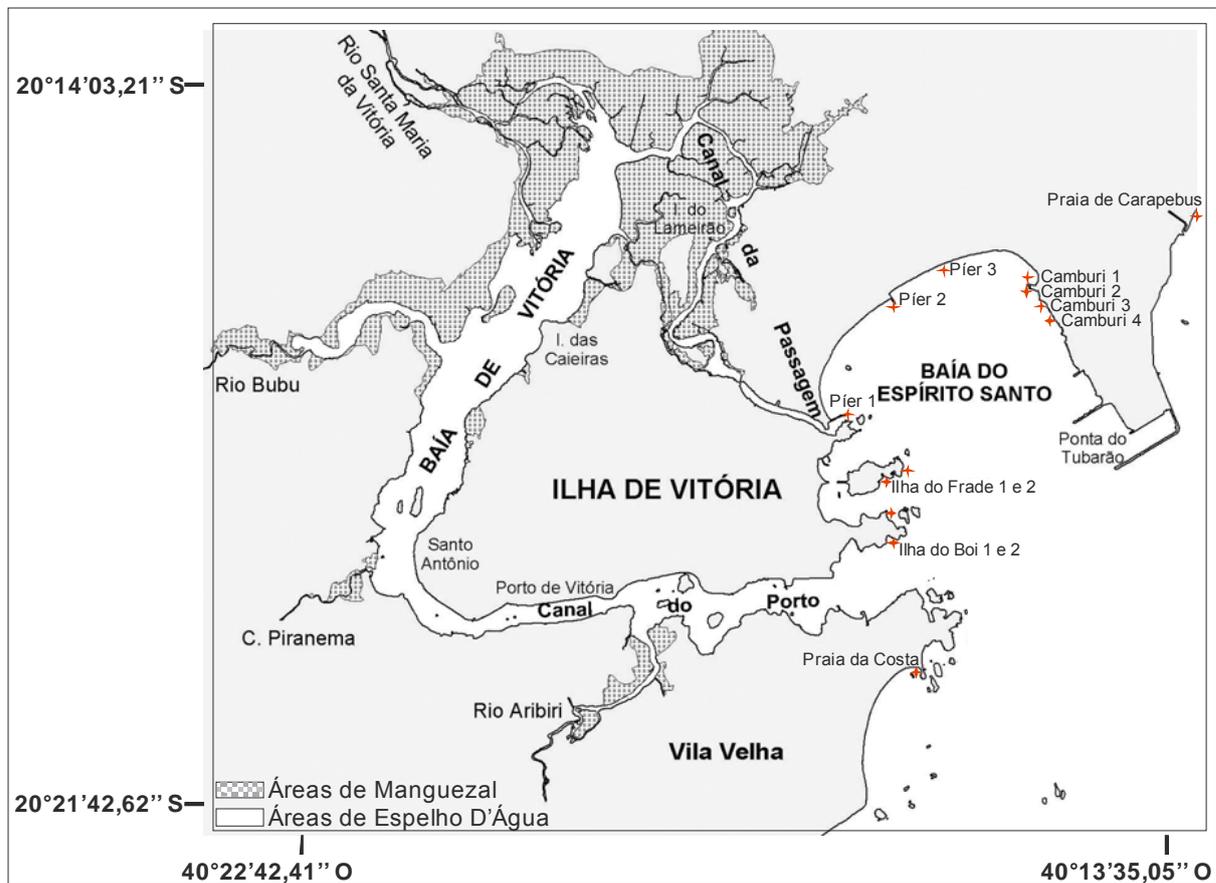


Figura 1: Localização dos pontos de coleta na Baía do Espírito Santo e adjacências. Adaptado de Veronez Jr. *et al.* (2009).

A região se caracteriza pelas profundidades inferiores a 20 m e presença de recifes nas porções mais rasas. As praias na porção norte da praia de Camburi têm pouca profundidade e baixa declividade, com presença de recifes de Formação Barreiras (CEPEMAR, 2008).

Nos pontos localizados nas Praias da Costa, Carapebus, Ilhas do Boi e do Frade os costões rochosos naturais são formados por gnaisse (Figura 2). Na Praia de Camburi, os substratos possuem características distintas: Camburi 1, 2 e 4 - Rochas Lateríticas denominadas de Formação Barreiras; Camburi 3 e Píeres 1, 2 e 3 - aglomerados de matações de gnaisse transportados, apresentando uma superfície descontínua e irregular (Figura 3). Esses blocos de rocha foram posicionados com o propósito de conter a encosta, evitar erosões e reter o sedimento na praia.



Figura 2: Fotos dos pontos de estudo (A - Praia da Costa; B - Praia de Carapebus; C - Ilha do Boi 1; D - Ilha do Boi 2; E - Ilha do Frade 1; F - Ilha do Frade 2). Fonte própria.



Figura 3: Fotos dos pontos de estudo (A - Píer 1; B - Píer 2; C - Píer 3; D - Camburi 1; E - Camburi 2; F - Camburi 3; G - Camburi 4). Fonte própria.

3.2 Metodologia

Em setembro de 2009 (inverno) e janeiro de 2010 (verão), 13 pontos de estudo foram visitados na BES e adjacências (Figura 1). Os pontos foram posicionados com auxílio de GPS (Garmin mod. Etrex), para facilitar monitoramentos futuros (Tabela 1). Em todos os pontos foi delimitado, na região eulitorânea (Coutinho & Zalmon, 2009), um domínio amostral de 2m de largura e 10m de comprimento. A fim de padronizar o posicionamento do domínio amostral, todas as observações foram realizadas nos trechos voltados para o sul.

Tabela 1: Posicionamento geográfico dos pontos de estudo (Datum de mapa: WGS 84).

Município	Pontos de estudo	Coordenadas Geográficas
Vila Velha	Praia da Costa	S 20° 20' 2,1"; W 40° 16' 24,6"
	Ilha do Boi 1	S 20° 18' 46,8"; W 40° 16' 47,8"
	Ilha do Boi 2	S 20° 18' 27,8"; W 40° 16' 44,2"
	Ilha do Frade 1	S 20° 18' 4,8"; W 40° 16' 39,4"
	Ilha do Frade 2	S 20° 18' 1,7"; W 40° 16' 35"
	Pier 1	S 20° 17' 31,5"; W 40° 17' 9,7"
Vitória (BES)	Pier 2	S 20° 16' 28,7"; W 40° 16' 38"
	Pier 3	S 20° 16' 14,2"; W 40° 16' 18,7"
	Camburi 1	S 20° 16' 16,9"; W 40° 15' 19,2"
	Camburi 2	S 20° 16' 20,1"; W 40° 15' 16"
	Camburi 3	S 20° 16' 27,4"; W 40° 15' 7,3"
	Camburi 4	S 20° 16' 32,1"; W 40° 15' 4,6"
Serra	Praia de Carapebus	S 20° 14' 40,9"; W 40° 13' 1,1"

A região sublitorânea não foi amostrada devido à alta turbidez da água, ao grande depósito de sedimento sobre o substrato e a falta de balneabilidade de alguns dos pontos. A orla litorânea também não foi utilizada, pois as poucas espécies de macroalgas que habitam esta região do costão apresentam grande flutuação (presença e abundância) ao longo do ano (observação pessoal).

3.2.1 Riqueza e abundância relativa das espécies

Para a riqueza de espécies foram realizadas coletas (amostragem destrutiva) nos 13 pontos. As macroalgas coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e, posteriormente, congeladas para serem transportadas até o Laboratório Integrado de Ficologia (LIFic), onde foram realizadas as identificações.

Dos 13 pontos visitados, somente oito (Praia da Costa, Ilha do Boi 2, Ilha do Frade 1, Péeres 1 e 2, Camburi 1 e 4 e Praia de Carapebus) apresentaram inclinação entre 30° e 40° e condições seguras e adequadas de trabalho para a realização do estudo de abundância relativa (cobertura) da comunidade. Para a realização desta amostragem (não-destrutiva) foi posicionado um transecto e lançados, aleatoriamente, dez quadrados (25 x 25 cm). A percentagem de cobertura dos táxons foi estimada através da técnica de interseção (Meese & Tomich, 1992), onde foram observados 50 pontos aleatórios no interior do quadrado.

Para a identificação das macroalgas foram realizados cortes histológicos à mão livre, com o auxílio de lâmina de barbear, e observados em microscópio óptico. A identificação taxonômica tomou por base o trabalho de Joly (1965), atualizado por Guimarães (1990), Bula-Meyer (1997), Fernandes e Guimarães (1998), Crispino (2000), Moura (2000), Guimarães *et al.* (2004), Barata (2004), Guimarães (2006), Barreto *et al.* (2006), Nunes *et al.* (2008) e Coto e Pupo (2009).

A atualização da nomenclatura das macroalgas seguiu a revisão proposta por Wynne (2005) e a identificação taxonômica dos macroinvertebrados seguiu a nomenclatura apresentada no site <http://www.itis.gov>.

3.2.2 Aspectos físicos da água, granulometria e concentração de metais pesados

Em todos os pontos foram coletadas amostras superficiais (0-15 cm) de sedimento (1 kg) próximo à comunidade de macroalgas, com exceção dos pontos Ilha do Boi 1 e Ilha do Frade 2, pela inexistência de praia na proximidade e impossibilidade de mergulho no momento da coleta. Também foram medidas a temperatura (°C) e a salinidade da água do mar em todos os pontos com auxílio de termômetro de mercúrio e refratômetro (OSK). Toda a medição foi realizada no momento da coleta, durante a maré baixa de sizígia.

Em cada ponto de estudo foram coletados cerca de 500 gramas (peso úmido) da alga verde (Chlorophyta) *Ulva lactuca*, o único táxon presente em todos os pontos de estudo. As algas coletadas foram limpas de epífitas e impurezas com a água do mar local, secas em temperatura ambiente. Dos 13 pontos visitados, apenas oito (Praia da Costa, Ilha do Boi 2, Ilha do Frade 1, Píeres 1 e 2, Camburi 1 e 4 e Praia de Carapebus) apresentaram uma quantidade suficiente da macroalga para a realização da análise das concentrações de metais pesados.

No laboratório foi realizada a análise granulométrica das amostras de sedimento previamente secas em estufa (60°C até atingir peso constante), segundo o método gravimétrico, utilizando-se um conjunto de peneiras sobrepostas com malha de 2,00, 1,00, 0,500, 0,250, 0,125 e 0,062 mm (Figura 4). As partículas do sedimento foram classificadas como pedregulho muito fino (partículas > 2 mm), areia grossa muito grossa (1,0 – 2,0 mm), areia grossa (0,5 – 1 mm), areia média (0,25 – 0,5 mm), areia fina (0,125 – 0,25 mm), areia muito fina (0,062 – 0,125 mm) e silte-argila (partículas < 0,062 mm), baseando-se na classificação de Wentworth (1922) (Figura 5).



Figura 4: Conjunto de peneiras sobrepostas para a análise granulométrica do sedimento. Fonte própria.

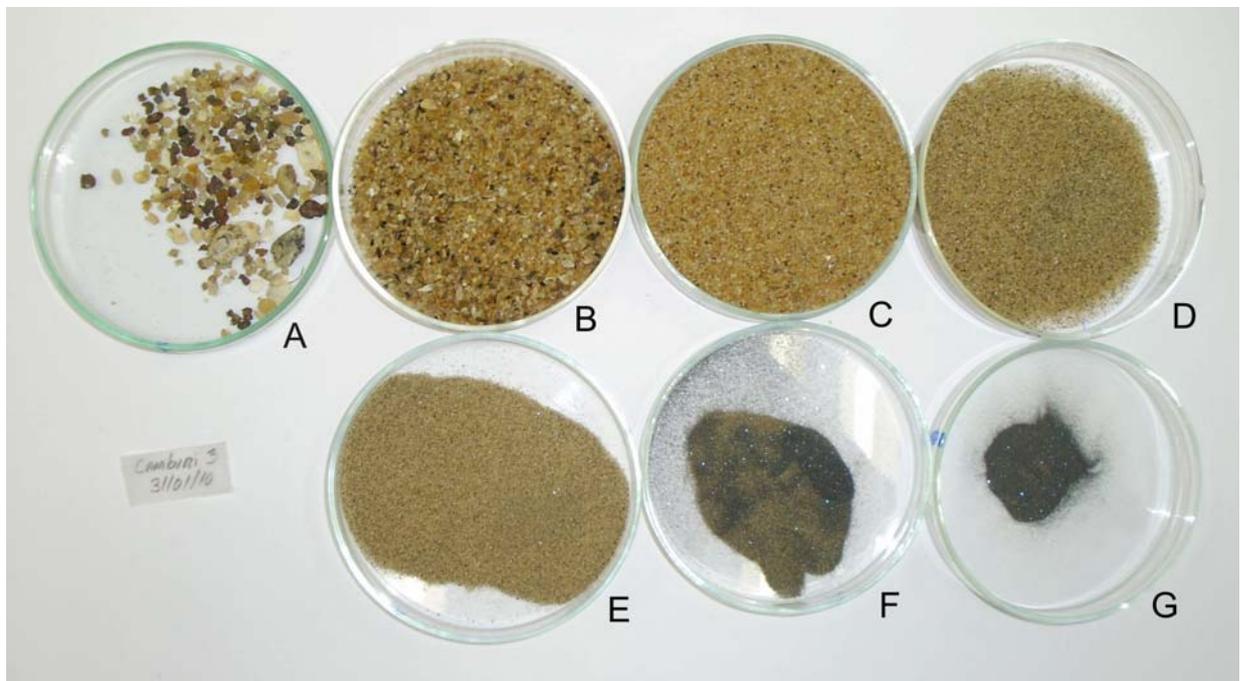


Figura 5: Placas de Petri mostrando as classes de sedimento após a seleção em peneiras: A - pedregulho muito fino; B - areia muito grossa; C - areia grossa; D - areia média; E - areia fina; F - areia muito fina; G - silte-argila. Fonte própria.

Todo o material (sedimento e alga) foi seco em estufa (60°C até atingir peso constante) e macerado com auxílio de pistilo e cadinho. Após essas etapas, o material foi embalado, identificado e encaminhado ao Laboratório de Oceanografia Geológica da Universidade do Rio Grande, para a estimativa das concentrações dos seguintes metais pesados: Alumínio - Al, Cádmio - Cd, Chumbo - Pb, Cobre - Cu, Cromo - Cr, Ferro - Fe, Manganês - Mn, Níquel - Ni e Zinco - Zn.

No Laboratório de Oceanografia Geológica da Universidade do Rio Grande, os técnicos adotaram para a determinação das concentrações dos metais o método USEPA 3052b. Uma amostra representativa de 0,5 g de material (alga e sedimento) foi digerida em 9 ml de ácido nítrico concentrado (HNO₃) e 3 ml de ácido fluorídrico por 15 minutos. A amostra e o ácido foram colocados em recipientes de polímeros inertes, que foram fechados e aquecidos em microondas.

Foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica de chama (FAAS) com acetileno-ar para as concentrações de Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn e com óxido nitroso-ar para Al (GBC-932A). Para as concentrações de Cd foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS - Perkin-Elmer 800 com corretor de Zeeman).

A precisão e exatidão da análise foram aprovadas pela análise paralela de amostra de referência MESS-3 (NRC Canadá). A análise demonstrou boa recuperação dos valores de referência na faixa de 95%. Todas as medidas foram feitas com controle de reprodutividade entre as três réplicas com desvio padrão menores que 5%.

3.2.3 Experimento: crescimento das macroalgas *in vitro* sob a influência do minério de ferro particulado

Foram coletadas oito espécies de macroalgas com morfologias externas distintas na praia de Carapebus: *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq, *Codium isthmocladum* Vickers, *Dichotomaria marginata* (J. Ellis & Sol.) Lamarck, *Halimeda cuneata* K. Hering, *Pterocladia capillacea* (S.G. Gmel.) Santel. & Hommers., *Sargassum vulgare* C. Agardh., *Ulva lactuca* Linnaeus e *Zonaria tournefortii* (J.V. Lamour) para realização do experimento em laboratório (Figura 6).

As amostras de algas foram coletadas manualmente com auxílio de espátula plástica, de forma destrutiva, armazenadas em recipientes térmicos e transportadas ao Laboratório de Cultivo e Fisiologia de Macroalgas Marinhas da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, onde foram triadas e lavadas com água do mar, a fim de eliminar organismos e sedimentos aderidos às frondes das macroalgas que pudessem interferir nos experimentos.

