

UNIVERSIDADE VILA VELHA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**DINÂMICA DA COMUNIDADE MACRO-BENTÔNICA DO
ENTREMARÉS DE COSTÕES ROCHOSOS TROPICAIS EM
MONITORAMENTOS DE LONGO-PRAZO**

DANIELA NICIOLI ESTEVAM DA SILVA SOARES

VILA VELHA
MAIO / 2017

UNIVERSIDADE VILA VELHA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**DINÂMICA DA COMUNIDADE MACRO-BENTÔNICA DO
ENTREMARÉS DE COSTÕES ROCHOSOS TROPICAIS EM
MONITORAMENTOS DE LONGO-PRAZO**

Tese apresentada à Universidade
Vila Velha, como pré-requisito do
Programa de Pós-graduação em
Ecologia de Ecossistemas, para a
obtenção do título de Doutora em
Ecologia de Ecossistemas.

DANIELA NICIOLI ESTEVAM DA SILVA SOARES

VILA VELHA
MAIO / 2017

S676d

Soares, Daniela Nicioli Estevam da Silva.

Dinâmica da comunidade macro-bentônica do entremarés de costões rochosos tropicais em monitoramentos de longo prazo / Daniela Nicioli Estevam da Silva Soares. 2017. 168 f.: il.

Orientadora: Rosana Moreira da Rocha.

Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2017.

Inclui bibliografias.

1. Ecologia. 2. Mudança climática. 3. Biodiversidade.
I. Rocha, Rosana Moreira da. II. Universidade Vila Velha.
III. Título.

CDD 577

DANIELA NICIOLI ESTEVAM DA SILVA SOARES

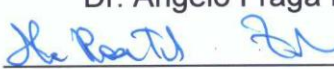
**DINÂMICA DA COMUNIDADE MACRO-BENTÔNICA DO
ENTREMARÉS DE COSTÕES ROCHOSOS TROPICAIS EM
MONITORAMENTOS DE LONGO PRAZO**

Tese apresentada à Universidade
Vila Velha, como pré-requisito do
Programa de Pós-graduação em
Ecologia de Ecossistemas, para a
obtenção do título de Doutora em
Ecologia.

Aprovada em 31 de maio de 2017,



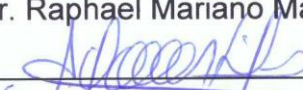
Dr. Angelo Fraga Bernardino – UFES



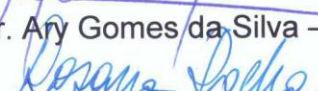
Dra. Ilana Rosental Zalmon – UENF



Dr. Raphael Mariano Macieira – UVV



Dr. Ary Gomes da Silva – UVV



Dra. Rosana Moreira da Rocha - UFPR

(Orientadora)

Dedico este trabalho aos meus pais Edmar e Eliana, cujo alicerce me impulsiona a ir além.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e alegria sempre abundantes.

A UVV pela estrutura física, suporte didático e financeiro (Edital UVV 15/2014).

Aos pesquisadores que auxiliaram a identificação do material: Dra. Diógina Barata, Dr. Eduardo Hajdu, Dr. Fabio Bettini Pitombo e Dr. Luiz Ricardo L. Simone.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela taxa escolar disponibilizada pelo Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares (PROSUP).

Ao Governo do Estado do Espírito Santo pela confiança depositada na liberação de parte do tempo necessário a conclusão da pesquisa (Portaria nº184-S, de 11/03/2014).

Ao professor Dr. Alessandro Coutinho Ramos, pois seu *pontapé* foi essencial para o início desse trabalho.

Aos amigos que, em confiança, de alguma forma contribuíram para que as barreiras fossem transpostas: Mauro Estevam, Dr. Fernando Lafayette, Henrique e Márcia Rodrigues, Pablo M. Prata, Joseany Trabach, Fabiano Novelli, Tarcísio J. Foeger, Elias Morgan e Diane Rangel.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática (LETA): Dr. Wheter Kroling, Tâmara Fuzzari, Tatiana Miura, Douglas Sousa, Isadora Flores, Diogo Fuzari, Frederico Eutrópico e tantos outros.

Aos colegas da Universidade Federal do Espírito Santo que permitiram uma rica integração: Luciana D. Thomáz e Diego Tavares (VIES), Valéria Fernandes, Lorena, Nayara, e em especial a amiga Karina Oliveira.

A minha família que ofereceu todo o suporte sacrificial e possível: Fabio e Diego meus amores, Nicoli minha irmã querida (- *Quando eu crescer quero ser como você!*), Julia, Joana, João e Henrique, que me animam nos momentos difíceis. A todas as tias, tios, primos (e agregados) amados, que toleraram as ausências e estresse.

E finalmente é com muito carinho que agradeço a pessoa que não deixou a *peteca cair*. Aprendi a ama-la de longe: minha orientadora Rosana Moreira Rocha. Com quem eu aprendi muito sobre ciência, e muito mais sobre ser profissional, ética, motivada, generosa, comprometida e tanto mais.

Aquele que habita no
esconderijo do Altíssimo, à
sombra do Onipotente
descansará. Salmos 91:1.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
CAPÍTULO 1: BIODIVERSIDADE EM COSTÕES ROCHOSOS DA ECOREGIÃO LESTE DO BRASIL.....	9
INTRODUÇÃO	10
MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
RESULTADOS.....	20
DISCUSSÃO.....	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
APÊNDICE.....	58
CAPÍTULO 2: MÉTODOS DE MONITORAMENTO DA COMUNIDADE BENTÔNICA DE COSTÕES ROCHOSOS TROPICAIS.....	60
INTRODUÇÃO	61
MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
RESULTADOS.....	72
DISCUSSÃO.....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
CAPÍTULO 3: VARIAÇÃO SAZONAL, ANUAL E INTERANUAL NA COMUNIDADE BENTÔNICA DO ENTREMARÉS DE COSTÕES ROCHOSOS DA ECOREGIÃO LESTE DO BRASIL.....	112
INTRODUÇÃO	113
MATERIAIS E MÉTODOS.....	117
RESULTADOS.....	122
DISCUSSÃO.....	142
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147
APÊNDICE.....	154
CONCLUSÕES GERAIS.....	167

RESUMO

SOARES, Daniela Nicioli Estevam da Silva, Universidade Vila Velha - ES, maio de 2017. **Dinâmica da comunidade macro-bentônica do entremarés de costões rochosos tropicais em monitoramentos de longo prazo.**

Orientadora: Rosana Moreira da Rocha.

As mudanças climáticas são uma das maiores preocupações da sociedade atual e muitos esforços de pesquisa são dedicados à análise de seus efeitos sobre a biodiversidade. Esses estudos exigem informações comparáveis em ampla escala espacial e temporal, porém, monitoramentos dessa natureza são raros. Nós comparamos dois protocolos de monitoramento de longo-prazo (Sarce e Rebentos), e geramos informações sobre a diversidade e variação espacial e temporal da comunidade bentônica do entremarés de costões rochosos da ecoregião leste do Brasil. O protocolo Sarce foi elaborado pelo Grupo Sul-americano de Investigação em rede Ecosistemas Costeiros (SARCE) no âmbito do programa internacional Census of Marine Life – NaGISA. O protocolo Rebentos foi elaborado pela Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (ReBentos) vinculada ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC). Os protocolos foram aplicados simultaneamente em três costões, durante três anos (2014 a 2016), e comparados quanto à capacidade de detecção de espécies e de mudanças. Dados primários e pretéritos foram utilizados para a avaliação da variação temporal em diferentes escalas temporais, da sazonalidade entre verões e invernos, e dos táxons e grupos funcionais mais estáveis e mais variáveis ao longo dos últimos 6 anos, considerando os níveis de zonação que eles aparecem. Nos intervalos até dois anos o protocolo Sarce apresentou maior capacidade de detecção de espécies e maior capacidade de detecção de mudanças. Essa diferença decorre da maior área total amostrada e da aleatoriedade das amostras no protocolo Sarce. O protocolo Rebentos adota quadrados fixos que reduzem a variabilidade entre as amostras, sendo mais sensível a mudanças temporais. O protocolo Rebentos exige menor tempo em campo e menor custo de monitoramento permitindo a amostragem de mais localidades em relação ao protocolo Sarce. Em geral, a maioria das espécies e grupos apresentaram variações em intervalo de tempo de seis meses ao longo de todo o estudo e pouco dessa variação é explicada por diferenças sazonais entre verão e inverno ou culminaram em tendências em um prazo maior. As tendências de variação observadas foram evidentes na maioria das vezes, apenas no intervalo de dois anos, sendo dependentes do nível, do grupo e do costão analisados. Este é o primeiro registro da diversidade bentônica dos costões rochosos da região, pois a maioria dos estudos existentes são trabalhos acadêmicos não publicados. Além da alta diversidade encontrada (130 táxons) de macroalgas e invertebrados, os resultados também mostraram a presença de espécies locais, sugerindo a unicidade de cada local estudado, e servem de referência para o monitoramento dos efeitos de mudanças climáticas na costa.

PALAVRAS-CHAVE: protocolos de monitoramento, mudanças climáticas, variação espacial e temporal, biodiversidade.

ABSTRACT

SOARES, Daniela Nicioli Estevam da Silva, Universidade Vila Velha - ES, may 2017. **Dynamics of macrobenthic community of tropical rocky coastlines in long-term monitoring programs.** Guidance: Rosana Moreira da Rocha.

Climatic change is a major concern of the current society and many research efforts are dedicated to analyzing its effects on biodiversity. These studies demand information obtained from long-term monitoring programs. We compare two monitoring protocols (Sarce and Rebentos), and generate information on the diversity and temporal-spatial variations of benthic community of the intertidal rocky shores of the eastern Brazil ecoregion. The Sarce protocol was developed by the South American Research Group on Coastal Ecosystems (SARCE) under the international program Census of Marine Life - NaGISA. The Rebentos protocol was developed by the Monitoring Network for Coastal Benthic Habitats (Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos) connected to the Coastal Zones Sub-Network of the Climate Network (Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima – MCT) and to the National Institute of Science and Technology for Climate Change (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas – INCT-MC). The protocols were applied simultaneously in three rocky shores, during three years (2014 the 2016), and compared for the capacity of detention of species and changes. Previous data were used to evaluate the possible variation in different time scales and seasonality between summers and winters in the intertidal communities, and what level of zonation do they appear. The Sarce protocol presented, in up to two years, greater capacity of detention of species and greater capacity of detention of changes. This difference arises from the largest total area sampled and the randomness of the samples in the Sarce protocol. The Rebentos protocol adopts fixed quadrats that reduce the variability between the samples, being more sensible to temporal changes. That potocol requires less time in sampling and lower cost of monitoring, allowing the sampling more localities in relation to the Sarce protocol. In general, most species and groups presented variations in a short period of time (six months) throughout the study and little of this variation it is explained by seasonal differences between summer and winter or culminated in trends over a longer period. The observed trends of variation over time are evident most of the time only in the interval of two years, and are dependents on the level, the group and the rocky shore analyzed. This is the first record of the benthic diversity of the rocky shores of the region, since most os the existing studies is not published academic works. In addition to the high diversity (130 taxa), the results also showed the presence of local species, suggesting the unicity of each studied place, and serve of reference for monitoring the effects of climatic changes.

KEY WORDS: monitoring protocols, climatic changes, spatial-temporal variation, biodiversity.

INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas têm causado diversos impactos nos ecossistemas costeiros e marinhos (Bijma et al. 2013; Wernberg et al. 2011). O aumento da temperatura tem efeitos em vários níveis ecológicos (Barry et al. 1995; Helmuth et al. 2006; Doney et al. 2012), e em várias escalas temporal e espacial (Poloczanska et al. 2016; Moore et al. 2011). Alterações na distribuição das espécies são associadas à variação na temperatura da água do mar, nas quais as espécies adaptadas à águas frias têm sua distribuição recuada em direção aos polos, enquanto as espécies típicas de água quente avançam em direção aos polos, com consequências diversas para as comunidades locais (Hawkins et al. 2008). Espécies introduzidas têm colonizado áreas que, em condições anteriores ao aquecimento não tinham sucesso, acarretando principalmente a redução da biodiversidade (Ling 2008; Dutertre et al. 2010).

Há, ainda, a interação entre as mudanças climáticas e os impactos antropogênicos não climáticos, como a redução da qualidade da água e a sobre-exploração de recursos naturais (Russell et al. 2009; Williams et al. 2016). O aquecimento decorrente das mudanças climáticas intensifica a eutrofização de águas costeiras e as populações de algas pardas tendem a ser substituídas por algas filamentosas oportunistas. O resultado é a redução da diversidade bentônica, uma vez que as algas pardas são formadoras de fronde e abrigam outras espécies que dependem dos benefícios dessa estrutura como, proteção das ondas, abrigo contra predadores, retenção de sedimento e matéria orgânica (Schiel 2006, Bertocci et al. 2010, Takolander et al. 2017). As algas calcárias articuladas têm um papel semelhante e sua susceptibilidade a acidificação da água do mar também gera perda de diversidade (Ramos et al. 2010, Fabricius et al. 2014; Kram et al. 2015). Apesar da escassez de estudos sobre o tema (Coutinho et al. 2016), é esperado que os impactos das mudanças climáticas no Brasil ocorram de forma heterogênea em virtude da diversidade de ecossistemas e climas existentes. Provavelmente, as comunidades marinhas da costa brasileira já estão respondendo às mudanças climáticas (Bernardino et al. 2015), mas a carência de séries temporais de dados limita essa análise (Turra et al. 2016).

A previsão dos efeitos das mudanças climáticas sobre os ecossistemas requer dados biológicos e ambientais de longo prazo, comparáveis no tempo e espaço (Helmuth et al. 2016; Hawkins et al. 2017), porém tais monitoramentos são raros (Dauvin 2010; Turra et al. 2013). A maioria dos monitoramentos foi iniciada há poucas décadas ou é composta de intervalos descontínuos no tempo e no espaço. Além disso, as séries de dados temporais existentes foram iniciadas para atender a outros objetivos não relacionados às mudanças climáticas (Dauvin 2010). Os dados de captura, da atividade pesqueira, por exemplo, são base para os estudos sobre as modificações na distribuição geográfica das espécies marinhas (Ducklow et al. 2009). No entanto, o aproveitamento de dados obtidos com diferentes objetivos é limitado de várias formas, como em função da descontinuidade do monitoramento, das mudanças das espécies ou grupos alvos, e da resolução temporal e espacial heterogênea ou inadequada (Adrian et al. 2012). Além disso, existem incompatibilidades em função da natureza distinta dos estudos. O monitoramento da recuperação de um ecossistema após um derrame de óleo, por exemplo, apesar de fornecer dados importantes sobre a resiliência do ecossistema, tem natureza distinta já que o impacto é pontual e apenas uma pequena porção dele mantém seu efeito ao longo do tempo com tendência geral de redução gradativa (Esler et al. 2017). As mudanças climáticas são progressivas e seus impactos tendem a se agravar com o tempo. Em algumas situações pode não haver períodos amenos o suficiente para a recuperação de uma população afetada (Adrian et al. 2012). Outro aspecto distinto do monitoramento dos efeitos de mudanças climáticas é que estes tendem a ser generalizados no espaço, sendo improvável haver áreas de referência próxima para a comparação entre áreas afetadas e não afetadas (Underwood 1994). Da mesma forma as comparações entre momentos antes e depois do impacto são limitadas, pois a maioria dos monitoramentos é iniciada com as mudanças climáticas em curso.

Os métodos e os dados disponíveis influenciam a capacidade de identificação de mudanças (Wiens et al. 2001) e por isso as séries de dados necessárias à avaliação dos efeitos de mudanças climáticas e de outros estressores de ampla escala espacial e temporal devem ser obtidas com metodologia adequada a estes objetivos. Apesar da dificuldade de avaliar bem mudanças temporais e espaciais por meio de um único método (Bijleveld et al.

2012), é necessário uma padronização mínima da metodologia do monitoramento, geralmente estabelecida em protocolos de monitoramento. A metodologia depende dos objetivos do monitoramento e das informações disponíveis em relação a estes objetivos. Se existem informações sobre o impacto (natureza do impacto, duração, frequência, intensidade) e sobre o ecossistema (estrutura, dinâmica, resiliência) a metodologia do monitoramento pode ser direcionada a detecção de mudanças esperadas por meio de indicadores específicos (Caza et al. 2016). No entanto, se essas informações são escassas, como na maioria dos casos, o monitoramento precisa gerar tais informações ao mesmo tempo em que é capaz de identificar mudanças (Bertocci et al. 2005). Os ecossistemas e os impactos são dinâmicos, por isso a construção de um protocolo de monitoramento de longo prazo é complexa e exige atualização constantemente. O próprio conhecimento adquirido ao longo do monitoramento elucida novos desafios (Wiens et al. 2001).

Este estudo avaliou dois protocolos de monitoramento de longo prazo (Sarce e Rebentos) e gerou informações que são fundamentais a implementação de programas de monitoramento na ecoregião leste do Brasil (Spalding et al. 2007). O protocolo aqui designado por Sarce foi elaborado pelo Grupo Sul-americano de Investigação em Rede Ecossistemas Costeiros (SARCE). Esta rede foi criada para avaliar e monitorar a diversidade marinha ao longo das costas Pacífica e Atlântica (incluindo o Caribe) da América do Sul, e em uma colaboração internacional, tem dado continuidade ao programa Census of Marine Life – NaGISA. O programa NaGISA foi iniciado com o objetivo principal de levantar a diversidade global dos ambientes marinhos e estabeleceu um protocolo de amostragem de ambientes bentônicos, adaptado pelo grupo SARCE aos ecossistemas da América do Sul (Miloslavich et al. 2016). No Brasil, a Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (ReBentos) elaborou um protocolo de referência para pesquisa em ambientes rochosos, contemplando uma padronização mínima de procedimentos e diretrizes gerais para a coleta de dados em estudos de longo prazo. A ReBentos é vinculada à Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima (MCT) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC). O protocolo de monitoramento elaborado pela ReBentos tem a finalidade de, por meio de sua aplicação em vários locais, proporcionar uma série histórica sobre a biodiversidade bentônica, capaz de subsidiar a detecção dos

efeitos das mudanças ambientais regionais e globais sobre ao longo da costa brasileira (Coutinho et al. 2015). Ambos os protocolos foram elaborados por uma rede de especialistas, portanto existe um arcabouço técnico robusto por trás de cada metodologia. No presente estudo alguns aspectos desses protocolos foram comparados sem a pretensão de desqualificar um ou outro protocolo.

No primeiro capítulo é apresentada uma caracterização da comunidade bentônica e do ambiente, incluindo informações sobre a diversidade e o padrão de zonação das espécies, da temperatura, inclinação e rugosidade da rocha, que são algumas das variáveis ambientais de relação direta com a comunidade bentônica. A inclinação é apresentada na forma de um mapa topográfico de cada costão estudado. Neste capítulo também é apresentada a análise da heterogeneidade espacial da comunidade bentônica utilizando dados da aplicação do protocolo Sarce nos períodos de verão e inverno de 2015.

No capítulo dois a aplicação simultânea dos protocolos foi utilizada para a comparação da capacidade de cada protocolo (Sarce e Rebentos) na detecção de espécies e na detecção de mudanças na comunidade. Foram realizadas cinco amostragens semestrais entre o verão de 2014 e o verão de 2016. Outros aspectos, como custo e tempo, também foram contemplados na discussão deste capítulo.

No capítulo três foram analisadas as mudanças em diferentes escalas temporais, uma vez que a escolha da escala temporal é uma questão crítica em monitoramentos de longo prazo. Para isso, os dados de três anos de monitoramento semestral foram utilizados para avaliar a dinâmica da comunidade em diferentes intervalos de tempo entre seis meses e seis anos, juntamente com dados pretéritos oriundos de outro estudo no mesmo local.

Ao final é apresentada uma conclusão geral sobre a dinâmica da comunidade bentônica em monitoramentos de longo prazo e das implicações com relação às metodologias de levantamento de dados úteis ao estudo dos efeitos das mudanças climáticas na costa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIAN R, GERTEN D, HUBER V, WAGNER C, SCHMIDT SR. 2012. Windows of change: temporal scale of analysis is decisive to detect ecosystem responses to climate change. *Mar Biol* 159: 2533–2542.
- BERNARDINO AF, NETTO SA, PAGLIOSA PR, BARROS F, CRISTOFOLETTI RA, ROSA-FILHO JS, COLLING A, LANA PC. 2015. Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. *Estuar Coast Shelf S* 166: 74 – 82.
- BARRY JP, BAXTER CH, SAGARIN RD, GILMAN SE. 1995. Climate-related, long-term faunal changes in a California rocky intertidal community. *Science* 267 (5198): 672 – 675.
- BERTOCCI I, MAGGI E, VASELLI S, BENEDETTI-CECCHI L. 2005. Contrasting effects of mean intensity and temporal variation of disturbance on a rocky seashore. *Ecology* 86(8): 2061 – 2067.
- BERTOCCI I, ARENAS F, MATIAS M, VASELLI S, ARAÚJO R, ABREU H, PEREIRA R, VIEIRA R, SOUSA-PINTO I. 2010. Canopy-forming species mediate the effects of disturbance on macroalgal assemblages on Portuguese rocky shores. *Mar Ecol Prog Ser* 414: 107-116.
- BIJLEVELD AI, VAN GILS JA, VAN DER MEER J, DEKINGA A, KRAAN C, VAN DER VEER HW, PIERSMAN T. 2012. Designing a benthic monitoring programme with multiple conflicting objectives. *Methods Ecol Evol* 3: 526 – 536.
- BIJMA J, PÖRTNER HO, YESSON C, ROGERS AD. 2013. Climate change and the oceans – What does the future hold? *Mar Pollut Bull* 74: 495–505.
- CAZA F, CLEDON M, ST-PIERRE Y. 2016. Biomonitoring climate change and pollution in marine ecosystems: A review on *Aulacomya ater*. *J Mar Biol* 7183813.
- COUTINHO R ET AL. 2016. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. *Braz J Oceanogr* 64 (sp2): 27-36.
- COUTINHO R ET AL. 2015. Monitoramento de longo prazo de costões rochosos. In: TURRA A, DENADAI MR (org.). *Protocolos para o Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros*. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 258.

- DONEY SC, RUCKELSHAUS M, DUFFY E, BARRY JP, CHAN F, ENGLISH CA, GALINDO HM, GREBMEIER JM, HOLLOWED AB, KNOWLTON N, POLOVINA J, RABALAIS NN, SYDEMAN WJ, TALLEY LD. 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. *Annu Rev Mar Sci* 4: 11 – 37.
- DAUVIN JC. 2010. Benthic time-series observations in North-eastern European Marine Station: Is a European label needed? *Mar Pollut Bull* 60 (4): 483 – 488.
- DUCKLOW HW, DONEY SC, STEINBERG DK. 2009. Contributions of long-term research and time-series observations to marine ecology and biogeochemistry. *Annu Rev Mar Sci* 1: 279–302.
- DUTERTRE M, BENINGER PG, BARILLÉ L, PAPIN M, HAURE J. 2010. Rising water temperatures, reproduction and recruitment of an invasive oyster, *Crassostrea gigas*, on the French Atlantic coast. *Mar Environ Res* 69: 1 – 9
- ESLER D, BALLACHEYA BE, MATKIN C, CUSHING D, KALERD R, BODKINA J, MONSONA D, ESSLINGERA G, KLOECKER K. 2017. Timelines and mechanisms of wildlife population recovery following the *Exxon Valdez* oil spill. *Deep-Sea Research Part II*.
- FABRICIUS KE, DE'ATH G, NOONAN S AND UTHICKE S. 2014 Ecological effects of ocean acidification and habitat complexity on reef-associated macroinvertebrate communities. *Proc R Soc B* 281: 20132479.
- HELMUTH B, MIESZKOWSKA N, MOORE P, HAWKINS SJ. 2006. Living on the edge of two changing worlds: Forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 37:373–404.
- HELMUTH ET AL. 2016. Long-term, high frequency in situ measurements of intertidal mussel bed temperatures using biomimetic sensors. *Scientific Data* 3: 160087.
- HAWKINS SJ, MOORE PJ, BURROWS MT, POLOCZANSKA E, MIESZKOWSKA N, HERBERT RJH, JENKINS SRJ, THOMPSON RC, GENNER MJ, SOUTHWARD AJ. 2008. Complex interactions in a rapidly changing world: responses of rocky shore communities to recent climate change. *Climate Res* 37: 123-133.
- HAWKINS SJ; EVANS AJ; MIESZKOWSKA N; ADAMS LC; BRAYD S; BURROWS MT; FIRTH LB; GENNER MJ; LEUNG KMY; MOORE PJ; PACK K; SCHUSTER H; SIMS DW; WHITTINGTON M. 2017.

- Distinguishing globally-driven changes from regional- and local-scale impacts: The case for long-term and broad-scale studies of recovery from pollution. *Mar Pollut Bull* *in press*.
- KRAM SL, PRICE NN, DONHAM EM, JOHNSON MD, KELLY ELA, HAMILTON SL AND SMITH JE. 2015. Variable responses of temperate calcified and fleshy macroalgae to elevated pCO₂ and warming. *ICES J Mar Sci* 73 (3): 693-703.
- LING, S.D., 2008. Range expansion of a habitat-modifying species leads to loss of taxonomic diversity: a new and impoverished reef state. *Oecologia* 156, 883–894.
- MILOSLAVICH ET AL. 2016. Benthic assemblages in South American intertidal rocky shores: biodiversity, services, and threats. In: RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R (ed.) *Marine Benthos: Biology, Ecosystem Functions and Environmental Impact*, Nova Science Publisher, p. 83-138.
- MOORE PJ, THOMPSON RC, HAWKINS SJ. 2011. Phenological changes in intertidal con-specific gastropods in response to climate warming. *Glob Change Biol* 17: 709 – 719.
- POLOCZANSKA ES, BURROWS MT, BROWN CJ, GARCÍA MOLINOS J, HALPERN BS, HOEGH-GULDBERG O, KAPPEL CV, MOORE PJ, RICHARDSON AJ, SCHOEMAN DS AND SYDEMAN WJ. 2016. Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Front Mar Sci* 3:62.
- RUSSELL BD, THOMPSON JAI, FALKEMBERG LJ, CONNELL SD. 2009. Synergistic effects of climate change and local stressors: CO₂ and nutrient-driven change in subtidal rocky habitats. *Glob Change Biol* 15: 2153 – 2162.
- RAMOS RJ, TRAVASSOS MP, LEITE GR. 2010. Characterization of macrofauna associated with articulated calcareous algae (Corallinaceae, Rhodophyta) occurring in a hydrodynamic gradient on the Espírito Santo state coast, Brazil. *Braz J Oceanogr* 58(4):275-285.
- SCHIEL DR. 2006. Rivets or bolts? When single species count in the function of temperate rocky reef communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 338 (2): 233 – 252.
- TAKOLANDER A, CABEZA M, LESKINEN E. 2017. Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: A systematic review. *J Sea Res* *in press*.

- TURRA A, CRÓQUER A, CARRANZA A, MANSILLA A, ARECES AJ, WERLINGER C, MARTÍNEZ-BAYÓN C, NASSAR CAG, PLASTINO E, SCHWINDT E, SCARABINO F, CHOW F, FIGUEROA FL, BERCHEZ F, HALL-SPENCER JM, SOTO LA, BUCKERIDGE MS, COPERTINO MS, SZECHY MT, GHILARDI-LOPES N, HORTA P, COUTINHO R, FRASCHETTI S, LEÃO ZMAN. 2013. Global environmental changes: setting priorities for Latin American coastal habitats. *Glob Change Biol* 19(7): 1965 – 1969.
- UNDERWOOD AJ. 1994. On Beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol Appl* 4 (1): 3 – 15.
- WERNBERG T, RUSSELL BD, MOORE PJ, LING SD, SMALE DA, CAMPBELL A, COLEMAN MA, STEINBERG BD, KENDRICK GA AND CONNELL SD. 2011. Impacts of climate change in a global hotspot for temperate marine biodiversity and ocean warming. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 7-16.
- WIENS JA, DAY RH, MURPHY SM, PARKER KR. 2001. On drawing conclusions nine years after the Exxon Valdez oil spill. *The Condor* 103: 886 – 892.
- WILLIAMS GA, HELMUTH B, RUSSELL BD, DONG YW, THIYAGARAJAN V, SEURONT L. 2016. Meeting the climate change challenge: Pressing issues in Southern China and SE Asian coastal ecosystems. *Region Stud Mar Sci* 8 (3): 373 – 381.

**CAPÍTULO 1: BIODIVERSIDADE EM COSTÕES ROCHOSOS DA
ECOREGIÃO LESTE DO BRASIL.**

INTRODUÇÃO

Os estudos sobre a biodiversidade têm sua importância dado o conhecimento que agregam quanto à quantidade e qualidade do patrimônio biológico local, regional e global, bem como constituem requisitos prévios aos estudos experimentais e a monitoramentos de longo prazo (Little et al. 2009). As comunidades bentônicas marinhas apresentam diversidade elevada e têm sido, historicamente, alvo de estudos ecológicos (Bertocci et al. 2007), análises de impacto ambiental relacionadas à poluição (Yap e Cheng 2009) e, mais recentemente, do estudo dos efeitos de mudanças climáticas (Fabricius et al. 2014, Gubelit 2015). As regiões entremarés são particularmente importantes neste último caso, pois constituem ambientes transicionais que recebem diretamente o impacto da elevação da temperatura (Kordas et al. 2014) e das mudanças no nível do mar (Jackson e McIlvenny 2011).

Os costões rochosos originados de afloramentos cristalinos estão distribuídos na costa Brasileira principalmente entre a Bahia e Santa Catarina, porém a maioria dos estudos da comunidade bentônica foi desenvolvida nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. O Espírito Santo, mesmo com um número menor de estudos em relação aos outros estados da região sudeste, detém a maior diversidade de algas do Brasil (Menezes et al. 2015) e inúmeras espécies de invertebrados de importância ecológica e econômica (Miloslavich et al. 2016). No Espírito Santo predominam os costões de rocha granítica no litoral sul e recifes carbonáticos e de arenito ferruginoso no litoral central e norte. A distribuição vertical dos organismos caracteriza-se pela presença de *Echinolittorina ziczac* (Gmelin, 1791) e espaços vazios no supralitoral, *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842), *Chthamalus bisinuatus* (Pilsbry, 1916) e *Chthamalus proteus* Dando & Southward, 1980 mais abundantes nos níveis superior e médio do mesolitoral, e tapetes de algas calcárias articuladas no nível inferior. Esses tapetes são ricos em algas dos gêneros *Arthrocardia*, *Corallina*, *Jania* e *Amphiroa* e em invertebrados que são beneficiados pela heterogeneidade do habitat e pela retenção da matéria orgânica e sedimento nos emaranhados formados pela estrutura das algas (Barbosa et al. 2008, Ramos et al. 2010, Zamprogno et al. 2012, Miloslavich et al. 2016).