As macroalgas foram então secas com papel absorvente e o peso úmido determinado em balança digital – o peso inicial de cada espécie variou em função do porte da mesma. Em seguida, as espécies foram colocadas em frascos de vidro (3000 ml), contendo água do mar filtrada (membrana celulósica *Milipore* com 0,45 μm de poro). As macroalgas foram mantidas por uma semana na sala de cultivo para aclimação sob condições de irradiância ($70\text{-}90 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$), temperatura (19 a 23°C) e fotoperíodo (12:12 horas) controladas.

Foram utilizados cinco frascos, cada um contendo as oito espécies de macroalgas expostas ao minério de ferro particulado e, cinco frascos em que as macroalgas não foram expostas ao minério de ferro, sendo utilizados como controles (Figura 7). O tratamento consistiu na adição de 10 g/L de minério de ferro particulado nos frascos com água do mar. O crescimento das macroalgas (peso úmido) foi analisado semanalmente e a água do mar trocada a cada semana e acrescida com 1,0 ml/L de meio de cultura de Provasoli (1968).



Figura 6: Aspecto geral das algas utilizadas no experimento (A - *Zonaria tournefortii*; B - *Codium isthmocladum*; C - *Dichotomaria marginata*; D - *Halimeda cuneata*; E - *Pterocladia capillacea*; F - *Sargassum vulgare*; G - *Ulva lactuca*; H - *Chondracanthus acicularis*). Fonte própria.

O minério de ferro particulado utilizado foi fornecido pelas Minerações Brasileiras Reunidas, sendo formado por partículas com tamanho médio de 47 μm e composto por 67-68% de Fe^{+3} .

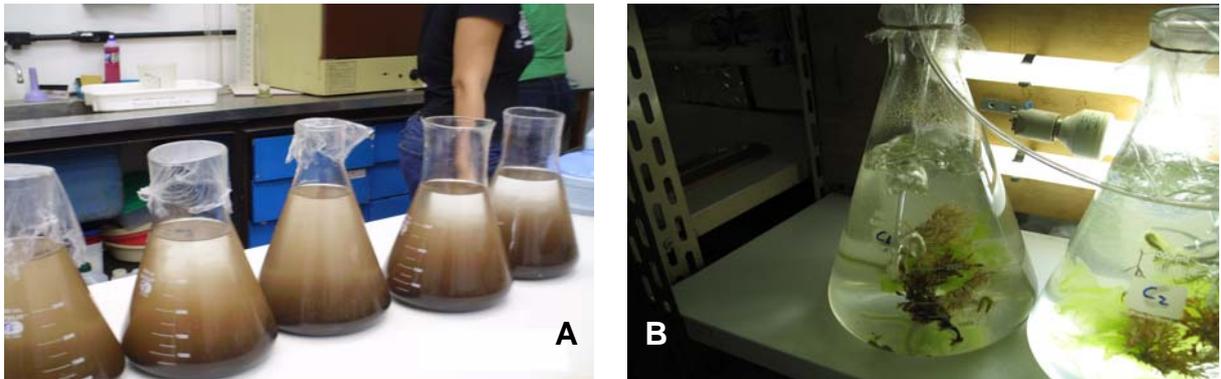


Figura 7: Frascos contendo as algas utilizadas no experimento (A - com minério de ferro particulado; B - sem minério de ferro particulado). Fonte própria.

A taxa de crescimento relativo - TCR (Kain, 1987) das algas foi estimada através da razão entre o peso úmido inicial e o peso úmido após 28 dias de cultivo.

$$\text{TCR} = 100 \times [\ln pf / \ln pi] / t$$

Onde pf = peso final, pi = peso inicial e t = tempo.

3.3 Análise dos dados

A riqueza de espécies foi comparada em relação aos pontos de estudo nas duas épocas do ano e, também, aos tipos de substratos (costões rochosos, formação barreiras e matacões sobrepostos).

A percentagem de cobertura dos táxons foi comparada através de análises multivariadas (Análise de Agrupamento – Cluster e Escalonamento Multidimensional – MDS) e do índice de similaridade de *Bray-Curtis*. O percentual de cobertura dos táxons que mais contribuíram para a formação dos grupos na análise de agrupamento foi testado através da Análise de Variância (ANOVA) para verificar a existência de diferenças significativas entre as coberturas no verão e inverno.

Diversos fatores relacionados aos pontos de estudo foram observados durante a coleta (*a priori*), tais como: exposição às ondas (batido e protegido), localização (dentro e fora da BES), presença de minério de ferro no sedimento (presença e ausência), estrutura do substrato (natural e artificial) e tipo de substrato (costões rochosos, formação barreiras e matacões sobrepostos). Tais fatores foram, posteriormente, testados em relação a abundância relativa pelo Percentual de Similaridade (SIMPER) e pela Análise de Similaridade (ANOSIM).

Os índices ecológicos de Diversidade de *Shannon-Wiener* (H') e Equitabilidade de *Pielou* (J') também foram calculados, com base nos dados de cobertura, nas duas épocas do ano. Toda a análise dos dados foi realizada com o auxílio dos programas *Primer - 5* e *Statistica 6*. (Clarke & Warwick, 1994).

Os dados provenientes da granulometria e da concentração de metais no sedimento e na alga foram testados através do coeficiente de correlação de *Spearman*. As concentrações de metais foram testadas através da Análise de Variância (ANOVA) para verificar a existência de diferenças significativas entre as duas épocas do ano (*Statistica 6*).

O teste de *Mann-Whitney* foi utilizado para verificar a diferença entre os resultados da taxa de crescimento relativo - TCR do grupo controle e do grupo tratamento (*Statistica 6*).

4. RESULTADOS

4.1 Aspectos físicos da água e granulometria do sedimento

A temperatura e salinidade da água do mar nos pontos de coleta são apresentadas nas Figuras 8 e 9, respectivamente. A temperatura da água variou de 21 a 26,5 °C e os valores de salinidade variaram de 30 a 38 nos pontos de estudo.

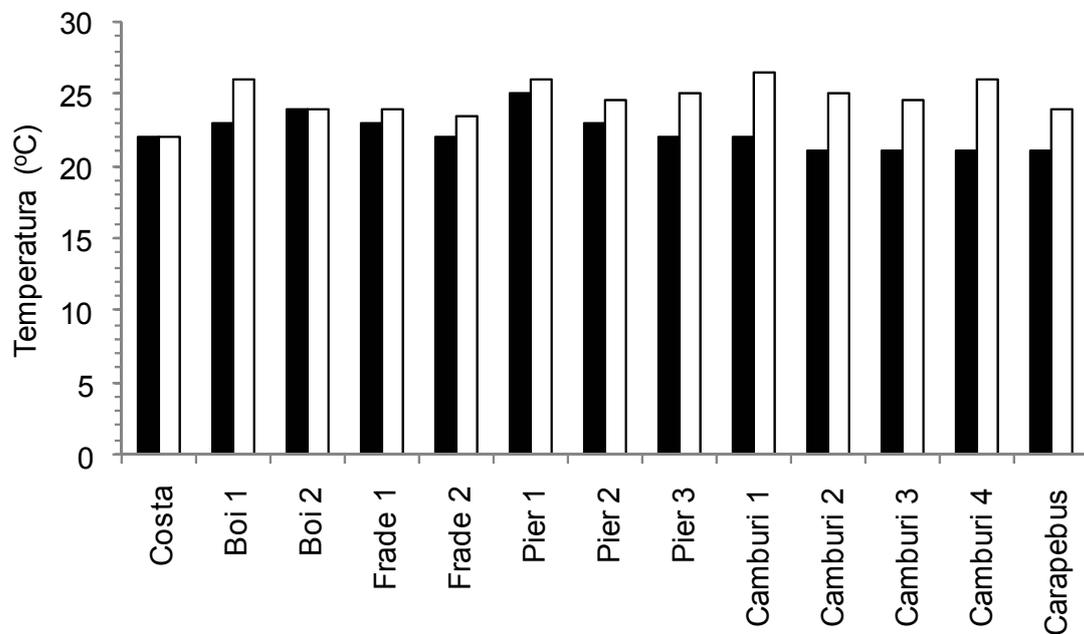


Figura 8: Temperatura (°C) da água nos pontos de estudo na Baía do Espírito Santo e adjacências (coluna preta = inverno e coluna branca = verão).

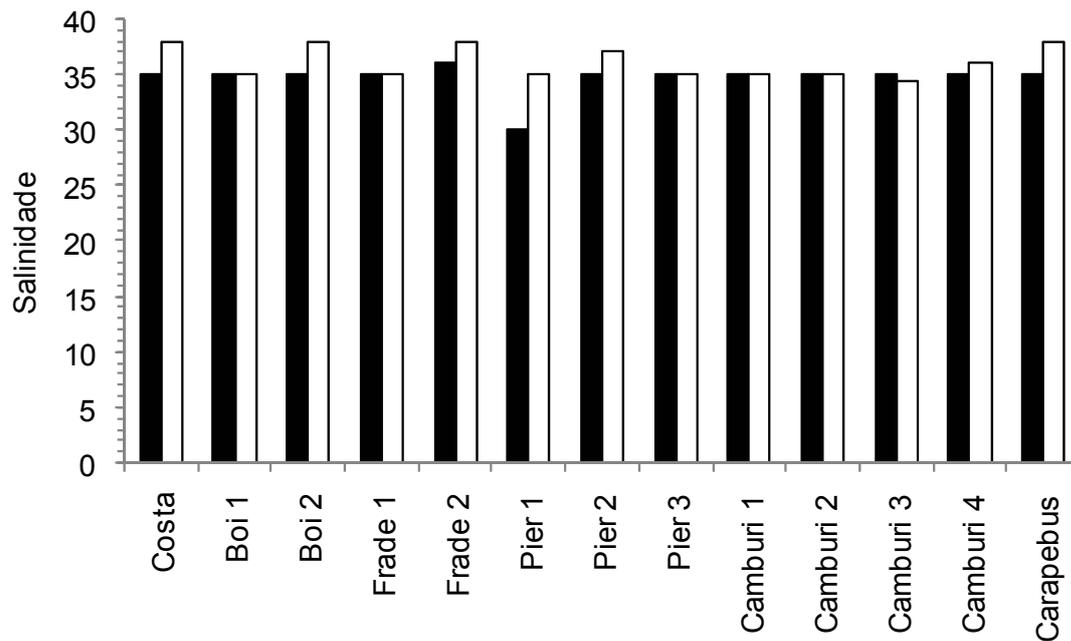


Figura 9: Salinidade da água nos pontos de estudo na Baía do Espírito Santo e adjacências (coluna preta = inverno e coluna branca = verão).

Na classificação do sedimento, os pontos Ilha do Frade 1, Píeres 2 e 3 e Camburi 2 apresentaram diferenças na granulometria entre as amostragens do inverno e do verão. Nos demais pontos não foi possível observar tal diferença. Os pontos na Praia de Camburi foram caracterizados pela grande heterogeneidade de sedimentos, com exceção do Camburi 1 que apresentou maior quantidade de sedimentos de maior granulometria (pedregulho muito fino e areia muito grossa). A Praia de Carapebus também apresentou a maior quantidade dos sedimentos de maior granulometria do tipo areia muito grossa e grossa. A Ilha do Boi 2 e Praia da Costa foram caracterizadas pela maior quantidade de sedimentos do tipo areia grossa e média. O Píer 1 nas duas épocas do ano e o Píer 2 no inverno apresentaram maior quantidade de sedimento do tipo areia fina e muito fina (Figura 10).

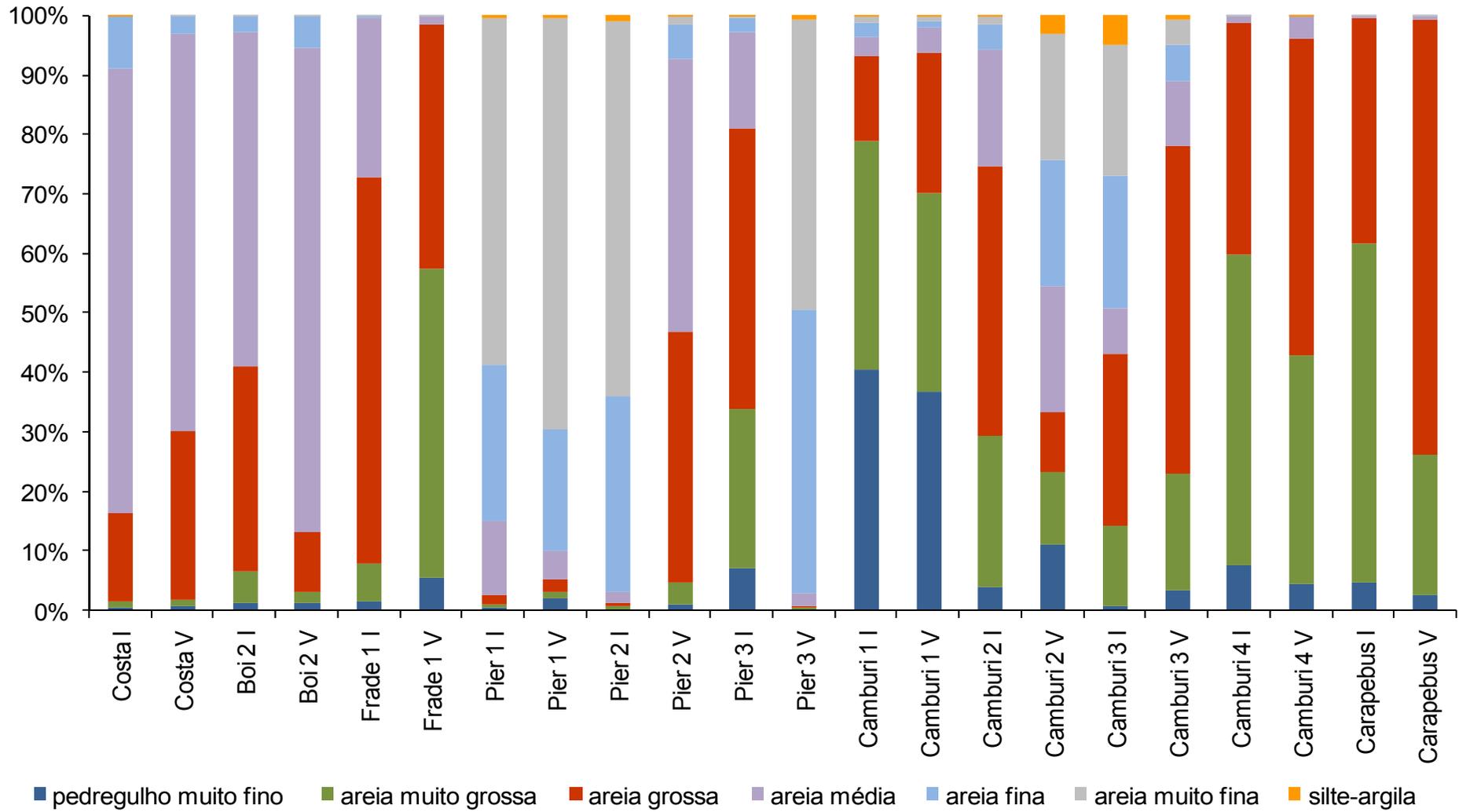


Figura 10: Granulometria do sedimento dos pontos de estudo nas duas épocas do ano na Baía do Espírito Santo e adjacências (I = inverno e V = verão).

4.2 Riqueza de espécies

Foram identificadas 83 espécies de macroalgas bentônicas (ANEXO A). O número de espécies por filo obedeceu a seguinte sequência: Rhodophyta (54 espécies = 65%) > Chlorophyta (17 espécies = 20,5%) > Ochrophyta (12 espécies = 14,5%).

O ponto Carapebus (inverno), localizado fora da BES, foi o mais rico com 24 espécies, enquanto o ponto Camburi 3 (inverno) foi o mais pobre, com apenas 8 espécies (Figura 11).

Houve uma variação no número de espécies em função ao tipo de substrato. O substrato com maior número de espécies foi o “costão rochoso” (60 espécies), seguido de “matação sobreposto” e “formação barreiras”, ambos com 37 espécies. Quarenta e quatro espécies só ocorreram em um tipo de substrato, sendo que o maior número foi exclusivo dos “costões rochosos” (26 espécies), seguido dos matações (10 espécies) e da “formação barreiras” (oito espécies).

As espécies *Hypnea musciformis*, *Ulva lactuca* e *Plocamium brasiliense* ocorreram, respectivamente, em 69%, 61,5% e 58% das amostras. Por outro lado, 20 espécies ocorreram apenas uma única vez, 16 delas no verão e 4 no inverno.

Das espécies que ocorreram em mais de um ponto, *Anotrichium furcelatum*, *Ceramium brasiliense*, *Ceramium tenerrimum*, *Gelidium floridanum*, *Grateloupia filicina*, *Champia taironensis*, *Cladophora prolifera* e *Caulerpa racemosa* ocorreram somente no verão e *Ceramium flaccidum* e *Boodleopsis vaucherioidea* ocorreram somente no inverno.

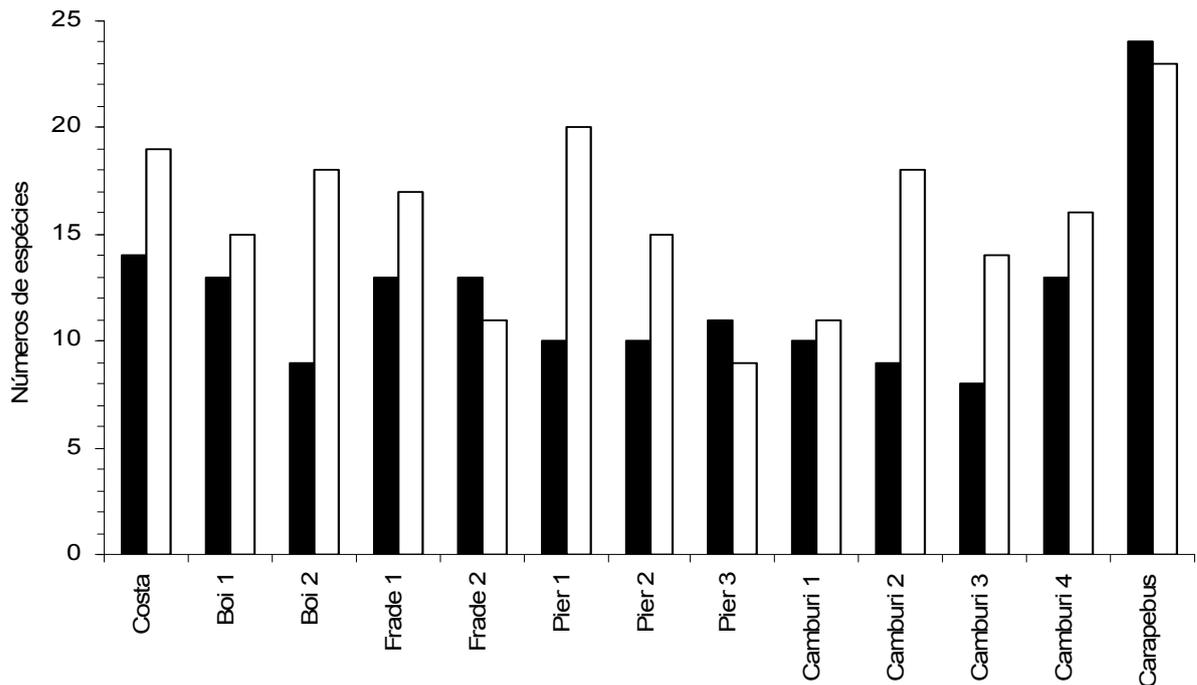


Figura 11: Número de espécies por ponto de estudo nas duas épocas do ano (coluna preta = inverno e coluna branca = verão).

4.3 Abundância relativa

Foram identificados 32 táxons de macroalgas e quatro de invertebrados no interior dos quadrados. O Filo Rhodophyta (48,5%) foi o com maior número de espécies, seguido de Chlorophyta (24%) e Ochrophyta (13,5%). Dentre os invertebrados, os únicos encontrados neste estudo foram representados por *Plexaurella* sp., *Echinometra lucunter* Lamarck, 1816, *Palythoa caribaeorum* Duchassaing & Michelotti, 1860 e *Perna perna* (Linnaeus) 1758.

O ponto Carapebus (inverno), localizado fora da BES, foi o mais representativo com 14 táxons de macroalgas, enquanto o Frade 1 (inverno) apresentou apenas 4 táxons, também de macroalgas, no interior dos quadrados.

A análise de agrupamento formou 3 grandes grupos (Figura 12). O grupo I, caracterizado por Formação Barreiras (Praia de Camburi 1 e 4) apresentou as algas calcárias articuladas como o descritor mais abundante ($78\% \pm 9,3$). O grupo II,

caracterizado por Costões Rochosos (Praia Costa e Carapebus, Ilha do Boi 2 e Ilha do Frade 1) apresentou como os táxons mais representativos *Sargassum* spp (36,1% \pm 20,7) e as calcarias articuladas (35,7% \pm 16,2). Já o grupo III reuniu os Píeres 1 e 2 (matacões sobrepostos) localizados na Praia Camburi, onde as maiores coberturas foram de *Caulerpa* spp (25,4% \pm 18,9), *Grateloupia* spp (21,9% \pm 8,5) e *Chondracanthus* spp (16,8% \pm 17,4).

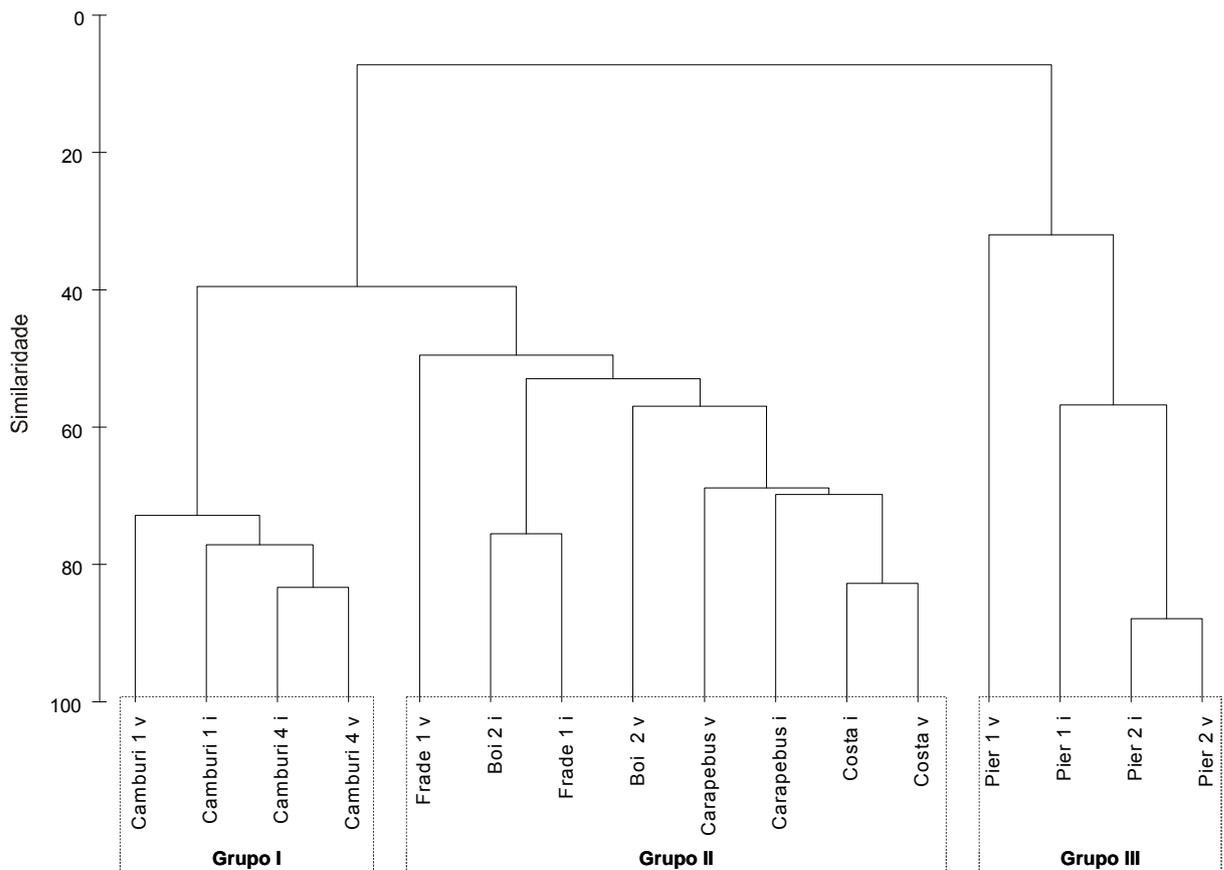


Figura 12: Análise de agrupamento entre os pontos de estudo no inverno (i) e no verão (v), baseada na porcentagem de cobertura das macroalgas.

A Figura 13 compara os percentuais de cobertura entre o verão e inverno. Nas Ilhas do Boi 2 e Frade 1 o maior percentual de cobertura de *Sargassum* foi observado no inverno. Enquanto, nas Praias da Costa e Carapebus a maior cobertura dessa macroalga ocorreu no verão.

Dentre as espécies que foram encontradas nos Píeres 1 e 2 (Grupo III), destacaram-se: *Caulerpa scalpelliformis*, *Grateloupia turuturu* e *Chondracanthus teedei* nas duas épocas do ano, e *Grateloupia filicina* em ambos os píeres, mas somente no verão (Figura 13).

A Análise de Variância (ANOVA) mostrou diferenças significativas para os seguintes táxons: *Ulva* spp na Ilha do Frade 1 ($F = 25,29$; $p = 0,0001$); *Sargassum* spp nas Ilhas do Boi 2 ($F = 8,89$; $p = 0,004$) e do Frade 1 ($F = 8,89$; $p = 0,0003$); *Caulerpa scalpelliformis* ($F = 4,18$; $p = 0,006$) e *Chondracanthus* spp no Píer 1 ($F = 11,46$; $p = 0,0003$). Calcárias articuladas, *Grateloupia* spp e *Plocamium brasiliense* não apresentaram diferenças significativas entre os pontos de estudo nas duas épocas do ano (Figura 13).

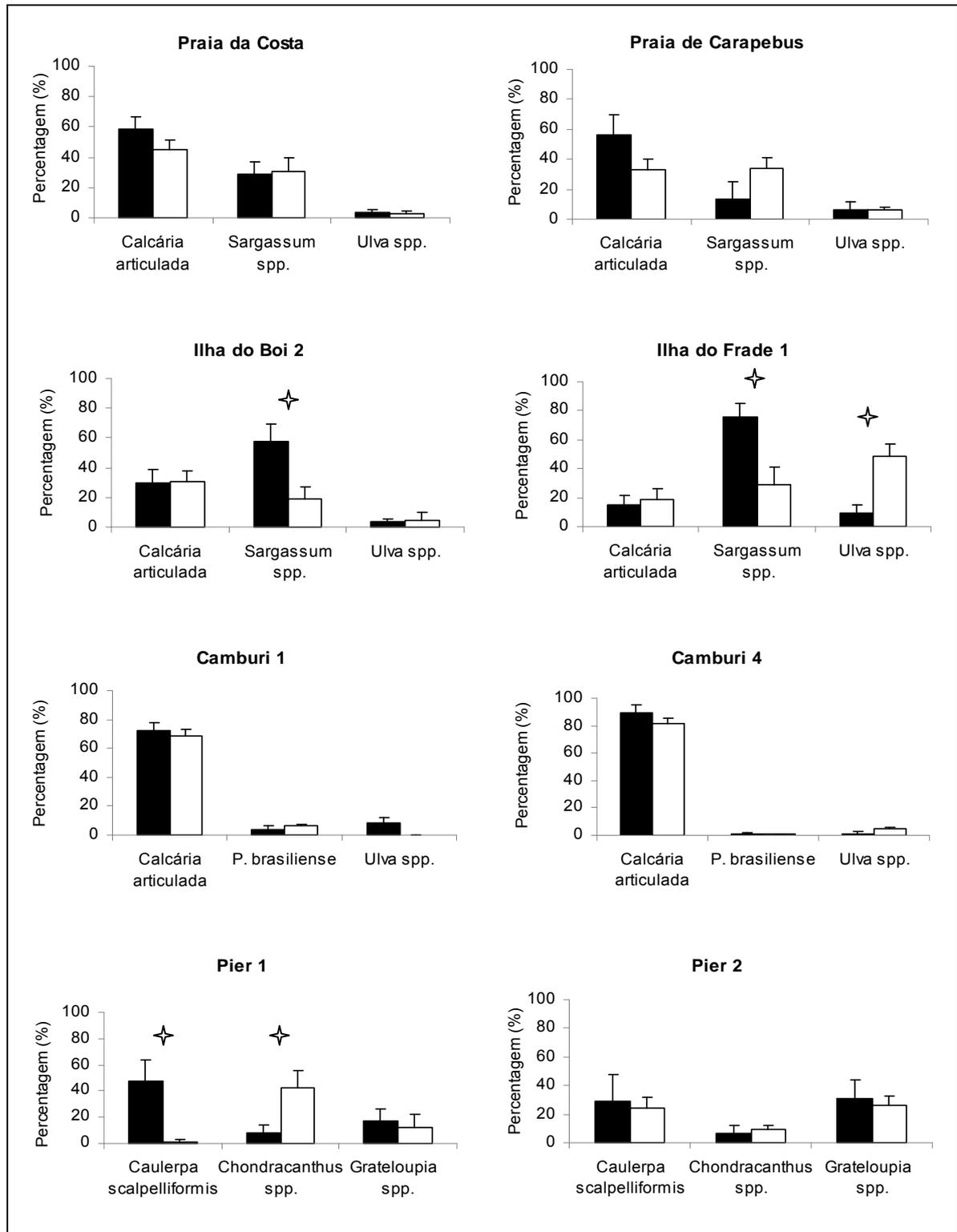


Figura 13: Média e Desvio-padrão da cobertura (%) das espécies que mais contribuíram para a formação dos grupos na análise de agrupamento por ponto de coleta (coluna preta = inverno e coluna branca = verão). ✦ = Diferenças significativas entre as épocas do ano para as principais espécies por ponto de coleta (ANOVA).

Dentre os diversos fatores observados, somente estrutura do substrato (0,2%; R=0,992) e tipo de substrato (0,1%; R=0,843) foram significativos – ANOSIM (Figura 14).

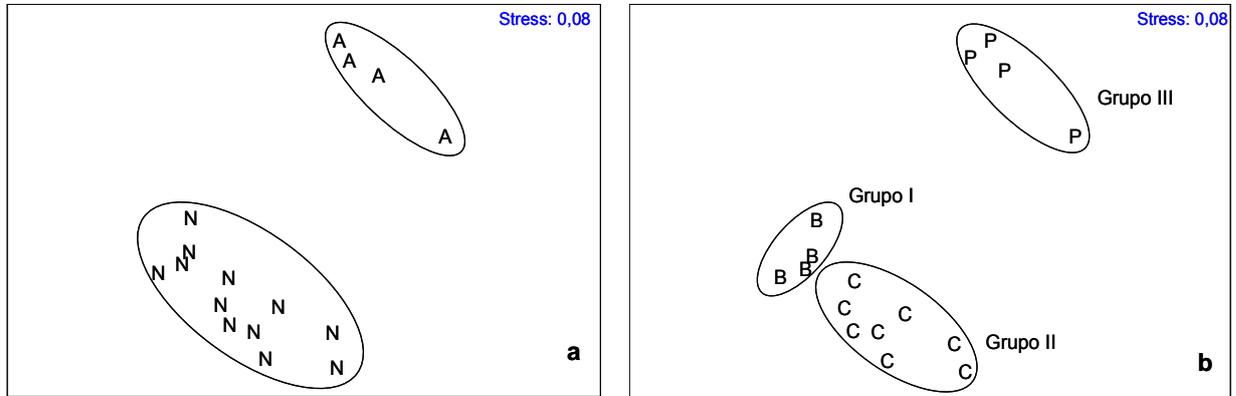


Figura 14: Análise de escalonamento multidimensional (MDS) dos pontos de estudo, onde se evidencia: a) estrutura do substrato (N = Natural; A = Artificial) e b) tipo de substrato (B = Formação Barreiras; C = Costão Rochoso; P = Píer).

O Percentual de Similaridade (SIMPER) dos fatores analisados destacam as espécies que mais contribuíram para a formação dos grupos em relação ao substrato onde ocorrem (Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios do percentual de similaridade (SIMPER) dos fatores analisados.

Fatores	SIMPER	Maior valor de abundância para os táxons
Estrutura do substrato		
Natural	50,4%	Calcária articulada, <i>Sargassum</i> spp e <i>Ulva</i> spp
Artificial	49,6%	<i>Grateloupia</i> spp, <i>Caulerpa</i> spp, <i>Chondracanthus</i> spp, <i>R. pseudopalmata</i> e <i>Ulva</i> spp
Tipo de substrato		
Costão rochosos	57,5%	Calcária articulada, <i>Sargassum</i> spp e <i>Ulva</i> spp
Matacões sobrepostos (píeres)	49,6%	<i>Grateloupia</i> spp, <i>Caulerpa</i> spp, <i>Chondracanthus</i> spp, <i>R. pseudopalmata</i> e <i>Ulva</i> spp
Formação barreiras	76,0%	Calcárias articuladas

Os maiores valores dos índices de diversidade (H') e equitabilidade (J') foram calculados para a Ilha do Boi 2 ($H' = 1,86$ e $J' = 0,78$) e Pier 2 ($H' = 1,69$ e $J' = 0,87$), no verão. Enquanto, os menores valores foram observados em Camburi 4 ($H' = 0,47$ e $J' = 0,24$) no inverno (Figuras 15 e 16).