Estima-se um total de 491 espécies de macroalgas marinhas de ocorrência no litoral do ES coletadas em diversos habitats bentônicos como

costões, lateritos, estuários, rodolitos, ilhas, recifes, talude e fundo marinho (Nassar et al. 1989, Nassar et al. 2001, Miossi et al. 2004, Fujii e Santies 2005, Nalesso et al. 2005, Barata e Fujii 2006, Yoneshigue-Valentin et al. 2006, Berchez et al. 2009, Amado-Filho et al. 2010, Nauer et al. 2015). Por outro lado, com poucas exceções (Zamprogno et al. 2012, Gomes et al. 2014, Miloslavich et al. 2016), boa parte do registro que descreve a biodiversidade de invertebrados bentônicos da costa capixaba está contida em dissertações e teses não publicadas (material suplementar).

O litoral de Anchieta apresenta uma diversidade de habitats bentônicos costeiros incluindo um estuário, manguezais, praias arenosas, costões rochosos e lateritos, e em sua porção marinha encontram-se ilhas e bancos de rodolitos que garantem uma elevada diversidade de macrobentos, peixes e tartarugas marinhas, constituindo ainda rota de cetáceos. A importância ecológica do litoral foi reconhecida na criação de duas unidades de conservação costeiras: Reserva de Desenvolvimento Sustentável Papagaio destinada à proteção de manguezais e Área de Proteção Ambiental Municipal Tartaruga, destinada à proteção de praias onde existe nidificação de tartarugas. A presença de costões rochosos próximos a estas áreas têm papel fundamental no fornecimento de alimento para tartarugas marinhas (Wallace et al. 2010) e peixes de interesse comercial. No entanto, esses habitats continuam ameaçados pela ampliação das pressões antrópicas de ocupação da zona costeira, tal como da indústria portuária e consequente expansão urbana desordenada (Pinheiro et al. 2010, Pardal-Souza et al. 2016).

Diante disso, torna-se necessário ampliar o conhecimento das comunidades bentônicas para subsidiar as políticas de zoneamento e ordenamento do uso e ocupação da costa. Vale acrescentar que muitos ambientes encontram-se altamente modificados, sendo, portanto, o estudo da estrutura da comunidade, requisito importante de ações de recuperação e de medidas de mitigação e compensação dos impactos. Este estudo contempla a caracterização das comunidades bentônicas dos costões rochosos de três áreas do litoral sul do Espírito Santo, com detalhamento do padrão de zonação das espécies. Os resultados mostram grande diversidade em relação a outros costões rochosos estudados na costa brasileira e presença de espécies locais, sugerindo a unicidade de cada local estudado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O litoral do Espírito Santo está totalmente inserido na ecorregião Leste do Brasil, na província Atlântico Sudoeste Tropical e domínio Atlântico Tropical. No limite norte está a ecorregião Nordeste do Brasil e em direção ao oceano está a ecorregião dos arquipélagos de Trindade e Martim Vaz. No limite sul, está a ecorregião Sudeste do Brasil (Spalding et al. 2007). Dessa forma, a costa capixaba é considerada como a zona de transição entre as regiões tropical e temperada quente (Horta et al. 2001), sendo cercada por áreas de diversidade bentônica e de águas quentes, como a região de Abrolhos no litoral norte da Bahia, bem como de áreas de alta produtividade e águas frias, como a região de Cabo Frio no litoral do Rio de Janeiro. O litoral do Espírito Santo é caracterizado por tabuleiros terciários da Formação Barreiras, planícies flúvio-marinhas quaternárias na região norte e os afloramentos e promontórios cristalinos pré-cambrianos distribuídos na porção central e sul do litoral, além de formações biogênicas como os bancos de rodolitos próximos à costa, a partir de 4 m de profundidade, no litoral sul (Albino et al. 2006, Villas-Boas et al. 2015).

O estudo foi conduzido no município de Anchieta, litoral sul do estado (Fig. 1), onde grande parte da linha de costa é constituída por afloramentos de rochas cristalinas (Albino et al. 2006). O município de Anchieta apresenta clima quente e úmido, com estações secas no outono (abril a setembro) e maior quantidade de chuvas na primavera-verão (outubro a março), com precipitação anual variando entre 950 e 2.450 mm e a precipitação mensal média variando entre 52 (junho) e 235 mm (dezembro). A temperatura média anual varia entre 22,5 e 26,5 °C, sendo fevereiro o mês mais quente (média de 28 °C) e julho o mês mais frio (média de 22,5 °C), com médias das máximas entre 25,5 e 31,5 °C, e médias das mínimas em torno de 16 e 22 °C.

A direção predominante dos ventos entre agosto e maio é de NE com velocidades médias oscilando entre 4,6 e 5 m/s, oriundos do Oceano Atlântico em função das massas aquecidas Tropical Atlântica e Equatorial. Entre abril e julho predominam ventos de direção SW com velocidades médias entre 4,1 e 4,5 m/s devido à massa Polar Atlântica. A hidrodinâmica da região é

caracterizada pela predominância de ondas de norte-nordeste (N-NE) durante o verão e ondas de sul (S) durante o inverno, e por marés semi-diurnas com predomínio de micromarés com amplitude de 1,8 m (-0,1 a 1,7 m).

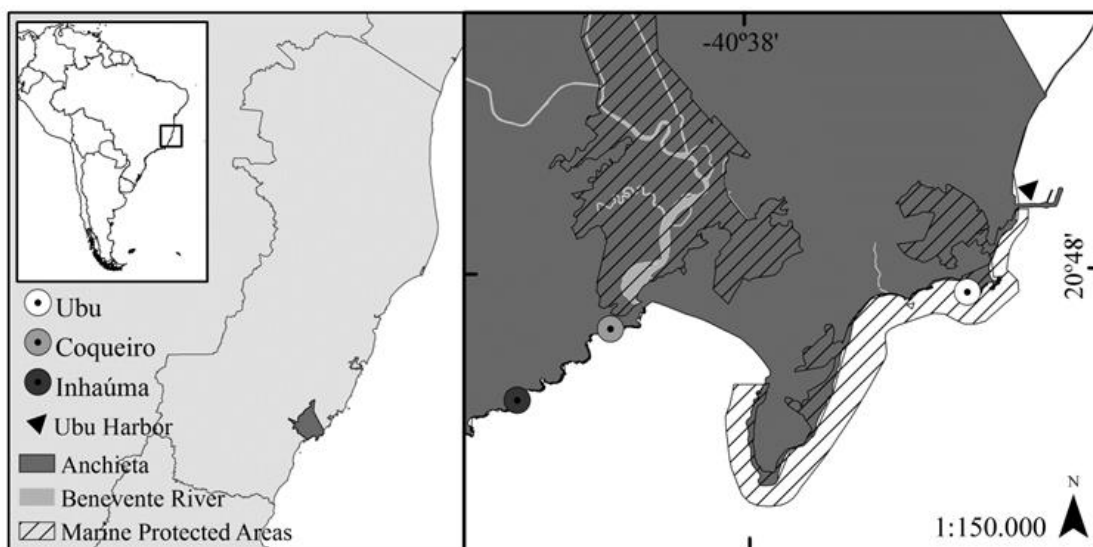


Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a costa sudeste do Espírito Santo e os locais de amostragem: Ubu, Coqueiro e Inhaúma.

Três localidades foram estudadas, distantes entre si por 2,5 a 10 km: Ubu, Coqueiro e Inhaúma (Fig. 1). O costão de Ubu está localizado na Área de Proteção Ambiental Municipal Tartaruga (20°48'16"S e 40°35'16"O), em uma ponta rochosa do Complexo Geológico Paraíba do Sul, denominada Ponta de Ubu, que aflora entre a formação Barreiras, predominante no local (PMA 2012). A unidade de conservação foi criada pelo Município de Anchieta em virtude da importância desta região no ciclo de vida de tartarugas marinhas, especialmente das espécies *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata* (PMA 2012). A efetividade da unidade de conservação é desafiada pelo avanço ubano-industrial na região, pois próximo estão localizados o Porto de Ubu e a mineradora SAMARCO, constituindo importante polo industrial com tráfego intenso de embarcações. A praia de Ubu apresenta ocupação urbana densa, inclusive com um hotel localizado sobre o costão, e por sua característica abrigada da ação das ondas é utilizada para atracação de barcos pesqueiros e intenso turismo balnear, especialmente no verão. Os potenciais impactos identificados para esta área são a contaminação por efluentes industriais e domésticos, pisoteio e introdução de espécies exóticas.

O costão rochoso de Coqueiro está localizado próximo ao estuário

do rio Benevente (20°48'39"S e 40°39'41"O), que compreende uma das maiores áreas de manguezal do litoral capixaba, sendo uma importante fonte de entrada de nutrientes para as águas costeiras e, por sua importância, instituído como Reserva de Desenvolvimento Sustentável Papagaios. Apesar da existência da área protegida as águas costeiras são historicamente contaminadas por efluentes domésticos advindos da expansão urbana. Próximo dessa área existe um cultivo de mexilhão *Perna perna*, realizado desde 1998, do tipo suspenso flutuante (long-line).

O costão rochoso de Inhaúma está localizado ao sul do município de Anchieta (20°49'29"S e 40°40'52"O), distante cerca de 3,5 km da foz do rio Benevente e recebendo pouca influência deste rio. A área do entorno é pouco urbanizada, incluindo um condomínio residencial de alto padrão e uma vila de pescadores. Apesar de estar próximo a Iriri, uma das praias turísticas de maior importância na região, o costão de Inhaúma apresenta difícil acesso e a praia não apresenta estrutura turística sendo em geral utilizada pela população local para lazer e exploração de ostra para alimentação.

A comunidade bentônica

O programa Census of Marine Life – NaGISA é uma das iniciativas de estudo da diversidade global nos ambientes marinhos e nele foi estabelecido um protocolo de amostragem de ambientes bentônicos. Na América do Sul, o programa NaGISA tem continuado através do Grupo Sul-americano de Investigação em rede Ecossistemas Costeiros (SARCE). Esta rede foi criada para avaliar e monitorar a diversidade marinha ao longo das costas Pacífica e Atlântica (incluindo o Caribe) da América do Sul através de uma colaboração internacional, cujo grupo de investigadores desenvolveu um protocolo aqui designado por SARCE (Miloslavich et al. 2016). Com base no protocolo SARCE, quadrados de 0,25 m² foram posicionados aleatoriamente ao longo de transecções horizontais nas regiões superior, média e inferior do entremarés, onde há dominância de cracas, moluscos bivalves e algas, respectivamente (Fig. 2). O número de quadrados em cada região foi de dez no superior, dez no médio e 15 (quinze) no inferior, totalizando 35 (trinta e cinco) quadrados em cada costão por período. Nestes quadrados foram registradas todas as espécies sésseis observadas.

No Brasil, a ReBentos - Rede de Monitoramento de Habitats

Bentônicos Costeiros elaborou, também, um protocolo de referência para pesquisa em ambientes rochosos, contemplando uma padronização mínima de procedimentos e diretrizes gerais para a coleta de dados em estudos de longo prazo. A ReBentos é vinculada à Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima (MCT) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC). O protocolo de monitoramento elaborado pela ReBentos tem a finalidade de, por meio de sua aplicação em vários locais, proporcionar uma série histórica sobre a biodiversidade bentônica ao longo da costa brasileira. Estes dados devem subsidiar a detecção dos efeitos das mudanças ambientais regionais e globais sobre os organismos bentônicos (Coutinho et al. 2015). Com base no protocolo ReBentos, em cada costão foram marcados permanentemente cinco quadrados com tamanhos distintos em cada nível: superior ($0,01 \text{ m}^2$), médio-superior ($0,04 \text{ m}^2$), médio-inferior ($0,04 \text{ m}^2$) e inferior ($0,25 \text{ m}^2$). Esta marcação foi feita com o auxílio de massa epóxi especial para ambientes úmidos (Tubolit MEP 301, Fig. 2) e o posicionamento dos quadrados permanentes foi georreferenciado. Nos quadrados permanentes deste protocolo também foram registradas as espécies presentes a cada visita semestral.

Na aplicação de ambos os protocolos, quando ocorria a impossibilidade de identificação no campo, amostras eram coletadas e levadas para o laboratório, exceto no caso das algas calcárias incrustantes que foram consideradas um único táxon nas análises. As amostras de algas foram mantidas em formaldeído a 4% e identificadas ao menor nível possível seguindo a nomenclatura taxonomica de AlgaeBase (Guiry e Guiry 2014), sendo os representantes dos principais grupos herborizados e depositados no Herbário da Universidade Vila Velha e da Universidade Federal do Espírito Santo (VIES). As amostras de invertebrados foram identificadas por especialistas colaboradores, sendo que antes do envio, as amostras eram mantidas em formaldeído 4%, no caso de moluscos, briozoários e equinodermas e álcool 80% no caso de crustáceos e esponjas. A maioria das espécies de moluscos tiveram exemplares tombados na coleção zoológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e as de esponjas no Museu Nacional (MNRJ).

A caracterização das comunidades do entremarés dos três costões escolhidos foi feita de forma abrangente com a aplicação de ambos os

protocolos, SARCE e REBENTOS, de forma complementar em períodos de maré baixa, tanto no verão (março-abril) como no inverno (agosto-setembro) de 2014 e 2015. As listas de presença de espécies foram elaboradas a partir do total desses dados levantados. A caracterização do padrão de zonação vertical das espécies dominantes foi realizada no inverno de 2014, por meio do registro da posição de organismos indicadores das diferentes zonas do mesolitoral e do limite superior e inferior de cada zona, utilizando trena e referencial (marco físico no supralitoral) (Fig. 2).

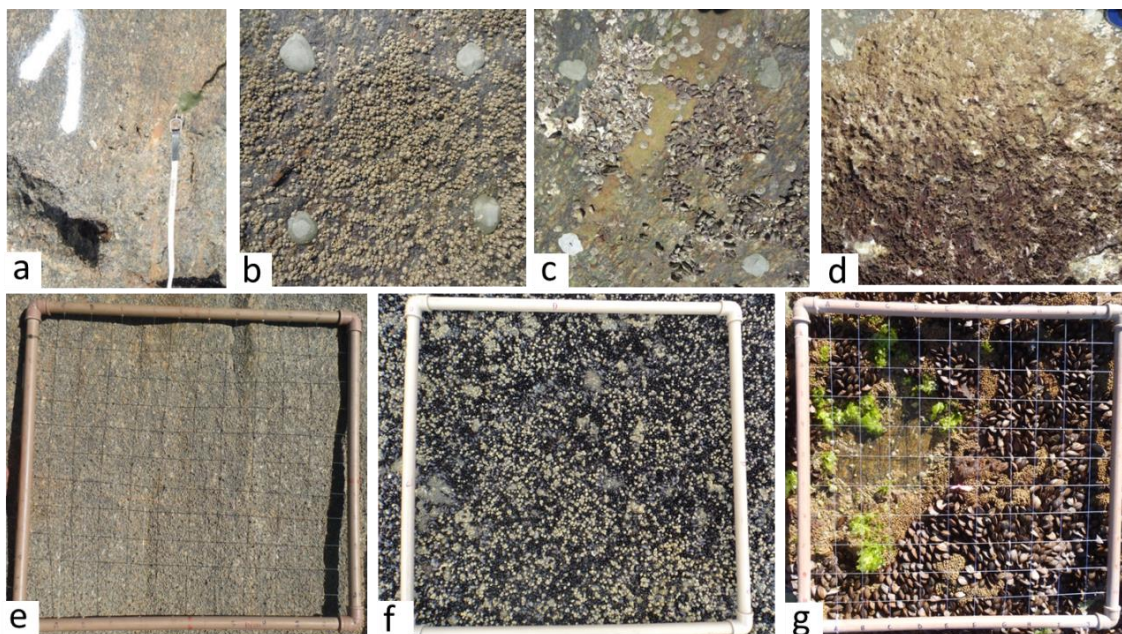


Figura 2. (a) Amostragem da zonação por ganchos permanentes no supralitoral. A amostragem da comunidade bentônica foi realizada em quadrados permanentes (b – d) e quadrados aleatórios (e – g) nos níveis superior, médio e inferior do entremarés, respectivamente.

A variação espacial na diversidade bentônica foi analisada apenas com os dados da aplicação do protocolo SARCE, nos períodos de verão (março) e inverno (julho) de 2015, uma vez que os quadrados aleatórios são mais adequados à análise espacial que quadrados permanentes. As diferenças entre os locais foram testadas pela análise unifatorial da similaridade (ANOSIM, Clarke, 1993) para cada nível separadamente (superior, médio e inferior). Nestas análises foram utilizadas as matrizes de abundância (porcentagem de cobertura) e de presença de grupos funcionais. Os dados de abundância (porcentagem de cobertura) foram transformados em arco-seno. O índice de

similaridade de Bray-Curtis e o coeficiente de Sorensen foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade para dados de abundância e de presença, respectivamente. Estas análises foram realizadas no pacote estatístico PRIMER v.6.

Variáveis ambientais

A inclinação de cada quadrado foi registrada com o uso de nível e transferidor. A rugosidade do costão foi estimada em cinco transecções verticais pela diferença de duas medidas obtidas: 1. com uma trena estendida e esticada entre os pontos superior e inferior da transeção; 2. com trena contornando todo o perfil das pedras do costão entre os mesmos dois pontos medidos anteriormente. A rugosidade foi expressa em termos da porcentagem que esta diferença representou em relação à maior medida (Fig. 3).

A temperatura do substrato em cada costão foi medida a cada 120 min por meio de sensores de registro automático (Thermochron DS1921G-F5, iButton®) fixados nos limites superiores de cada nível da zonação em duas transecções verticais por costão. Os dados dos períodos de verão (janeiro a março) e inverno (julho a setembro) de 2015 foram utilizados para descrição da variação da temperatura em cada nível de cada costão.

Mapeamento da topografia dos costões

O levantamento dos dados de inclinação foi realizado nos dias 31/07 a 03/08/15 e 14/08/2015, sendo dividido em duas etapas: levantamento topográfico e georreferenciamento da área.

Na primeira etapa foram levantadas as coordenadas (x, y, z) das áreas estudadas, em maré baixa de sizígia (0.0 e 0.1), com o auxílio de uma Estação Total (marca Gowin, modelo TKS-202-NS 8E1195), tripé e bastão (podendo ser de 1,6 m a 2,6 m de altura, dependendo da necessidade) com prisma óptico (Fig. 3). A Estação total foi instalada em um ponto fixo nas praias de Coqueiro e Inhaúma e em dois pontos na praia de Ubu. A extensão das áreas levantadas em Ubu foi de 341,09 m², em Coqueiro de 745,18 m², e em Inhaúma de 231,92 m². Acrescenta-se que da Estação foram mirados ré e vante (pontos de referência) e depois as irradiações (pontos de interesse). Os pontos de irradiações foram percorridos e gravados nos limites externos da vegetação terrestre e da linha d'água, limites entre as faixas de dominância dos

organismos nos níveis inferior, médio e superior do mesolitoral e alguns pontos de interesse do relevo como matacões, fendas e pontos de amostragem da biota e temperatura. Do ponto fixo onde a estação se encontrava o prisma era mirado, lido e as coordenadas do ponto lido no alvo do prisma eram armazenadas automaticamente.

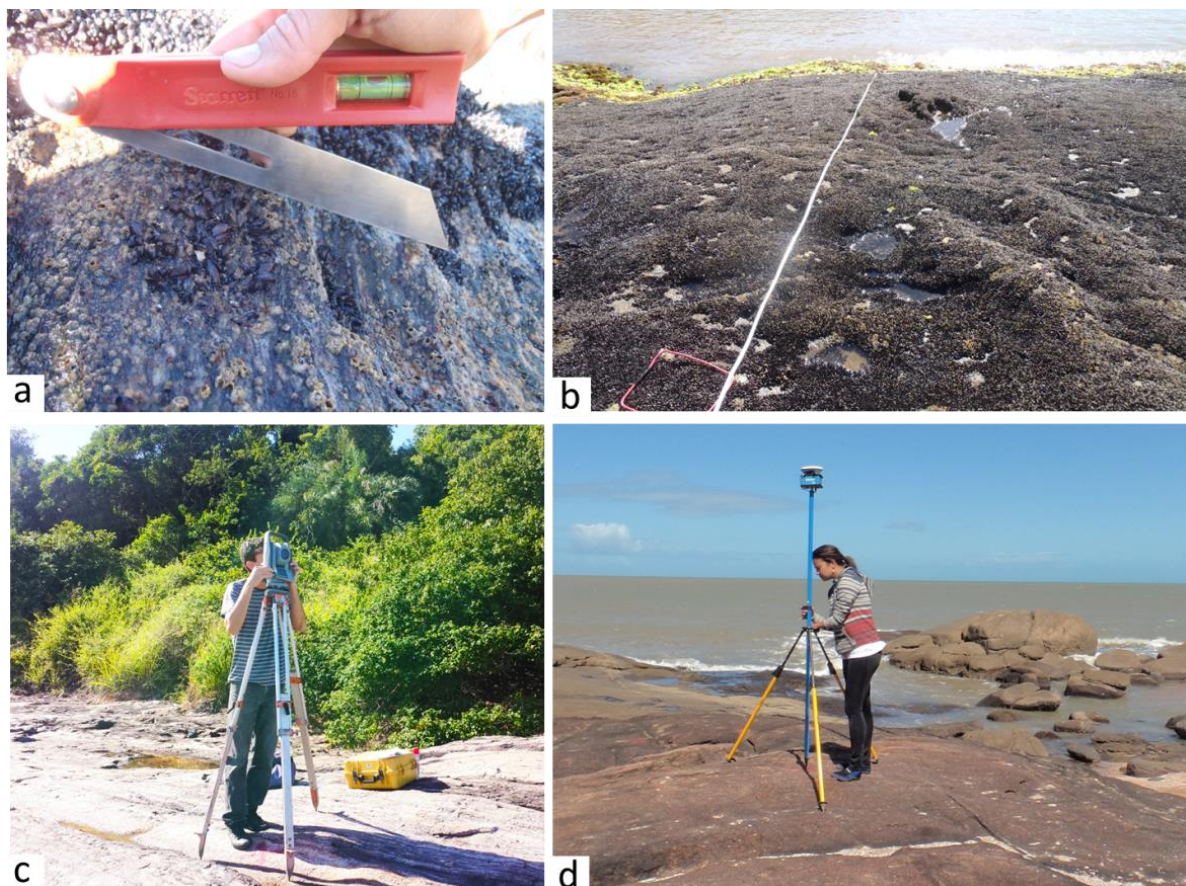


Figura 3. Medição da inclinação do quadrado (a) rugosidade e faixas da zonação com medição da largura (b). Amostragem da topografia com a Estação Total (TPS) e (d) receptor de GPS (c).

Na segunda etapa do levantamento foram registrados os pontos de referência para georreferenciamento dos dados topográficos com dois receptores GPS de precisão tipo L1/L2 (marca Spectra/Precision, modelo Epoch25), sendo um dos aparelhos de GPS do tipo estático (base) e o outro do tipo cinemático (rover). O estático permaneceu por aproximadamente 7 h no mesmo ponto, sendo usado como referência para processamento dos dados. O cinemático, por sua vez, foi colocado nos pontos de estação, ré e vante de todas as praias, permanecendo no mínimo 30 min em cada um deles. Foi realizado o processamento dos dados com auxílio de programas de

geoprocessamento e topografia (Sistema topoGRAPH 98 © 1998 - e AutoCAD metric civil 3d 2015), alcançando a precisão de menos de 5 cm de erro em todo o levantamento. No AutoCad foi criado um “Surface” com os pontos processados e depois foram geradas curvas de nível de todas as praias automaticamente.

RESULTADOS

Um total de 130 espécies foi identificado, incluindo 82 espécies de macroalgas dos grupos Chlorophytas (20), Ochrophytas (18) e Rhodophytas (44) (Tab. 1). As espécies *Anadyomene stellata*, *Amphiroa rigida* e *Corallina panizzoi* e os gêneros *Lithophyllum* e *Ulva* foram registrados em todas as coletas, mas apenas 31 espécies estiveram presentes em todos os locais de estudo. O total de 48 espécies de invertebrados identificadas inclui uma espécie de poliqueta e uma ascídia, 5 cirripédios, 4 cnidários, 4 equinodermos, 8 poríferos, 5 moluscos bivalves e 20 gastrópodes, sendo a composição de espécies de invertebrados distinta entre as localidades (Tab. 2). As espécies *Tetraclita stalactifera*, *Mytilaster solisianus*, *Echinolittorina ziczac*, *Leucozonia nassa*, *Lottia subrugosa* e *Fissurella clenchi* e os gêneros *Chthamalus* e *Crassostrea* foram registrados em todas as coletas. *Chthamalus* spp. e *E. ziczac* foram as espécies mais abundantes no nível superior, *M. solisianus* e *Chthamalus* spp. no nível médio, e *Amphiroa rigida*, *Corallina* spp., *Hypnea musciformis*, *Perna perna* e *Sargassum* spp. no nível inferior do mesolitoral.

As esponjas *Cinachyrella alloclada*, *C. apion*, *Clathria* sp., *Dragmacidon reticulatum*, *Geodia gibberosa*, *Hymeniacidon heliophila*, *Mycale* (*Zygomycale*) *angulosa* e *Tedania* (*Tedania*) *ignis* foram registradas pela primeira vez na costa de Anchieta-ES.

Os moluscos *Bostrycapulus odites*, *Costoanachis sertulariarum*, *Crassostrea brasiliiana*, *Engina turbinella*, *Fissurella clenchi*, *Ischnochiton striolatus*, *Leucozonia nassa*, *L. ocellata*, *Littoraria flava*, *Morula nodulosa*, *Pisania pusio*, *Stramonita brasiliensis*, *Tegula viridula* e *Urosalpinx haneti* foram registrados pela primeira vez na costa de Anchieta-ES.

Considerando os dados para o município de Anchieta provenientes das estações meteorológicas localizadas na cabeceira e foz do Rio Benevente, durante o período de março de 2014 a agosto de 2015, a precipitação acumulada mensal variou de 0 a 148,9 mm, com maiores valores ocorrendo em março e novembro de 2014, maio e junho de 2015. Em 2014 o período de verão foi mais chuvoso que o inverno, inclusive iniciando com um período de chuva extrema em dezembro de 2013, quando o total acumulado de chuvas foi de 290,4 mm na foz do rio Benevente e 475,2 mm na cabeceira do rio, valores muito acima das médias históricas. Já o período de verão de 2014-2015

experimentou uma seca prolongada, sendo o inverno cerca de três vezes mais chuvoso que o verão.

Conforme os dados da estação meteorológica localizada na capital do estado, Vitória, a temperatura média mensal variou de 22,8 a 28,0 °C com períodos de temperaturas mais elevadas entre dezembro e março e mais frios entre junho e agosto, sendo janeiro/15 o mês mais quente com a média da temperatura máxima alcançando 33,2 °C, e julho/14 o mês mais frio com a média da temperatura mínima alcançando 19,6 °C. A insolação média mensal, registrada como o tempo em horas da duração do brilho solar, variou de 137,9 a 301,4 h com valores mais elevados entre dezembro e março/14 e os menores valores ocorrendo entre maio e julho/15 (Fontes: ANA- Agência Nacional de Águas, INCAPER- <http://www.incaper.es.gov.br>, INMET - Instituto Nacional de Meteorologia).

Ubu

O costão estudado é considerado semi-exposto em relação à ação das ondas e ventos predominantes, é voltado à direção noroeste e apresenta declividade suave variando de 0 a 49% e com 80% da área com declividade inferior a 10% (Fig. 4, Tab. 3). Os quadrados aleatórios de amostragem da comunidade bentônica apresentaram inclinação entre 14,2 e 18,1°, enquanto os quadrados permanentes de monitoramento tiveram inclinação média entre 14,2 e 19,4 °. A média da rugosidade das transecções foi de 0,04. No verão de 2015 foi possível observar temperaturas máximas do substrato de até 54,5 °C no nível superior (Fig. 5; Tab. 3), sendo maior neste nível do que nos inferiores (ANOVA: $F = 90,1$; $p < 0,05$). No inverno de 2015 a temperatura mínima registrada foi de 18,5 °C no superior, sendo maior no nível inferior que nos outros níveis estudados ($F = 7,5$; $p < 0,05$).

O padrão vertical de distribuição das espécies na região entremarés inclui uma faixa no nível superior de 1,3 m ocupada por *Chthamalus* spp. e *E. ziczac*, com ocorrência de *Pyropia acanthophora* var. *brasiliensis* apenas no inverno; uma faixa no nível médio de 3,3 m de largura média ocupada por *M. solisianus*, *Chthamalus* spp., *Ulva* e *E. ziczac*, com ocorrências eventuais de algas calcárias incrustantes, *L. subrugosa*, *F. clenchi*, *Isognomon bicolor* e *T. stalactífera*; e uma faixa no nível inferior de largura 4,5 m, ocupada principalmente por algas dos seguintes táxons: *Amphiroa rigida*, *Corallina* spp.,

H. musciformis, *Palisada perforata*, *Lithophyllum* sp. e *Cladophoropsis membranacea*. Dentre os invertebrados, destaca-se maior abundância de *Palythoa caribaeorum* e *Z. sociatus* no nível inferior (Tab. 2, Fig. 6).

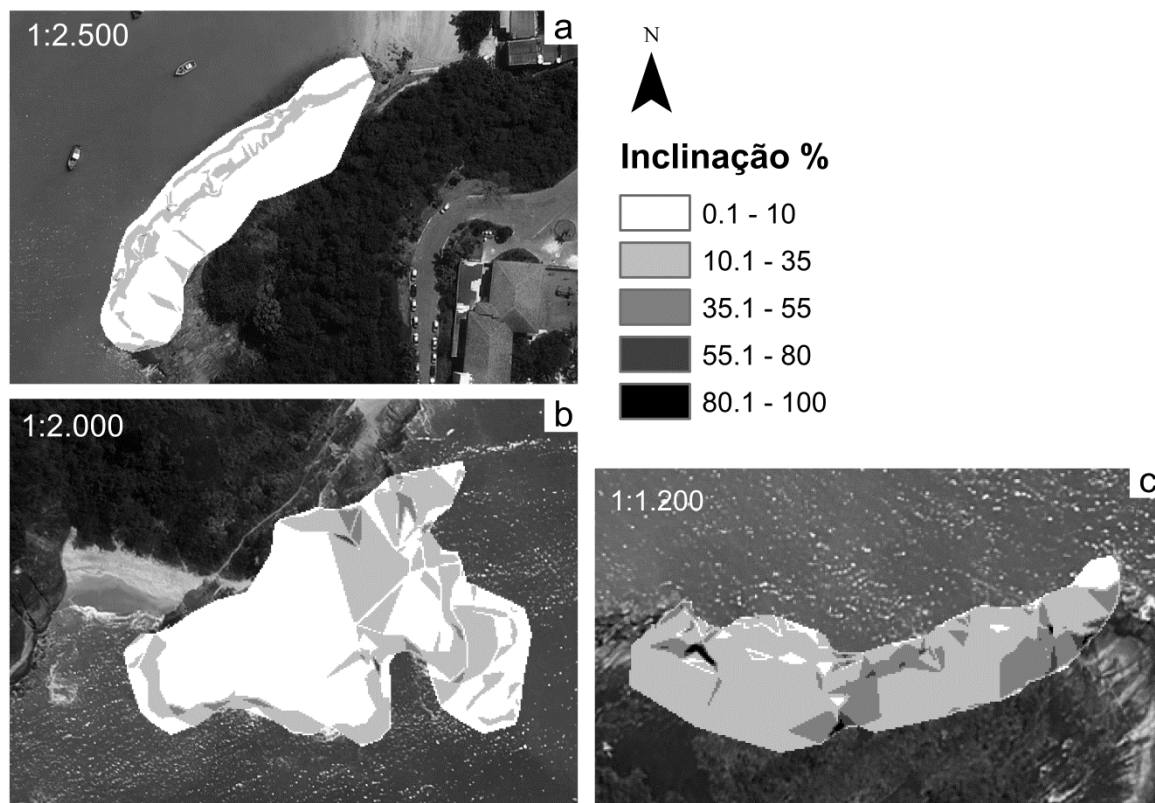


Figura 4. Inclinação dos costões rochosos de Ubu (a), Coqueiro (b) e Inhaúma (c), no município de Anchieta, sudeste do Brasil.