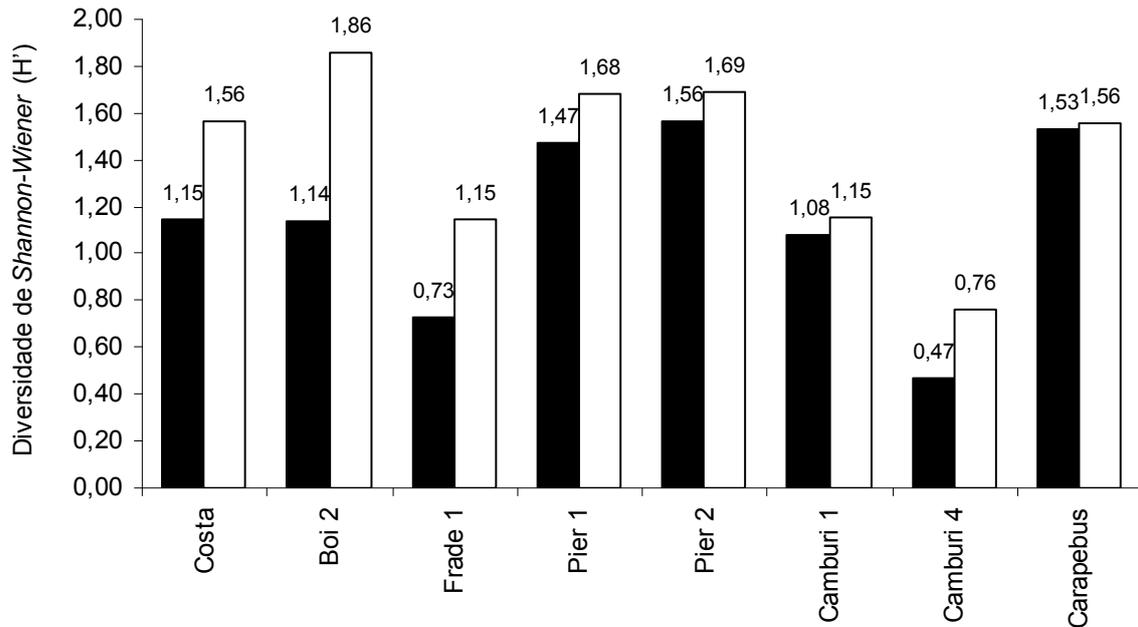


Figura 15: Valores de Diversidade de *Shannon-Wiener* (H') para cada ponto de estudo (coluna preta = inverno e coluna branca = verão).

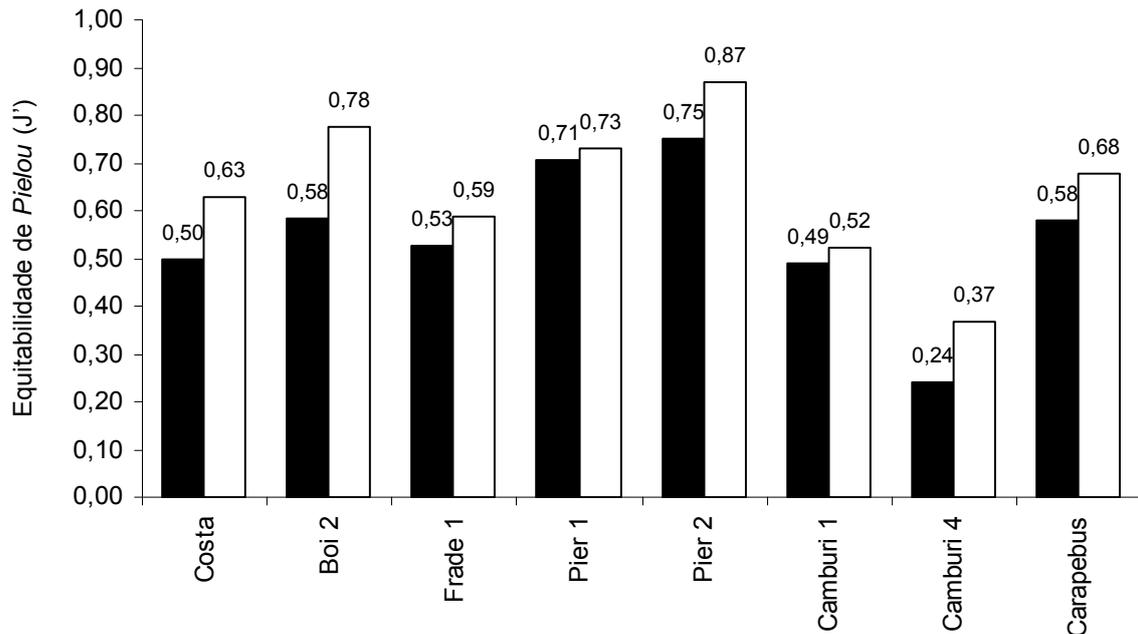


Figura 16: Valores de Equitabilidade de *Pielou* (J') para cada ponto de estudo (coluna preta = inverno e coluna branca = verão).

Os valores médios de diversidade foram 0,87, 1,33 e 1,60 e os de equitabilidade foram 0,41, 0,61 e 0,76, respectivamente, para o Grupo I (Formação barreiras), II (costões rochosos) e III (matacões sobrepostos). Analisando as duas épocas do ano observa-se a tendência aos maiores índices ecológicos serem observados no verão.

4.4 Concentrações de metais pesados

As concentrações de Pb, Ni, Cu e Cd apresentaram-se maiores nas amostras de *Ulva lactuca* do que nas amostras de sedimento. Já as concentrações de Fe, Al, Mn, Zn e Cr foram maiores no sedimento do que na alga (Tabela 3 e 4).

Os valores médios das concentrações dos metais nas amostras de *U. lactuca* obedeceram à seguinte sequência: Fe > Mn > Al > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. Porém, houve diferenças entre a sequência no inverno (Fe > Zn > Pb > Mn > Al > Cu > Cr > Ni > Cd) e no verão (Fe > Mn > Al > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd).

Nas amostras de sedimento os valores médios das concentrações de metais obedeceram a uma sequência diferente da observada nas algas: Fe > Al > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Cd. Não houve diferença nas sequências de verão e inverno, com exceção do Pb que não foi detectado no verão e do Ni cujos valores estavam abaixo do limite de detecção do aparelho no inverno.

Tabela 3: Valor médio e desvio padrão dos metais nas amostras ($\mu\text{g/g}$) da macroalga *Ulva lactuca* na Baía do Espírito Santo e adjacências (I = inverno e V = verão). nd = não detectado.

<i>Ulva lactuca</i>		Fe	Mn	Ni	Pb	Cu	Cr	Zn	Al	Cd
Costa	I	55,02 \pm 3,41	nd	nd	49,81 \pm 2,23	2,08 \pm 0,08	0,55 \pm 0,03	4,81 \pm 0,06	nd	0,075 \pm 0,002
	V	95,34 \pm 5,05	nd	nd	0,59 \pm 0,03	1,64 \pm 0,11	0,74 \pm 0,04	4,32 \pm 0,08	nd	0,045 \pm 0,001
Carapebus	I	69,45 \pm 3,33	nd	0,61 \pm 0,03	nd	1,65 \pm 0,09	0,34 \pm 0,02	5,80 \pm 0,06	7,87 \pm 0,57	0,041 \pm 0,002
	V	41,85 \pm 2,18	nd	0,68 \pm 0,04	nd	1,20 \pm 0,05	0,54 \pm 0,03	8,31 \pm 0,03	33,52 \pm 1,51	0,063 \pm 0,002
Boi 2	I	171,35 \pm 8,57	14,05 \pm 0,81	0,47 \pm 0,02	nd	3,49 \pm 0,13	0,50 \pm 0,03	5,84 \pm 0,08	17,84 \pm 1,09	0,021 \pm 0,001
	V	44,73 \pm 2,24	29,20 \pm 1,83	nd	nd	1,44 \pm 0,07	0,89 \pm 0,03	6,61 \pm 0,05	nd	0,015 \pm 0,0002
Frade 1	I	21,14 \pm 1,04	0,20 \pm 0,01	0,17 \pm 0,01	0,40 \pm 0,02	2,07 \pm 0,10	0,15 \pm 0,01	5,69 \pm 0,08	nd	0,022 \pm 0,001
	V	149,95 \pm 9,15	191,59 \pm 3,77	nd	0,35 \pm 0,02	2,02 \pm 0,05	0,70 \pm 0,03	11,06 \pm 0,11	nd	0,029 \pm 0,002
Pier 1	I	57,93 \pm 2,90	7,02 \pm 0,10	nd	0,05 \pm 0,00	2,65 \pm 0,09	0,85 \pm 0,04	6,84 \pm 0,07	nd	0,015 \pm 0,0004
	V	96,43 \pm 4,82	0,47 \pm 0,03	0,69 \pm 0,03	nd	1,73 \pm 0,05	0,30 \pm 0,01	8,45 \pm 0,05	16,97 \pm 1,05	0,026 \pm 0,001
Pier 2	I	87,01 \pm 3,48	5,59 \pm 0,35	nd	0,99 \pm 0,06	2,88 \pm 0,11	0,50 \pm 0,03	9,42 \pm 0,06	nd	0,022 \pm 0,001
	V	41,77 \pm 2,59	56,94 \pm 2,10	1,27 \pm 0,08	0,69 \pm 0,03	1,81 \pm 0,03	0,30 \pm 0,02	6,25 \pm 0,02	14,79 \pm 0,71	0,017 \pm 0,001
Camburi 1	I	2022,26 \pm 41,66	0,17 \pm 0,01	0,75 \pm 0,04	1,37 \pm 0,08	3,02 \pm 0,21	1,17 \pm 0,04	9,47 \pm 0,06	nd	0,039 \pm 0,001
	V	259,45 \pm 10,64	63,75 \pm 1,41	0,59 \pm 0,03	nd	1,86 \pm 0,08	0,84 \pm 0,04	6,41 \pm 0,08	nd	0,018 \pm 0,001
Camburi 4	I	375,54 \pm 8,37	10,27 \pm 0,47	nd	nd	3,19 \pm 0,04	0,52 \pm 0,03	7,83 \pm 0,05	nd	0,027 \pm 0,001
	V	186,92 \pm 12,71	33,13 \pm 1,84	0,99 \pm 0,05	0,60 \pm 0,03	1,56 \pm 0,09	0,62 \pm 0,04	6,22 \pm 0,03	300,11 \pm 5,61	0,016 \pm 0,001

Tabela 4: Valor médio e desvio padrão dos metais nas amostras ($\mu\text{g/g}$) de sedimento na Baía do Espírito Santo e adjacências (I = inverno e V = verão). nd = não detectado.

Sedimento		Fe	Mn	Ni	Pb	Cu	Cr	Zn	Al	Cd
Costa	I	2067,33 \pm 103,37	11,09 \pm 0,75	nd	nd	0,53 \pm 0,02	1,52 \pm 0,07	1,30 \pm 0,07	4233,06 \pm 8,47	nd
	V	1450,53 \pm 46,42	nd	nd	nd	0,64 \pm 0,04	1,29 \pm 0,08	1,24 \pm 0,02	3365,41 \pm 17,84	nd
Carapebus	I	2505,89 \pm 85,95	56,66 \pm 2,39	nd	nd	0,74 \pm 0,04	1,21 \pm 0,06	3,71 \pm 0,06	319,10 \pm 14,36	0,010 \pm 0,0004
	V	2285,77 \pm 64,00	45,35 \pm 0,98	nd	nd	0,64 \pm 0,03	1,99 \pm 0,11	3,36 \pm 0,00	34,24 \pm 1,81	0,014 \pm 0,0004
Boi 2	I	2745,58 \pm 76,33	120,22 \pm 5,29	nd	nd	0,67 \pm 0,03	0,94 \pm 0,05	8,12 \pm 0,04	101,83 \pm 5,60	0,0015 \pm 0,0001
	V	5438,17 \pm 70,70	111,22 \pm 4,45	nd	nd	0,75 \pm 0,03	1,90 \pm 0,10	6,42 \pm 0,24	136,53 \pm 7,51	0,0042 \pm 0,0002
Frade 1	I	11453,67 \pm 513,12	135,45 \pm 3,36	nd	nd	1,65 \pm 0,08	5,12 \pm 0,17	14,98 \pm 0,09	1145,62 \pm 7,33	0,0019 \pm 0,0009
	V	3829,20 \pm 60,12	21,56 \pm 0,38	nd	nd	1,59 \pm 0,05	1,88 \pm 0,09	9,02 \pm 0,02	131,58 \pm 8,03	nd
Pier 1	I	11573,24 \pm 613,38	167,29 \pm 3,36	nd	nd	1,89 \pm 0,11	4,95 \pm 0,27	25,68 \pm 0,17	222,03 \pm 2,42	0,0032 \pm 0,0002
	V	18749,57 \pm 269,99	237,43 \pm 14,25	2,14 \pm 0,08	nd	2,14 \pm 0,10	6,22 \pm 0,30	32,66 \pm 0,26	459,46 \pm 13,88	0,010 \pm 0,0004
Pier 2	I	46024,59 \pm 2209,18	314,07 \pm 15,70	nd	1,69 \pm 0,07	1,74 \pm 0,06	8,55 \pm 0,38	36,09 \pm 0,12	1111,33 \pm 20,45	0,010 \pm 0,0003
	V	4335,74 \pm 216,79	73,65 \pm 2,13	nd	nd	0,54 \pm 0,02	1,40 \pm 0,08	4,68 \pm 0,04	28,68 \pm 1,55	nd
Camburi 1	I	9505,85 \pm 494,30	48,20 \pm 1,38	nd	nd	1,16 \pm 0,06	2,61 \pm 0,15	8,60 \pm 0,03	2789,14 \pm 8,37	nd
	V	8686,55 \pm 347,46	37,54 \pm 0,50	nd	nd	0,84 \pm 0,04	4,01 \pm 0,14	16,12 \pm 0,20	232,75 \pm 14,43	nd
Camburi 4	I	5581,90 \pm 279,10	14,97 \pm 0,24	nd	nd	0,97 \pm 0,05	2,54 \pm 0,09	10,59 \pm 0,18	2080,63 \pm 7,07	nd
	V	9802,87 \pm 411,72	16,55 \pm 0,84	nd	nd	0,82 \pm 0,04	8,19 \pm 0,43	15,35 \pm 0,15	3212,71 \pm 36,95	nd

Na macroalga *Ulva lactuca* houve correlações positivas ($p < 0,05$) entre as concentrações dos metais Fe-Cu ($r = 0,7619$) e Fe-Zn ($r = 0,8095$) no inverno e entre Mn-Cu ($r = 0,8286$) no verão.

No sedimento foram encontradas correlações positivas ($p < 0,05$) entre as concentrações dos metais Fe-Mn ($r = 0,8095$), Fe-Cu ($r = 0,9523$), Fe-Cr ($0,8809$), Mn-Cu ($r = 0,7619$), Mn-Zn ($r = 0,7857$), Cu-Cr ($r = 0,8571$), Cu-Zn ($r = 0,9285$) e Cr-Zn ($r = 0,8571$) no inverno e entre Fe-Cr ($r = 0,8095$), Fe-Zn ($r = 0,9048$), Cu-Zn ($r = 0,8503$) e Cr-Zn ($r = 0,7619$) no verão.

4.5 Avaliação do crescimento das macroalgas *in vitro* sob a influência do minério de ferro

Houve crescimento de todas as espécies, tanto no grupo controle quanto no tratamento, com exceção das espécies *Sargassum vulgare* que apresentou decréscimo no grupo tratamento (ANEXO B e Figura 17) e *Halimeda cuneata*. Esta alga foi descartada, pois apresentou decréscimo de biomassa resultante do deterioramento dos exemplares durante a semana de aclimação.

Após quatro semanas de teste todas as espécies apresentaram maior taxa de crescimento relativo no grupo controle: *U. lactuca* > *C. acicularis* > *D. marginata* > *P. capillacea* > *Z. tournefortii* > *C. isthmocladum* > *S. vulgare* (Tabela 5).