As espécies frequentes em todas as coletas, ainda que em baixa abundância, são *Palisada perforata*, *Anadyomene stellata*, *Colpomenia sinuosa*, *F. clenchi*, *L. nassa*, *L. subrugosa*, *Muricopsis necocheana*, *T. stalactifera*, *Z. sociatus*, *Crassostrea* spp. (Tabs 1 e 2, Fig. 7). As espécies *Codium isthmocladum*, *C. taylorii*, *Chaetomorpha brachygona*, *Gelidiella acerosa*, *Gelidium floridanum*, *Pterocladia capillacea*, *Gymnogongrus griffithsiae*, *Sargassum polyceratum*, *Siderastrea siderea*, *Littoraria flava* e *Leucozonia ocellata* ocorreram exclusivamente em Ubu.

O número máximo de táxons considerando todo o período de amostragem foi de quatro táxons no nível superior, 14 no médio e 78 no inferior. Os valores máximos de diversidade (Shannon-Wiener, H') e equitabilidade (Pielou, J') por quadrado foram 1 e 0,9 no nível superior (área do quadrado = 0,01 m²), 1,3 e 0,8 no médio (área do quadrado = 0,04 m²) e 2,1 e 0,9 no nível inferior (área do quadrado = 0,25 m²) (Tab. 3, Fig. 8).

Tabela 1. Presença (+) de macroalgas registrados no entremarés dos costões de Ubu, Coqueiro e Inhaúma na costa de Anchieta-ES, sudeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2014 e 2015.

		UBU				COQUEIRO				INHAÚMA			
		2014		2015		2014		2015		2014		2015	
		V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
Espécies	Total (82)	22	31	23	24	29	34	23	28	31	36	32	38
CHLOROPHYTA (20)													
<i>Anadyomene stellata</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bryopsis pennata</i>		-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+
<i>Caulerpa lanuginosa</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>C. mexicana</i>		-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>C. racemosa</i>		-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	+
<i>Chaetomorpha antennina</i>		+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>C. brachygona</i>		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cladophora ordinata</i>		-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>C. vagabunda</i>		-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-
<i>Cladophoropsis membranacea</i>		-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Codium decorticatum</i>		-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>C. intertextum</i>		+	+	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+
<i>C. isthmocladum</i>		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. taylorii</i>		-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halimeda cuneata</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
<i>Udotea flabellum</i>		-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Ulva flexuosa</i>		-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>U. lactuca</i>		-	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>U. linza</i>		-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>U. rigida</i>		+	-	-	-	+	-	+	+	+	-	+	+
RHODOPHYTA (44)													
<i>Amphiroa anastomosans</i>		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. beauvoisii</i>		-	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+
<i>A. rigida</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Arthrocardia flabellata</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Bostrychia moritziana</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Bryothamnion seaforthii</i>		-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+

<i>Centroceras clavulatum</i>	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Ceramium brevizonatum</i>	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceratodictyon variabile</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+
<i>Champia parvula</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-
<i>Chondracanthus acicularis</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Corallina officinalis</i>	-	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+
<i>C. panizzoi</i>	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cryptonemia seminervis</i>	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+
<i>Dichotomaria marginata</i>	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+
<i>D. obtusata</i>	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gelidiella acerosa</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gelidium floridanum</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gracilaria domingensis</i>	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+
<i>Grateloupia filicina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Herposiphonia</i> spp.*	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Heterosiphonia gibbesii</i>	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	+	+
<i>Hydropuntia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Hypnea musciformis</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. nigrescens</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. spinella</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Jania adhaerens</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>J. Rubens</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>J. subulata</i>	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>J. verrucosa</i>	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-
<i>Lithotamnium/Lithophylum</i> complex	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ochtodes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Osmundaria obtusiloba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Palisada perforata</i>	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+
<i>Peyssonnelia</i> sp.	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plocamium brasiliense</i>	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polysiphonia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Pteroclatiella capillacea</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyropia acanthophora</i> var. <i>brasiliensis</i>	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+	-

<i>Spyridia filamentosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>S. hypnoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Wrangelia penicillata</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
OCHROPHYTA (18)												
<i>Canistrocarpus cervicornis</i>	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Chnoospora mínima</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+
<i>Colpomenia sinuosa</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+
<i>Dictyopteris delicatula</i>	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>D. plagiogramma</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Dictyota crenulata</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>D. menstrualis</i>	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-
<i>D. mertensii</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Feldmannia indica</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>F. irregulares</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Padina gymnospora</i>	+	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	-
<i>Sargassum cymosum</i>	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+
<i>S. filipendula</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>S. polyceratium</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. vulgare</i>	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Spatoglossum schroederi</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Sphacelaria</i> spp.**	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
* <i>Herposiphonia</i> spp. = <i>H. delicatula</i> + <i>H. nuda</i>												
** <i>Sphacelaria</i> spp. = <i>S. brachygonia</i> + <i>S. tribuloides</i>												

Tabela 2. Presença (+) de macroinvertebrados marinhos registrados no entremarés dos costões de Ubu, Coqueiro e Inhaúma na costa de Anchieta-ES, sudeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2014 e 2015.

		UBU				COQUEIRO				INHANÚMA			
		2014		2015		2014		2015		2014		2015	
		V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
Espécie	Total (48)	22	18	20	18	23	22	23	26	22	21	28	30
Annelida													
Polychaeta													
<i>Phragmatopoma caudata</i> (Kroyer in Mörch, 1863)		-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-
Arthropoda													
Cirripedia													
<i>Chthamalus</i> spp.*		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Megabalanus</i> spp.**		-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cnidaria													
Anthozoa													
<i>Actinia bermudensis</i> (McMurrich, 1889)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)		+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis & Solander, 1768)		-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)		+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+
Echinodermata													
Asterozoa													
Asteroidea		-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
Ophiuroidea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Echinozoa													
<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Holothuroidea		-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+

Mollusca

Bivalvia

<i>Crassostrea</i> spp.***	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mytilaster solisianus</i> (d'Orbigny, 1842)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+

Gastropoda

<i>Anachis lyrata</i> (G. B. Sowerby I, 1832)	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Bostrycapulus odites</i> Collin, 2005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Columbella mercatoria</i> (Linnaeus, 1758)	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	+
<i>Costoanachis sertulariarum</i> (d'Orbigny, 1839)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Echinolittorina ziczac</i> (Gmelin, 1791)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Engina turbinella</i> (Kiener, 1836)	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+
<i>Fissurella clenchi</i> Pérez Farfante, 1943	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ischnochiton striolatus</i> (Gray, 1828)	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leucozonia nassa</i> (Gmelin, 1791)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. ocellata</i> (Gmelin, 1791)												
<i>Littoraria flava</i> (King, 1832)	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lottia subrugosa</i> (d'Orbigny, 1846)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Morula nodulosa</i> (C. B. Adams, 1845)	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-
<i>Muricopsis necocheana</i> (Pilsbry, 1900)	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+
Opisthobranchia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Pisania pusio</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Siphonaria hispidula</i> Hubendick, 1946	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Stramonita brasiliensis</i> Claremont & D. G. Reid, 2011	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-

<i>Tegula viridula</i> (Gmelin, 1791)	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Urosalpinx haneti</i> (Petit de la Saussaye, 1856)	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-

Porifera

Demospongiae

<i>Cinachyrella</i> cf. <i>alloclada</i> (Uliczka, 1929)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Cinachyrella</i> cf. <i>apion</i> (Uliczka, 1929)	+	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+
<i>Clathria</i> sp.	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+
<i>Drumacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Geodia gibberosa</i> Lamarck, 1815	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hymeniacidon heliophila</i> (Parker, 1910)	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mycale</i> (Zygomycale) <i>angulosa</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-
<i>Tedania</i> (Tedania) <i>ignis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+

Chordata

Tunicata

Didemnidae	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

* *Chthamalus* spp. = *C. bisinuatus* (Pilsbry, 1916) + *C. proteus* (Dando & Southward, 1980).

** *Megabalanus* spp. = *M. coccopoma* (Darwin, 1854) + *M. tintinnabulum* (Linnaeus, 1758).

*** *Crassostrea* spp. = *C. brasiliana* (Lamarck, 1819) + *C. rhizophorea* (Goulding, 1828).

Tabela 3. Caracterização ambiental e riqueza de espécies dos costões rochosos estudados na costa de Anchieta-ES, sudeste do Brasil.

	Ubu			Coqueiro			Inhaúma		
	Superior	Médio	Inferior	Superior	Médio	Inferior	Superior	Médio	Inferior
Inclinação total (%)	0-49			0-78			0.5-99		
Inclinação do quadrado aleatório (°)	18,1 ±20,0	14,2 ±12,9	15,9 ±9,7	19,3 ±25,3	15,2 ±21,8	19,6 ±21,8	23,3 ±11,9	20,6 ±19,9	18,5 ±14,7
Inclinação do quadrado permanente (°)	14,2 ±9,2	16,2 ±7,8	19,4 ±9,1	17,2 ±8,7	17,4 ±7,5	26,4 ±30,3	17,4 ±7,7	20,9 ±15,0	13,3 ±6,4
Rugosidade	0,04±0,03			0,10±0,16			0,04±0,02		
Temperatura (max - °C)	54,5	43,5	37,5	--	46,5	35,5	51	48,5	37,5
Temperatura (min - °C)	18,5	19	19	18,5	--	19,5	18	19,5	--
Largura das faixas da zonação (m)	1,3 ±0,74	3,3 ±1,80	4,5 ±1,77	0,9 ±0,39	2,5 ±2,05	2,8 ±1,14	0,7 ±0,29	4,1 ±1,92	3,1 ±1,22
Espécies	4	14	78	5	15	83	4	27	98

Coqueiro

A maior parte da região estudada está voltada para a direção sudeste, sendo considerada uma área semi-exposta em relação às ondas e ventos predominantes. O costão de Coqueiro apresenta declividade variando de 0 a 78% e com 63% da área com inclinação inferior a 10% (Fig. 4). Os quadrados aleatórios de amostragem da comunidade bentônica apresentaram inclinação média entre 15,2 e 19,6 ° enquanto os quadrados permanentes de monitoramento tiveram inclinação média entre 14,2 e 19,4° e a rugosidade média das transecções de 0,10 (Tab. 3).

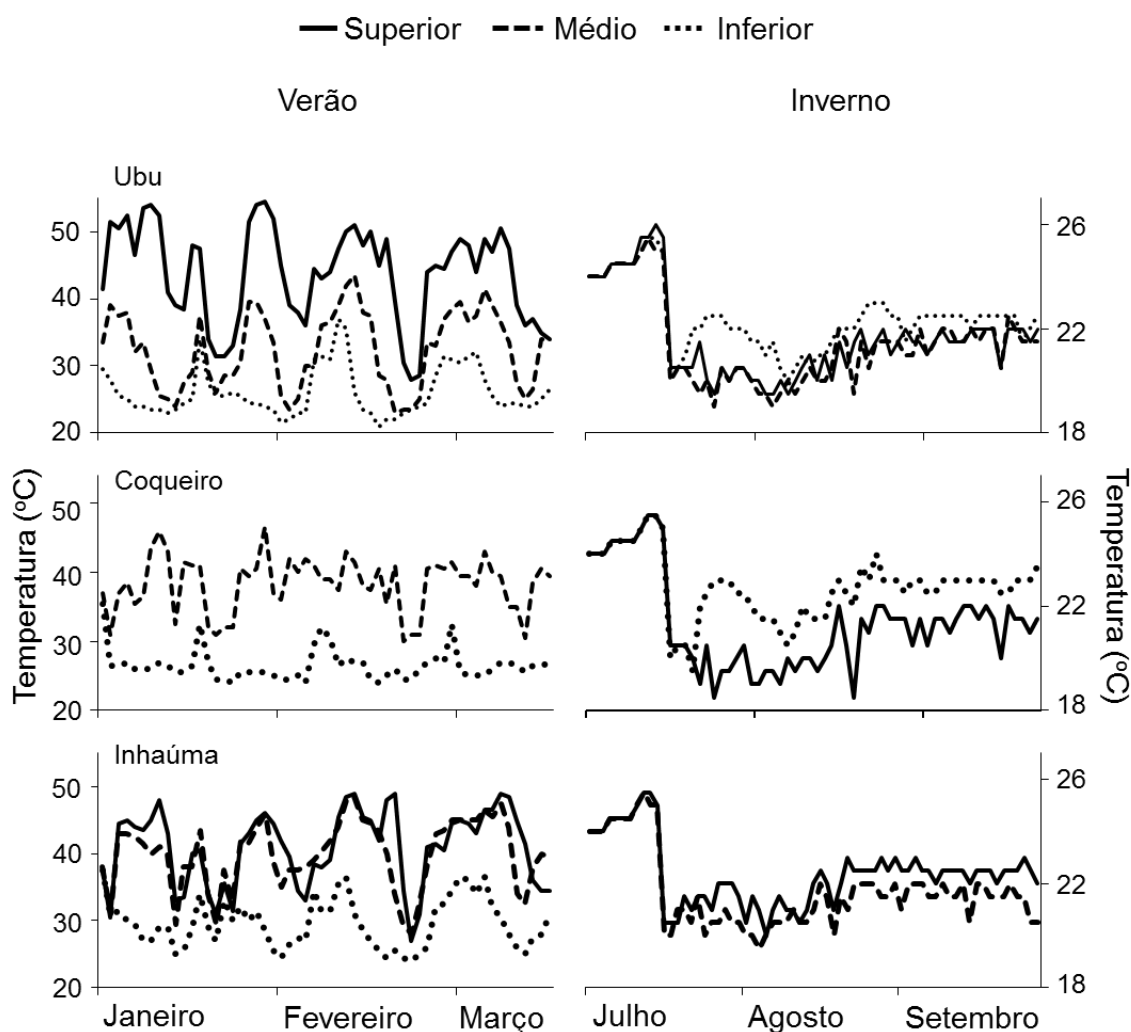


Figura 5. Temperatura diária máxima (verão – eixo Y esquerdo) e mínima (inverno – eixo Y direito) do entremarés dos costões rochosos de Ubu, Coqueiro e Inhaúma na costa de Anchieta, sudeste do Brasil em 2015. As linhas faltando em alguns painéis resultam da perda dos sensores nos respectivos níveis.

No verão de 2015 foi possível observar temperaturas máximas do substrato de até 46,5 °C no nível médio e a média das temperaturas máximas diárias foi maior no nível médio que no inferior ($t = 13,7$; $p < 0,05$, Tab. 3, fig. 5). No inverno de 2015 a temperatura mínima registrada foi de 18,5 °C no superior e a média das temperaturas mínimas diárias foi menor no nível superior que no inferior ($t = -5,7$; $p < 0,05$). Os dados registrados para o nível superior no verão e nível médio no inverno não foram suficientes para a análise em virtude da perda ou dano dos sensores.

O padrão vertical de distribuição das espécies na região entremarés inclui uma faixa no nível superior, de 0,9 m em média, dominada por *Chthamalus* spp., *E. ziczac*, e espaços vazios, com ocorrência eventual de *M. solisianus*; uma faixa no nível médio de 2,5 m de largura média dominada por *M. solisianus* e *Chthamalus* spp., com menor abundância de *Crassostrea*, *P. perna*, *I. bicolor* e *E. ziczac*, e ocorrências eventuais de *T. stalactifera*, *L. subrugosa*, *P. caudata*, *F. clenchi*, *Megabalanus* spp. e *Ulva* spp.; e uma faixa no nível inferior, de largura 2,8 m, dominada por bivalves e algas dos seguintes táxons: *Corallina* sp., *H. musciformis*, *Ulva* spp., *P. perna*, *P. caudata*, *Chthamalus* spp. e *M. solisianus* (Figs. 9 e 10).



Figura 6. Visão geral do padrão de zonação da comunidade bentônica do costão rochoso de Ubu.



Figura 7. Espécies dominantes no costão rochoso de Ubu, da esquerda para a direita: *Chthamalus* spp. e *Echinolittorina ziczac* no nível superior; *Pyropia acanthophora* var. *brasiliensis* e *Littoraria flava* em ocorrência ocasional no nível superior; *Mytilaster solisianus* e *Chthamalus* spp. no nível médio; *Ulva* spp. em ocorrência ocasional no nível médio; *Amphiroa rigida* e *Cladophoropsis membranacea*; *Palythoa caribaeorum*, complexo *Lithotamnium/Lithophyllum* e *Codium intertextum*; *Corallina* spp.; *Hypnea musciformis* com tetrasporangio em detalhe visto sob microscópio; e *Zoanthus sociatus* no nível inferior.

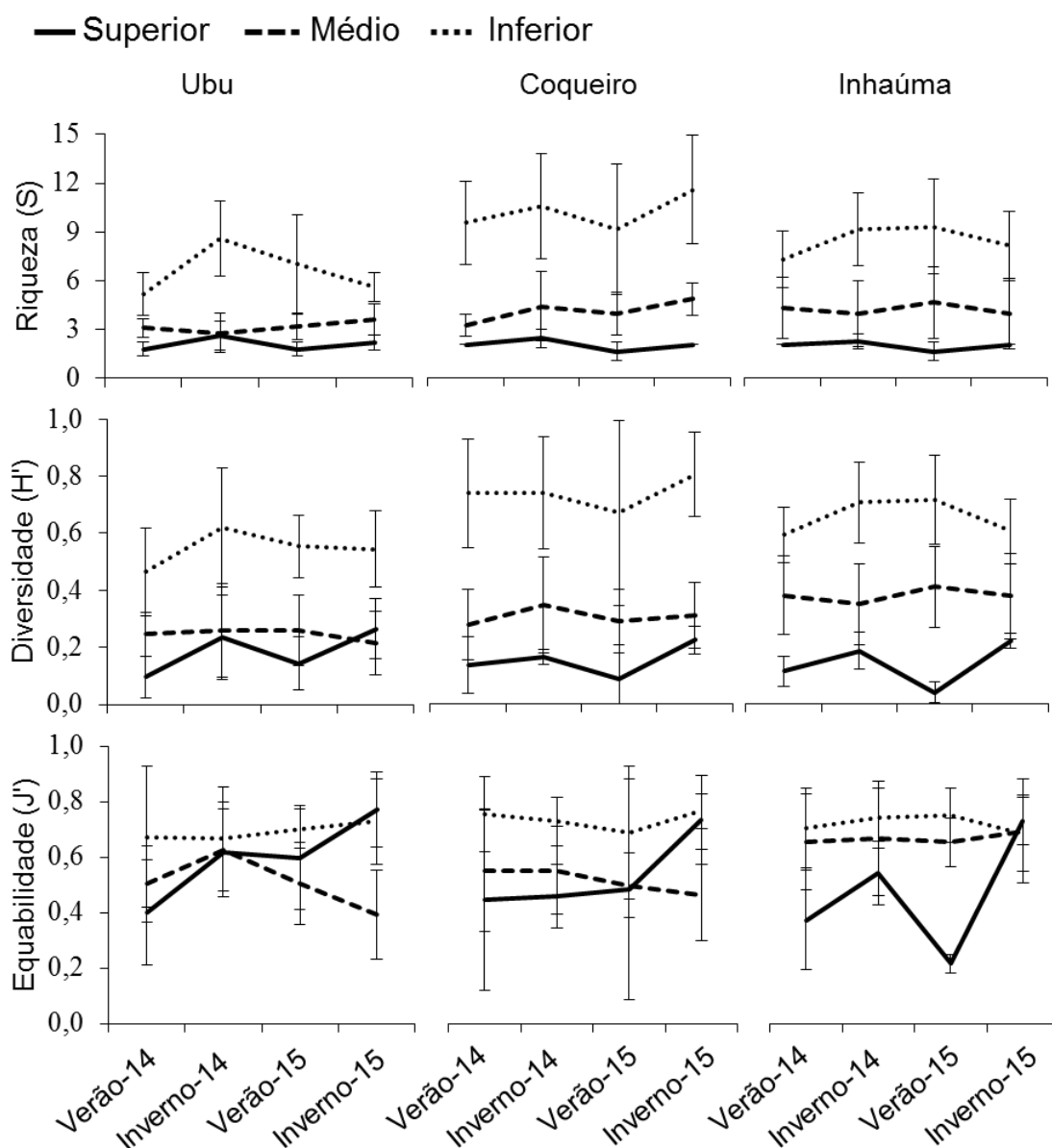


Figura 8. Riqueza (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equitabilidade de Pielou (J') dos táxons nos níveis superior (N = 5) (linha sólida), médio (N = 9-10) (tracejada) e inferior (5-6) (pontilhada) em Ubu, Coqueiro e Inhaúma durante os períodos de verão e inverno de 2014 - 2015.

O número máximo de táxons considerando todo o período de amostragem foi de cinco táxons no nível superior, 15 no médio e 83 no inferior. Os valores máximos de diversidade (Shannon-Wiener, H') e equitabilidade (Pielou, J') por quadrado foram de 0,7 e 1 no nível superior (área do quadrado = 0,01 m²), 1,4 e 0,9 no médio (área do quadrado = 0,04 m²) e 2,3 e 0,9 no nível inferior (área do quadrado = 0,25 m²) (Fig. 8).

Os grupos frequentes em todas as coletas, ainda que em menor

abundância, foram *Anadyomene stellata*, *Lithophyllum* sp., *Sargassum* spp., *Hymeniacidon heliophila*, *Mycale* (Zygomycale) *angulosa*, *T. stalactifera* e *Echinometra lucunter* (Tabs 1 e 2, Fig. 10). As espécies que ocorreram exclusivamente em Coqueiro foram *Udotea flabellum*, *Polysiphonia* sp., *Hypnea nigrescens*, *Dictyota crenulata*, *Feldmannia indica*, *P. caudata*, *Mycale* (Zygomycale) *angulosa*, *Anachis lyrata* e *Siphonaria hispida*.



Figura 9. Visão geral do padrão de zonação da comunidade bentônica do costão rochoso de Coqueiro.



Figura 10. Espécies dominantes no costão rochoso de Coqueiro, da esquerda para a direita: *Chthamalus* spp. e *Echinolittorina ziczac* no nível superior; *Mytilaster solisianus* e *Chthamalus* spp. no nível médio; ocorrência eventual de *Isognomon bicolor*; *Crassostrea* spp.; *Perna perna*; e *Tetraclita stalactífera* no nível médio; *Perna perna* e *Phragmatopoma caudata*; *Corallina* spp.; *Hypnea musciformes*; *Amphiroa rigida* e *Anadyomene stellata*; *Ulva* spp.; *Chondracanthus acicularis* e esponjas no nível médio.

Inhaúma

A região entremarés estudada é voltada para o norte e considerada semi-exposta em relação às ondas e ventos predominantes. O costão rochoso de Inhaúma apresenta declividade intermediária em relação aos outros dois costões estudados variando de 0,5 a 99% e com 73% da área com inclinação entre 10 e 35% (Fig. 4). Os quadrados aleatórios de amostragem da comunidade bentônica apresentaram inclinação média de 33,5 a 43,1°, enquanto os quadrados permanentes de monitoramento tiveram inclinação média de 23,6 a 38,1° e rugosidade média das transecções de 0,04 (Tab. 3).

No verão de 2015 as temperaturas máximas do substrato alcançaram valores de 51 °C no nível superior e a média das temperaturas máximas diárias foi maior neste nível, seguido do médio e inferior (ANOVA: $F = 222,0$; $p < 0,05$, Table III, Fig. 3). No inverno de 2015 a temperatura mínima registrada foi de 18 °C no superior e a média das temperaturas mínimas diárias foi semelhante entre os níveis ($t = 1,5$; $p = 1,3$). Os dados registrados para o nível inferior no inverno não foram suficientes para a análise em virtude da perda ou dano dos sensores.

O padrão vertical de distribuição das espécies na região entremarés inclui uma faixa no nível superior de 0,7 m de largura média, ocupada por *Chthamalus* spp., *E. ziczac*, e espaços vazios, com rara ocorrência de *M. solisianus*; uma faixa no nível médio de 4,1 m ocupada por *M. solisianus* e *Chthamalus* spp., com menor abundância de *P. perna*, *I. bicolor* e *E. ziczac*, e com ocorrências eventuais de *T. stalactifera*, *A. rigida*, *L. subrugosa*, *F. clenchi* e *Ulva* spp.; e uma faixa no nível inferior de 3,1 m, com maior abundância de algas dos seguintes grupos: *Sargassum* spp., *A. rigida*, *H. musciformis*, *Herposiphonia* sp. e *Corallina* spp. A espécie *P. perna* também foi abundante no nível inferior (Figs. 11 e 12).

O número máximo de táxons considerando todo o período de amostragem foi de quatro táxons no nível superior, 16 no médio e 98 no inferior. Os valores máximos de diversidade (Shannon-Wiener, H') e equitabilidade (Pielou, J') por quadrado foram 0,6 e 0,8 no nível superior (área do quadrado = 0,01 m²), 2,1 e 1 no médio (área do quadrado = 0,04 m²) e 2,2 e 0,9 no nível inferior (área do quadrado = 0,25 m²) (Fig. 8).

As espécies frequentes em todas as coletas, ainda que em baixa abundância, foram *Ulva* spp., *Codium intertextum*, *F. clenchi*, *L. subrugosa*, *Z.*

sociatus e *Crassostrea* sp. (Tabs 1 e 2, Fig. 12). As espécies que ocorreram exclusivamente em Inhaúma foram *Caulerpa lanuginosa*, *Halimeda cuneata*, *Arthrocardia flabellata*, *Osmundaria obtusiloba*, *Bostrychia moritziana*, *Spyridia filamentosa*, *S. hypnoides*, *Grateloupia filicina*, *Ochtodes* sp., *Hydropuntia* sp., *Actinia bermudensis*, *Ophiuroidea*, *Bostrycapulus odites*, *Pisania pusio*, *Costoanachis sertulariarum* e *Opisthobranchia*.



Figura 11. Visão geral do padrão de zonação da comunidade bentônica do costão rochoso de Inhaúma.



Figura 12. Espécies dominantes no costão rochoso de Inhaúma, da esquerda para a direita: *Chthamalus* spp. e *Echinolittorina ziczac* no nível superior; *Mytilaster solisianus* e *Chthamalus* spp. no nível médio; ocorrências eventuais de *Isognomon bicolor*, *Perna perna* e *Chaetomorpha antennina*; *Tetraclita stalactifera*; *Lottia subrugosa* e *Ulva* spp. no nível médio; *Sargassum* spp., *Perna perna* e *Amphiroa rigida*; *Hypnea musciformes* e *Fissurella clenchi*; *Corallina* spp., *Herposiphonia* sp. e *Cinachyrella apion*; *Codium intertextum*, *Colpomenia sinuosa* e complexo *Lithotamnium/Lithophyllum* no nível inferior.

A comunidade bentônica do nível superior foi distinta no costão de Coqueiro em relação aos demais. No nível médio a comunidade bentônica no

costão de Ubu foi distinta dos demais. E a comunidade bentônica no nível inferior foi distinta entre em todos os costões (Tab. 4, Fig. 13). A abundância (% de cobertura) e a presença de grupos funcionais mostraram os resultados com relação a comparação espacial da comunidade (Tab. 4, Fig. 13).

Tabela 4. Análise de similaridade (valores de R de ANOSIM) da matriz de abundância (% de cobertura) e presença de grupos funcionais do entremarés de Ubu, Coqueiro e Inhaúma dos dados obtidos no verão e inverno de 2015.

Em sublinhado, as comparações significativas ($p < 0,05$).

Grupos Funcionais	Superior		Médio		Inferior	
	Cob.	Pres.	Cob.	Pres.	Cob.	Pres.
Ubu vs. Coqueiro	<u>0,37</u>	<u>0,35</u>	<u>0,51</u>	<u>0,40</u>	<u>0,69</u>	<u>0,49</u>
Ubu vs. Inhaúma	0,01	0,02	<u>0,64</u>	<u>0,40</u>	<u>0,17</u>	<u>0,22</u>
Coqueiro vs. Inhaúma	<u>0,29</u>	<u>0,17</u>	0,00	-0,01	<u>0,34</u>	<u>0,17</u>
Cob. = Cobertura; Pres. = Presença						

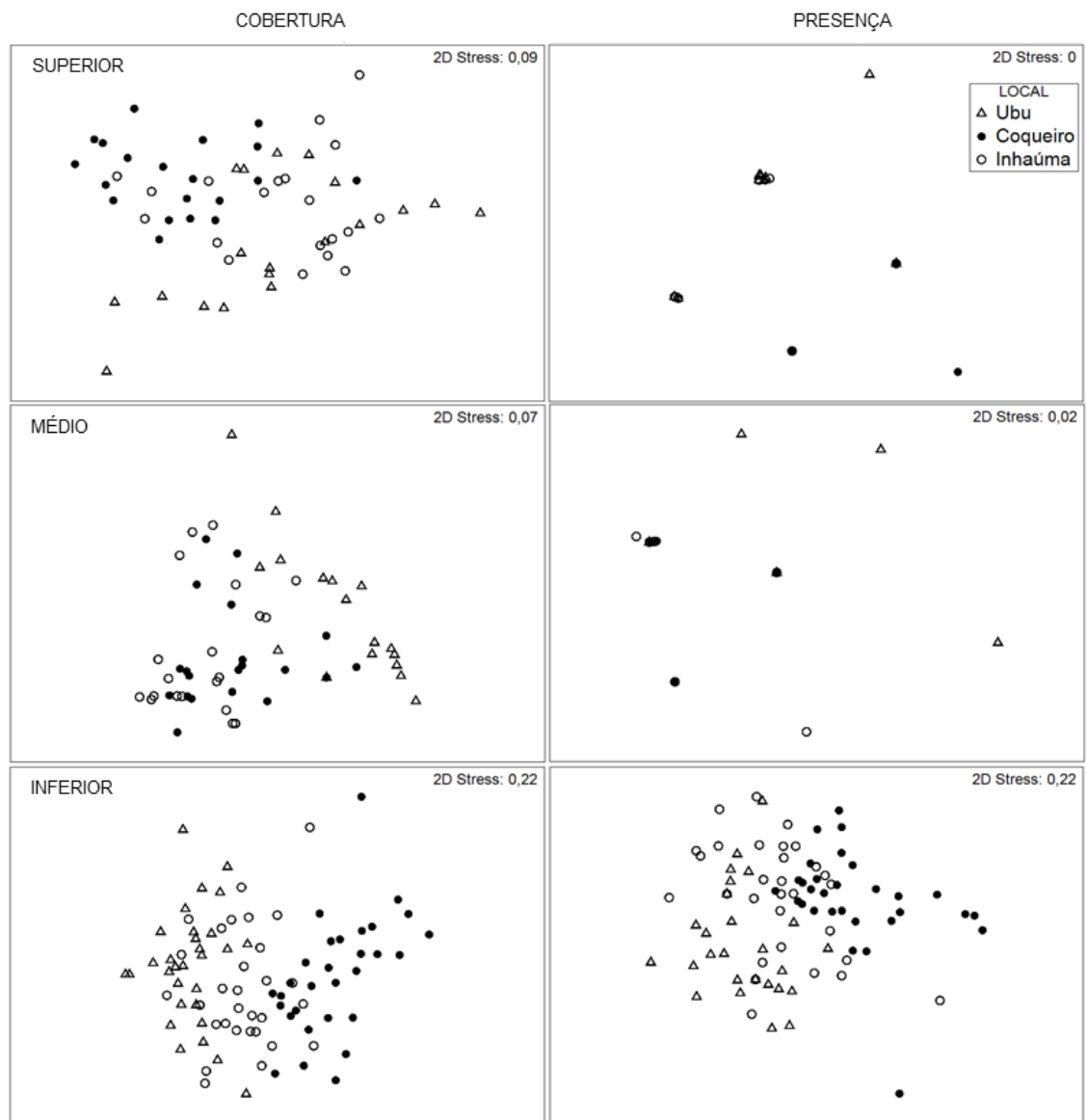


Figura 13. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) dos dados de similaridade da cobertura e presença de grupos funcionais da comunidade bentônica nos níveis superior, médio e inferior do entremarés obtidos no verão e inverno de 2015.

DISCUSSÃO

Os padrões gerais de zonação, dominância e composição específica da comunidade bentônica na costa de Anchieta mostram semelhança aos já descritos para a costa do Espírito Santo e para o Sudeste do Brasil (Figueiredo et al. 2004; Amado-Filho et al. 2007; Masi et al. 2009; Zamprogno et al. 2012). A distribuição dos organismos em níveis verticais descrita na literatura como um padrão universal de zonação em costões rochosos foi o fator mais evidente em todas as localidades e períodos, com a maior diversidade ocorrendo nos níveis inferiores e a dominância de organismos resistentes à dessecação como cracas e moluscos bivalves nos níveis superiores (Moreno e Rocha 2012; Chappuis et al. 2014).

Mytilaster solisianus e *Chthamalus bisinuatus* são as espécies sésseis dominantes em níveis superiores do mesolitoral na costa sudeste e sul brasileiras (Coutinho e Zalmon 2009, Masi et al. 2009, Zamprogno et al. 2012, Miloslavich et al. 2016), tendo sido também observada a presença de *C. proteus* nos costões de Anchieta. As algas são menos frequentes nos níveis superiores, sendo registrada a espécie *Pyropia acanthophora* var. *brasiliensis* no nível superior apenas nos períodos de inverno, zonalidade já reconhecida anteriormente (Coutinho e Zalmon 2009). A faixa média dos costões apresentou riqueza de espécies alta em relação ao esperado, incluindo além dos bivalves já mencionados algas foliáceas, filamentosas, calcárias incrustantes e articuladas, cirripédios e invertebrados vágeis.

A distribuição vertical dos invertebrados vágeis foi semelhante ao padrão reportado para a costa brasileira, com ocorrência de *E. ziczac* na faixa superior do mesolitoral, patelídeos no nível médio e abundâncias variadas de gastrópodes e ouriços no nível inferior (Coutinho et al. 2016). Os gêneros de gastrópodes predadores mais comuns nos níveis inferiores dos costões brasileiros são: *Leucozonia*, *Stramonita*, *Pisania* e *Morula* (Coutinho e Zalmon 2009), porém em Anchieta esses últimos foram encontrados em frequência e abundância muito inferior ao gênero *Leucozonia*, que foi encontrado em todos os locais e períodos. As espécies de invertebrados raspadores tem um papel importante em costões rochosos, influenciando, por exemplo, a proliferação de macroalgas (Coleman et al. 2006). *Lottia subrugosa*, *Siphonaria hispida*, *Fissurella clenchi* e *F. rosea* são raspadores comumente encontrados na costa

capixaba (Zamprogno et al. 2012), porém esta última não foi registrada em Anchieta enquanto *L. subrugosa* esteve presente em todos os níveis verticais do costão e apresentou maior abundância no nível médio, tal como identificado nos costões de Ubatuba, São Paulo (Tanaka et al. 2002).

O tipo de substrato pode influenciar a composição da comunidade bentônica (Barbosa et al. 2008). No presente estudo, a maior parte da área amostral foi composta por costões contínuos e uma área menor por matacões, não sendo diferenciadas as espécies de um ou de outro. Os lateritos da formação Barreiras não foram amostrados.

A temperatura, o hidrodinamismo, a inclinação e a rugosidade do substrato são fatores ambientais que influenciam a zonação com maior participação de algum fator ou com interações entre eles (Harley e Helmuth 2003). É esperada a ampliação da distribuição vertical das espécies com faixas mais largas e altas em áreas de maior exposição às ondas (Masi e Zalmon 2008, Trancoso e Sibaja-Cordero 2011). Por outro lado, a inclinação do substrato é um fator que pode influenciar o impacto das ondas experimentado pelos organismos (Cardenas e Montiel 2015), sendo esperadas faixas de zonação mais largas em locais de menor inclinação. Este padrão foi observado em Ubu, costão de menor inclinação que apresentou maior largura média nas três faixas da zonação.

A temperatura é outro fator determinante na zonação, pois pode selecionar organismos com diferentes graus de tolerância à dessecação durante as marés baixas. Em geral, a temperatura é mais elevada nos níveis superiores e em dias nos quais a maré baixa coincide com o período de maior insolação (Helmuth et al. 2011). A temperatura máxima mensal extrema representa o estresse agudo e a média das temperaturas máximas diárias representa o estresse crônico pelo qual passam os organismos no entremarés (Helmuth e Hoffman 2001). Em Anchieta, como esperado para uma região tropical, o estresse crônico causado por altas temperaturas foi maior nos níveis superiores que no nível inferior, com pouca variação entre as localidades, mas os mínimos de temperatura não variaram entre os níveis da zonação. Considerando que a temperatura superficial da água do mar chega a 27,5 °C no verão, a temperatura observada na superfície do costão foi o dobro deste valor. Isso explicaria o reduzido número de espécies (4-5) da faixa superior nos três costões estudados. Temperaturas semelhantes foram reportadas em

costões rochosos da costa leste da Austrália, onde têm sido amplamente registrados os efeitos do aquecimento na comunidade bentônica (Wernberg et al. 2011, Lathlean et al. 2014).

Em regiões subtropicais *E. ziczac* suporta temperaturas elevadas de 49 a 50 °C (Fraenkel 1968). Porém, precisam ser realizados estudos sobre a tolerância térmica de *E. ziczac* em regiões tropicais pois, algumas espécies da família Littorinidea apresentam fenótipos com diferentes limites de tolerância ao aquecimento dependendo da localização geográfica (Sorte et al. 2011).

Os cirripédios também são mais tolerantes a temperaturas elevadas e por isso ocupam áreas mais altas no costão (Wethey 2002), mas o impacto do aquecimento em costões tropicais é pouco conhecido e os estudos em costões temperados têm mostrado respostas distintas das espécies. Em costões da Europa algumas espécies de *Chthamalus* (*C. fragilis*, *C. montagui*, *C. stellatus*) tem ampliado sua distribuição em direção ao norte à medida que águas frias tornam-se gradativamente aquecidas com as mudanças climáticas (Carlton et al. 2011). Na Califórnia, *Chthamalus fissus* e *Tetraclita rubescens* também aumentaram a cobertura nos níveis superiores de costões aquecidos por efluente industrial, em relação aos costões sem a influência do efluente (Schiel et al. 2004). Porém, em costões ao sul do Canadá *Chthamalus dalli* e *Balanus glandula* sofreram uma redução da população com o aumento da temperatura, muito provavelmente porque já vivem em temperaturas extremas, próximas do seu limite de tolerância (Kordas et al. 2014).

Não é claro porque o costão de Inhaúma apresentou maior riqueza total e o maior número de táxons exclusivos de algas e invertebrados dentre as localidades estudadas. Alguns dos fatores que podem contribuir com essa diferença são a condição de isolamento e a inclinação do costão. O fato de apresentar áreas íngremes e de difícil acesso pode contribuir para a conservação do costão de Inhaúma, pois este potencialmente sofre menor impacto de pisoteio por turistas e de coleta de mariscos. Apesar de não ter sido medido o impacto do turismo sobre os costões de Anchieta, é conhecido o maior uso das praias de Ubu e Coqueiro para veraneio, sendo que o uso turístico mais intenso pode implicar em menor riqueza em costões rochosos (Van De Werfhorst e Pearse 2007). Explicações alternativas seriam uma condição particular de circulação de correntes causando transporte e retenção de larvas e maior pressão de predação, causando redução da dominância

espacial.

A localidade de Coqueiro, situada próximo à desembocadura do rio Benevente, não apresentou a dominância de algas calcárias articuladas evidenciada nos outros costões estudados, com exceção apenas do período de inverno de 2014 quando as algas calcárias articuladas foram abundantes. Neste costão houve predomínio de bivalves no nível inferior, o que também foi registrado nos costões da Praia da Costa, situada próximo à desembocadura do rio Santa Maria na baía de Vitória – ES (Zamprognio et al. 2012). É possível que os organismos filtradores sejam favorecidos pela hidrodinâmica gerada na desembocadura do rio, que aumenta a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água (Little et al. 2009). Uma zona dominada por filtradores pode limitar o sucesso de outras espécies por meio da pressão que podem exercer sobre o recrutamento dessas espécies através do consumo das larvas e propágulos dispersos na coluna d'água (Coutinho 1995).

A comunidade de macroalgas mostrou um padrão semelhante ao encontrado na costa brasileira e em outras localidades do litoral capixaba com maior riqueza de *Rhodophyta*, seguida de *Chlorophyta* e *Ochromophyta*, sendo que as ordens *Ceramiales*, *Bryopsidales* e *Dictyotales* apresentaram maior número de espécies (Amado-Filho et al. 2003, Guimarães 2003, Miossi et al. 2004, Menezes et al. 2015). Valores mais elevados de riqueza e diversidade de macroalgas foram encontrados no verão, sugerindo sazonalidade de muitas espécies (Barbosa et al. 2008, Amado-Filho et al. 2010). As espécies da família Gracilariaceae foram raras e pouco abundantes em Anchieta, diferentemente do que foi observado nos recifes da praia de Jacaraípe, Serra, Espírito (Barbosa et al. 2008).

O Espírito Santo é detentor da maior riqueza de macroalgas marinhas do Brasil e o litoral sul concentra a maior parte delas (Menezes et al. 2015). Esta qualidade é atribuída a fatores como a disponibilidade e diversidade de habitat de costões rochosos, de recifes de arenito, de bancos de rodólitos, bem como à influência de “pulsos” de ACAS (Água Central do Atlântico Sul) a partir da ressurgência da região de Cabo Frio, somada à disponibilidade de alimento a partir dos rios que desembocam na costa (Guimarães 2003). Como esperado, foi encontrado um número elevado de espécies, considerando que apenas costões rochosos graníticos foram amostrados. A composição de espécies incluiu representantes da flora marinha

das costas Nordeste e Sul do Brasil (Nunes 1998, Széchy et al. 2005, Reis 2009, Machado et al. 2011, Torrano-Silva e Oliveira 2014), corroborando com o padrão biogeográfico proposto por Horta et al. (2001) de uma comunidade de transição entre as regiões tropical e temperada quente.

Não obstante a riqueza da classe Phaeophyceae ser menor em relação às outras classes de macroalgas, pode ser considerada elevada quando observado o percentual de espécies encontradas em relação ao total de espécies registradas para a costa capixaba e brasileira. No presente estudo foram registrados 19 táxons desta classe, que representam 31% do total de espécies registradas para o Estado e 18% do total registrado no Brasil. Os táxons *Dictyota crenulata* e *Sargassum polyceratum* foram registrados, pela primeira vez, no litoral de Anchieta, tendo sido registrados, anteriormente, em outras localidades do litoral do estado (De-Paula et al. 2008, Forzza et al. 2010). Em relação às classes Florideophyceae e Ulvophyceae, foram registrados 14% e 19%, respectivamente, do total conhecido para a costa do Espírito Santo, e 9% para ambas as classes em relação ao total registrado para a costa brasileira (Menezes et al. 2015).

No nível inferior, a dominância de algas calcárias articuladas, foi identificada também nos recifes da praia de Jacaraípe e nos costões da praia de Setibão e da Baía de Vitória no litoral do Espírito Santo e em outras localidades no litoral do Brasil (Arantes et al. 1995, Costa Jr. et al. 2002, Barbosa et al. 2008, Zamprogno et al. 2012). As algas calcárias são representadas principalmente pelos gêneros *Amphiroa*, *Corallina* e *Jania* e formam tapetes, tufo e emaranhados, algumas vezes, em conjunto com algas dos gêneros *Ceramium*, *Hypnea* e *Palisada*. A frequência comum dos tapetes de algas calcárias no litoral brasileiro e em regiões tropicais é atribuída ao fato desse grupo conseguir escapar da herbivoria abundante nas regiões tropicais, em virtude da calcificação do tecido (Little et al. 2009).

A acidificação dos oceanos em decorrência do aumento de CO₂ na atmosfera tende a afetar negativamente as comunidades marinhas, sendo esperado que as algas calcárias sejam mais afetadas que algas carnudas, e que as algas calcárias articuladas sejam mais afetadas que as incrustantes (Kram et al. 2016). Existem vários mecanismos que tornam as algas calcárias mais suscetíveis à acidificação, dentre eles destacam-se as mudanças na taxa de calcificação que têm efeito direto sobre o crescimento e espessura do talo e

sobre a capacidade competitiva do grupo (Hofmann et al. 2013, McCoy e Kamenos 2015). Como os esqueletos das algas calcárias são formados de carbonato de cálcio (CaCO_3), o custo energético da calcificação aumenta a medida que a disponibilidade de íons carbonato é reduzida pelo aumento do CO_2 na água (McCoy e Kamenos 2015). As algas calcárias articuladas tem maior superfície de contato com a água que as algas incrustantes e, por isso, estariam mais propensas à perda de calcificação (Kram et al. 2016).

As algas calcárias articuladas têm importância ecológica para a manutenção da biodiversidade, uma vez que são formadoras de habitats para inúmeras outras espécies, destacando os moluscos, crustáceos e poliquetas (Ramos et al. 2010, Asnaghi et al. 2014). Desta forma, os impactos da acidificação podem alcançar indiretamente outros grupos. Em recifes de corais da Nova Guiné a acidificação da água marinha resulta na redução de grupos de corais complexos. Por consequência há uma redução da heterogeneidade de habitats afetando a comunidade de macroinvertebrados que se beneficiam dos refúgios proporcionados (Fabricius et al. 2014).

Ressalta-se que o tipo e o grau de resposta às mudanças climáticas são geralmente espécie-específicos (Kram et al. 2016), e que as comunidades do entremarés das regiões tropicais podem apresentar resiliência relativamente superior como resultado do ambiente altamente variável que habitam (Schermer et al. 2016). Desta forma, a manutenção da diversidade de espécies no entremarés é importante para assegurar a resiliência das comunidades frente às mudanças futuras.

A eutrofização é outro estressor que causa preocupação na região estudada. *Palythoa caribaeorum* e *Zoanthus sociatus* foram frequentes em Ubu e Inhaúma, porém em Coqueiro, *Z. sociatus* foi registrado apenas em uma coleta e *P. caribaeorum* não foi registrado. Na APA Costa dos Corais, nordeste do Brasil, esses zoantídeos foram comuns em alguns recifes e ausentes em outros, sendo esta distribuição atribuída à sensibilidade que esses animais têm à poluição e baixa salinidade (Steiner et al. 2015). O mesmo pode estar ocorrendo em Coqueiro, pois nos períodos chuvosos a água do mar apresenta salinidade muito baixa e níveis de coliformes acima do permitido pela legislação, sendo os esgotos lançados no rio Benevente a origem da contaminação (Costa e Nalesso 2006, Garcia e Barroso 2007).

A expansão da atividade portuária na região aumenta o risco de

redução da biodiversidade marinha pela introdução de espécies invasoras. Destaca-se o registro de *Megabalanus coccopoma* e *Isognomon bicolor*, espécies introduzidas no Brasil. Apesar de ter sido registrado anteriormente em Anchieta nos costões de Parati e Ubu (Kloh et al. 2013), no presente estudo *M. coccopoma* foi identificado exclusivamente em Coqueiro, em geral associado aos bancos de *P. perna* abundantes nesse costão. A presença de *Isognomon bicolor* em níveis intermediários do costão foi reportada em outros estudos na costa sudeste (López et al. 2010, Zamprogno et al. 2012). Este bivalve é considerado invasor no litoral brasileiro com possibilidade de competir com *Tetraclita stalactifera* e *Perna perna*, sendo esta última espécie de importância econômica para a pesca (Fernandes 2010, López et al. 2014). Porém, no presente estudo, tal como observado por Zamprogno et al. (2012) em outros costões na costa do Espírito Santo, *I. bicolor* ocorre em maior abundância na faixa de *M. solisianus*, em níveis acima daqueles ocupados por *P. perna*.

Uma riqueza elevada de esponjas foi encontrada em Anchieta considerando outros estudos (Masi et al. 2009). Na costa do Espírito Santo foram registradas mais de 110 espécies de esponjas marinhas, porém grande parte dos registros foi feito no litoral norte e em áreas com profundidade superior a 50 m (Hajdu e Teixeira 2011). A maioria das espécies encontradas em Anchieta é típica do entremarés e tolerante à sedimentação (Muricy et al. 2011). *Cinachyrella alloclada* e *C. apion* foram registradas pela primeira vez para a costa do Espírito Santo.

A espécie *Perna perna* ocorreu de forma frequente e abundante nas localidades de Coqueiro e Inhaúma, porém esteve ausente em Ubu. Essa espécie é importante na economia local e regional como recurso pesqueiro e alimentar. O fato de ser mais abundante em Coqueiro, em relação às outras localidades estudadas, não revela o real estado de conservação das populações dessa espécie, já que a resposta ao impacto da exploração do recurso pode ser expressa sob outras formas, como a redução no tamanho médio, na suscetibilidade à invasão e a doenças (Casarini e Henriques 2011). Em todas as visitas realizadas em Coqueiro, ao longo deste estudo, foi observada a coleta do mexilhão pela população local, mesmo em períodos de proibição em normativo de defeso (IBAMA 2006). Como resultado, áreas nuas são encontradas no costão ao longo de todo o ano. É possível, porém que o impacto sobre os bancos naturais de *P. perna* seja amenizado pela

suplementação oferecida pelo cultivo, uma vez que a localização de *long-lines* próximos aos costões maximiza o recrutamento nos mesmos. As sementes fixadas nas próprias *long-lines* são aproveitadas pelos maricultores reduzindo a pressão de coleta sobre a população juvenil do costão (Nalesso e Barroso 2007).

O presente estudo apresenta a elevada riqueza de macroalgas e invertebrados marinhos presentes na costa sul do Espírito Santo. Seus dados servem de base para a melhoria das estratégias vigentes de gestão e conservação contidas nos Planos de Gerenciamento Costeiro e nos Zoneamentos Ecológico-Econômicos, bem como nos Planos de Manejo das Unidades de Conservação existentes, em nível local e regional. A descrição da comunidade bentônica, ora apresentada, constitui um dos poucos trabalhos publicados na região, contendo dados de ocorrência e de sazonalidade das espécies, especialmente em relação às populações de invertebrados. Tendo em vista a extensão do litoral capixaba e a recente expansão da atividade portuária no Estado, os resultados poderão ser utilizados como linha de base em avaliações futuras de impacto desta atividade comercial, principalmente em relação à introdução de espécies exóticas. Enfim, considerando os cenários existentes e previstos de mudanças climáticas e seus efeitos na costa, os resultados fornecem uma primeira perspectiva sobre os padrões de zonação e diversidade atuais, o que será fundamental para prever futuras mudanças na distribuição e abundância das assembleias bentônicas, com ênfase nas macroalgas que são consideradas indicadoras de qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A norma de citação da revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências* foi adotada para a formatação das referências bibliográficas.

- ALBINO J, GIRARDI G E NASCIMENTO AK. 2006. Atlas de Erosão e Progradação Costeira do Litoral do Espírito Santo. In: Muehe, D. (org). Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro. MMA, Brasília-DF, p. 227-264.
- AMADO-FILHO GM, BARROS-BARRETO MB, MARINS BV, FÉLIX C E REIS RP. 2003. Estrutura de comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Rev Bras Bot* 26: 329-342.
- AMADO-FILHO GM, MANEVELDT G, MANSO RCC, MARINS-ROSA BV, PACHECO MR E GUIMARÃES SMPB. 2007. Structure of rhodolith beds from 4 to 55 meters deep along the southern coast of Espírito Santo State, Brazil. *Cienc Mar* 33(4): 399–410.
- AMADO-FILHO GM, MANEVELDT GW, PEREIRA-FILHO GH, MANSO RCC, BAHIA RG, BARROS-BARRETO MB E GUIMARÃES SMPB. 2010. Seaweed diversity associated with a Brazilian tropical rhodolith bed. *Cienc Mar* 36 (4): 371–391.
- ARANTES PVS, NASSAR CAG E GESTINARI LMS. 1995. Comunidades de algas calcárias articuladas na baía do Espírito Santo. *Nerítica* 9 (1-2): 33-48.
- ASNAGHI V, THRUSH SF, HEWITT JE, MANGIALAJO L, CATTANEO-VIETTI R E CHIANTORE M. 2014. Colonisation processes and the role of coralline algae in rocky shore community dynamics. *J Sea Res* 95: 132-138.
- BARATA D E FUJII MT. 2006. Ctenocladaceae e Ulvellaceae (Chlorophyta) do Espírito Santo e Litoral Norte de São Paulo, Brasil. *Hoehnea* 33 (3): 359-370.
- BARBOSA SO, FIGUEIREDO MAO E TESTA V. 2008. Estrutura e dinâmica de comunidades bentônicas dominadas por macrófitas na zona intramareal da Praia de Jacaraípe, Espírito Santo, Brasil. *Hoehnea* 35 (4): 563-575.
- BERCHEZ FAS, TIAGO CG, ROSSO S, DIAS G E OLIVEIRA EC. 2009. Structure of a coralline algal bed on southeastern Brazil. *Braz J Ecol* 13: 49-57.
- BERTOCCI I, VASELLI S, MAGGI E E BENEDETTI-CECCHI L. 2007. Changes in temporal variance of rocky shore organism abundances in response to

- manipulation of mean intensity and temporal variability of aerial exposure. Mar Ecol Prog Ser 338: 11-20.
- CARDENAS CA E MONTIEL A. 2015. The influence of depth and substrate inclination on sessile assemblages in subantarctic rocky reefs (Magellan region). Polar Biol 38 (10): 1631-1644
- CARLTON JT, NEWMAN WA E PITOMBO FB. 2011. Barnacle invasions: Introduced, cryptogenic, and range expanding cirripedia of North and South America. In: Galil BS, Clark PF, Carlton JT (eds.). In the wrong place - Alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts. Springer, Dordrecht, p. 159-213.
- CASARINI LM E HENRIQUES MB. 2011. Estimativa de estoque do mexilhão *Perna perna* e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em bancos naturais da Baía de Santos, São Paulo, Brasil. Bol Inst Pesca São Paulo 37 (1): 1-11.
- CHAPPUIS E, TERRADAS M, CEFALÌ ME, MARIANI S E BALLESTEROS E. 2014. Vertical zonation is the main distribution pattern of littoral assemblages on rocky shores at a regional scale. Estuar Coast Shelf Sci 147: 113-122.
- COLEMAN RA, UNDERWOOD AJ, BENEDETTI-CECCHI L, ARENAS PAF, ARRONTE J, CASTRO J, HARTNOLL RG, JENKINS SR, PAULA J, SANTINA PD E HAWKINS SJ. 2006. A continental scale evaluation of the role of limpet grazing on rocky shores. Oecologia 147: 556-564.
- COSTA KG E NALESSO RC. 2006. Effects of mussel farming on macrobenthic community structure in Southeastern Brazil. Aquaculture 258: 655-663.
- COSTA JR. OS, ATTRILL MJ, PEDRINI AG E DE-PAULA JC. 2002. Spatial and seasonal distribution of seaweeds on coral reefs from Southern Bahia, Brazil. Bot Mar 45: 346-355
- COUTINHO R. 1995. Avaliação crítica das causas da zonação dos organismos bentônicos em costões rochosos. Oecol Bras 1: 259-271.
- COUTINHO R E ZALMON IR. 2009. O Bentos de Costões Rochosos. In: PEREIRA RC, SOARES-GOMES A. Biologia Marinha, Ed. Interciência, 2nd ed., Rio de Janeiro, p. 281-298.
- COUTINHO R ET AL. 2016. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. Braz J Oceanogr 64 (sp2): 27-36.

- COUTINHO R ET AL. 2015. Monitoramento de longo prazo de costões rochosos. In: TURRA A, DENADAI MR (org.). Protocolos para o Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 258.
- DE-PAULA JC, BUENO LB, CAVALCANTI DN, YONESHIGUE-VALENTIN Y E TEIXEIRA VL. 2008. Diterpenes from the brown alga *Dictyota crenulata*. *Molecules* 13: 1253-1262.
- FABRICIUS KE, DE'ATH G, NOONAN S E UTHICKE S. 2014 Ecological effects of ocean acidification and habitat complexity on reef-associated macroinvertebrate communities. *Proc R Soc B* 281: 20132479.
- FERNANDES FC. 2010. Distribuição mundial e o impacto de sua introdução no Brasil. In: RESGALLA JR., WEBER LI AND CONCEIÇÃO MB (Eds). O mexilhão *Perna perna* (L.): biologia, ecologia e aplicações. Rio de Janeiro (RJ): Interciência, 2008. p. 26-30.
- FIGUEIREDO MAO, BARRETO MBB E REIS RP. 2004. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ – subsídios para futuros monitoramentos. *Rev Bras Bot* 27 (1): 11-17.
- FORZZA ET AL (Org.). 2010. Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. v. 1, Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 871 p.
- FUJII MT E SANTÍES AG. 2005. Taxonomia do complexo *Laurencia* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) do Brasil, com ênfase nas espécies dos estados de São Paulo e do Espírito Santo. In: SENTÍES A, DRECKMAN K (Eds.). Monografias Ficológicas. Universidad Autónoma Metropolitana, México, 2: 69-135.
- GARCIA AN E BARROSO GF. 2007. Qualidade sanitária da água e do mexilhão *Perna perna* na área de cultivo de Anchieta (ES). In: BARROSO GF, POERSCH LHS, CAVALLI RO (eds). Sistemas de cultivos aquícolas no Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos. Rio de Janeiro: Museu Nacional. Série Livros, 26: 203-209.
- GOMES LEO, CORREA LB E BERNARDINO AF. 2014. New record of the non-native bivalve *Myoforceps aristatus* in SE Brazil. *Strombus* 21(1-2): 10-14.
- GUBELIT YI. 2015. Climatic impact on community of filamentous macroalgae in the Neva estuary (Eastern Baltic Sea). *Mar Pollut Bull* 91: 166-172.

- GUIMARÃES SMPB. 2003. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do Estado do Espírito Santo, Brasil. *Hoehnea* 30: 11-19.
- GUIRY MD E GUIRY GM. 2014. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>.
- HAJDU E E TEXEIRA JN. 2011. New or little known demosponges (Porifera) from Espírito Santo coast and seamounts (Brazil). *Zoologia* 28 (2): 233-246.
- HARLEY CDG AND HELMUTH BST. 2003. Local - and regional - scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation. *Limnol Oceanogr* 48 (4): 1498-1508.
- HELMUTH B, YAMANE L, LALWANI S, MATZELLE A, TOCKSTEIN A E GAO N. 2011. Hidden signals of climate change in intertidal ecosystems: What (not) to expect when you are expecting. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 191-199.
- HELMUTH BST E HOFFMAN GE. 2001. Microhabitats, thermal heterogeneity, and patterns of physiological stress in the rocky intertidal zone. *Biol Bull* 201: 374-384.
- HOFMANN LC, STRAUB S E BISCHOF K. 2013. Elevated CO₂ levels affect the activity of nitrate reductase and carbonic anhydrase in the calcifying rhodophyte *Corallina officinalis*. *J Exp Bot* 64 (4): 899-908.
- HORTA PA, AMÂNCIO E, COIMBRA CS E OLIVEIRA EC. 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea* 28: 243-265.
- IBAMA 2006. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 105, de 20 jul. 2006. Estabelece regras de ordenamento pesqueiro para a extração de mexilhões *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) de estoques naturais e procedimentos para a malacocultura.
- JACKSON AC E MCILVENNY J. 2011. Coastal squeeze on rocky shores in northern Scotland and some possible ecological impacts. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 314-321.
- KLOH AS, FARRAPEIRA CMR, RIGO APR, ROCHA RM. 2013. Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. *Mar Biodivers Rec* 6: e102.
- KORDAS RL, DUDGEON S, STOREY S E HARLEY CDG. 2014. Intertidal community responses to field-based experimental warming. *Oikos* 124:

888-898.