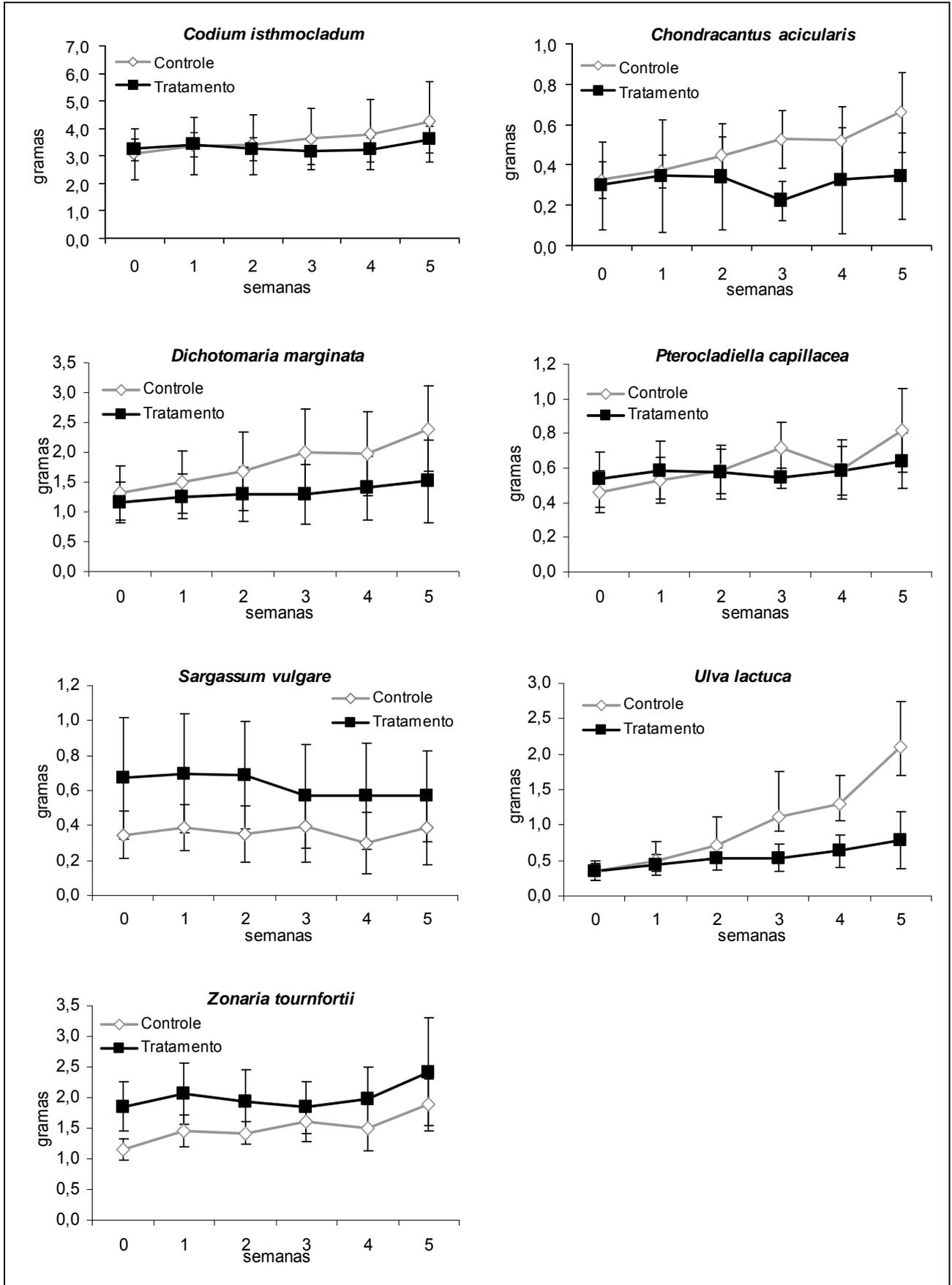


Figura 17: Média e desvio padrão do peso úmido das macroalgas durante o experimento.

Tabela 5: Taxa de crescimento das macroalgas cultivadas com e sem a presença de minério de ferro particulado. DP = desvio-padrão. * Diferença significativa para $p < 0,05$.

	Controle		Tratamento		Teste Mann-Whitney	
	média	DP	média	DP	U	p
<i>C. isthmocladum</i>	3,67	0,02	3,60	0,02	0	0,01*
<i>C. acicularis</i>	3,91	0,06	3,64	0,33	6,00	0,17
<i>D. marginata</i>	3,81	0,06	3,65	0,10	1,00	0,02*
<i>P. capillacea</i>	3,81	0,15	3,63	0,13	4,00	0,08
<i>S. vulgare</i>	3,50	0,18	3,45	0,10	6,00	0,17
<i>U. lactuca</i>	4,49	0,38	3,88	0,38	2,00	0,03*
<i>Z. tournefortii</i>	3,69	0,08	3,63	0,08	7,00	0,25

5. DISCUSSÃO

5.1 Riqueza e abundância relativa das espécies

O número de espécies de macroalgas (83) presente neste estudo é inferior ao observado por Mitchell *et al.* (1990) – 119 táxons de macroalgas – na praia de Camburi na BES. No entanto, esses autores coletaram desde o supra-litoral até a zona submersa, através de busca intensiva. Se for considerada a área amostrada (20 metros quadrados) e o posicionamento do domínio amostral (região eulitorânea), o número de espécies aqui encontrado pode ser considerado expressivo e representativo da flora local.

Algumas das espécies de macroalgas identificadas no presente estudo (*U. fasciata*, *U. flexuosa*, *G. turuturu*, *C. teedii*, *C. clavulatum* e *A. beauvoisii*) foram destacadas por Oliveira e Yaobin (2003) devido sua notável abundância ao longo da escala de tempo. Esses autores afirmaram ainda, que isso fornece uma indicação da elevada capacidade dessas espécies de tolerar a poluição.

Tanto as rodofíceas (Guimarães, 2006), as feofíceas (Crispino, 2000) quanto as clorofíceas (Mitchell & Shindo, 1977; Barata, 2004) foram previamente mencionadas para o estado do Espírito Santo, com exceção de *Ceramium filicula*, *Champia taironensis*, *Boodleopsis vaucheroidea* e *Cladophora brasiliiana*, espécies pela primeira vez citadas para o estado.

Foram identificadas 8 espécies de algas pardas apenas na BES. Nassar *et al.* (1989) citaram a ocorrência de 28 espécies pertencentes ao filo Ochrophyta para o litoral norte do Espírito Santo. Entretanto, apenas nove espécies foram citadas para a Praia de Camburi. Esses autores sugeriram que o reduzido número de espécies nesta região se deve a influência da poluição por esgotos provenientes da cidade de Vitória, aliado a grande quantidade de material em suspensão (minério de ferro) proveniente das indústrias de pelletização de minério de ferro e do porto. A sinergia desses distúrbios pode afetar tanto a diversidade quanto a cobertura das

macroalgas, comprometendo toda a comunidade da região. Nassar e Yoneshigue-Valentin (2005 e 2006), com base na capacidade de um grupo de espécies em reter minério de ferro e na variação da taxa de fotossíntese líquida de espécies na presença desse minério, sugerem que em caso de acidente com minério de ferro particulado, algumas espécies de algas seriam as mais afetadas, entre elas *Sargassum vulgare*. No entanto, no experimento de crescimento das macroalgas sob influência do minério de ferro particulado, essa espécie não apresentou diferença entre os valores médios da Taxa de Crescimento Relativo no grupo controle (TCR = 3,50) e no grupo tratamento (TCR = 3,45).

Apesar da Praia de Carapebus no inverno ter apresentado a maior riqueza de espécies (24 táxons), o inverso ocorreu com a maior parte dos demais pontos, que apresentaram a maior riqueza no verão. Arantes *et al.* (1995), que coletaram na mesma faixa do costão e, em um dos pontos estudados neste estudo (Praia de Camburi), encontraram maior riqueza de espécies nos meses de inverno.

A espécie *Caulerpa scalpelliformis*, considerada espécie exótica invasora no Brasil (Lopes *et al.*, 2009), foi observada em todos os píeres da Praia de Camburi e na Ilha do Boi 1. Essa espécie também foi uma das que mais influenciaram na formação do grupo III (píeres da Praia de Camburi). Esses autores afirmam que esta espécie vem aumentando rapidamente sua área de distribuição, chegando a deslocar dos costões rochosos, espécies antes dominantes em algumas regiões como o *Sargassum vulgare*.

Martins *et al.* (2009) mencionaram que a construção de estruturas de defesa costeira (quebra-mar) afeta a abundância relativa das comunidades entre-marés adjacentes e o transporte de sedimento e a circulação da água no ecossistema local. Grandes propostas de alterações na geomorfologia e no regime de marés podem trazer sérias consequências em termos de alterar as distribuições de contaminantes, biodisponibilidade dos contaminantes e impactos biológicos (Langston *et al.*, 2010). Em Angra dos Reis, nos locais onde *Caulerpa scalpelliformis* var. *denticulata* é invasora, observa-se densos bancos recobrendo quase 100% dos bancos, diminuindo a representatividade de espécies nativas (Falcão & Széchy, 2005). Na área de estudo esta espécie não aparenta ter um comportamento que indique a possibilidade de dano permanente. Mitchell *et al.* (1990), já haviam observado a

ocorrência da mesma espécie na BES. No entanto, devido ao seu potencial de invasão, a espécie deve ser monitorada.

Nos pontos de estudo com substrato natural, os grupos de macroalgas evidenciados na análise de agrupamento foram compostos principalmente pelos táxons: calcária articulada, *Sargassum* spp e *Ulva* spp. Mitchell *et al.* (1990) já haviam mencionado calcárias articuladas e *Ulva* spp como táxons predominantes (frequência de espécies) na região eulitorânea da Praia de Camburi, com valores médios de 93,2 e 62,4% (quadrados de 25 cm de lado), respectivamente. Segundo Moura (2000), a baixa intensidade luminosa, os ambientes de águas movimentadas e os curtos períodos de exposição aérea, são fatores que contribuem para o crescimento das calcárias articuladas do nosso litoral. O táxon *Sargassum* não foi observado nos pontos no interior da BES (Praia de Camburi) neste estudo. Mitchell *et al.* (1990) também não observaram este táxon na mesma região a aproximadamente duas décadas atrás. As espécies dominantes com ciclo de vida longo e crescimento lento, como *Sargassum*, indicam ambientes com produtividade alta e grau de distúrbios baixo (Steneck & Dethier, 1994). Essa situação foi observada nos pontos localizados nas Ilhas do Boi e do Frade e nas praias fora da BES. Taouil e Yoneshigue-Valentin (2002) na Baía de Guanabara-RJ, Oliveira e Yaobin (2003) na Baía de Santos-SP e Hédouin *et al.* (2008) na Nova Zelândia destacaram a sensibilidade a poluição das algas pardas e afirmam que estas podem servir como bons indicadores para avaliar futuras mudanças ambientais antropogênicas. Dessa forma, os pontos no interior da BES seriam os expostos as maiores pressões, principalmente, pela grande presença de minério no fundo (Nassar & Yoneshigue-Valentin, 2005) e pelo aporte de matéria orgânica oriundos do Canal Passagem (Jesus *et al.*, 2004).

O gênero *Sargassum* foi o que mais contribuiu nas amostras que reuniram os costões rochosos. Na região sublitorânea rasa, onde há disponibilidade de luz e na ausência de distúrbios, *Sargassum* é o organismo dominante, conforme descrito por Széchy e Paula (2000), para comunidades bentônicas de costões rochosos do litoral sudeste do Brasil. No presente estudo, a espécie *S. filipendula* ocorreu na Praia da Costa e Carapebus (fora da BES), *S. cymosum* na Ilha do Frade 1 e *S. vulgare* na Ilha do Boi 2 (no interior da BES próximo ao Canal da Passagem). Não foram observadas diferenças significativas no percentual de cobertura de *Sargassum* spp, entre as duas épocas do ano nos pontos externos a BES. No entanto, nas Ilhas do

Boi e do Frade o percentual de cobertura de *Sargassum* apresentou diferenças significativas, sendo a cobertura no inverno maior do que no verão. No litoral brasileiro alguns autores descrevem uma variação sazonal da abundância relativa de *Sargassum* utilizando diversas metodologias. Os estudos de Széchy e Paula (2000), Godoy e Coutinho (2002), Amado Filho *et al.* (2003), Almada *et al.* (2008) e Széchy e Sá (2008) indicaram maior abundância, de diferentes espécies do gênero, no verão.

Na análise de agrupamento o Píer 1 - verão se distanciou das demais amostras dos píeres, devido à maior abundância dos táxons *Chondracanthus* e *Ulva*. Esse ponto é bastante influenciado pela proximidade do Canal da Passagem que, recebe o lançamento dos efluentes da estação de tratamento de esgoto da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), além do aporte de esgotos domésticos, em sua maioria *in natura*, provenientes de vários bairros da Cidade de Vitória (Jesus *et al.*, 2004). Como no verão de 2010 o Estado do Espírito Santo recebeu em média 1 milhão de turistas (SETUR, 2011), conseqüentemente, houve maior aporte de nutrientes.

Dos 32 táxons de macroalgas observados no estudo de cobertura, 10 ocorreram uma única vez e 8 ocorreram apenas duas vezes durante o estudo. Segundo Wells e Wilkinson (2003), a presença de espécies efêmeras pode resultar em uma variação na composição de espécies entre meses, estações do ano e mesmo anualmente. Tais variações podem ocorrer sem que tenha relação com qualquer influência antrópica.

O número de pontos de estudo em relação ao tipo de substrato foi diferente (Costões Rochosos = 6 pontos; Formações barreiras = 3 pontos e; Matacões sobrepostos = 4 pontos), o que pode ter provocado a variação na riqueza específica entre os substratos. Fatores como exposição das ondas, profundidade próxima a costa, salinidade, influência da areia, sombreamento, tipo de rocha e uso humano podem afetar a distribuição e abundância das espécies que participam da estrutura da comunidade (Murray *et al.*, 2006). No presente estudo a estrutura (natural e artificial) e tipos (costões rochosos, formações barreiras e píeres) de substratos influenciaram na diferenciação dos grupos de organismos observados. Barbosa *et al.*, (2008) citam o tipo de substrato, a turbidez e a hidrodinâmica local como fatores

que provavelmente mais influenciam a estrutura da comunidade local. Muitos estudos, frequentemente, consideram o efeito do ambiente e os impactos antropogênicos, mas raramente, o efeito da variação de habitats (Hewitt *et al.*, 2008). No entanto, não foi objetivo desse trabalho determinar as causas da preferência por um determinado substrato.

Para caracterizar a abundância relativa através do percentual de cobertura foi utilizado amostragens não destrutivas, baseadas em níveis hierárquicos superiores a espécies (gênero e grupos de espécies), possibilitando uma análise rápida da comunidade fitobentônica. Puente e Juanes (2008) utilizaram um método para o monitoramento de macroalgas como indicador biológico baseado em níveis taxonômico superiores e no uso de táxons representativos. Seus resultados mostraram que comunidades de macroalgas apresentam resultados robustos à agregação dos táxons. A robustez dos dados obtidos na BES e arredores permitem que a metodologia empregada possa ser aplicada a outros estudos de monitoramento ambiental em regiões costeiras.

Os maiores valores dos índices ecológicos encontrados na BES e adjacências ocorreram no verão. Reis (2009) na Baía de Sepetiba (RJ), também encontrou os maiores índices de diversidade e equitabilidade no verão. Os menores valores desses índices foram encontrados nos pontos Camburi 1 e 4. Estes pontos estão localizados no interior da BES, onde ocorre um grande aporte de matéria orgânica e visível presença de minério de ferro particulado no sedimento. Amado Filho *et al.* (2003) também mencionam a tendência da diminuição da diversidade e equitabilidade na região mais interna da Baía de Sepetiba em relação a região mais próxima ao oceano. Na Baía de Guanabara (RJ), local conhecido pela alta exposição a vários tipos de poluição, inclusive portos e estaleiros, os menores valores de diversidade e equitabilidade foram encontrados na Ilha do Careca, região totalmente degradada (Teixeira *et al.*, 1987). Impactos antropogênicos em habitats marinhos foram frequentemente associados com a queda da biodiversidade, como redução da riqueza de espécies, aumento da dominância das espécies tolerantes ou a combinação de ambos os fatores (Johnston & Roberts, 2009).

5.2 Concentração de metais pesados

O menor valor de salinidade no Píer 1 - inverno (30) foi devido à proximidade do Canal da Passagem, aliado ao período de maré baixa em que foram realizadas as medições. Nesse ponto as maiores concentrações de Fe, Zn e Cd em *Ulva lactuca* ocorreram no verão onde a salinidade foi maior. O inverso foi observado por Conti e Iacobucci (2008) que afirmaram que *Ulva rigida* acumulou maiores quantidades desses metais quando a salinidade foi baixa. Embora fatores como temperatura e salinidade da água do mar afetem a concentração de metais nos organismos marinhos, deve-se ter precaução ao tentar relacioná-los com base em uma única medição desses parâmetros.

Os píeres 1 (em ambas as estações), 2 (inverno) e 3 (verão) foram os pontos que apresentaram a maior porcentagem de areia fina e muito fina. Em relação às concentrações de metais pesados nos sedimentos, os dois primeiros píeres apresentaram as maiores concentrações de Fe, Mn, Cu, Cr e Zn, além do Ni encontrado somente no sedimento do Píer 1 (verão) e do Pb encontrado somente no Píer 2 (inverno). Wasserman e Wasserman (2008) afirmam que a acumulação de material fino no ambiente costeiro tem implicações muito significativas com relação à retenção de poluentes, devido à elevada superfície específica apresentada por este tipo de material. A relação área/volume do grão mais fino é cinco vezes maior que a do grão mais grosseiro.

Os pontos no interior da BES, Praia de Camburi e píeres, são os expostos as maiores pressões, tanto pela grande presença de minério de ferro no fundo da BES (observação pessoal), quanto pelo despejo dos efluentes da estação de tratamento de esgoto da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN). Existe ainda, o aporte de esgotos domésticos, em sua maioria *in natura*, provenientes de vários bairros da Cidade de Vitória (Jesus *et al.*, 2004) e de efluentes industriais a partir do Canal da Passagem e do córrego localizado no setor norte da praia de Camburi. Esse córrego drena o sistema de lagoas da Vale do Rio Doce e vários bairros de Vitória e de Serra (CEPEMAR, 2008).

O ponto Píer 1, que fica na ponta do Canal da Passagem – um dos canais que faz a comunicação entre a Baía de Vitória e a Baía do Espírito Santo (mar) – apresentou altas concentrações de todos os metais avaliados no sedimento, com exceção do Pb que não foi detectado. Owens (1984) afirma que os rios são responsáveis pelas elevadas concentrações de Cu, Fe, Mn e Ni, seguidos de Hg, Pb, Cd e Zn em estuários e que o esgoto doméstico também foi considerado uma importante fonte de Cd e Cr, enquanto as descargas industriais colaboram com grandes cargas de Hg, Cr, e uma parte significativa de Cd, Cu, Fe, Pb, Mn e Zn, assim como a deposição atmosférica contribuiu com aproximadamente metade do Pb e Zn de entrada para o estuário, junto com substanciais proporções de Cd, Cu e Ni. Outra fonte de metais que pode ser representativa é o escoamento superficial urbano (“runoff”) que, em geral, contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo (Jesus *et al*, 2004).

Os pontos Camburi 4 e Ilha do Frade 1 foram os mesmos utilizados por Nassar *et al.* (2003) no estudo da concentração dos metais na alga parda *Padina gymnospora*. Nesses pontos os valores dos metais encontrados em *U. lactuca* foram inferiores aos encontrados para a alga parda, com exceção do Mn e Cu, que tiveram maiores concentrações na Ilha do Frade 1 no talo da alga verde.

Apesar do rigoroso processo de lavagem do talo da macroalga, os pontos localizados no interior da BES (Praia de Camburi) apresentaram altas concentrações de Fe, Al, Cu e Zn. Nassar *et al.* (2003) afirmaram que, apesar da redução da concentração de metais contidos em *Padina gymnospora*, as concentrações de Fe, Al e Cu, remanescentes após os experimentos de limpeza da alga, foram ainda mais elevados na área próxima ao depósito de minério de ferro (interior da BES) do que os valores encontrados na área não-afetada. Isto sugere que o material despejado durante anos pelas indústrias de mineração da região pode ser uma fonte de metais disponíveis para macroalgas na Praia de Camburi. Estudos sobre a especiação em ambiente marinho dos elementos desse minério devem ser realizados, para se entender a dinâmica de sua circulação na biota.

Os maiores valores da concentração de Fe em *U. lactuca* foram detectados nos pontos da Praia de Camburi e são maiores do que os encontrados por Malea e Haritonidis (2000) no Golfo Thermaikos (Grécia), por Caliceti *et al.* (2002) na Lagoa

de Veneza (Itália) e por Pérez *et al.* (2007) no Golfo de São Jorge (Argentina), locais também influenciados por efluentes urbanos e zonas industriais.

A maior concentração média de Fe em *U. lactuca* ($2022,26 \pm 41,66$) foi semelhante as concentrações encontradas próximo ao Porto de Victoria na Ilha de Hong Kong (Ho, 1990).

Os valores de zinco em *U. lactuca* variaram de 4,32 µg/g na Praia da Costa a 11,06 µg/g na Ilha do Frade 1. Estes valores são bem menores do que os encontrados na Ilha de Hong Kong (Ho, 1990), na Lagoa de Veneza (Caliceti *et al.*, 2002) e no Golfo de São Jorge (Pérez *et al.*, 2007). No entanto, Caliceti *et al.* (2002) demonstraram uma diferença marcante entre as maiores concentrações na área poluída e as menores na área não-poluída, enquanto Pérez *et al.* (2007) encontraram as maiores concentrações na área considerada não poluída.

As concentrações de Cu nas amostras de *U. lactuca* foram sempre maiores nas amostras de inverno. Esta evidência contrasta com Malea e Haritonidis (2000), que encontraram valores máximos de concentração do Cu no verão e outono. A maior concentração de Cu em *U. lactuca* na Ilha do Boi (3,49 µg/g) é semelhante ao encontrado para a mesma espécie no Golfo de São Jorge (Pérez *et al.*, 2007). Porém, é cerca de quatro vezes menor do que o encontrado na Lagoa de Veneza (Caliceti *et al.*, 2002) e na região costeira de Oporto - Noroeste de Portugal (Leal *et al.*, 1997), que são descritas como áreas industrializadas.

Níquel apresentou valores que variaram de 0,17 µg/g a 0,99 µg/g em *U. lactuca*. Esses valores são aproximadamente quatro vezes menores do que os valores relatados para a mesma espécie por Malea e Haritonidis (2000), Caliceti *et al.* (2002) e Pérez *et al.* (2007).

No verão foi detectada a maior concentração de Mn em *U. lactuca* na Ilha do Frade (191,6 µg/g). Este valor é semelhante ao encontrado por Ho (1990) na Ilha de Hong Kong e cerca de quatro vezes maior do que o encontrado em *P. gymnospora* no mesmo ponto (Nassar *et al.*, 2003) e do que o encontrado em *Ulva* na Lagoa de Veneza (Caliceti *et al.*, 2002).

A maior concentração de Al (300,11 µg/g) detectada em *U. lactuca* ocorreu no ponto Camburi 4 - local próximo ao antigo descarte de efluentes da Companhia Vale do

Rio Doce. No entanto, este valor é cerca de 250% menor do que o encontrado em *P. gymnospora* no mesmo ponto (Nassar *et al.*, 2003). A diminuição da concentração deste metal pode estar relacionada a maior capacidade de absorção desse elemento pela alga parda.

O maior valor de Pb detectado em *U. lactuca* e a maior variabilidade entre as duas épocas do ano ocorreram na Praia da Costa (0,59 µg/g no verão e 49,81 µg/g no inverno). Dentre as macroalgas estudadas por Malea e Haritonidis (2000) e Caliceti *et al.* (2002), *Ulva* também foi a alga que apresentou a maior concentração média e a maior variabilidade sazonal de Pb. Leal *et al.* (1997), além de também destacarem a variação dos valores de chumbo em *Ulva*, verificaram os menores valores deste minério no outono e inverno, o que discorda com o encontrado na Praia da Costa, neste estudo.

A concentração média de Pb encontrada em *U. lactuca* na Ilha do Frade (0,33 µg/g) foi menor do que a observada em *P. gymnospora* por Nassar *et al.* (2003) no mesmo ponto (4,53 µg/g).

As concentrações de Cr em *U. lactuca* (0,15 µg/g a 1,17 µg/g) foram semelhantes ao encontrado no Golfo de São Jorge (Pérez *et al.*, 2007) e bem menores do que os valores encontrados no Golfo Thermaikos (Malea e Haritonidis, 2000) e na Lagoa de Veneza (Caliceti *et al.*, 2002). Os dois últimos trabalhos também destacaram a variabilidade sazonal de Cr nessa macroalga. Dahab *et al.* (1990) relataram a ocorrência de valores dez vezes superiores ao da BES em algas marinhas coletadas em áreas não poluídas da Baía Mex - Mar Mediterrâneo (Egito).

Apesar de apresentar uma grande variação (0,014 a 0,075 µg/g), os valores de Cd em *U. lactuca* não apresentaram um padrão de sazonalidade. As maiores concentrações deste metal foram verificadas na Praia da Costa e Carapebus, pontos localizados fora da BES e, portanto, considerados como pontos controles. Nassar *et al.* (2003) também encontraram as maiores concentrações médias de Cd em *P. gymnospora* no ponto controle. Por outro lado, Leal *et al.* (1997) detectaram os maiores valores de Cd nas áreas consideradas impactadas. Observaram também, uma variação sazonal das concentrações deste metal com valores menores no outono e maiores na primavera. Os experimentos de Lee e Wang (2001) indicaram que a taxa de acúmulo de Cd na espécie *Ulva fasciata* aumentou,

gradativamente, com o aumento da concentração de nitrato. Estes autores afirmam, ainda, que a dependência da maioria dos nutrientes na acumulação de metais em macroalgas pode ter importantes implicações para a interpretação dos dados de biomonitoramento e também para a transferência dos metais para níveis tróficos superiores. Infelizmente, no presente estudo essa comparação não pode ser realizada.

Não foi possível observar nenhuma tendência de diminuição ou aumento das concentrações de metais em *U. lactuca* dos pontos no interior da BES em direção aos pontos fora da BES, como era esperado. Caliceti *et al.* (2002) observaram que os metais Zn, Cu e Cd mostraram uma tendência de decréscimo nas amostras realizadas no interior da Lagoa de Veneza em direção à enseada do mar do Lido. Para o Zn esta redução foi de quase de uma ordem de grandeza. Em relação ao Pb foi verificada uma tendência inversa.

Os maiores índices de correlação dos metais em *U. lactuca* foram Mn-Cu, Fe-Zn e Fe-Cu, respectivamente. O índice de correlação entre Fe-Cu ($r = 0,7619$) foi cerca de duas vezes maior do que o encontrado na Lagoa de Veneza (Caliceti *et al.*, 2002). Esta maior correlação pode está relacionada com o despejo, por mais de duas décadas, da água utilizada no processo de pelotização de minério de ferro de uma indústria no interior da BES, já que esses elementos fazem parte da composição do minério de ferro particulado (Nassar, 2001).

A sequência dos valores médios das concentrações de metais no sedimento (Fe > Al > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Cd) foi praticamente igual a encontrada no complexo industrial porto de Suape em Pernambuco (Fe > Al > V > Mn > Zn > Cr > Cu > Pb ~ Cd), com exceção dos metais Ni e V que não puderam ser comparados e da equivalência entre Pb e Cd em Pernambuco (Marques *et al.*, 2008). No entanto, a concentração de metais pesados nos sedimentos pode apresentar variação de acordo com a natureza e tamanho das partículas, razão de deposição dos metais, razão de sedimentação das partículas e a presença e/ou ausência de matéria orgânica (Perin *et al.*, 1997). Embora a contaminação por metais seja, freqüentemente, atribuída às indústrias, as fontes prováveis podem ter as mais diversas origens, tanto antrópicas quanto naturais. Os sedimentos sofrem transporte antes de virem a se depositar e, é durante este transporte que o sedimento vai se

enriquecendo com metais provenientes de fontes antrópicas. Além deste enriquecimento artificial, o material mineral que origina aquele sedimento também contém quantidades naturais de metais, que são liberados para o ambiente em escala de tempo geológica (Wasserman & Wasserman, 2008).

Não foi observada uma tendência na variação da concentração de metais nos sedimentos entre as duas épocas do ano analisadas, discordando de Giusti (2001) que fornece uma tendência geral para variação da concentração de metais, com um aumento dos valores na primavera e início do inverno, e as menores concentrações no verão e outono.

As concentrações de Cu (0,53 a 2,14 $\mu\text{g/g}$), Pb (1,69 $\mu\text{g/g}$) e Zn (1,24 a 36,09 $\mu\text{g/g}$) no sedimento foram bem menores do que os valores encontrados em regiões influenciadas pelo Porto de Boston nos Estados Unidos (Zago *et al.*, 2001) e pelos Portos de Tolo (Owen & Sandhu, 2000) e Victoria (Tang *et al.*, 2008) em Hong Kong.

As concentrações de Zn, Cu, Pb, Ni, Cr e Cd foram inferiores aquelas encontradas em sedimentos marinhos e de água doce de muitos locais ao redor do mundo, que contêm, geralmente, concentrações de 50 $\mu\text{g/g}$ para Zn, até 20 $\mu\text{g/g}$ para Cu, entre 2 e 50 $\mu\text{g/g}$ para Pb, cerca de 100 $\mu\text{g/g}$ para Ni, menos de 60 $\mu\text{g/g}$ para Cr e menos de 1 $\mu\text{g/g}$ para Cd (Bryan & Langston, 1992).

A maior concentração de Zn no sedimento foi observada no Píer 2, durante o inverno (36,09 $\mu\text{g/g}$). Este valor é cerca de dez vezes menor do que os encontrados em sedimentos do Porto de Montevideo, localizado na Baía de Montevideu no Uruguai (Muniz *et al.*, 2004). Nessa região, os autores afirmam que as maiores concentrações de Zn são, freqüentemente, associadas com a presença de esgoto e, talvez, pelo aumento da precipitação nos meses de inverno que leva ao extravazamento a drenagem dos esgotos locais.

Os valores de Cr no sedimento variaram de 0,94 a 8,55 $\mu\text{g/g}$. Estes valores foram, aproximadamente, a metade dos encontrados nos sedimentos do Porto de Tolo, em Hong Kong (Owen & Sandhu, 2000) e cerca de dez a trinta vezes menores do que o encontrado no Porto de Montevideo (Muniz *et al.*, 2004).

As concentrações de Cd, Cu, Ni e Pb também foram bem menores do que as encontradas no sedimento do Porto de Montevideu (Muniz *et al.*, 2004). Estes

autores consideraram a região do porto altamente poluída para Cu, Zn, Cr e Pb e moderadamente poluída por Ni.

5.3 Crescimento das macroalgas *in vitro* sob a influência do minério de ferro

Todas as espécies apresentaram menor taxa de crescimento relativo quando tiveram suas frondes recobertas pelo minério de ferro particulado. O tamanho das algas é, normalmente, limitado pelo meio ambiente (Lobban & Harrison, 1997), nesse caso, o minério depositado sobre as algas diminui a quantidade de luz que chega a sua superfície, reduzido a taxa fotossintética (Nassar & Yoneshigue-Valentin, 2005) e, conseqüentemente, a taxa de crescimento.

A alga verde foliácea *U. lactuca* foi a espécie que apresentou maior diferença entre as taxas de crescimento na presença e na ausência de minério de ferro. Nassar e Yoneshigue-Valentin (2005) afirmam que a fronde, com inúmeras dobras, da espécie *Ulva fasciata* favorece a retenção do particulado. Steneck e Dethier (1994) afirmam que a relação superfície/volume do talo das macroalgas influencia a retenção de material particulado. O minério de ferro particulado retido no talo das macroalgas influencia tanto o desempenho fotossintético como a absorção de metais pesados (Nassar *et al.*, 2003).

A alga parda *S. vulgare* foi a espécie que apresentou a menor taxa de crescimento quando exposta ao minério. Entretanto, não existiu diferença significativa entre os tratamentos. Reis *et al.* (2003) afirmaram que *Sargassum cymosum* possui uma taxa de crescimento relativo quase cinco vezes menor do que a macroalga *Hypnea musciformis*, em experimento que analisou a influencia de fatores bióticos no crescimento dessas espécies. Das espécies estudadas por Nassar e Yoneshigue-Valentin (2005), *Sargassum vulgare* foi uma das que mais retiveram minério de ferro.