- KRAM SL, PRICE NN, DONHAM EM, JOHNSON MD, KELLY ELA, HAMILTON SL E SMITH JE. 2016. Variable responses of temperate calcified and fleshy macroalgae to elevated pCO₂ and warming. *ICES J Mar Sci* 73 (3): 693-703.
- LATHLEAN JA, AYRE DJ, MINCHINTON TE. 2014. Estimating latitudinal variability in extreme heat stress on rocky intertidal shores. *J Biogeogr* 41 (8): 1478-1491
- LITTLE C, WILLIAMS GA E TROWBRIDGE CD. 2009. *The Biology of Rocky Shores*. 2 nd ed. Oxford, Oxford University Press.
- LÓPEZ MS, COUTINHO R, FERREIRA CEL E RILOV G. 2010. Predator–prey interactions in a bioinvasion scenario: differential predation by native predators on two exotic rocky intertidal bivalves. *Mar Ecol Prog Ser* 403:101-112.
- LOPÉZ MS, LAVRADO HP E COUTINHO R. 2014. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. *Aquat Invasions*, 9 (4): 457-465.
- MACHADO GEM, NASSAR CAG E SZÉCKY MTM. 2011. Flora ficológica da região sublitorânea rasa de costões rochosos do Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo. *Acta Bot Brasilica* 25(1): 71-82.
- MASI BP, MACEDO IM E ZALMON IR. 2009. Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off the Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. *J Mar Biol Assoc UK* 89(2): 225-234.
- MASI BP E ZALMON IR. 2008. Zonation of intertidal benthic communities on breakwaters of different hydrodynamics in the north coast of the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Rev Bras Zool* 25 (4): 662-673.
- MCCOY SJ E KAMENOS NA. 2015. Coralline algae (Rhodophyta) in a changing world: Integrating ecological, physiological, and geochemical responses to global change. *J Phycol* 51: 6-24.
- MENEZES ET AL. 2015. Update of the Brazilian floristic list of algae and cyanobacteria. *Rodriguésia*, 66(4): 1047-1062.
- MILOSLAVICH ET AL. 2016. Benthic assemblages in South American intertidal rocky shores: biodiversity, services, and threats. In: *RIOSMENA-*

- RODRÍGUEZ, R (ed.) Marine Benthos: Biology, Ecosystem Functions and Environmental Impact, Nova Science Publisher, p. 83-138.
- MIOSI W, AQUINO GMFV E ALVES JP. 2004. Levantamento das Clorófitas (Chlorophyta) marinhas bentônicas do litoral de Aracruz, estado do Espírito Santo, Brasil. *Natureza online* 2(2): 37-44.
- MORENO TR E ROCHA R. 2012. Ecologia de costões rochosos. *Estud Biol, Ambiente Divers* 34(83): 191-201.
- MURICY G, LOPES DA, HAJDU E, CARVALHO MS, MORAES FC, KLAUTAU M, MENEGOLA C E PINHEIRO U. 2011. Catalogue of Brazilian Porifera. Museu Nacional, Série Livros, p. 300.
- NALESSO RC E BARROSO GF. 2007. Sistemas de cultivos aquícolas costeiros no Espírito Santo: Cultivos de moluscos bivalves. In: BARROSO GF, POERSCH LHS E CAVALLI RO (Eds). *Sistemas de cultivos aquícolas no Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. Série Livros, 26: 203-209.
- NALESSO RC, JOYEUX JC, QUINTANA CO, TOREZANI E E OTEGUI ACP. 2005. Soft-bottom macrobenthic communities of the Vitória bay estuarine system, south-eastern Brazil. *Braz J Oceanogr* 53(1/2): 23-38.
- NASSAR CAG, SOUZA RR E YONESHIGUE-VALENTIN Y. 2001. Inventário florístico das algas marinhas bentônicas do arquipélago das Três Ilhas (Espírito Santo - Brasil): Estudo preliminar. *Leandra* 16: 1-10.
- NASSAR CAG, YONESHIGUE-VALENTIN Y, MAURAT MCS, FALCÃO C E MITCHELL GJP. 1989. Feófitas do litoral norte do estado do Espírito Santo. *Ínsula* 19: 143-168.
- NAUER F, CASSANO V E OLIVEIRA MC. 2015. Description of *Hypnea pseudomusciformis* sp. nov., a new species based on molecular and morphological analyses, in the context of the *H. musciformis* complex (Gigartinales, Rhodophyta). *J Appl Phycol* 27 : 2405-2417.
- NUNES JMC. 1998. Catálogo de algas marinhas bentônicas do estado da Bahia, Brasil. *Acta Bot Malacitana* 23: 5-21.
- PARDAL-SOUZA AL, DIAS GM, JENKINS SR, CIOTTI AM E CRISTOFOLETTI RA. 2016. Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *J Appl Ecol*. in press doi:10.1111/1365-2664.12811
- PINHEIRO HT, FERREIRA AL E TEIXEIRA JB. 2010. Diagnóstico ambiental do

litoral sul do estado do Espírito Santo: Estudos complementares para a criação de uma Unidade de Conservação Marinha. Universidade Federal do Espírito Santo e Núcleo de Unidades de Conservação do ES/ICMBio. <https://issuu.com/vozdanatureza/docs/diagnostico/185>.

PMA – Prefeitura Municipal de Anchieta. 2012. Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro de Anchieta/ES.

RAMOS RJ, TRAVASSOS MP E LEITE GR. 2010. Characterization of macrofauna associated with articulated calcareous algae (Corallinaceae, Rhodophyta) occurring in a hydrodynamic gradient on the Espírito Santo state coast, Brazil. *Braz J Oceanogr* 58(4):275-285.

REIS RP. 2009. Caracterização da assembléia fitobentônica da Praia do Katuca, Ilha da Marambaia, Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Acta Bot Bras* 23(2): 297-304.

SCHERNER F, PEREIRA CM, DUARTE G, HORTA PA, E CASTRO C, BARUFI JB E PEREIRA SMB. 2016. Effects of ocean acidification and temperature increases on the photosynthesis of tropical reef calcified macroalgae. *PLoS ONE* 11(5): e0154844.

SCHIEL DR, STEINBECK JR E FOSTER MS. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology* 85 (7): 1833-1839.

STEINER AQ, AMARAL FMD, AMARAL JRBC, SASSI R, BARRADAS JI. 2015. Zonação de recifes emersos da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, Nordeste do Brasil. *Iheringia (Zoologia)* 105(2): 184-192.

SORTE CJB, JONES SJ E MILLER LP. 2011. Geographic variation in temperature tolerance as an indicator of potential population responses to climate change. *J Exp Mar Biol Ecol* 400 (1-2): 209-217.

SPALDING ET AL. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57 (7): 573-583.

SZÉCHY MTM, AMADO-FILHO GM, CASSANO V, DE-PAULA JC, BARROS-BARRETO MB, REIS RP, MARINS-ROSA BV, MOREIRA FM. 2005. Levantamento florístico das macroalgas da baía de Sepetiba e adjacências, RJ: ponto de partida para o Programa GloBallast no Brasil. *Acta Bot Bras* 19(3): 587-596.

TANAKA MO, DUQUE-ESTRADA TEM E MAGALHÃES CM. 2002. Dynamics of the Acmaeid limpet *Collisella subrugosa* and vertical distribution of size and

- abundance along a wave exposure gradient. J Molluscan Stud 68: 55-64.
- TORRANO-SILVA BN AND OLIVEIRA EC. 2014. Macrophytobenthic flora of the Abrolhos Archipelago and the Sebastião Gomes Reef, Brazil. Cont Shelf Res 70: 150-158.
- VAN DE WERFHORST LC E PEARSE JS. 2007. Trampling in the rocky intertidal of Central California: a follow-up study. Bull Mar Sci 81(2): 245-254.
- VILLAS-BOAS AB, RIOSMENDA-RODRIGUEZ R, TÂMEGA FTS, AMADO-FILHO GM, MANEVELDT GW E FIGUEIREDO MAO. 2015. Rhodolith-forming species of the subfamilies Neogoniolithoideae and Hydrolithoideae (Rhodophyta, Corallinales) from Espírito Santo state, Brazil. Phytotaxa 222(3): 169-184.
- WALLACE BP ET AL. 2010. Regional management units for marine turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. PlosOne 5 (12): e15465.
- WERNBERG T, RUSSELL BD, MOORE PJ, LING SD, SMALE DA, CAMPBELL A, COLEMAN MA, STEINBERG BD, KENDRICK GA E CONNELL SD. 2011. Impacts of climate change in a global hotspot for temperate marine biodiversity and ocean warming. J Exp Mar Biol Ecol 400: 7-16.
- WETHEY DS. 2002. Biogeography, competition, and microclimate: The barnacle *Chthamalus fragilis* in New England Integ Comp Biol 42:872-880.
- YAP CK E CHENG WH. 2009. Heavy metal concentrations in *Nerita lineata*: the potential as a biomonitor for heavy metal bioavailability and contamination in the tropical intertidal area. Mar Biodivers Rec 2: e46.
- YONESHIGUE-VALENTIN Y, GESTINARI LMS E FERNANDES DRP. 2006. Macroalgas. In: LAVRADO HP, IGNACIO BL (ed.). Biodiversidade bentônica da região central da zona exclusiva brasileira. Museu Nacional, Série Livros, 18: 67-105.
- ZAMPROGNO GC, FERNANDES FC E FERNANDES LL. 2012. Temporal and spatial variation of rocky shores intertidal benthic communities in Southeast Brazil. Iheringia (Zoologia) 102(4): 375-383.

APÊNDICE

Referências não publicadas dos estudos da biodiversidade de costões rochosos no estado do Espírito Santo, Brasil.

- Barata, D. 2004. Clorofíceas marinhas bentônicas do Estado do Espírito Santo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo.
- Bacci, DS. 2005. Estudos taxonomicos do gênero *Chondria* (Ceramiales, Rhodophyta) no litoral dos estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica de São Paulo.
- Behar, L. 1972. Clorofíceas do litoral sul do estado do ES. I- Siphonales e Siphonocladales. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Carvalho, VF. 2013. Avaliação dos impactos da urbanização sobre as comunidades de macroalgas bentônicas no litoral do Espírito Santo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), PE.
- Correa, LB. 2012. Comparação da estrutura de comunidades bentônicas em rochas graníticas e lateríticas no entre-marés e padrões de assentamento e recrutamento de espécies em curto prazo. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo.
- Crispino, LMB. 2000. Feofícias do litoral do Estado do Espírito Santo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo.
- Cruz, CVR. 2006. Composição da fauna associada à *Ulva* spp. Delile (Ulvales, Ulvaceae) em três áreas do litoral do Espírito Santo, Brasil. Monografia de Especialização. Programa de pós-graduação "lato-sensu" em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES.
- Gamba, GA. 2013. Ascídias (Tunicata, Ascidiacea) do Espírito Santo, Brasil. Mestre em Zoologia, no Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- Guimarães, SMPB. 1990. Rodofíceas marinhas bentônicas do Espírito Santo: ordem Cryptonemiales. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 275 p.
- Mazioli, C. 2001. Estudo da macrofauna bentônica da região entre-marés da

- praia de Camburi (Município de Vitória-ES, Brasil). Monografia de Especialização. Programa de pós-graduação “lato-sensu” em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES.
- Neves, SB. 2015. Estrutura da fauna bentônica de rodolitos e sedimentos depositados nos recifes lateríticos na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz-ES. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical. UFES.
- Pacheco, MR. 2011. Macroalgas marinhas associadas a bancos de rodolitos do infralitoral do Espírito Santo, Brasil. Teses de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Pereira, APV. 1999. Análise espaço-temporal da comunidade de algas marinhas bentônicas sobre corais lateríticos na Praia da Baleia – Manguinhos – Serra (ES). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Pereira-Filho, GH. 2008. Caracterização das comunidades marinhas bentônicas de substrato consolidado da Ilha do Francês (ES) baseado em unidades da paisagem. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, SP.
- Portugal, AB. 2012. Composição e estrutura das comunidades fitobentônicas do médiolitoral em costões rochosos na Grande Vitória – ES (Sudeste do Brasil). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia – UFBA, BA.
- Sá, ADF. 2011. Macroalgas bentônicas da baía do Espírito Santo e adjacências: distribuição, concentração de metais pesados e influência do minério de ferro particulado. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental), Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- Zamprogno, C. 1989. Distribuição e hábitos alimentares dos peixes na zona entremarés de recifes rochosos da praia de Manguinhos, Espírito Santo. Dissertação de mestrado. Instituto de Biologia, Campinas, São Paulo.
- Weck, MS. 2000. Macrofauna associada às algas calcárias Melobesia (Corallinaceae) em Santa Cruz-ES. Monografia de Especialização. Programa de pós-graduação “lato-sensu” em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES.

**CAPÍTULO 2: MÉTODOS DE MONITORAMENTO DA COMUNIDADE
BENTÔNICA DE COSTÕES ROCHOSOS TROPICAIS.**

INTRODUÇÃO

Em ecossistemas costeiros as mudanças climáticas têm causado diversos impactos e há uma urgência na inserção desta questão nas políticas públicas da forma mais criteriosa e eficaz possível. As regiões tropicais abrigam a maior parte da diversidade global, no entanto os estudos sobre os impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas costeiros tropicais ainda são escassos (Turra et al. 2013).

Os costões rochosos estão entre os ambientes costeiros mais estudados em termos de impactos das mudanças climáticas, talvez devido à intratabilidade experimental dos ecossistemas marítimos abertos. Entretanto, ainda existe uma distribuição desigual desses estudos com regiões e fatores ainda pouco estudados, o que limita as generalizações dos resultados (Hawkins et al. 2008). As pesquisas mais confiáveis exigem dados observacionais de longos períodos de tempo e grandes escalas espaciais (Parmesan et al. 2013).

Os monitoramentos de longo prazo consolidam o conhecimento ecológico sobre as espécies, populações e comunidades, ao mesmo tempo em que é a base para as comparações em estudos de impactos ambientais, permitindo, por exemplo, a comparação entre o estado passado e o atual e a previsão em diferentes cenários (Hawkins et al. 2008, Lacoue-Labarthe et al. 2016). Na costa britânica os amplos registros da abundância de cirripédios serviram de base para o estudo da alternância da abundância de espécies regida por flutuações climáticas. Nos anos mais quentes há um aumento da abundância de espécies do gênero *Chthamalus* simultâneo ao declínio da abundância de espécies do gênero *Semibalanus*, sendo essas últimas típicas de ambientes mais frios (Mieszkowska et al. 2014). A redução da diversidade associada aos bancos de mexilhão da costa da Califórnia em função do aquecimento foi analisada a partir da comparação de dados coletados com a mesma metodologia com mais de 30 anos de intervalo (Smith et al. 2006). Na costa norte da Espanha informações históricas de macroalgas foram comparadas a dados recentes possibilitando a constatação de mudanças na estrutura da comunidade em uma ampla área geográfica, incluindo o aumento na riqueza e abundância de espécies de ambientes quentes em direção ao polo e o declínio e até desaparecimento de espécies de águas frias (Fernández

2016).

Além de mudanças na diversidade e nos limites de distribuição das espécies, os estudos de longo prazo são úteis para a proposição de hipóteses mais complexas, como o efeito sobre espécies-chave que causem impactos em cascata em cadeias tróficas, e a sinergia com outros estressores não climáticos, como a eutrofização (Jochum et al. 2012).

A existência de dados históricos ou de ampla escala espacial por si só não garante a possibilidade de alcançar generalizações, pois em alguns casos pode haver incompatibilidade dos dados em função das diferentes metodologias aplicadas no levantamento das informações ou a falta de registro de aspectos importantes do levantamento (Brown et al. 2016). Diferenças nos métodos de pesquisa entre dados levantados no passado e dados atuais podem confundir as respostas biológicas às mudanças climáticas e para alguns desses casos existem métodos de tratamento dos dados que podem ou não evitar o descarte de informações (Tingley e Beissinger 2009).

É necessário que os programas de monitoramento na costa sejam ampliados em áreas geográficas e grupos biológicos pouco estudados, porém com o cuidado de contemplarem metodologia de registro e análise de dados compatíveis a utilização futura das informações. Neste sentido, protocolos que contemplam uma padronização de objetivos e metodologia de monitoramento da diversidade e de outros aspectos relevantes ao estudo dos ecossistemas costeiros são elaborados por equipes de especialistas. Os protocolos precisam ser robustos na representação da realidade do ambiente estudado e simples o suficiente para aplicação em localidades com distintas disponibilidades de recursos. A complexidade da metodologia e a dependência de recursos de alto valor ou de difícil aquisição pode inviabilizar a manutenção em longo prazo da pesquisa, deixando as séries de dados incompletas no tempo e espaço (Murray et al. 2006).

A repetição no tempo e espaço fornece informações importantes sobre a variabilidade natural das comunidades, porém também interfere no custo e viabilidade do programa. Os dados devem ser levantados em um prazo longo e em uma resolução temporal adequada, sob o risco de perder janelas críticas de tempo onde realmente ocorrem as mudanças de interesse (Adrian et al. 2012). No caso específico dos costões rochosos, por exemplo, a temperatura média mensal do ar ou do substrato pode não revelar picos diários

de temperatura quando a maré baixa coincide com o período de maior insolação, e esses momentos podem ser críticos para uma população que já vive em seus limites de tolerância térmicos (Vinagre et al. 2016). Apesar de ser intuitivo que quanto mais detalhado melhor será o estudo, os custos envolvidos no biomonitoramento são consideráveis, especialmente em relação ao tempo e recursos humanos qualificados (Bates et al. 2007).

Os costões rochosos são mosaicos heterogêneos de distintos micro habitats formando uma paisagem com variações em pequenas a grandes escalas no espaço vertical e horizontal (Murray et al. 2006). Essa heterogeneidade do substrato é acompanhada por condições ambientais dinâmicas e a diversidade biológica consequentemente também é variável no tempo e no espaço em diversas escalas (Little et al. 2009). Toda essa variabilidade pode gerar altas taxas de “ruído” na busca por padrões e processos em monitoramentos (Murray et al. 2006).

Outro aspecto importante em monitoramentos é que alguns métodos são adotados em função da maior familiaridade dos pesquisadores as ferramentas inerentes ao método, porém ao longo do tempo podem ser modificados para incluir metodologias mais modernas de melhor custo-benefício, sem comprometer a comparação com dados pretéritos. O método de foto-quadrados tem sido usado, por exemplo, em substituição a estimativa em campo a partir da popularização das máquinas fotográficas digitais, o que permitiu um melhor aproveitamento do tempo necessário no campo apesar de algumas limitações do método, como a dificuldade em distinguir cores muito parecidas em áreas homogêneas em níveis superiores do entremarés (Macedo et al. 2006).

Mesmo protocolos elaborados de forma criteriosa precisam ser avaliados continuamente para evitar o dispêndio de recursos em informações incompletas ou irrelevantes ante aos problemas e metodologias atuais. Além de considerar critérios técnicos, esta avaliação precisa ponderar a aplicabilidade dos resultados em políticas públicas e o potencial de uso das informações geradas na conscientização da sociedade como agentes de mudanças de cenários tão críticos.

Neste capítulo foram comparados dois protocolos de referência para o monitoramento da comunidade bentônica de costões rochosos (Sarce e Rebentos), com vistas ao uso em estudos de longo prazo da análise dos

efeitos de mudanças climáticas. Os protocolos são distintos em quatro aspectos principais: esforço amostral, relação entre as amostras, unidade operacional e forma de estimativa. O protocolo Sarce contempla um esforço amostral maior, amostras independentes e a unidade operacional são os grupos funcionais, com registro em campo da sua abundância, embora a presença de espécies também seja registrada em cada amostra, enquanto no protocolo Rebentos a unidade é espécie ou o menor nível taxonômico possível e as amostras são permanentes. A comparação dos protocolos foi feita de acordo com dois critérios: 1. capacidade de detecção de espécies e 2. capacidade de detecção de mudanças. Outros aspectos metodológicos foram abordados como o uso de subgrupos em substituição a espécie, replicações, técnicas estatísticas de análise, e custos.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no município de Anchieta, litoral sul do Espírito Santo e sudeste do Brasil. No capítulo 1 foi apresentada uma caracterização detalhada da área de estudo. A zona entremarés foi dividida para amostragem em três níveis: superior, médio e inferior, considerando a altura no costão em relação ao nível da maré baixa e os povoamentos que caracterizam essas zonas. O nível superior é caracterizado pelo povoamento formado por cirripédios e gastrópodes dos gêneros *Chthamalus* e *Echnolittorina*, respectivamente. O nível médio é caracterizado por moluscos bivalves do gênero *Mytilus*. Os povoamentos que caracterizam o nível inferior são formados principalmente por bivalves (mexilhões e ostras), macroalgas e zoantídeos.

Os protocolos de amostragem designados no presente trabalho como Sarce e Rebentos foram aplicados simultaneamente, nos períodos de verão e inverno entre 2014 e 2016, em três costões distantes entre si por 2,5 a 10 km, Ubu (20°48'16"S e 40°35'16"O), Coqueiro (20°48'39"S e 40°39'41"O) e Inhaúma (20°49'29"S e 40°40'52"O) (mapa no capítulo 1). Esses protocolos foram elaborados por rede de pesquisadores com o objetivo principal de servirem ao levantamento da diversidade e de impactos na comunidade macrobentônica do entremarés em monitoramentos de ampla escala espacial e de longo prazo. O protocolo Sarce foi elaborado pelo Grupo Sul-americano de Investigação em rede Ecossistemas Costeiros (SARCE) no âmbito do programa internacional Census of Marine Life – NaGISA (Miloslavich et al. 2016). O protocolo Rebentos foi elaborado pela Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (ReBentos) vinculada à Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima (MCT) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC) (Coutinho et al. 2016).

Seguindo o Protocolo Sarce, em cada costão e período foram amostrados 10 quadrados de 50 x 50 cm posicionados aleatoriamente nos níveis superior e médio e 15 quadrados no nível inferior, em uma distância total de 80 a 100 m ao longo de cada costão. Portanto, no total foram amostrados 35 quadrados em cada costão, perfazendo uma área total de 26,25 m².

A cobertura dos organismos em cada quadrado foi estimada com auxílio de uma grade de fios de nylon, totalizando 100 pontos de intersecção,

sob os quais foi registrada a presença do grupo funcional ao qual o organismo pertencia (Tab. I). Nestes quadrados foram registradas também todas as espécies sésseis observadas (amostragem qualitativa) e coletadas amostras daquelas espécies de difícil identificação no campo ou para confirmação da identificação junto a especialistas.

Além do registro de cobertura dos organismos sésseis, foi realizada a contagem dos organismos vágeis de pouca mobilidade (moluscos e equinodermos). No nível inferior essa contagem foi realizada em campo e em toda área do quadrado, enquanto nos níveis médio e superior foi realizado registro fotográfico e contagem dos organismos vágeis em toda área do quadrado, exceto para *Echnolittorina* que foram contados em subamostras de 5 x 5 cm, sendo quatro subamostras por quadrado no nível médio e uma no nível superior.

Seguindo o protocolo Rebentos em cada costão foram estabelecidas cinco transecções verticais posicionadas inicialmente de forma aleatória, nas quais foram marcados permanentemente quadrados de 10 x 10 cm no nível superior, 20 x 20 cm no médio superior e no médio inferior e 50 x 50 cm no inferior, em um total de 20 quadrados por costão, perfazendo uma área de 5,1 m². Os quadrados foram marcados com o auxílio de massa epóxi especial para ambientes úmidos (Tubolit MEP 301) aderidos aos cantos, por fora do amostrador.

Em cada amostragem foi feito o registro fotográfico dos quadrados e caso fosse necessário coletar amostras das espécies para posterior identificação, esta coleta era feita no entorno para evitar perturbação, já que os mesmos quadrados são revisitados sequencialmente. A partir das fotos, em cada quadrado foi estimada a cobertura de cada táxon sésil por meio do registro da presença sob cada um de 100 pontos aleatórios gerados pelo programa Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler e Gill 2006) com categorização no menor nível taxonômico possível, sem considerar o grupo funcional ao qual o táxon pertencia. Foi também feita a contagem de organismos vágeis pouco móveis (moluscos e equinodermos) em toda a área do quadrado.

Os dois protocolos foram comparados em relação à sua eficiência no monitoramento da comunidade ao longo do tempo. Como as diferenças principais entre os protocolos são o caráter aleatório ou permanente das

amostras e o esforço amostral, maior no protocolo Sarce, a comparação entre eles foi feita de acordo com dois critérios: 1. capacidade de detecção de espécies e 2. capacidade de detecção de mudanças.

No primeiro caso foram feitas comparações da riqueza de espécies em um mesmo nível e costão usando curvas de rarefação e extrapolação criadas no pacote estatístico EstimateS (versão 9.1.0) (Colwell 2013). A partir da matriz de presença das espécies as unidades amostrais foram reamostradas aleatoriamente e sem reposição gerando o número esperado de espécies e os intervalos de confiança incondicionais para um total de 60 amostras (Colwell et al. 2012; Colwell et al. 2004). As curvas de rarefação e extrapolação foram baseadas no valor médio a partir de 1000 aleatorizações utilizando a fórmula clássica de Chao 2 (Colwell 2013), a partir dos dados de referência observados de 40 amostras nos níveis superior e médio e 60 amostras no nível inferior, no caso do protocolo Sarce, e 16 ou 20 amostras dependendo do nível, no caso do protocolo Rebentos. Ressalva-se que a variância incondicional aumenta com o tamanho da amostra e por isso os intervalos de confiança também são ampliados em uma extrapolação da riqueza maior que o dobro da amostra de referência (Colwell et al. 2012), porém com a extrapolação dos dados do protocolo Rebentos até o total de 60 amostras foi possível o aproveitamento de todos os dados levantados no protocolo Sarce. As diferenças na riqueza de espécies entre os protocolos foram determinadas por inspeção visual dos intervalos de confiança de 95%, usando o critério de que intervalos sem sobreposição indicam diferenças. A média da riqueza máxima teórica (Chao 2) para cada nível e costão para um total de amostras do tamanho da menor amostra de referência (= protocolo Rebentos), foi comparada entre os protocolos pelo mesmo critério de sobreposição dos intervalos de confiança. Nestas análises foram utilizadas as listas totais de espécies observadas em cada quadrado, independente de sua abundância. As comparações foram feitas para toda a comunidade e para subgrupos separadamente, pois um protocolo poderia ser mais eficiente para um grupo do que para outro. Os grupos analisados foram: espécies sésseis, espécies vageis, macroalgas e macroinvertebrados.

Tabela 1. Grupos funcionais de algas e invertebrados marinhos bentônicos baseados em Littler e Littler (1984) e Steneck e Dethier (1994).

Grupo Funcional	Características	Táxons
Macroalgas		
Balão	Aspecto globoso.	<i>Colpomenia</i> , <i>Valonia</i> .
Filamentosa	Aspecto de fio ou pelo, podendo ser filamentos unisseriados simples ou ramificados. Dentro dessa categoria existem as algas filamentosas que podem ser delgadas ou corticais.	<i>Bostrychia</i> , <i>Bryopsis</i> , <i>Caulerpa</i> , <i>Centroceras</i> , <i>Ceramium</i> , <i>Chaetomorpha</i> , <i>Champia</i> , <i>Cladophora</i> , <i>Cladophoropsis</i> , <i>Feldmannia</i> , <i>Herposiphonia</i> , <i>Heterosiphonia</i> , <i>Levringea</i> , <i>Plocamium</i> , <i>Sphacelaria</i> , <i>Spyridia</i> , <i>Wrangelia</i> .
Terete	Também conhecidas como rodófitas mucilaginosas, são algas que apresentam uma forma cilíndrica ereta.	<i>Bryothamnion</i> , <i>Caulerpa</i> , <i>Ceratodictyon</i> , <i>Chondracanthus</i> , <i>Dichotomaria</i> , <i>Gelidiella</i> , <i>Gelidium</i> , <i>Gracilaria</i> , <i>Grateloupia</i> , <i>Gymnogongrus</i> , <i>Hydropuntia</i> , <i>Hypnea</i> , <i>Palisada</i> , <i>Pterocladia</i> , <i>Solieria</i> .
Coriácea (suculenta)	Aspecto coriáceo, succulento. Inclui as grandes algas pardas.	<i>Codium</i> , <i>Sargassum</i> , <i>Udotea</i> .
Foliácea	Aspecto de lâminas ou folíolos. Sempre delgadas.	<i>Ulva</i> , <i>Pyropia</i> , <i>Anadyomene</i> .
Foliácea cortiçada	Aspecto de lâminas ou folíolos. Sempre grossas.	<i>Canistrocarpus</i> , <i>Chnoospora</i> , <i>Cryptonemia</i> , <i>Dictyopteris</i> , <i>Dictyota</i> , <i>Osmundaria</i> , <i>Padina</i> , <i>Spatoglossum</i> .
Crostosa não calcificada	Algas que crescem aderidas ao substrato como um tapete bem delgado.	<i>Codium intertextum</i> , <i>Peyssonnelia</i> .
Crostosa calcificada	Algas que crescem aderidas ao substrato como um tapete bem delgado com constituição principal de CaCO ₃ .	<i>Lithophyllum</i> e <i>Lithothamnion</i> .
Calcária articulada	Constituídas principalmente de CaCO ₃ , apresentam aspecto ereto com genículos e intergenículos que lhe dão uma aparência de regiões calcárias articuladas, que se assemelham a uma coluna vertebral.	<i>Amphiroa</i> , <i>Arthrocardia</i> , <i>Corallina</i> , <i>Dichotomaria</i> , <i>Halimeda</i> , <i>Jania</i> , <i>Tricleocarpa</i> .

Tabela 1 (Cont.). Grupos funcionais de algas e invertebrados marinhos bentônicos baseados em Littler e Littler (1984) e Steneck e Dethier (1994).

Grupo Funcional	Características	Táxons
Microalga		Inclui cianobactérias e diatomáceas.
Complexo ¹	Várias espécies de algas crescendo juntas, enredadas.	¹ O complexo turf formado de algas calcárias articuladas como base de substrato para outras algas e organismos foi considerado no grupo das calcárias articuladas.
Invertebrados		
Bivalvia	Moluscos constituídos de duas conchas (valvas).	<i>Crassostrea</i> , <i>Isognomon</i> , <i>Mytilaster</i> , <i>Perna</i>
Cirripedia	Crustáceos sésseis na forma adulta com carapaça dura cobrindo todo corpo.	Balanidae, <i>Chthamalus</i> , <i>Tetraclita</i> .
Formador de recife de areia	Inclui espécies de poliquetas que constroem tubos de sedimento.	<i>Phragmatopoma</i> .
Invertebrado arborescente	Organismos sésseis de crescimento vertical com corpo ramificado ou com projeções.	Bryozoa, Cnidaria (Anthozoa) - <i>Actinia</i> , <i>Anemonia</i> , <i>Anthopleura</i> , <i>Bunodosoma</i> , <i>Palithoa</i> , <i>Siderastrea</i> , <i>Zoanthus</i> , Porifera - <i>Cinachyrella</i> ; Zoantharia (Hydrozoa), Chordata (Ascidiacea).
Invertebrado incrustante	Organismos sésseis bem aderidos ao substrato sem ou com leves projeções.	Bryozoa, Porifera - <i>Clathria</i> , <i>Dragmacidon</i> , <i>Geodia</i> , <i>Hymeniacidon</i> , <i>Tedania</i> , <i>Mycale</i> , <i>Stelletta</i> , Chordata (Ascidiacea) - Didemnidae.
Vágeis	Organismos de baixa mobilidade.	