As espécies *U. lactuca* e *D. marginata* e *C. isthmocladum* apresentaram diferenças significativas entre a taxa de crescimento relativo no cultivo com e sem minério. O estudo de Nassar e Yoneshigue-Valentin (2005) demonstrou que não apenas essas espécies, mas também: *Asparagopsis taxiformis*, *Ulva fasciata*, *Padina gymnospora*

e *Sargassum vulgare* são capazes de reter grandes quantidades de minério em seus talos, resultando na redução da fotossíntese líquida em situação de baixa irradiância, como por exemplo, em dias com alta nebulosidade. A exposição prolongada ao minério pode levar a mudanças significativas nas comunidades marinhas e, conseqüentemente, afetar diversos elos da rede alimentar, que tem as algas como produtores primários.

6. CONCLUSÕES

- O trecho do litoral estudado na BES apresenta um elevado número de espécies e uma marcante heterogeneidade nas suas abundâncias. As variações são mais relacionadas aos substratos onde ocorrem as espécies do que com a época do ano.
- *Ulva lactuca* é capaz de acumular todos os metais pesados analisados se mostrando adequada como biomonitor acumulativo do meio ambiente.
- A concentração de metais pesados nos pontos localizados no interior da BES tende a ser superior aquela observada nos pontos fora da BES.
- Os valores das concentrações de metais pesados no sedimento, geralmente, são bem menores aos encontrados em regiões contaminadas ao redor do mundo. Apesar de alguns poluentes estarem acima dos valores encontrados em outras localidades, a Baía do Espírito Santo e adjacências não apresenta situação tão crítica como inicialmente suposto.
- A contaminação por metais está também vinculada a outras fontes de impactos como, por exemplo, a eutrofização do ambiente marinho e ao escoamento superficial, já que áreas sem influência do minério apresentam altas concentrações de alguns metais.
- Algumas macroalgas podem ser utilizadas como bioindicadores e/ou biomonitores na região estudada, tais como: calcárias articuladas, *Sargassum* spp, *Caulerpa* spp, *Grateloupia* spp e *Chondracanthus* spp. O crescimento de *Codium isthmocladum*, *Dichotomaria marginata* e *Ulva lactuca* influenciado negativamente pela presença pelo minério de ferro particulado também as tornam espécies que podem ser utilizadas em monitoramentos ambientais.

Estudos com séries temporais mais longas devem ser realizados para confirmar estas conclusões.

REFERÊNCIAS

- ALMADA, C.H.B.A.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; NASSAR, C.A.G., 2008. Aspectos populacionais de *Sargassum vulgare* C. Agardh (Ochrophyta, Fucales) na Ponta do Arpoador - Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 291-298.
- AMADO FILHO, G.M.; BARRETO, M.B.B.B.; MARINS, B.V.; FÉLIX, C. & REIS, R.P. 2003. Estrutura de comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, p. 329-342.
- ARACRUZ, 2009. **Relatório de impacto ambiental (RIMA) – Estaleiro Jurong Aracruz**. Disponível em http://www.meioambiente.es.gov.br/download/RIMA_JURONG.pdf. Acesso em 28 de junho de 2010.
- ARANTES, P.V.S.; NASSAR, C.A.G.; GESTINARI, L.M.S., 1995. Comunidades de algas calcárias. **Nerítica**, Curitiba, Ed. da UFPR, v. 9, n. 1-2, p. 33-48.
- BALATA, D.; PIAZZI, L.; CINELLI, F., 2007. Increase of sedimentation in a subtidal system: Effects on the structure and diversity of macroalgal assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 351, p. 73-82.
- BARATA, D., 2004. **Clorofíceas Marinhas Bentônicas do Estado do Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 210 p.
- BARBOSA, S.O.; FIGUEIREDO, M.A.O.; TESTA, V., 2008. Estrutura e dinâmica de comunidades bentônicas dominadas por macrófitas na zona intramareal da Praia de Jacaraípe, Espírito Santo, Brasil. **Hoehnea**, v. 35, n. 4, p. 563-575.

BARRETO, M.B.B.; MCIVOR, L.; MAGGS, C.A.; FERREIRA P.C.G., 2006. Molecular systematics of Ceramium and Centroceras (Ceramiaceae, Rhodophyta) from Brazil. **Journal of Phycology**, v. 42, n. 4, p. 905-921.

BRYAN, G.W.; LANGSTON, W.J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. **Environmental Pollution**, v. 76, p. 89-131.

BULA-MEYER, G., 1997. Las especies de *Champia* (Rhodophyta: Champiaceae) de talo aplanado y una nueva del caribe colombiano. **Caldasia**, v. 19, n. 1-2, p. 83-90.

CALICETI, M.; ARGESE, E.; SFRISO, A.; PAVONI, B., 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. **Chemosphere**, v. 47, p. 443-454.

CASTELAR, B.; REIS, R.P.; BASTOS, M., 2009. Contribuição ao protocolo de monitoramento ambiental da maricultura de *Kappaphycus alvarezii* (Doty) Doty ex P.C. Silva (Areschougiaceae - Rhodophyta) na baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 23, n. 3, p. 613-617.

CEBRIAN, E.; BALLESTEROS, E., 2010. Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: Depth-related temporal variability in biomass and phenology. **Aquatic Botany**, v. 92, p. 81-85.

CEPEMAR, 2008. **Relatório de impacto ambiental (RIMA) – Projeto de ampliação do TPS do Porto de Praia Mole**. Relatório Técnico (CPM RT 520/08). Disponível em http://www.meioambiente.es.gov.br/download/RIMA_RT_520_08.pdf. Acesso em 25 de junho de 2010.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M., 1994. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth: Ed. Plymouth Marine Laboratory, chp. 5, 1-12 p.

CONTI, M.E., 2008. Environmental biological monitoring. *In*: Conti, M.E. **Biological Monitoring: Theory & Applications – Bioindicators and Biomarkers for Environmental Quality and Human Exposure Assessment**. Southampton, Boston: WIT Press, p. 1-24.

CONTI, M.E.; IACOBUCCI, M., 2008. Marine organisms as biomonitors. *In*: Conti, M.E. **Biological Monitoring: Theory & Applications – Bioindicators and Biomarkers for Environmental Quality and Human Exposure Assessment**. Southampton, Boston: WIT Press, p. 81-110.

COTO, A.C.S.P.; PUPO, D., 2009. **Flora ficológica do estado de São Paulo. Volume 3 - Ulvophyceae**. Editora Rima, São Paulo, 76p.

COUTINHO, R.; ZALMON, I.R., 2009. O Bentos de Costões Rochosos. *In*: Pereira, R.C.; Soares-Gomes, A. **Biologia Marinha**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciências, p. 281-297.

CRISPINO, L.M.B., 2000. **Feofíceas do Litoral do Estado do Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 192 p.

DAHAB, O.A.; KHALIL, A.N.; HALIM, Y., 1990. Chromium fluxes through Mex Bay inshore waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 2, p. 68-73.

ELETRONUCLEAR, 2009. **Programa de Monitoração da Fauna e Flora Marinha (PMFFM)**. Disponível em http://www.eletronuclear.gov.br/meio_ambiente/index.php?idSecao=6&idCategoria=69. Acesso em 25 de junho de 2010.

ELLIOTT, M.; JONGE, V.N., 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. **Hydrobiologia**, v. 475/476, p. 513-524.

FALCÃO, C.; SZÉCHY, M.T.M., 2005. Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta). **Botanica Marina**, v. 48, p. 208-217.

FERNANDES, S.; GUIMARÃES, S.M.P.B., 1998. Estudos taxonômicos de Gelidiales (Rhodophyta) do Estado do Espírito Santo, Brasil. *In*: DE-PAULA, E.J.; CORDEIRO-MARINO, M.; PUPO, D.; PLASTINO, E.M.; FUJII, M.T.; YOKOYA, N.S. **Anais do IV Congresso Latino-Americano de Ficologia**. São Paulo: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe, 1998, v. 2, p. 181-202.

GHILARDI, N.P.; HAYASHI, L.; BERCHEZ, F.; YOKOYA, N.S.; OLIVEIRA, E.C., 2008. An alternative environmental monitoring approach to nonindigenous species introduced for maricultural purposes: the case of *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta, Solieriaceae) cultivation in Brazil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 270-274.

GIUSTTI, L., 2001. Heavy metal contamination of brown seaweed and sediments from the UK coastline between the Wear river and the Tees river. **Environment International**, v. 26, p. 275-286.

GODOY, E.A.S. & COUTINHO, R. 2002. Can artificial beds of plastic mimics compensate for seasonal absence of natural beds of *Sargassum furcatum*? **ICES Journal of Marine Sciences**, v. 59, p. 111-115.

GUIMARÃES, S.M.P.B., 1990. **Rodofíceas Marinhas Bentônicas do Estado do Espírito Santo: Ordem Cryptonemiales**. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências/USP, 275 p.

GUIMARÃES, S.M.P.B., 2003. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do Estado do Espírito Santo, Brasil. **Hoehnea**, v. 30, p. 11-19.

GUIMARÃES, S.M.P.B., 2006. A revised checklist of benthic marine Rhodophyta from the State of Espírito Santo, Brazil. **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, n. 17, p. 145-194.

GUIMARÃES, S.M.P.B.; FUJII, M.T.; PUPO, D.; YOKOYA, N.S., 2004. Reavaliação das características morfológicas e suas implicações taxonômicas no gênero *Polysiphonia sensu lato* (Ceramiales, Rhodophyta) do litoral dos Estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 163-183.

HÉDOUIN, L.; BUSTAMANTE, P.; FICHEZ, R.; WARNAU, M., 2008. The tropical brown alga *Lobophora variegata* as a bioindicator of mining contamination in the New Caledonia Lagoon: A field transplantation study. **Marine Environmental Research**, v. 66, p. 438-444.

HEWITT, J.E.; THRUSH, S.F.; DAYTON, P.K., 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, p. 116-122.

HO, Y.B., 1990. Metals in *Ulva lactuca* in Hong Kong intertidal waters. **Bulletin of Marine Science**, v. 47, n. 1, p. 79-85.

HORTA, P.A.; AMÂNCIO, E.; COIMBRA, C.S.; OLIVEIRA, E.C., 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. **Hoehnea**, n. 28, p. 243-265.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. **Censo 2010** - Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1> e **Censo 2000** - Disponível em http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/universo.php?tipo=31o/tabela13_1.shtm&paginaatual=1&uf=32&letra=V. Acesso em 28 de dezembro de 2010.

IDEIES – Instituto de Desenvolvimento Industrial do Espírito Santo, 2010. Disponível em http://www.ideies.org.br/index.php?id=/dados_cenarios_e_tendencias/materia.php&cd_matia=1491. Acesso em 20 de dezembro de 2010.

INTEGRATED TAXONOMIC INFORMATION SYSTEM. **ITIS Organization and Partners**. Disponível em <http://www.itis.gov>. Acesso em 21 de junho de 2010.

JAMIL, K., 2001. **Bioindicators and biomarkers of environmental pollution and risk assessment**. Science Publishers Inc., 204 p.

JESUS, H.C.; COSTA, E.A.; MENDONÇA, A.S.F.; ZANDONADE, E., 2004. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, USP - São Paulo, v. 27, n. 3, p. 378-386.

JOHNSTON, E.L.; ROBERTS, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1745-1752.

JOLY, A.B. 1965. Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo**, n. 294. Botânica, São Paulo, n. 21, p. 1-393.

KAIN, J. M., 1987. Seasonal growth and photoinhibition in *Plocamium cartilagineum* (Rhodophyta) of the Isle of Man. **Phycologia**, v. 26, n. 1, p. 88-99.

LANGSTON, W.J.; POPE, N.D.; JONAS, P.J.C.; NIKITIC, C.; FIELD, M.D.R.; DOWELL, B.; SHILLABEER, N.; SWARBRICK, R.H.; BROWN, A.R., 2010. Contaminants in fine sediments and their consequences for biota of the Severn Estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, p. 68-82.

LEAL, M.C.F.; VASCONCELOS, M.T.; PINTO, I.S.; CABRAL, J.P.S., 1997. Biomonitoring with Benthic Macroalgae and Direct Assay of Heavy Metals in Seawater of the Oporto Coast (Northwest Portugal). **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 12, p. 1006-1015.

LEE, W.Y.; WANG, W.X., 2001. Metal accumulation in the green macroalga *Ulva fasciata*: effects of nitrate, ammonium and phosphate. **The Science of the Total Environment**, v. 278, p. 11-22.

LOBBAN, C.S.; HARRISON, P.J., 1997. **Seaweed Ecology and Physiology**. 2^aed. Cambridge University Press: Cambridge, 366p.

LOPES, R.M.; VILLAC, M.C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y., 2009. Capítulo 1 - Introdução. *In*: MMA - Ministério do Meio Ambiente. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. **Série Biodiversidade**, 33. Brasília - DF, 2009. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_publicacao/174_publicacao16032010050723.pdf. Acesso em 21 de junho de 2010.

MALEA, P.; HARITONIDIS, S., 2000. Use of the green alga *Ulva rigida* C. Agardh as an indicator species to reassess metal pollution in the Thermaikos Gulf, Greece, after 13 years. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, p. 169-176.

MARIANO, J.B., 2007. **Proposta de Metodologia de Avaliação Integrada de Riscos e Impactos Ambientais para Estudos de Avaliação Ambiental Estratégica do Setor de Petróleo e Gás Natural em Áreas Offshore**. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, 571 p.

MARQUES JR., A.N.; MORAES, R.B.C.; MAURAT, M.C., 2009. Poluição Marinha. *In*: Pereira, R.C.; Soares-Gomes, A. **Biologia Marinha**. 2^aed. Rio de Janeiro: Interciências, p. 505-528.

MARQUES, J.S.J.; RANGEL, T.P.; BRITO, F.P.; ALMEIDA, M.G.; SALOMÃO, M.S.M.B.; GOBO, A.A.R.; REZENDE, C.E.; SOUZA-SANTOS, L.P.; ARAÚJO-CASTRO, C.M.V.; COSTA, M.F., 2008. Distribuição de metais em sedimentos do Complexo Industrial Porto de Suape, PE. **Anais do III Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO’2008**, Fortaleza (CE), 20 a 24 de maio de 2008.

MARTINS, G.M.; AMARAL, A.F.; WALLENSTEIN, F.M.; NETO, A.I., 2009. Influence of a breakwater on nearby rocky intertidal community structure. **Marine Environmental Research**, v. 67, p. 237-245.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A., 1982. Metodologia para el estudio de la vegetacion. **Série Biologia - Monografia**, 22. Washington: The General Secretarial of the Organization of American States. 167p.

MEESE, R.J.; TOMICH, P.A., 1992. Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 165, n. 1, p. 59-73.

MITCHELL, G. J. P.; NASSAR, C. A. G.; MAURAT, M. C. S. & FALCÃO, C. 1990. Tipos de vegetação marinha da Baía do Espírito Santo sob a influência da poluição - Espírito Santo (Brasil). *In*: **Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo**. São Paulo, Anais. ACIESP, 1, p. 202-214.

MITCHELL, G. J. P.; SHINDO, N., 1977. Notas sobre as algas marinhas bentônicas de Santa Cruz, Espírito Santo – I. Chlorophyta. **Leandra**, anos VI-VII, n. 7, p. 49-61.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2009. **Biomass brasileiros**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=3648>. Acesso em 12 de maio de 2009.

MOLISANI, M.M.; MARINS, R.V. MACHADO, W.; PARAQUETTI, H.H.M.; BIDONE, E.D.; LACERDA, L.D., 2004. Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 4, p. 17-27.

MOURA, C.W.N. 2000. **Coralináceas com genículo (Rhodophyta, Corallinales) do litoral do Brasil**. Tese (Doutorado), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 264 p.

MUNIZ, P.; DANULAT, E.; YANNICELLI, B.; GARCÍA-ALONSO, J.; MEDINA, G.; BÍCEGO, M.C., 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). **Environment International**, v. 29, p. 1019-1028.

MURRAY, S. N.; AMBROSE, R. F.; DETHIER, M. N. **Monitoring Rocky Shores**. Berkeley: Ed. University of California Press, 2006. 220 p.

NASSAR, C.A.G, 2001. **Influência do Minério de Ferro Particulado sobre as Macroalgas Marinhas**. Tese de Doutorado, UFRJ/IB, Rio de Janeiro, 159 p.

NASSAR, C.A.G.; LAVRADO, H.P.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. 2002. Effects of iron-ore particles on propagule release, growth and photosynthetic performance of *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyta, Fucales). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 459-468.

NASSAR, C.A.G.; SALGADO, L.T.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; AMADO FILHO, G.M., 2003. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 123, p. 301-305.

NASSAR, C.A.G.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2005. Retenção de minério de ferro particulado e suas influência na fotossíntese Líquida das macroalgas. *In*: **Reunião Brasileira de Ficologia**, 2004. Salvador. Formação de Ficólogos: um compromisso com a sustentabilidade dos recursos aquáticos. Anais, Rio de Janeiro: Museu Nacional. Sociedade Brasileira de Ficologia (Série Livros, 10). p. 411-421.

NASSAR, C.A.G.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2006. Iron ore particles on four seaweed species from Camburi beach (Espírito Santo State, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 2/3, p. 155-159.

NASSAR, C.A.G.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; MAURAT, M.C.S.; FALCÃO, C.; MITCHELL, G.J.P., 1989. Feofíceas do litoral norte do Estado do Espírito Santo. **Ínsula**, v. 19, p. 143-168.

NUNES, J.M.; BARRETO, M.B.B.; GUIMARÃES, S.M.P.B., 2008. A família Ceramiaceae (Ceramiales, Rhodophyta) no estado da Bahia, Brasil. *In*: SENTÍES, A.G.; DRECKMANN, K.M. **Monografias Ficológicas**, v. 3, p. 75-159.

O GLOBO, 2010. **O Globo**, Rio de Janeiro, 7 maio 2010. O País, p. 19.

OLIVEIRA, E.C.; YAOBIN, Q., 2003. Decadal changes in a polluted bay as seen from its seaweed flora: the case of Santos Bay in Brazil. **Ambio**, v. 32, n. 6, p. 403-405.

OWEN, R.B; SANDHU N., 2000. Heavy metal accumulation and anthropogenic impacts on Tolo Harbour, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 174-180.

OWENS, M. 1984. Severn Estuary – An Appraisal of Water Quality. **Marine Pollution Bulletin**, v. 15, n. 11, p. 412-416.

PEREZ, A.A.; FARIAS, S.S.; STROBL, A.M.; PEREZ, L.B.; LOPEZ, C.M.; PIÑEIRO, A.; ROSES, O.; FAJARDO, M.A., 2007. Levels of essential and toxic elements in *Porphyra columbina* and *Ulva* sp. from San Jorge Gulf, Patagonia Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 376, p. 51-59.

PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; WAGENER, R.A.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S., 1997. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3017-3028.

PIAZZI, L.; BALATA, D.; CECCHERELLI, G.; CINELLI, F., 2005. Interactive effect of sedimentation and *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion on macroalgal assemblages in the Mediterranean Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 467-474.

PINEDO, S.; GARCÍA, M.; SATTA, M.P.; TORRES, M.; BALLESTEROS, E., 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 126-135.

PROVASOLI, L., 1968. Media and prospects for cultivation of marine algae. *In*: WATANABE, A.; HATORI, A (eds). Cultures and collections of algae. **Japanese Society of Plant Physiologists**, Hakone, p. 63-75.

PUENTE, A.; JUANES, J.A., 2008. Testing taxonomic resolution, data transformation and selection of species for monitoring macroalgae communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, p. 327-340.

REIS, R.P., 2009. Caracterização da assembléia fitobentônica da Praia do Katuca, Ilha da Marambaia, Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, n. 2, p. 297-304.

REIS, R.P.; LEAL, M.C.R.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. & BELLUCO, F., 2003. Efeito de fatores bióticos no crescimento de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta – Gigartinales). **Acta Botanica Brasílica**, v. 17, p. 279-286.

ROBERTS, D.A.; JOHNSTON, E.L.; POORE A.G.B., 2008. Biomonitors and the assessment of ecological impacts: Distribution of herbivorous epifauna in contaminated macroalgal beds. **Environmental Pollution**, v. 156, p. 489-503.

SANCHEZ-RODRIGUEZ, I.; HUERTA-DIAZ, M.A.; CHOUMILINE, E.; HOLGUIN-QUINONES, O.; ZERTUCHE-GONZALEZ, J.A., 2001. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 145-160.

SCANLAN, C.M.; FODEN, J.; WELLS, E.; BEST, M.A. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 162-171.

SETUR - **Secretaria de Turismo do Governo do Espírito Santo**, 2011. Disponível em http://turismo.descubraoespiritosanto.com.br/index.php?id=/comunicacao/noticias/materia.php&cd_matia=977. Acesso em 12 de janeiro de 2011.

STENECK, R.S. & DETHIER, M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal dominated communities. **Oikos**, 69: 476-498.

SZÉCHY, M. T. M.; AMADO FILHO, G.M.; CASSANO, V.; DE-PAULA, J.C.; BARRETO, M.B.B.; REIS, R.P.; MARINS-ROSA, B.V.; MOREIRA, F.M., 2005. Levantamento florístico das macroalgas da Baía de Sepetiba e adjacências, RJ: ponto de partida para o Programa GloBallast no Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, n. 3, p. 587-596.

SZÉCHY, M. T. M.; PAULA, E. J., 2000. Padrões Estruturais Quantitativos de Bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 2, p. 121-132.

SZÉCHY, M.T.M.; SÁ, A.D.F., 2008. Variação Sazonal do Epifitismo por Macroalgas em uma População de *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyceae, Fucales) da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 299-314.

TANG, C.W.; IP, C.C.; ZHANG, G.; SHIN, P.K.S.; QIAN, P.; LI, X., 2008. The spatial and temporal distribution of heavy metals in sediments of Victoria Harbour, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 57, p. 816-825.

TAOUIL, A.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 405-412.

TEIXEIRA, V.L.; PEREIRA, R.C.; MARQUES JR., A.N.; LEITÃO FILHO, C.M.; RAMOS-E-SILVA, C.A., 1987. Seasonal variations in infralittoral seaweed communities under a pollution gradient in Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). **Ciência e Cultura**, SBPC, São Paulo, v. 39, p. 423-428.

TRIBOLLET, A.D.; VROOM, P.S., 2007. Temporal and spatial comparison of the relative abundance of macroalgae across the Mariana Archipelago between 2003 and 2005. **Phycologia**, v. 46, n. 2, p. 187-197.

VERONEZ JR., P.; BASTOS, A.C.; PIZZIN, B.F.; GAVA, R.D.; QUARESMA, V.S.; SILVA, C.G., 2009. Sonar de varredura lateral e sísmica de alta resolução aplicados no estudo de ecofácies na Baía de Vitória - ES. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, n. 3, p. 411-425.

WALLNER-KERSANACH, M.; BIANCHINI, A., 2008. Metais traço em organismos: monitoramento químico e de efeitos biológicos. *In*: Neto, J.A.B.; Wallner-Kersanach, M.; Patchineelam, S.M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciências, p. 237-283.

WASSERMAN, J.C.; WASSERMAN, M.A., 2008. Comportamento de metais em sedimentos. *In*: Neto, J.A.B.; Wallner-Kersanach, M.; Patchineelam, S.M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciências, p. 197-236.

WFD - WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council of 23 rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

WELLS, E.; WILKINSON, 2003. Intertidal seaweed biodiversity of Orkney. **Coastal Zone Topics**. v. 5, p. 25-30.

WENTWORTH, C.K., 1922. A scale of grade and class term for clastic sediments. **Journal of Geology**, v. 30, p. 377-392.

WYNNE, M. J. A., 2005. Checklist of Benthic Marine Algae of the Tropical and Subtropical Western Atlantic: Second Revision. **Nova Hedwigia**, v. 129, p. 1-152.

ZAGO, C.; GIBLIN, A. E.; BERGAMASCO, A., 2001. Changes in the metal content of surficial sediments of Boston Harbor since the cessation of sludge discharge. **Marine Environmental Research**, v. 51, n. 5, p. 389-415.

ŻBIKOWSKI, R.; SZEFER, P.; LATAŁA, A., 2007. Comparison of green algae *Cladophora* sp. and *Enteromorpha* sp. as potential biomonitors of chemical elements in the southern Baltic. **Science of the Total Environment**, v. 387, p. 320-332.

ANEXO A

Sinopse da riqueza das espécies por ponto de estudo (I = inverno e V = verão).

	Praia da Costa		Ilha do Boi 1		Ilha do Boi 2		Ilha do Frade 1		Ilha do Frade 2		Pier 1		Pier 2		Pier 3		Camburi 1		Camburi 2		Camburi 3		Camburi 4		Praia de Carapebus		
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	
RHODOPHYTA																											
Compsopogonophyceae																											
Erythropeltidales																											
Erythrotrichiaceae																											
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh		X																									
Florideophyceae																											
Corallinales																											
Corallinaceae																											
<i>Arthrocardia flabellata</i> (Kütz.) Manza	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X															X	X	X
<i>Corallina officinalis</i> Linnaeus	X	X		X		X	X	X									X										X
<i>Haliptilon subulatum</i> (J. Ellis & Sol.) H.W. Johans																											X
<i>Jania adhaerens</i> J. V. Lamour																	X	X	X	X							
<i>Jania crassa</i> J. V. Lamour									X												X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphiroa beauvoisii</i> J. V. Lamour						X																					
<i>Amphiroa fragilissima</i> (L.) J. V. Lamour				X																							
<i>Amphiroa rigida</i> J. V. Lamour			X		X	X				X														X			
Bonnemaisoniales																											
Bonnemaisoniaceae																											
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevis.																	X	X	X	X							
Ceramiaceae																											
<i>Aglaothamnion cordatum</i> (Borgesen) Feldm.-Maz.		X																X						X			

	Praia da Costa		Ilha do Boi 1		Ilha do Boi 2		Ilha do Frade 1		Ilha do Frade 2		Pier 1		Pier 2		Pier 3		Camburi 1		Camburi 2		Camburi 3		Camburi 4		Praia de Carapebus		
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	
Bryopsidales																											
Bryopsidaceae																											
<i>Bryopsis pennata</i> J.V. Lamour					X	X		X	X						X												
Codiaceae																											
<i>Codium intertextum</i> Collins & Herv.	X	X					X												X	X						X	
Caulerpaceae																											
<i>Caulerpa cupressoides</i> (H. West in Vahl) C. Agardh																										X	X
<i>Caulerpa fastigiata</i> Mont.																											
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskal) J. Agardh																		X		X							
<i>Caulerpa scalpelliformis</i> (R.Br. ex Turner) C. Agardh				X							X	X	X	X		X											
Halimedaceae																											
<i>Halimeda cuneata</i> K. Hering																										X	X
Udoteaceae																											
<i>Boodleopsis vaucheroidea</i> Calderon-Saenz & Schnetter																		X				X					

ANEXO B

Peso úmido das macroalgas durante todo experimento. DP = Desvio-padrão; R = Réplica.

	Semanas	<i>Codium isthmocladum</i>						<i>Ulva lactuca</i>						<i>Sargassum vulgare</i>					<i>Zonaria tournefortii</i>						
		0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Controle	R1	2,38	2,70	2,68	3,17	2,98	3,33	0,60	0,95	1,33	2,04	1,78	2,22	0,42	0,49	0,47	0,55	0,45	0,56	1,27	1,86	1,65	2,05	1,72	2,09
	R2	3,72	3,94	4,22	4,27	4,36	4,91	0,34	0,52	0,88	1,55	1,61	3,03	0,18	0,22	0,17	0,17	0,12	0,15	0,88	1,11	1,13	1,18	1,01	1,30
	R3	2,90	3,09	3,17	3,35	3,57	3,99	0,32	0,47	0,57	0,61	0,78	1,33	0,49	0,54	0,52	0,60	0,50	0,62	1,08	1,38	1,43	1,52	1,33	1,67
	R4	4,31	4,87	4,87	5,15	5,66	6,40	0,24	0,26	0,39	0,60	1,01	1,74	0,41	0,39	0,40	0,45	0,31	0,41	1,21	1,46	1,40	1,71	1,99	2,41
	R5	2,11	2,29	2,18	2,23	2,36	2,63	0,22	0,28	0,40	0,77	1,27	2,23	0,23	0,30	0,20	0,19	0,13	0,19	1,32	1,46	1,49	1,56	1,50	1,94
	Média	3,08	3,38	3,42	3,63	3,79	4,25	0,34	0,50	0,71	1,11	1,29	2,11	0,35	0,39	0,35	0,39	0,30	0,39	1,15	1,45	1,42	1,60	1,51	1,88
	DP	0,92	1,03	1,11	1,11	1,28	1,47	0,15	0,28	0,40	0,65	0,41	0,64	0,13	0,13	0,16	0,20	0,18	0,21	0,18	0,27	0,19	0,32	0,37	0,42
Tratamento 10.0 g/L	R1	3,35	3,58	3,53	2,97	3,14	3,87	0,47	0,58	0,68	0,50	0,86	1,23	0,47	0,52	0,52	0,44	0,43	0,48	1,88	2,06	2,23	1,80	2,36	2,90
	R2	3,35	3,36	3,13	3,19	3,30	3,74	0,44	0,56	0,51	0,55	0,50	0,50	0,22	0,24	0,24	0,17	0,16	0,16	1,95	2,12	1,80	1,80	1,75	2,02
	R3	3,38	3,77	3,54	3,42	3,51	3,97	0,22	0,28	0,45	0,53	0,76	1,18	0,78	0,78	0,80	0,50	0,52	0,66	2,40	2,84	2,66	2,49	2,68	3,70
	R4	3,64	3,75	3,55	3,68	3,71	3,70	0,35	0,50	0,68	0,81	0,73	0,71	0,73	0,80	0,85	0,86	0,87	0,74	1,75	1,80	1,65	1,79	1,75	1,99
	R5	2,58	2,67	2,59	2,55	2,54	2,80	0,22	0,30	0,30	0,27	0,31	0,33	1,15	1,15	1,03	0,87	0,87	0,80	1,30	1,48	1,34	1,31	1,40	1,50
	Média	3,26	3,43	3,27	3,16	3,24	3,62	0,34	0,44	0,52	0,53	0,63	0,79	0,67	0,70	0,69	0,57	0,57	0,57	1,86	2,06	1,94	1,84	1,99	2,42
	DP	0,40	0,45	0,42	0,43	0,45	0,47	0,12	0,14	0,16	0,19	0,22	0,40	0,35	0,34	0,31	0,30	0,30	0,26	0,40	0,50	0,52	0,42	0,52	0,87
	Semanas	<i>Chondracantus acicularis</i>					<i>Dichotomaria marginata</i>					<i>Pterocladia capillacea</i>													
		0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5						
Controle	R1	0,32	0,38	0,49	0,61	0,59	0,71	1,39	1,68	1,83	2,31	2,03	2,44	0,53	0,64	0,69	0,86	0,51	0,71						
	R2	0,30	0,34	0,42	0,52	0,52	0,62	1,35	1,52	1,65	1,94	1,88	2,36	0,48	0,54	0,65	0,75	0,66	0,96						
	R3	0,22	0,27	0,34	0,34	0,31	0,39	2,02	2,25	2,73	3,06	3,13	3,55	0,29	0,34	0,40	0,49	0,35	0,44						
	R4	0,47	0,50	0,59	0,71	0,76	0,95	0,93	1,00	1,12	1,39	1,52	1,81	0,40	0,47	0,49	0,65	0,80	1,01						
	R5	0,32	0,36	0,39	0,46	0,43	0,64	0,90	1,02	1,11	1,33	1,33	1,80	0,61	0,67	0,68	0,83	0,65	0,97						
	Média	0,33	0,37	0,45	0,53	0,52	0,66	1,32	1,49	1,69	2,01	1,98	2,39	0,46	0,53	0,58	0,72	0,59	0,82						
	DP	0,09	0,08	0,10	0,14	0,17	0,20	0,45	0,52	0,66	0,71	0,70	0,71	0,12	0,13	0,13	0,15	0,17	0,24						
Tratamento 10.0 g/L	R1	0,20	0,21	0,17	0,10	0,12	0,14	1,18	1,31	1,51	1,35	1,63	1,76	0,75	0,76	0,80	0,61	0,79	0,90						
	R2	0,18	0,20	0,21	0,20	0,22	0,32	1,22	1,37	1,24	1,24	1,16	1,20	0,50	0,54	0,48	0,56	0,48	0,57						
	R3	0,12	0,13	0,15	0,17	0,19	0,26	1,63	1,74	1,93	2,10	2,20	2,60	0,37	0,43	0,46	0,45	0,48	0,65						
	R4	0,33	0,37	0,40	0,32	0,31	0,30	0,69	0,70	0,74	0,76	0,84	0,80	0,41	0,44	0,47	0,54	0,51	0,47						
	R5	0,66	0,82	0,78	0,33	0,78	0,71	1,04	1,15	1,07	1,06	1,16	1,22	0,65	0,77	0,69	0,56	0,66	0,61						
	Média	0,30	0,35	0,34	0,22	0,32	0,35	1,15	1,25	1,30	1,30	1,40	1,52	0,54	0,59	0,58	0,54	0,58	0,64						
	DP	0,22	0,28	0,26	0,10	0,26	0,22	0,34	0,38	0,45	0,50	0,53	0,70	0,16	0,17	0,16	0,06	0,14	0,16						