A comparação da capacidade dos protocolos Sarce e Rebentos em detectar a variabilidade ao longo do tempo foi feita por meio da análise da similaridade unifatorial entre as assembleias em diferentes intervalos de tempo (semestral, anual e bianual) (ANOSIM, Clarke, 1993). Cada local foi analisado separadamente. Nesta análise foi considerado apenas o nível inferior, pela sua maior riqueza de espécies e pelo fato destas espécies serem provavelmente mais suscetíveis a múltiplos impactos causados por mudanças climáticas de longo prazo. Como os dois protocolos foram aplicados no mesmo momento em cada local, o protocolo que apresentar menor valor de similaridade entre datas em cada comparação é aquele com maior capacidade de detecção de

variação. Nestas análises foram utilizadas as matrizes de abundância (porcentagem de cobertura) e de presença de grupos funcionais e de espécies, comparando a capacidade dos protocolos em detectar mudanças em cada um dos três tipos de dados. Os dados de abundância (porcentagem de cobertura) foram transformados em arco-seno. O índice de similaridade de Bray-Curtis e o coeficiente de Sorensen foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade para dados de abundância e de presença, respectivamente. Estas análises foram realizadas no pacote estatístico PRIMER v.6. Das matrizes de similaridade foram obtidos os valores de similaridade entre pares com intervalo de seis meses, ou seja, entre verão e inverno e vice-versa (semestral), entre pares da mesma estação com intervalos de um ano (anual), e entre verões com intervalo de dois anos (bianual).

O protocolo Rebentos compreende quadrados permanentes e por isso apenas as comparações de cada quadrado consigo mesmo ao longo do tempo foram consideradas. Distintamente, o protocolo Sarce compreende quadrados aleatórios e por isso todas as comparações entre quadrados de duas datas foram consideradas. Para os protocolos Rebentos e Sarce, respectivamente, foram obtidos em torno de 20 e 900 valores nas comparações semestrais, 15 e 675 valores nas comparações anuais, e cinco e 225 valores nas comparações bianuais. A comparação dos valores de similaridade entre os dois protocolos, tanto para dados de abundância como de presença, foi feita por teste *t*, balanceando o tamanho das amostras por meio de sorteio de subamostras do protocolo Sarce, de mesmo tamanho que as correspondentes no protocolo Rebentos. Esta comparação foi realizada 100 vezes e a distribuição de probabilidades dos 100 testes *t* foi plotada em um gráfico de frequências. Uma frequência de até 0,05 dos valores da probabilidade do teste *t* inferiores a 0,05 seria esperada ao acaso nos 100 testes, e, por conseguinte uma frequência superior a 0,05 resulta em diferença entre as médias dos conjuntos de valores de similaridade obtidos pelos distintos protocolos. A distribuição dos conjuntos de valores de similaridade de cada método foi analisada para evidenciar a tendência de cada protocolo em registrar mudanças. As análises foram realizadas com o auxílio do pacote Vegan (Oksanen et al. 2016) no software R (R Core Team 2016).

O uso da abundância de grupos funcionais e da presença de espécies ao invés da abundância de espécies, tal como adotado pelo protocolo

Sarce, foi analisado quanto a possível perda de informações. Nesta análise também foi verificada a perda de informações através da agregação taxonômica em níveis superiores a espécie e da redução do escopo para o monitoramento de um número menor de espécies, neste caso das espécies mais abundantes. As fotos dos quadrados aleatórios obtidas pela aplicação do protocolo Sarce no nível inferior foram analisadas para obtenção da abundância de espécies. Em cada costão foram obtidos 15 amostras por período de amostragem (verão e inverno de 2014 e 2015 e verão de 2016), totalizando 225 foto-quadrados. Em cada foto-quadrado foi estimada a cobertura de cada táxon sésil por meio do registro da presença sob cada um de 100 pontos aleatórios gerados pelo programa Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler e Gill 2006) com categorização no menor nível taxonômico possível. As matrizes dos subgrupos foram geradas pela soma das abundâncias das espécies no caso de grupos funcionais e de táxons superiores, pela remoção das espécies eventuais (cobertura média < 5%) e pela transformação dos dados para presença/ausência. Os subgrupos analisados foram: gênero, família, ordem, grupos funcionais, espécies abundantes e presença. O índice de similaridade de Bray-Curtis e o coeficiente de Sorensen foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade para dados de abundância e de presença, respectivamente. O coeficiente de correlação de Spearman foi usado para estabelecer as relações entre as matrizes de similaridade e sua significância foi verificada por um teste de permutações por meio da rotina RELATE. O valor de rho acima de 0,75 entre um subgrupo e a matriz de referência (cobertura de espécies) indicou uma correlação alta e, portanto, perda insignificante de informação (Xu et al. 2012, Lovell et al. 2007). Gráficos de ordenação por escalonamento multidimensional não métrico em segundo estágio (second-stage nMDS) foram elaborados para visualização das relações entre os subgrupos e a matriz de referência em um mesmo período de tempo (Clarke et al. 2006). As matrizes de abundância foram transformadas por raiz quadrada antes das análises. Estas análises foram realizadas no pacote estatístico PRIMER v.6. Os valores de rho foram plotados em gráficos de distribuição para visualização do comportamento das relações entre as matrizes ao longo do tempo em cada local.

RESULTADOS

O protocolo Sarce apresentou uma tendência geral de maior capacidade de detecção de espécies em relação ao protocolo Rebentos, e essa tendência é realçada com o passar do tempo de monitoramento. Um total de 130 táxons foi registrado em Anchieta-ES, sendo que 126 táxons foram registrados por Sarce e 56 por Rebentos incluindo diversos táxons registrados por ambos os protocolos. A riqueza de espécies foi variável não apenas em função do protocolo, mas também em função do local, nível e subgrupo analisado. O protocolo Sarce registrou maior número de espécies nos níveis superior e inferior em todas as localidades, enquanto no nível médio os protocolos foram semelhantes em Ubu, porém em Coqueiro e Inhaúma a riqueza foi mais variável incluindo casos em que o protocolo Rebentos obteve valores superiores ao protocolo Sarce (Figs 1 a 12).

No nível superior, considerando um total de 60 amostras, o protocolo Sarce registrou valores de riqueza superiores ao protocolo Rebentos na maioria das localidades em relação ao total de espécies e maioria dos subgrupos (Figs 1 a 3). Exceções foram as espécies sésseis em Inhaúma e espécies sésseis e vágeis em Coqueiro onde os protocolos foram equivalentes (Fig. 2). Não houve registro de macroalgas no nível superior dos costões de Coqueiro pelo protocolo Rebentos e de Inhaúma por ambos os protocolos (Fig. 3). A assíntota das curvas de rarefação foi observada em Ubu e Inhaúma para todos os grupos e em Coqueiro apenas para macroalgas, sendo atingida na maioria das vezes em valores inferiores a 20 amostras, com exceção de Coqueiro onde é atingida em valores acima de 20 amostras (Figs 3). Considerando um total de 20 amostras, ou seja, sem extrapolação dos dados de Rebentos, o protocolo Sarce apresentou valores de riqueza superiores ao protocolo Rebentos em Ubu e Coqueiro para o total de espécies e para quase todos os subgrupos (Figs 1 a 3), com exceção das espécies vágeis em Ubu, onde os protocolos foram equivalentes. Apesar da não sobreposição dos intervalos de confiança nesta comparação a diferença não é biologicamente consistente por ser inferior a uma espécie (Fig. 2). Em Inhaúma, para um total de 20 amostras, os protocolos foram equivalentes para todos os grupos analisados (Figs 1 a 3).

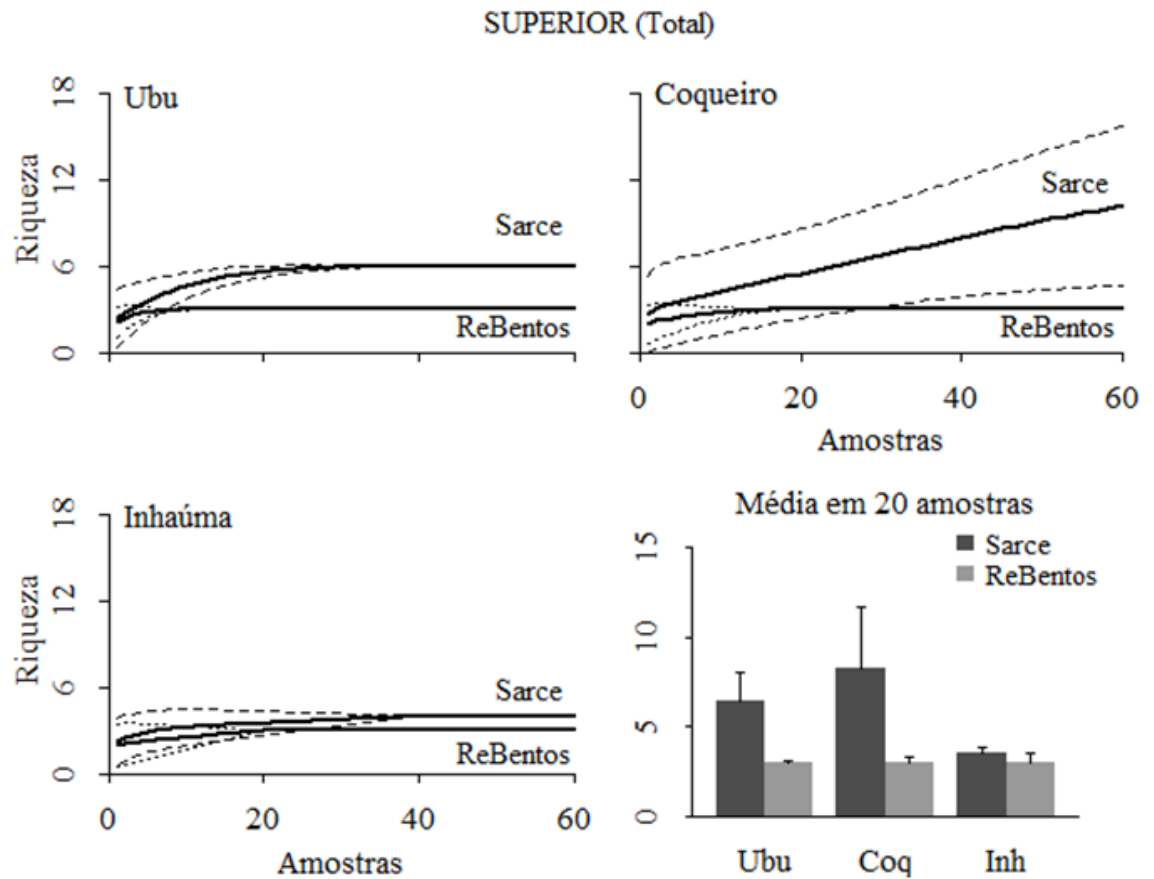


Figura 1. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies total estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons e desvio para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível superior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

Tabela 2. Total de táxons e estimativa do número de táxons equalizando o esforço amostral obtidos a partir de cada protocolo.

	Sarce			Rebentos		
	Ubu	Coqueiro	Inhaúma	Ubu	Coqueiro	Inhaúma
20 amostras						
Superior	6	6	4	3	3	3
Médio superior	13	8	9	8	7	5
Médio inferior	43	51	57	11	14	16
Inferior	43	51	57	23	36	31
60 amostras						
Superior	6	10	4	3	3	3
Médio superior	17	9	11	12	7	6
Médio inferior	68	74	85	14	15	17
Inferior	68	74	85	25	42	41
Total	73	76	89	28	37	38

No nível médio os protocolos Sarce e Rebentos não diferiram, considerando a faixa média superior (Figs 4 a 6), com exceção do total de espécies em Coqueiro e Inhaúma, espécies sésseis em Coqueiro e vágeis em Ubu, onde a estimativa do protocolo Sarce foi superior à do protocolo Rebentos (Figs 4 a 6). Os protocolos Sarce e Rebentos também não diferiram na faixa média inferior, com exceção das espécies vágeis para as quais a estimativa do protocolo Sarce foi superior em todos os costões, e das espécies sésseis em Coqueiro e Inhaúma, macroinvertebrados em Coqueiro e macroalgas em Inhaúma, onde o protocolo Rebentos resultou em maior riqueza (Figs 7 a 9).

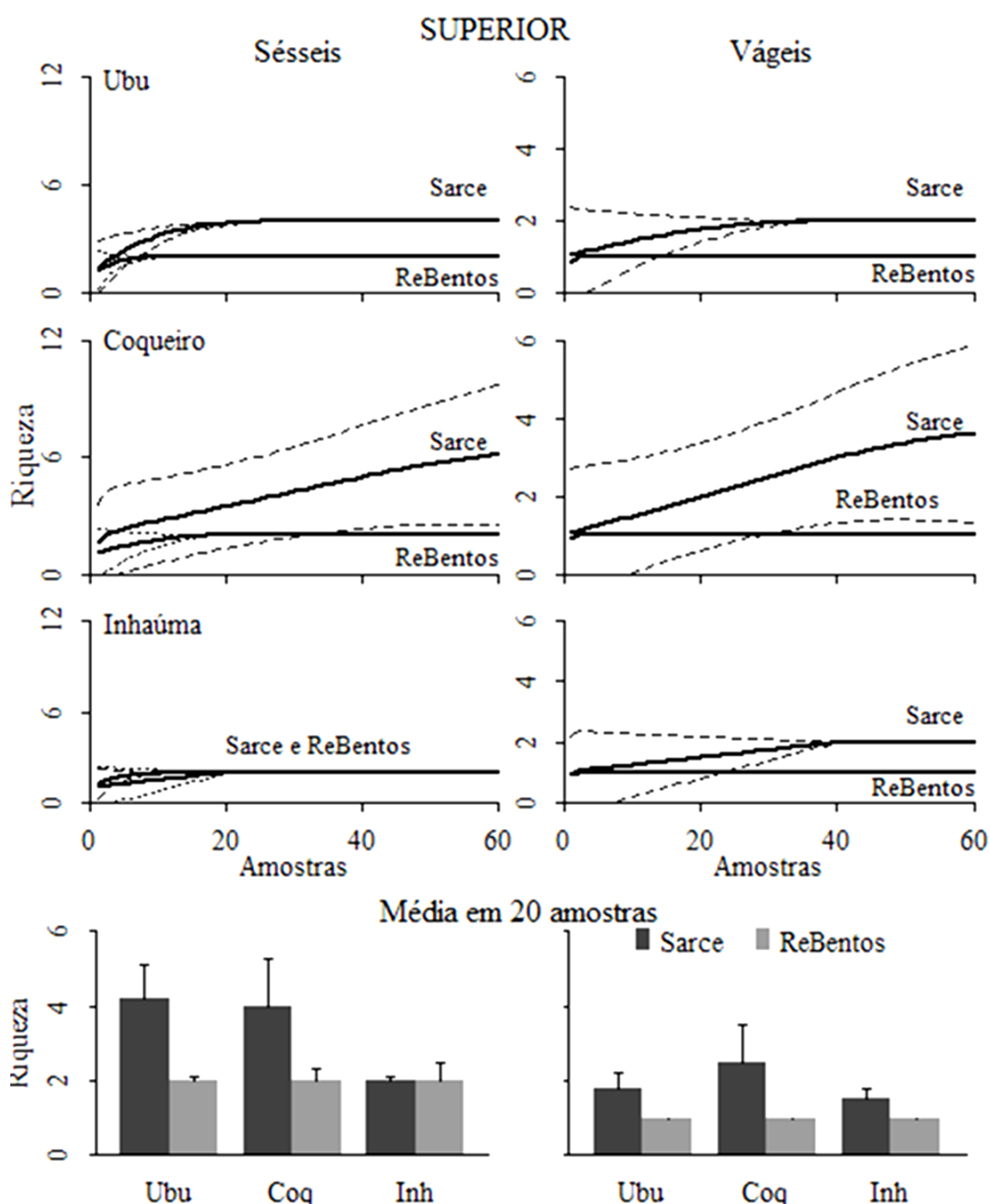


Figura 2. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies sésseis e vágeis estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível superior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

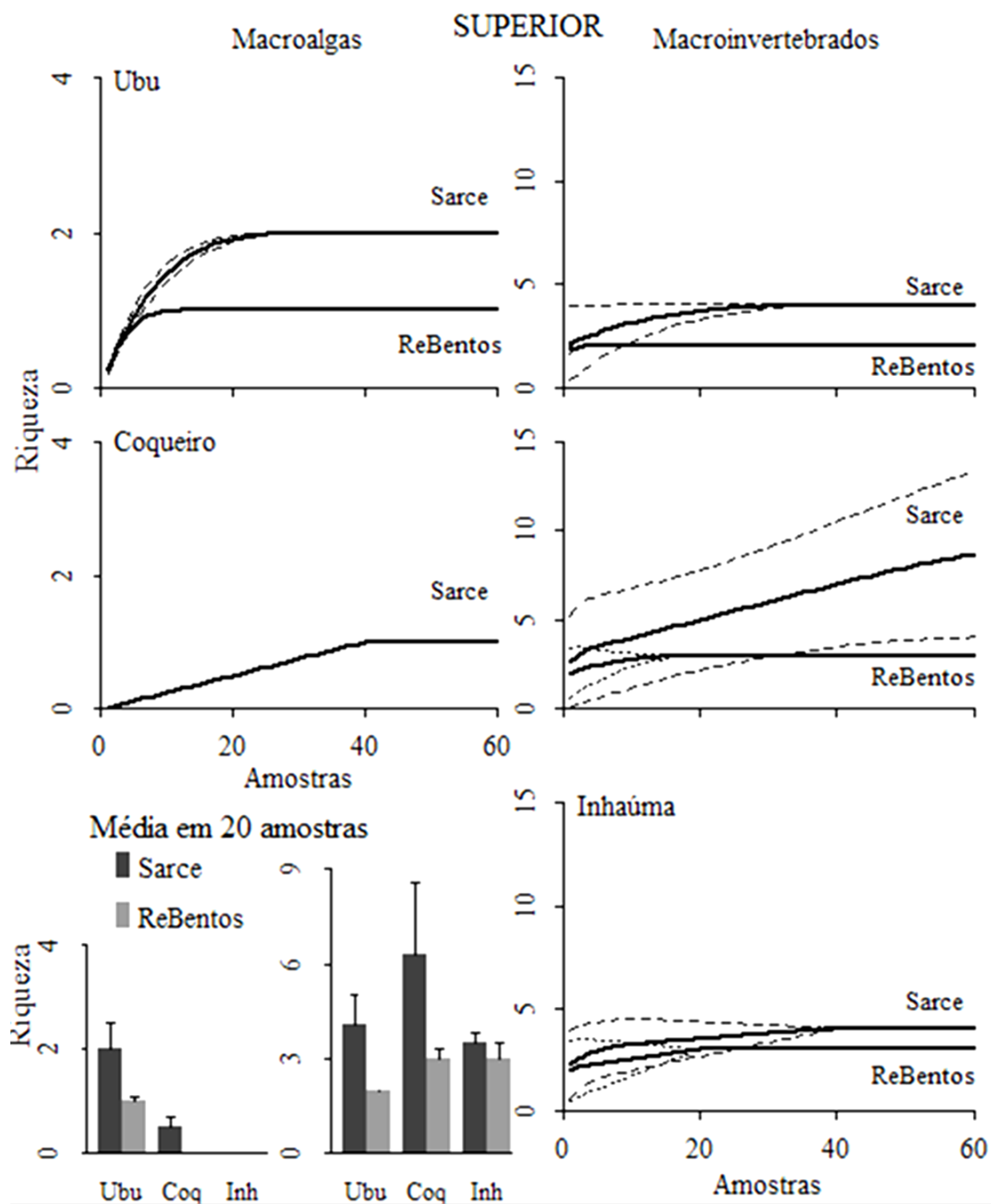


Figura 3. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de macroalgas e macroinvertebrados estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível superior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

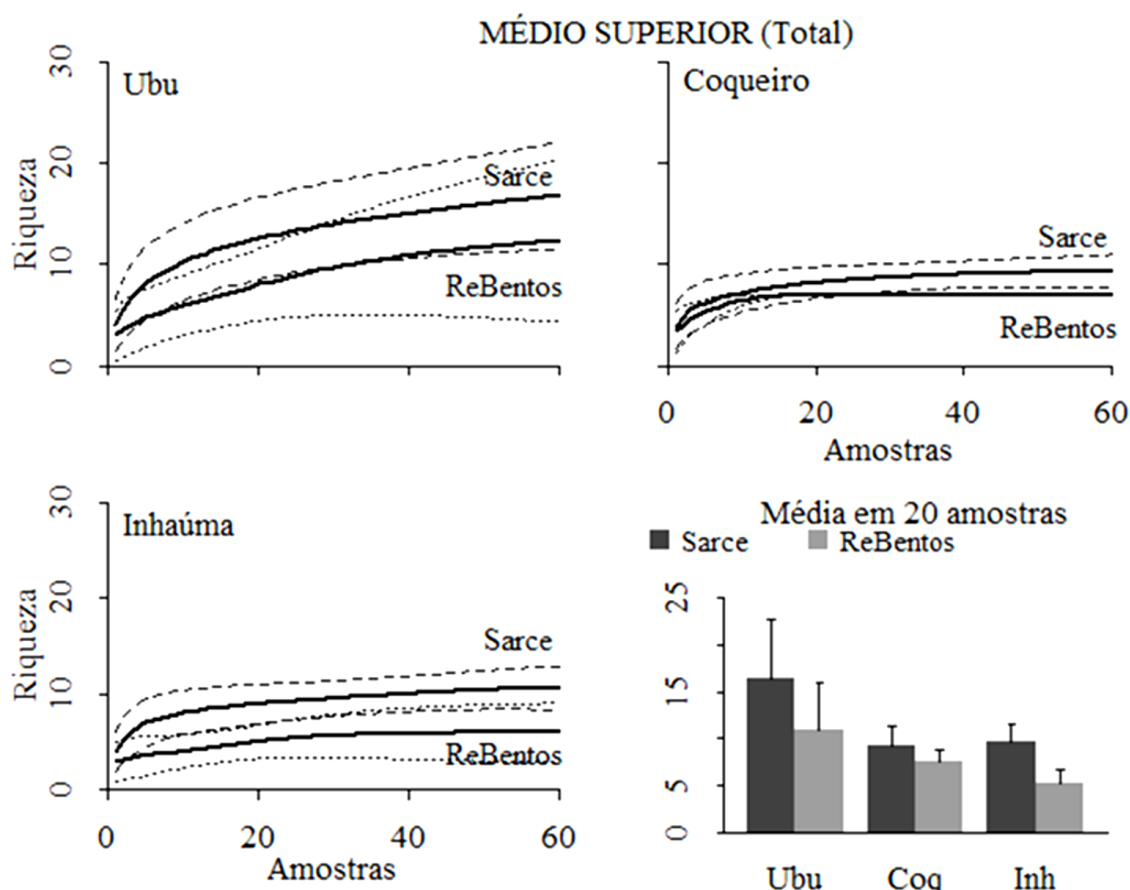


Figura 4. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies total estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível médio em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos (Rebentos = médio superior). Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

A assíntota da curva de rarefação foi observada em ambos os protocolos em todos os grupos analisados no nível médio, sendo atingida em valores sempre inferiores a 20 amostras (Figs 4 a 9). Considerando um total de 16 amostras (equivalente ao n máximo do protocolo Rebentos), os protocolos não diferiram considerando a faixa média superior, com exceção do total de espécies e do subgrupo vágéis em Inhaúma, onde o protocolo Sarce apresentou estimativa superior a Rebentos (Figs 4 a 6). Considerando a faixa média inferior os protocolos não diferiram em Ubu, porém em Coqueiro e Inhaúma o protocolo Rebentos indicou riqueza superior na maioria dos casos, com exceção de macroalgas em Coqueiro e espécies vágéis em Coqueiro e Inhaúma, onde os protocolos foram equivalentes (Figs 7 a 9).

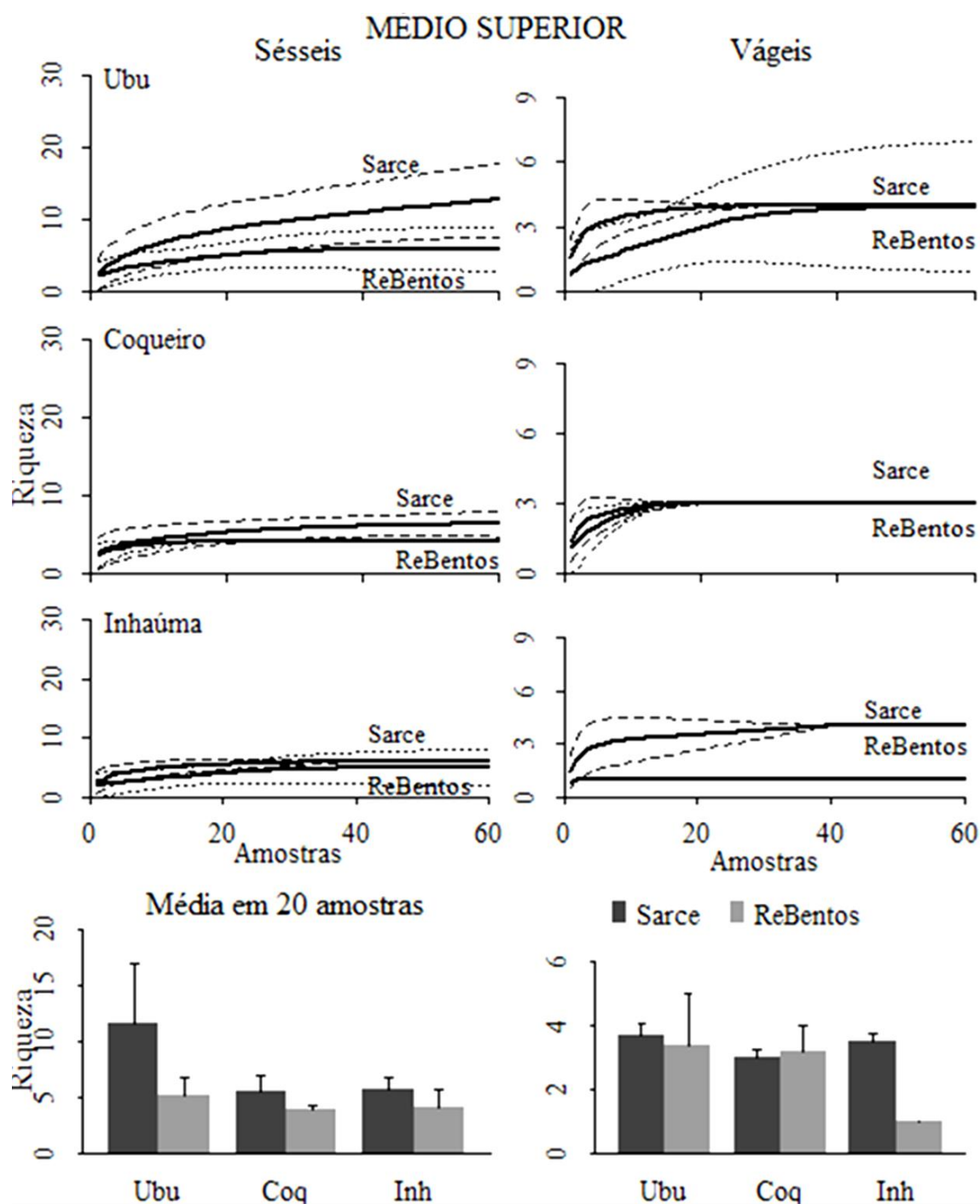


Figura 5. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies sésseis e vágeis estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 16 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível médio em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos (Rebentos = médio superior). Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

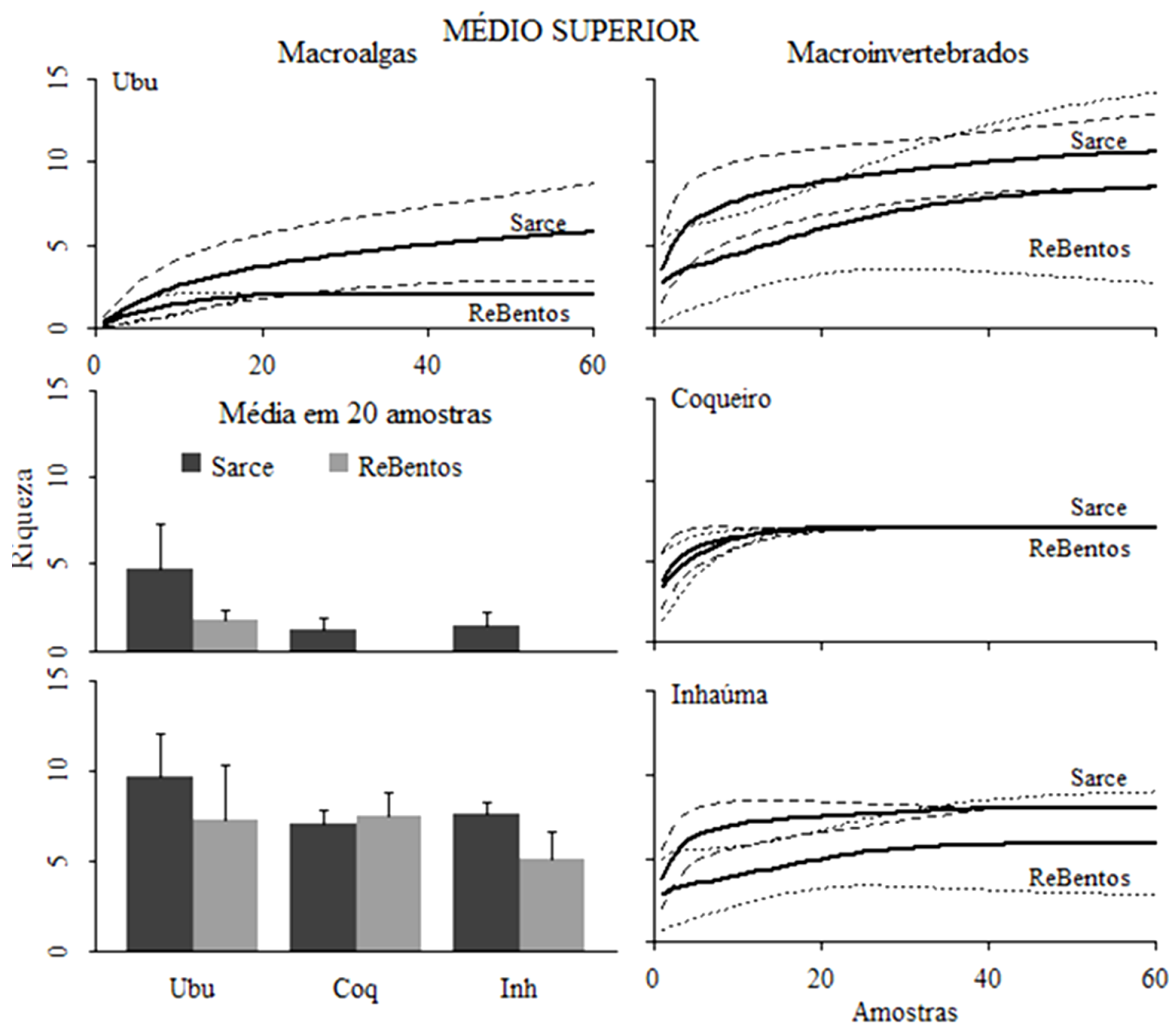


Figura 6. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de macroalgas e macroinvertebrados estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível médio em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e ReBentos (ReBentos = médio superior). Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

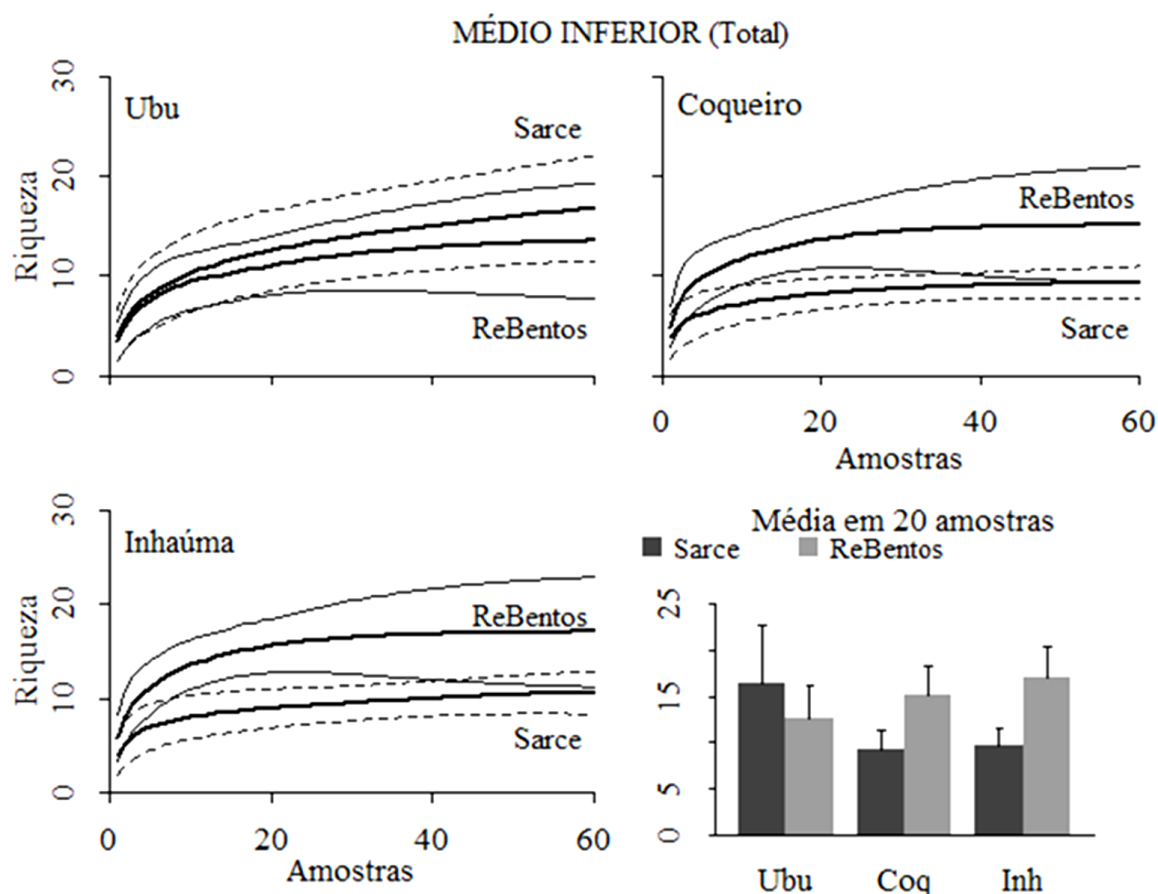


Figura 7. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies total estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível médio em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos (Rebentos = médio inferior). Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

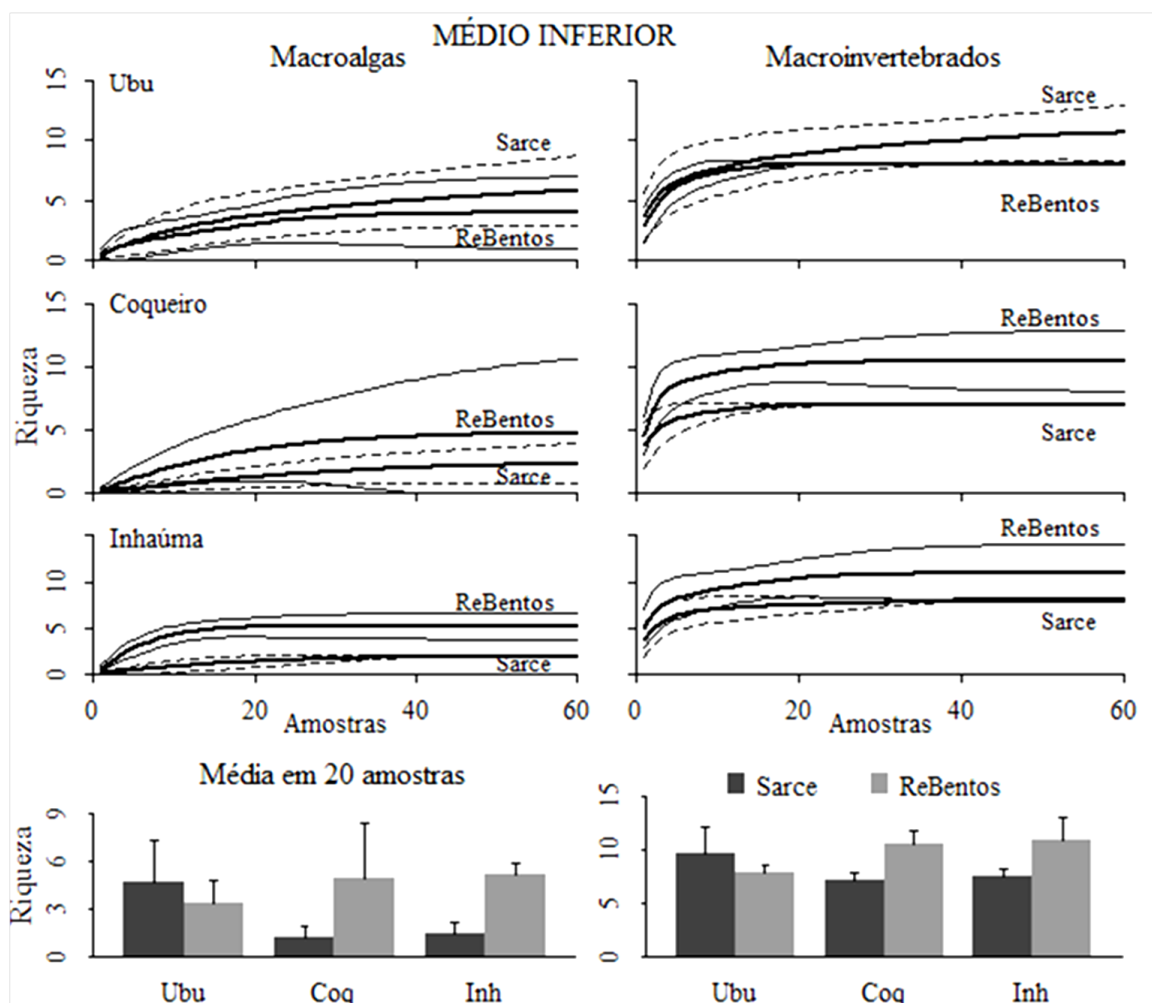


Figura 9. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de macroalgas e macroinvertebrados estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível médio em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e Rebentos (Rebentos = médio inferior). Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

No nível inferior, o protocolo Sarce registrou valores de riqueza superiores aos observados pelo protocolo Rebentos em todos os costões estudados para o total de espécies e para a maioria dos subgrupos (Figs 10 a 12). As exceções foram os organismos vágeis em Ubu e macroinvertebrados em Inhaúma nos quais os protocolos não diferiram (Figs 11 e 12). No nível inferior a assíntota da curva de rarefação é observada em ambos os protocolos em todos os grupos analisados. Na análise do total de espécies, organismos

sésseis e macroalgas a assíntota é observada entre 20 e 30 amostras, enquanto para os organismos vágéis e macroinvertebrados a assíntota é atingida entre 10 e 20 amostras (Figs 10 a 12).

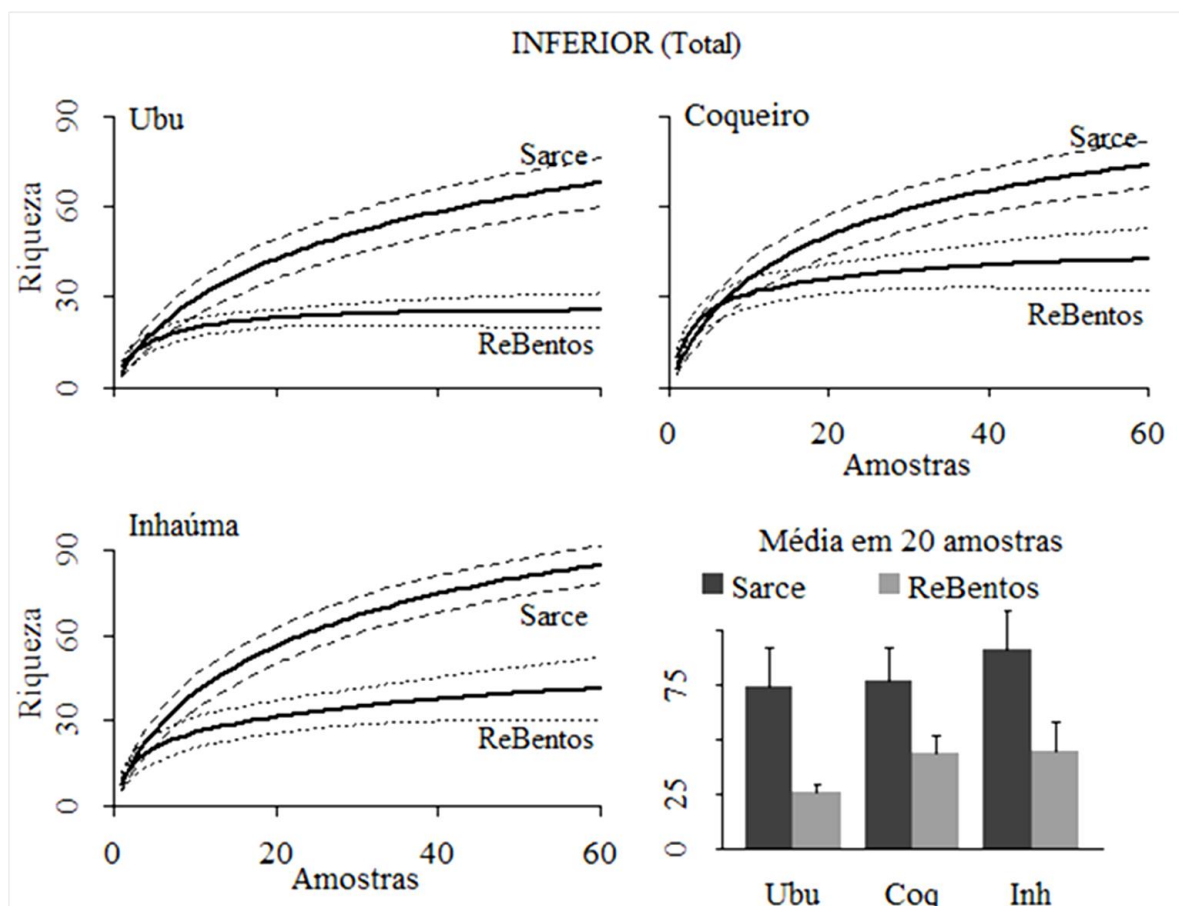


Figura 10. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies total estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível inferior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e ReBentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

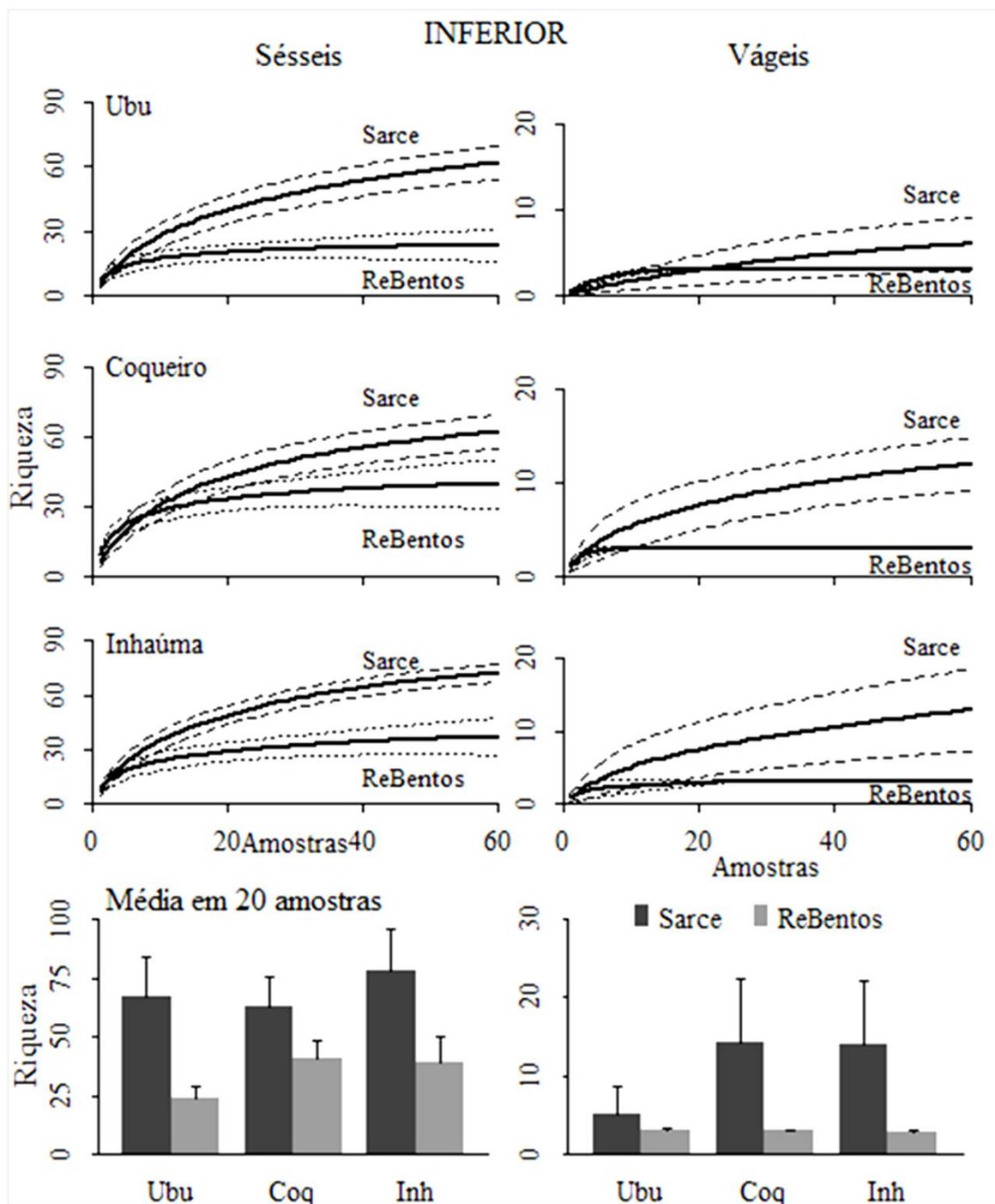


Figura 11. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de espécies sésseis e vágeis estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível inferior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e ReBentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

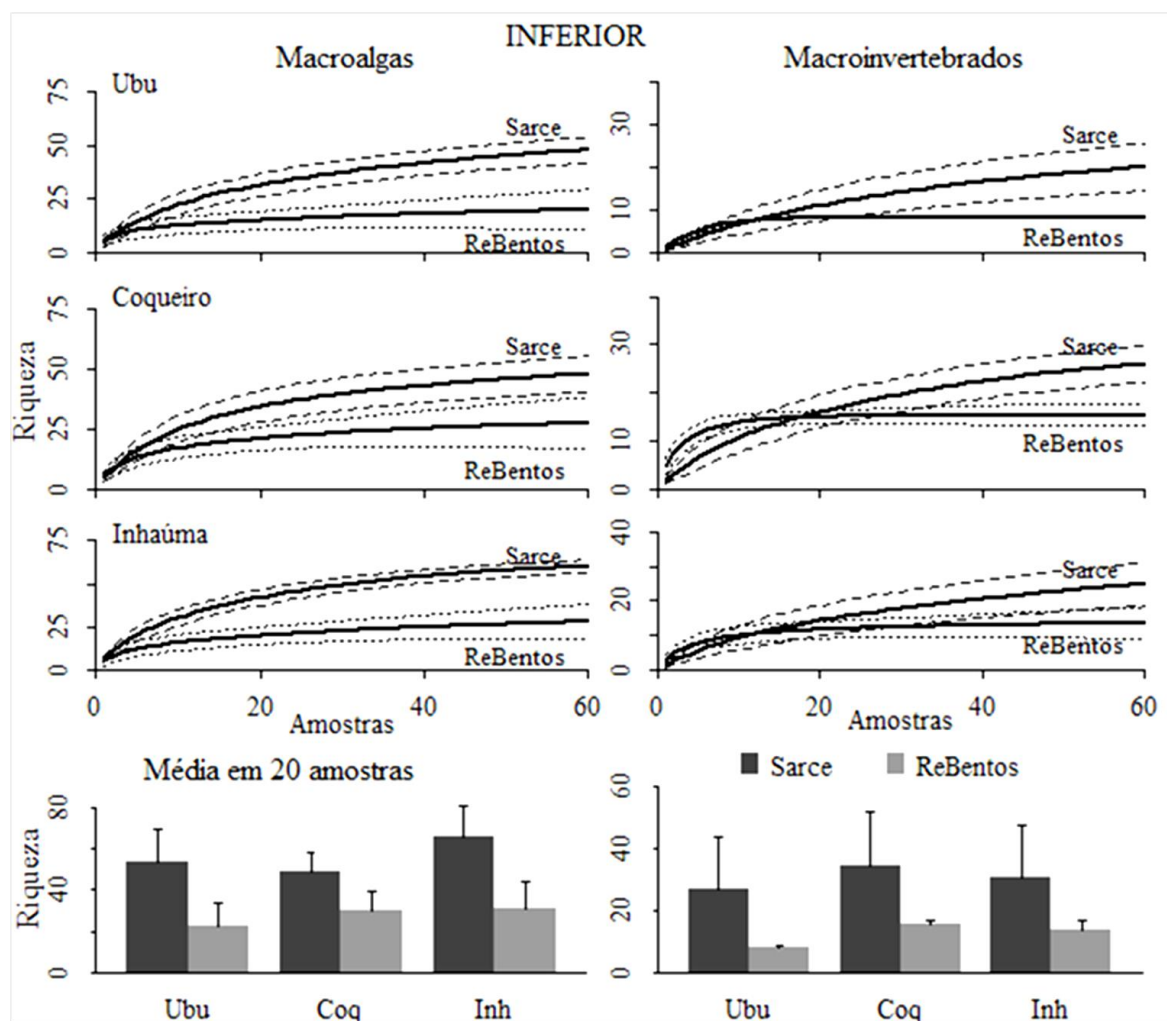


Figura 12. Curvas de rarefação e extrapolação (linha contínua) e intervalos de confiança de 95% (linha tracejada e pontilhada) da riqueza de macroalgas e macroinvertebrados estimada em 1000 aleatorizações (Chao 2) e média do número máximo de táxons (altura das barras) e desvio (setas) para um total de 20 amostras com base nos dados de incidência de espécies de macrobentos no nível inferior em cada costão (Coq = Coqueiro; Inh = Inhaúma) a partir dos protocolos Sarce e ReBentos. Ver texto para detalhamento sobre os protocolos de amostragem.

Em relação à capacidade de detecção de mudanças na abundância e presença de espécies e grupos funcionais o protocolo Sarce detectou mais mudanças em todas as localidades considerando o período semestral e quase todas as localidades considerando o período anual, com exceção da presença de grupos funcionais em Coqueiro (Figs 13 a 16). Os protocolos não diferiram em Coqueiro e Inhaúma considerando o período bianual, com exceção da presença de espécies em Inhaúma. Em Ubu os protocolos não foram distintos quanto ao período bianual apenas com relação às mudanças na presença de

grupos funcionais (Fig. 16). Nestes períodos evidencia-se a tendência do protocolo Sarce em apresentar menores valores de similaridade que o protocolo Rebentos (Fig. 17), sendo os menores valores de similaridade traduzidos em maior capacidade de detecção de mudanças ao longo do tempo.

Tabela 3. Análise de similaridade (valores de R de ANOSIM) da matriz de abundância (% de cobertura) de espécies e grupos funcionais do entremarés de Ubu, Coqueiro e Inhaúma em diferentes intervalos de tempo. Em sublinhado, as comparações significativas ($p < 0,05$).

		UBU		COQUEIRO		INHAÚMA	
ESPÉCIES		Sarce	Reb.	Sarce	Reb.	Sarce	Reb.
Semestra I	Verão 2014 vs. Inverno 2014	0,04	0,03	<u>0,31</u>	0,10	<u>0,16</u>	-0,05
	Inverno 2014 vs. Verão 2015	<u>0,22</u>	0,12	<u>0,24</u>	-0,06	<u>0,39</u>	-0,11
	Verão 2015 vs. Inverno 2015	<u>0,15</u>	0,13	0,04	0,01	<u>0,23</u>	-0,10
	Inverno 2015 vs. Verão 2016	<u>0,24</u>	0,31	0,00	0,16	<u>0,16</u>	0,17
Anual	Verão 2014 vs. Verão 2015	<u>0,15</u>	0,22	<u>0,22</u>	0,18	<u>0,27</u>	-0,02
	Verão 2015 vs. Verão 2016	0,05	0,21	<u>0,23</u>	-0,08	<u>0,12</u>	-0,13
	Inverno 2014 vs. Inverno 2015	0,01	0,14	0,01	-0,12	<u>0,40</u>	0,13
	Verão 2014 vs. Verão 2016	<u>0,17</u>	-0,10	<u>0,12</u>	0,19	<u>0,15</u>	0,24
GRUPO FUNCIONAL							
Semestral	Verão 2014 vs. Inverno 2014	0,06	-0,06	<u>0,15</u>	0,18	0,04	-0,09
	Inverno 2014 vs. Verão 2015	<u>0,12</u>	-0,07	<u>0,19</u>	-0,08	0,06	-0,12
	Verão 2015 vs. Inverno 2015	<u>0,21</u>	0,18	0,07	0,02	<u>0,11</u>	-0,04
	Inverno 2015 vs. Verão 2016	<u>0,20</u>	0,23	0,04	0,29	0,03	0,20
Anual	Verão 2014 vs. Verão 2015	<u>0,08</u>	-0,21	<u>0,24</u>	0,22	<u>0,14</u>	0,00
	Verão 2015 vs. Verão 2016	<u>0,31</u>	0,03	<u>0,19</u>	-0,01	0,03	-0,15
	Inverno 2014 vs. Inverno 2015	0,00	-0,18	<u>0,07</u>	0,01	<u>0,18</u>	0,02
	Verão 2014 vs. Verão 2016	<u>0,11</u>	-0,10	<u>0,22</u>	0,21	<u>0,20</u>	0,25

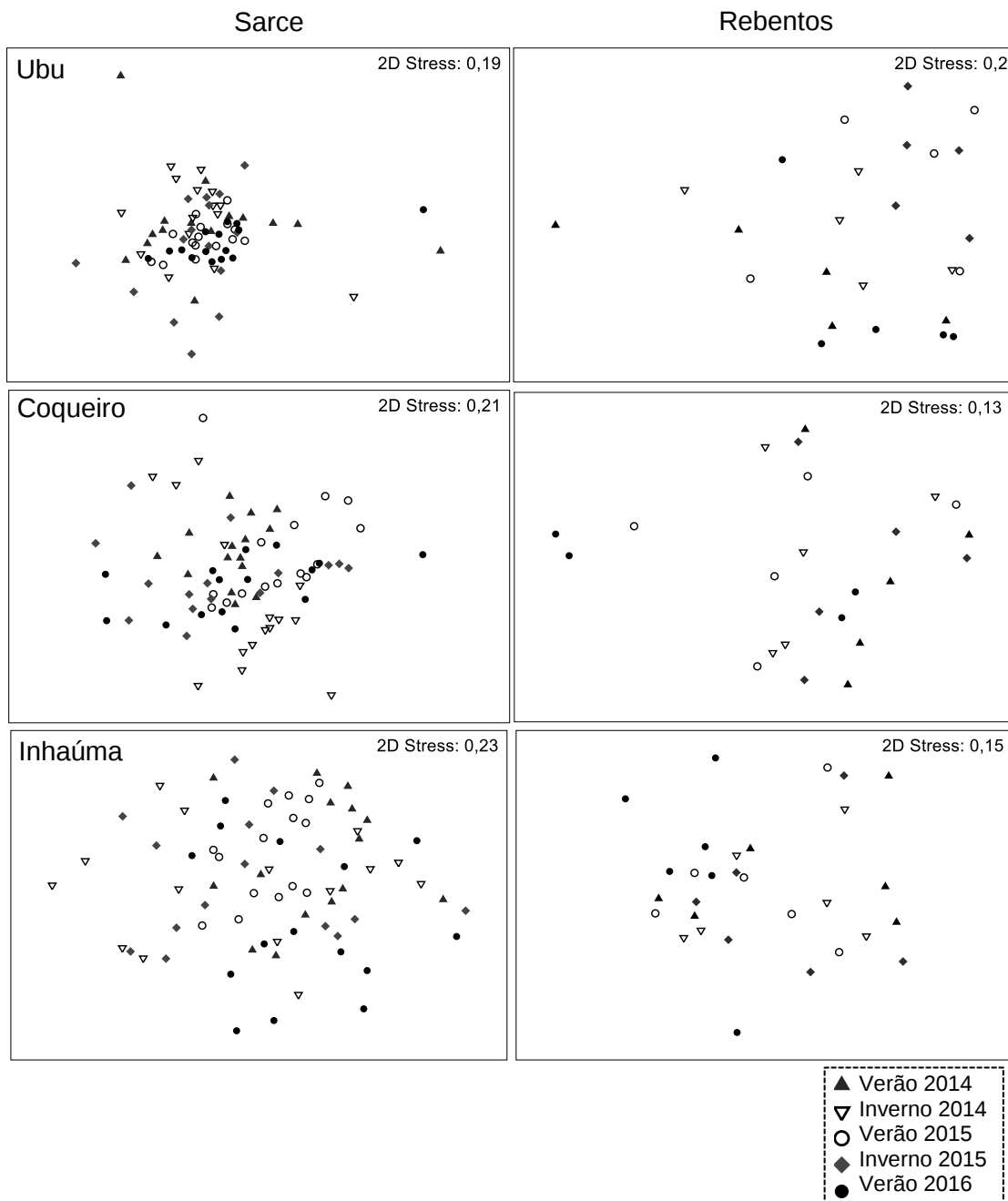


Figura 13. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) dos dados de similaridade da cobertura de espécies da comunidade bentônica do entremarés. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016.

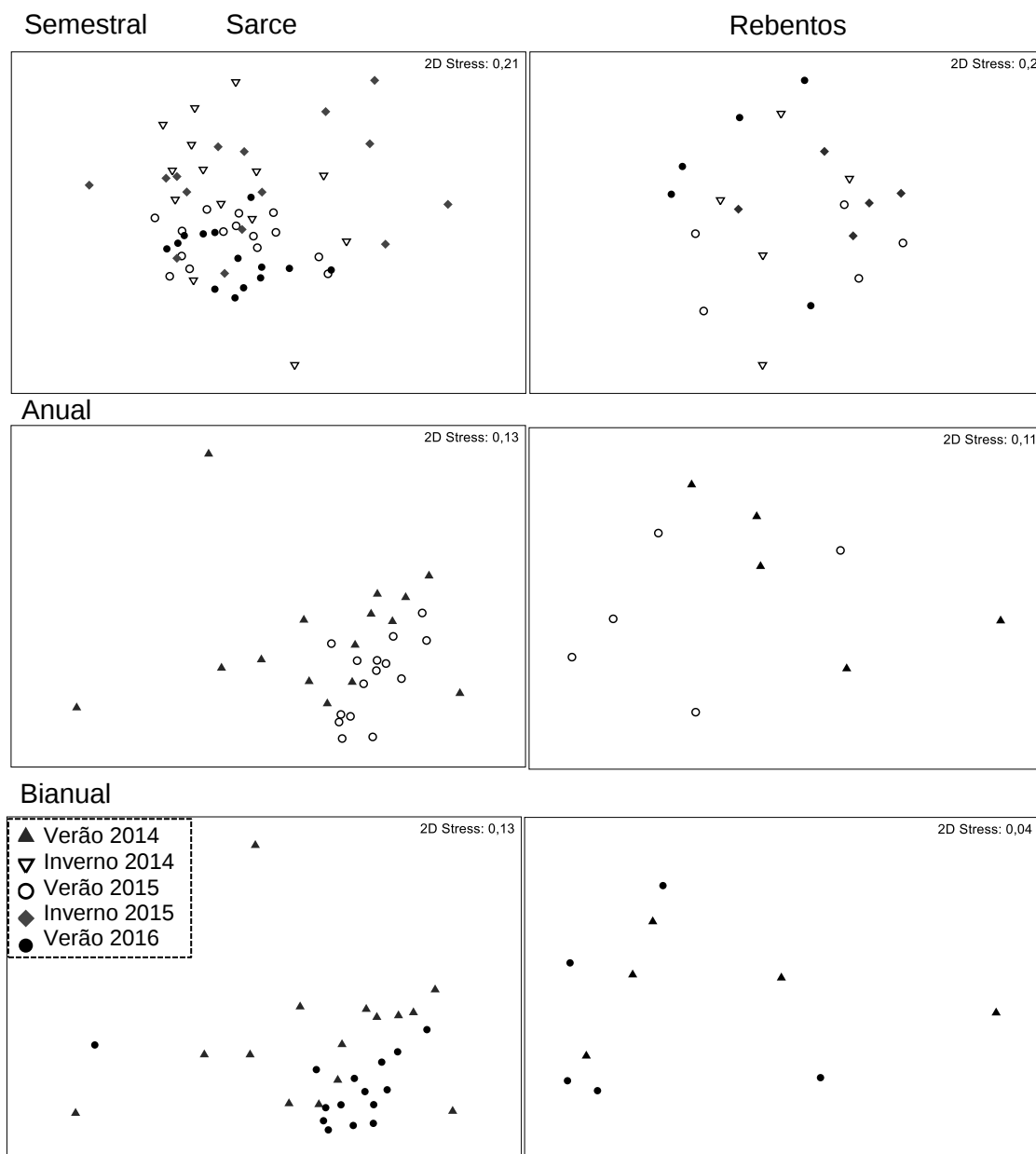


Figura 14. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) dos dados de similaridade da cobertura de espécies da comunidade bentônica do entremarés do costão rochoso de Ubu. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016.

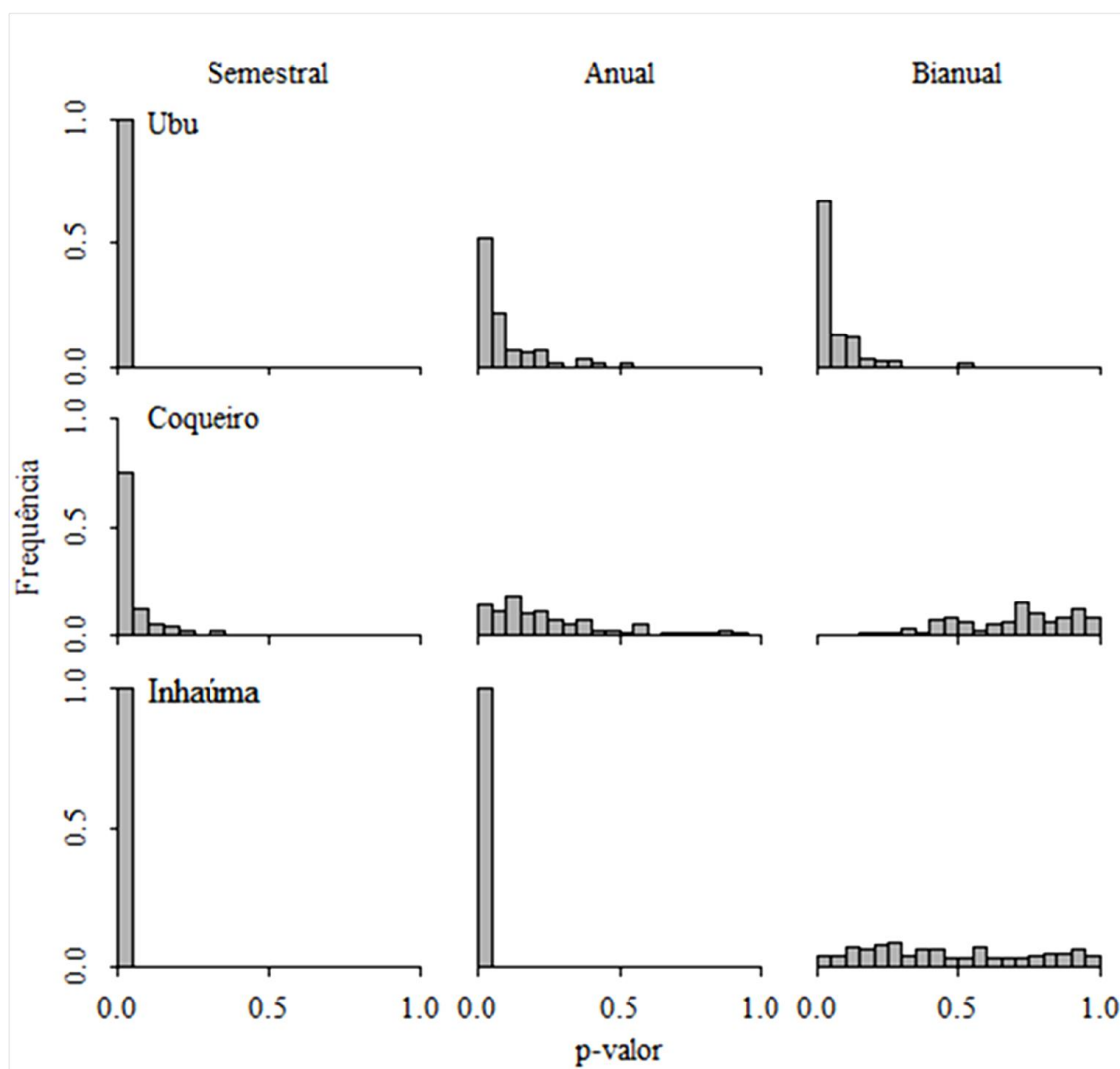


Figura 15. Abundância de espécies no nível inferior. Distribuição da frequência dos valores de p do teste t balanceado da comparação do conjunto de valores de similaridade entre réplicas do protocolo Rebentos com os valores de similaridade do conjunto de réplicas sorteadas do protocolo Sarce. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016. Frequência acima de 0,05 na primeira coluna de cada gráfico indica que os protocolos diferiram entre si.

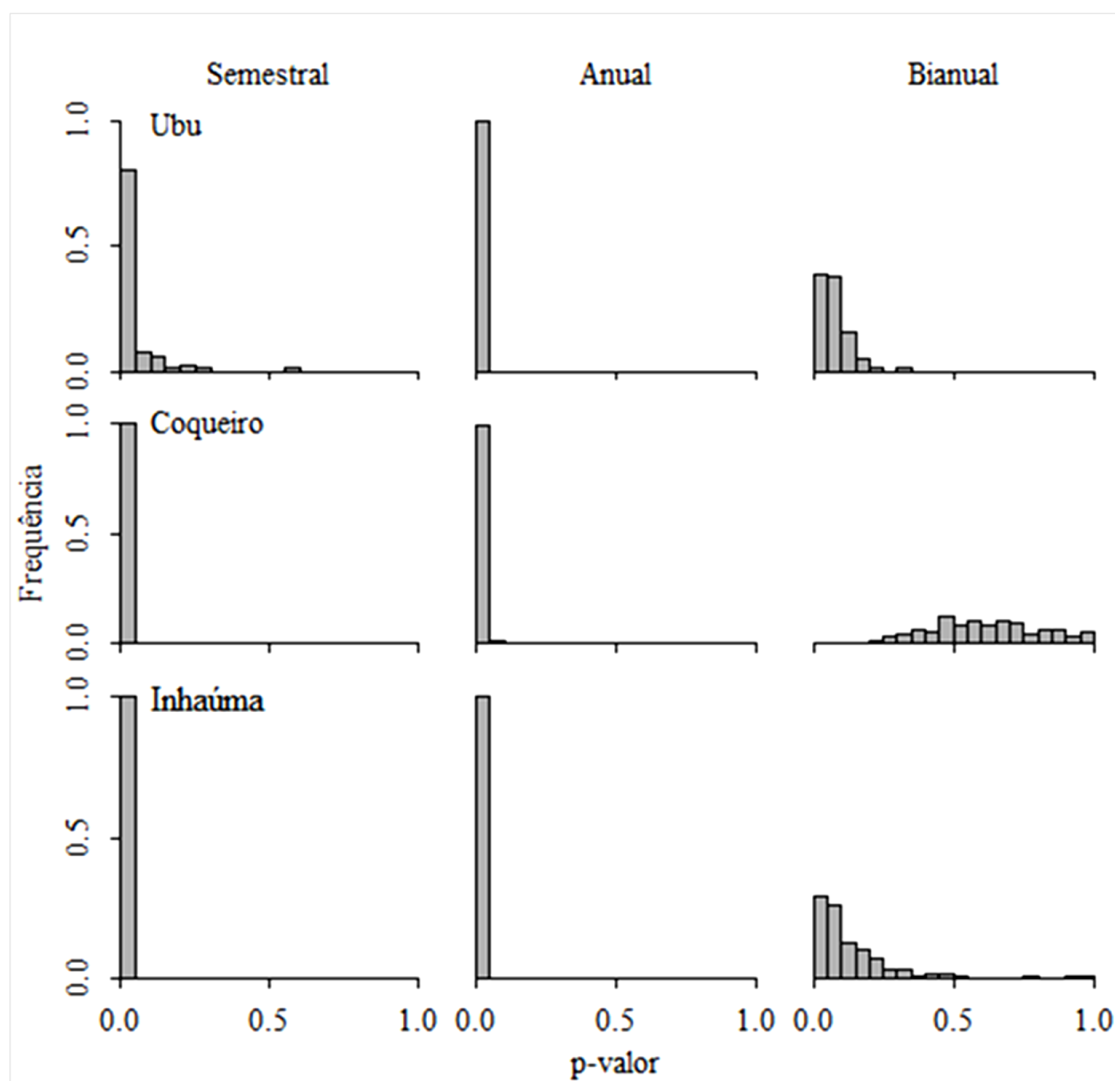


Figura 16. Presença de espécies. Distribuição da frequência dos valores de p do teste t balanceado da comparação do conjunto de valores de similaridade entre réplicas do protocolo Rebentos com os valores de similaridade do conjunto de réplicas sorteadas do protocolo Sarce. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016. Frequência acima de 0,05 na primeira coluna de cada gráfico indica que os protocolos diferiram entre si.

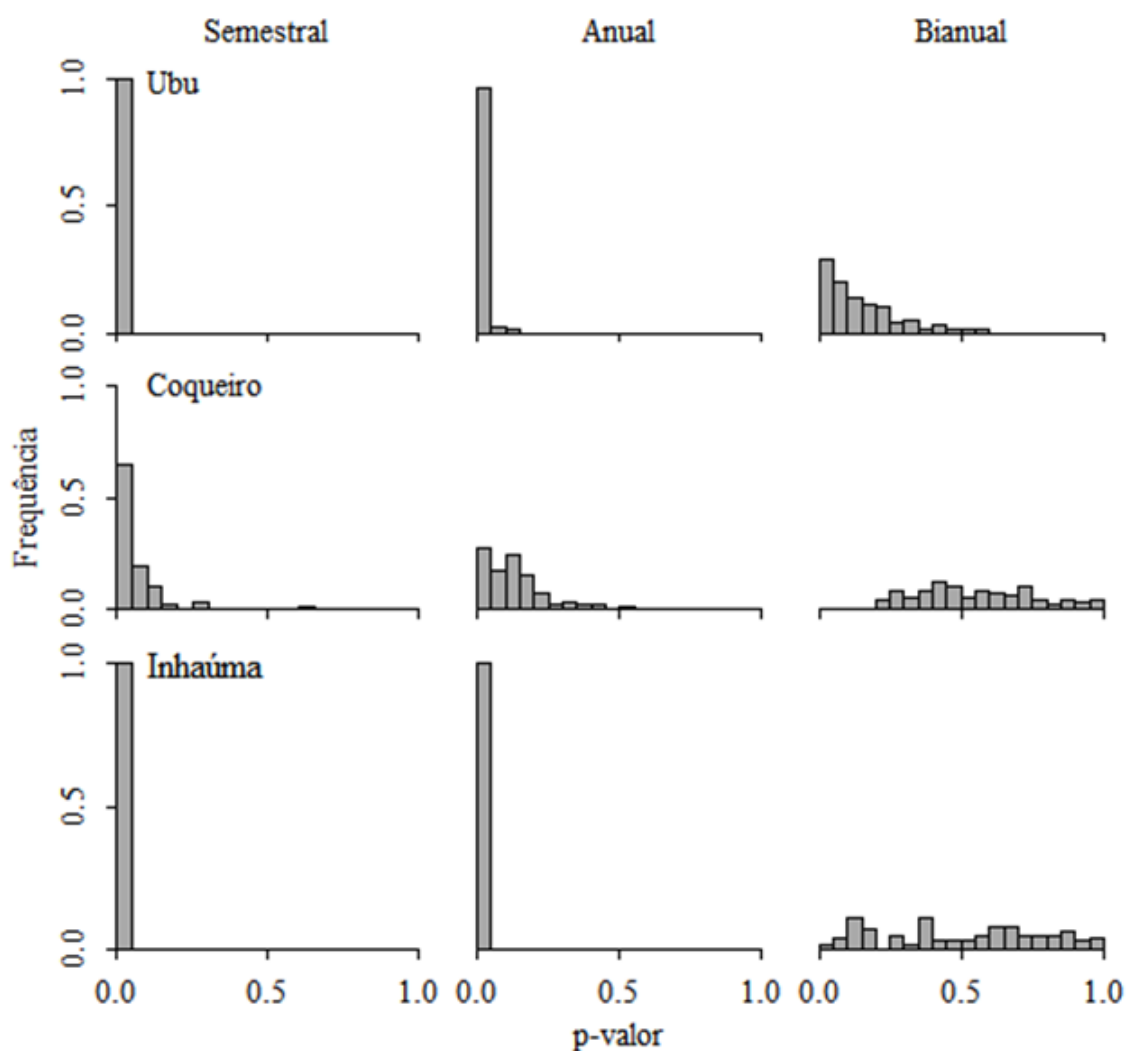


Figura 17. Abundância de grupos funcionais no nível inferior. Distribuição da frequência dos valores de p do teste t balanceado da comparação do conjunto de valores de similaridade entre réplicas do protocolo Rebentos com os valores de similaridade do conjunto de réplicas sorteadas do protocolo Sarce. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016. Frequência acima de 0,05 na primeira coluna de cada gráfico indica que os protocolos diferiram entre si.

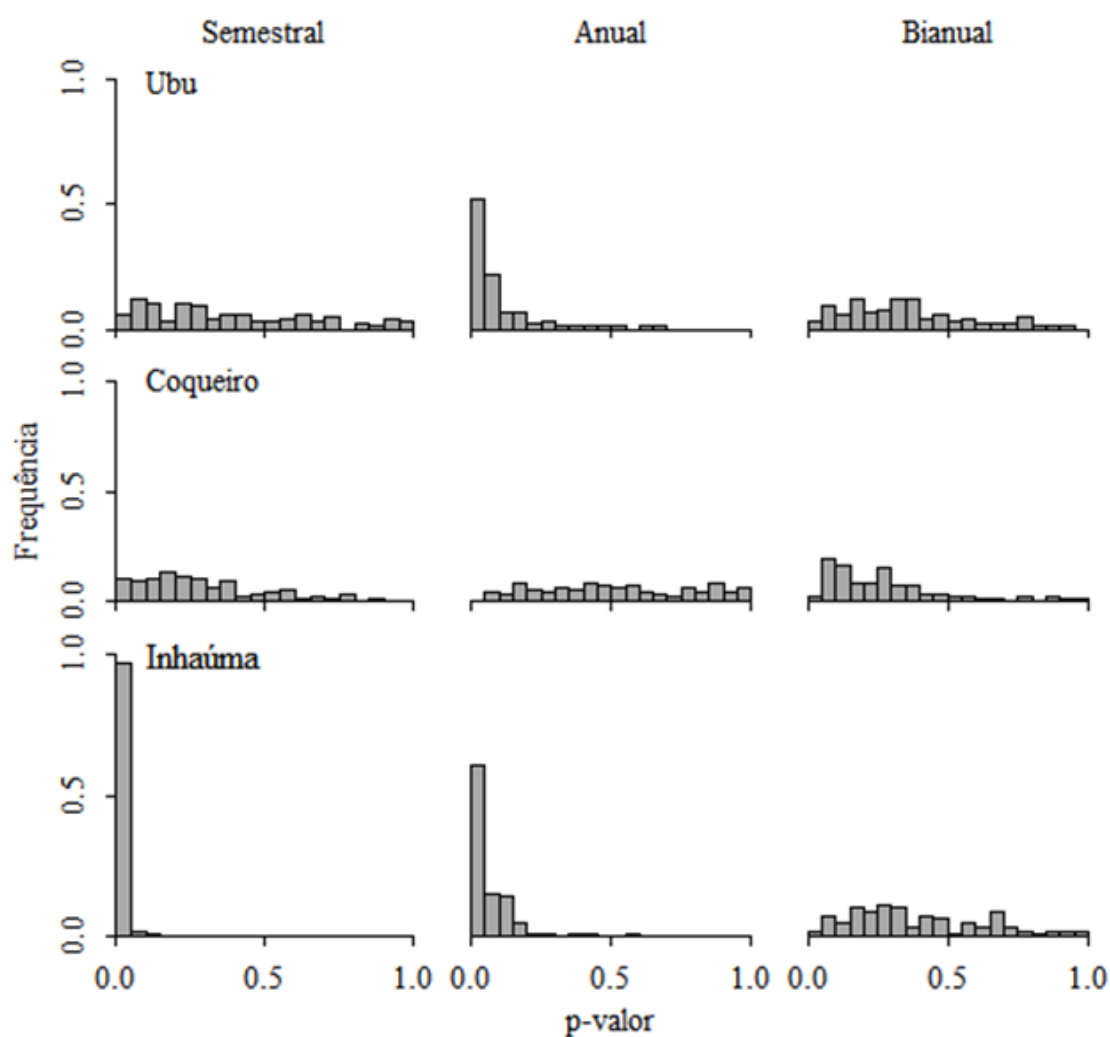


Figura 18. Presença de grupos funcionais no nível inferior. Distribuição da frequência dos valores de p do teste t balanceado da comparação do conjunto de valores de similaridade entre réplicas do protocolo Rebentos com os valores de similaridade do conjunto de réplicas sorteadas do protocolo Sarce. Semestral = verão vs. inverno (ou vice-versa) em 2014 – 2016; Anual = entre verões ou entre invernos em 2014 – 2016; Bianual = entre verões 2014 e 2016. Frequência acima de 0,05 na primeira coluna de cada gráfico indica que os protocolos diferiram entre si.

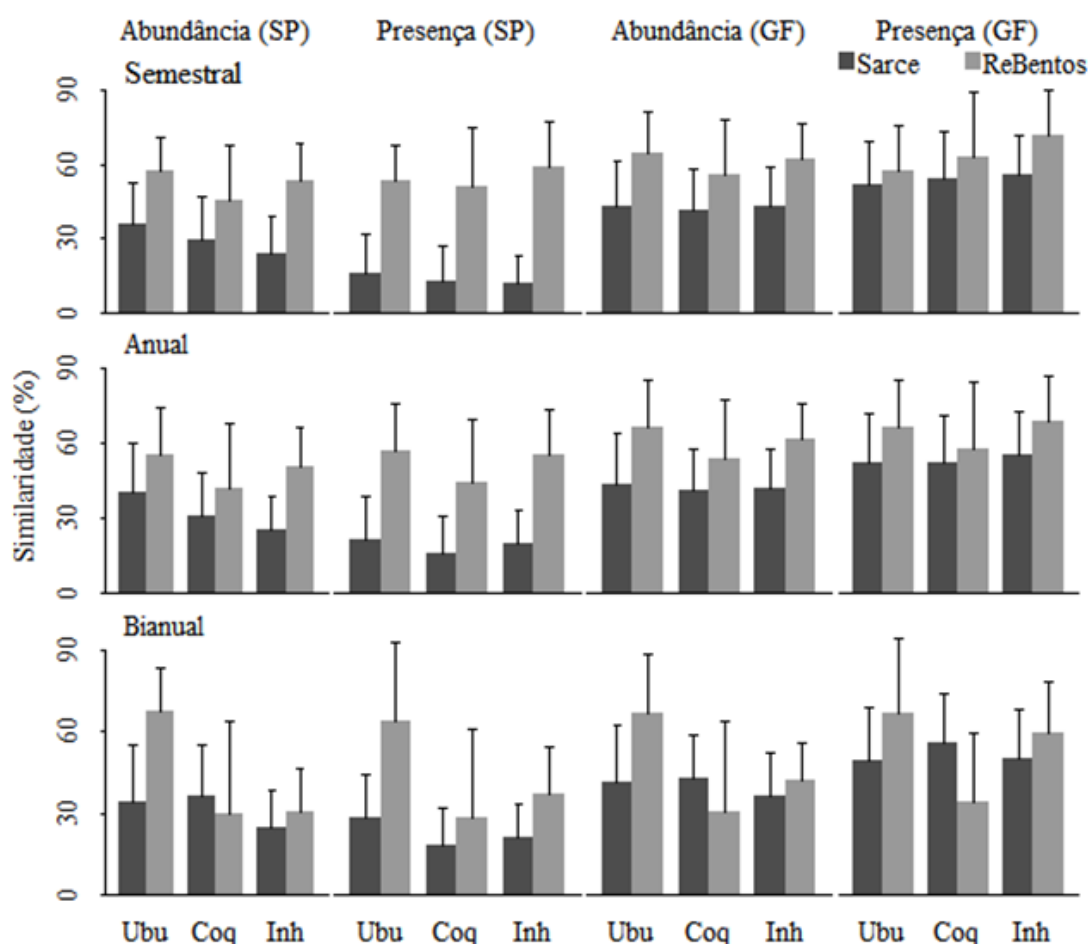


Figura 19. Valores médios de similaridade (e respectivos desvios) entre períodos semestrais, anuais e bianuais para cada local a partir dos dados de abundância (porcentagem de cobertura) e presença de espécies (SP) e de grupos funcionais (GF) obtidos pelos protocolos Sarce e ReBentos .

O protocolo Sarce resultou em maior frequência das classes de similaridade abaixo de 50% na maioria dos casos quanto à abundância e presença de espécies, enquanto o protocolo ReBentos resultou em maior frequência das classes acima de 50%, exceto pelo período bianual em Coqueiro e Inhaúma quando houve maior frequência de valores pequenos de similaridade (Figs 18 a 20). Quanto a grupos funcionais, em geral o protocolo Sarce originou valores de similaridade distribuídos em uma curva normal, enquanto o protocolo ReBentos apresentou maior frequência em classes de valores acima de 50% nos períodos semestral e anual e pequenos valores de similaridade no período bianual (Figs 18 a 20). A matriz de presença de espécies resultou nos menores valores de similaridade, especialmente quando comparada aos resultados obtidos pela matriz de grupos funcionais. Quando

um mesmo protocolo foi comparado em diferentes intervalos de tempo observou-se que em todas as localidades a distribuição das similaridades obtidas pelo protocolo Sarce foi semelhante em curto, médio e longo prazo. O protocolo ReBentos, por outro lado, resultou nesse mesmo padrão apenas em Ubu (Fig. 18). Em Coqueiro e Inhaúma houve uma concentração de valores de similaridade mais elevados nos períodos semestrais e anuais e uma concentração de valores menores no período bianual, indicando maior capacidade de detecção de mudança apenas em longo prazo (Figs 19 e 20).

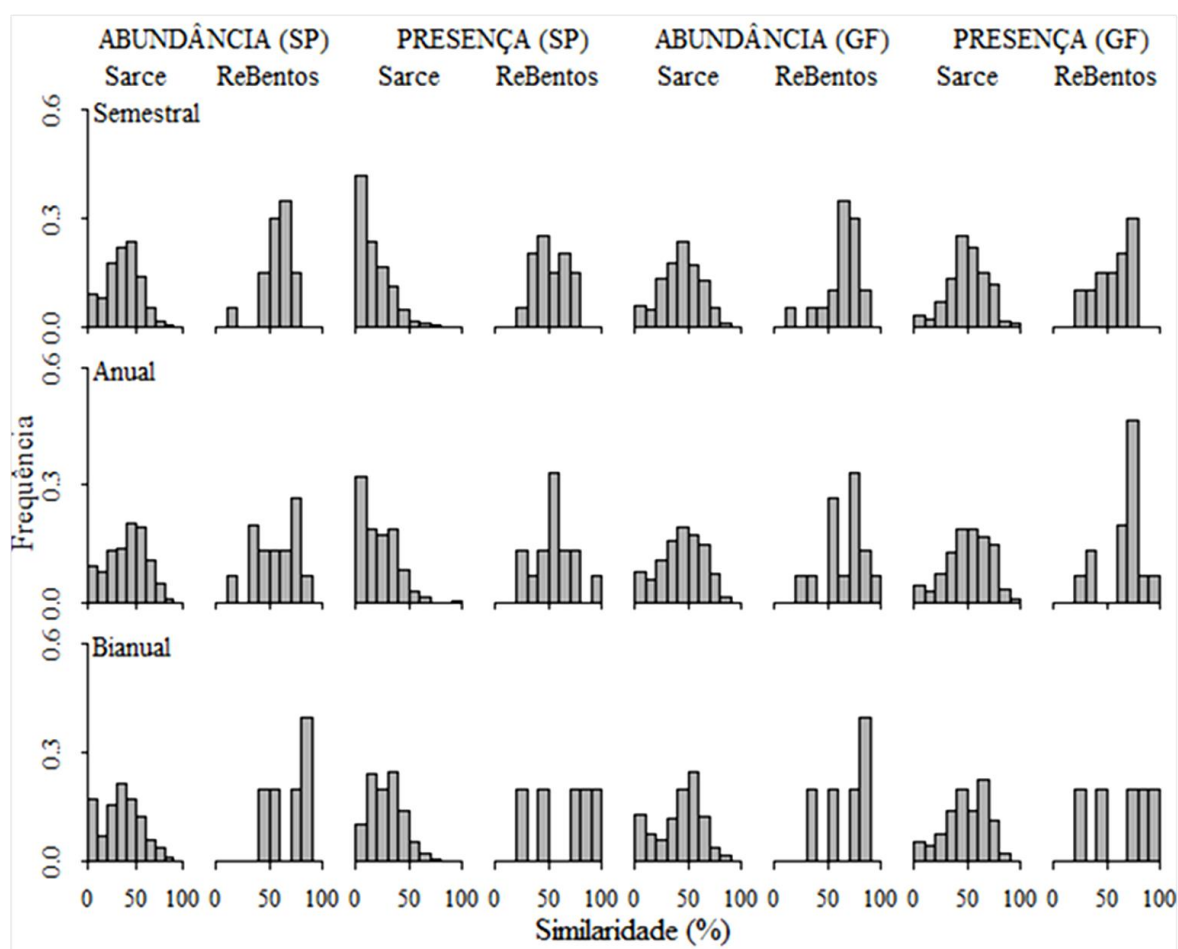


Figura 20. Frequência de valores de similaridade entre períodos (semestral, anual e bianual) a partir dos dados de abundância (porcentagem de cobertura) e de presença de espécies (SP) e de grupos funcionais (GF) obtidos pelos protocolos Sarce e ReBentos em Ubu.

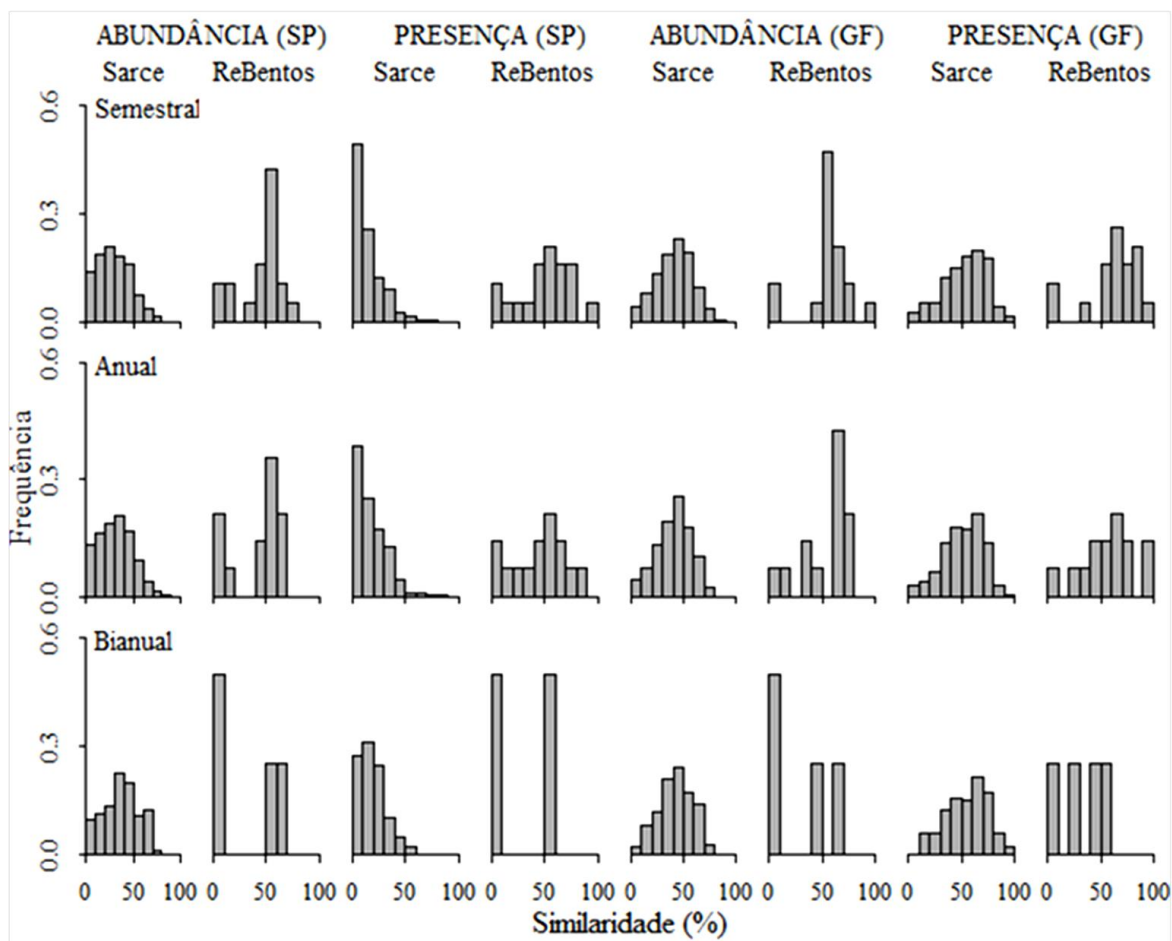


Figura 21. Frequência de valores de similaridade entre períodos (semestral, anual e bianual) a partir dos dados de abundância (porcentagem de cobertura) e de presença de espécies (SP) e de grupos funcionais (GF) obtidos pelos protocolos Sarce e Rebentos em Coqueiro.

A agregação dos dados em táxons superiores e em grupos funcionais e a análise de espécies abundantes resultaram em padrão multivariado semelhante ao obtido pelo total de espécies. Em todos os períodos e locais a comparação resultou em valores elevados e significativos de correlação ($p < 0,05$) ultrapassando o valor de 0,75 na maioria dos casos (Fig. 21). Os níveis mais correlacionados a matriz original são gênero e família seguidos pela matriz de espécies abundantes, ordem e grupo funcional, que são um pouco mais variáveis. Os menores valores de correlação foram obtidos entre a matriz de presença de espécies e a matriz de abundância, com valores abaixo de 0.75 na maioria dos períodos em Ubu (Fig. 21). A relação entre as matrizes de similaridade é apresentada na figura 22 pelo período de inverno de 2014 apenas, por motivos de clareza, sendo os demais períodos semelhantes. A proporção de espécies para cada gênero e para cada família foi entre um e

1,3 e para cada ordem entre 1,3 e 1,7 (Tab. 2).

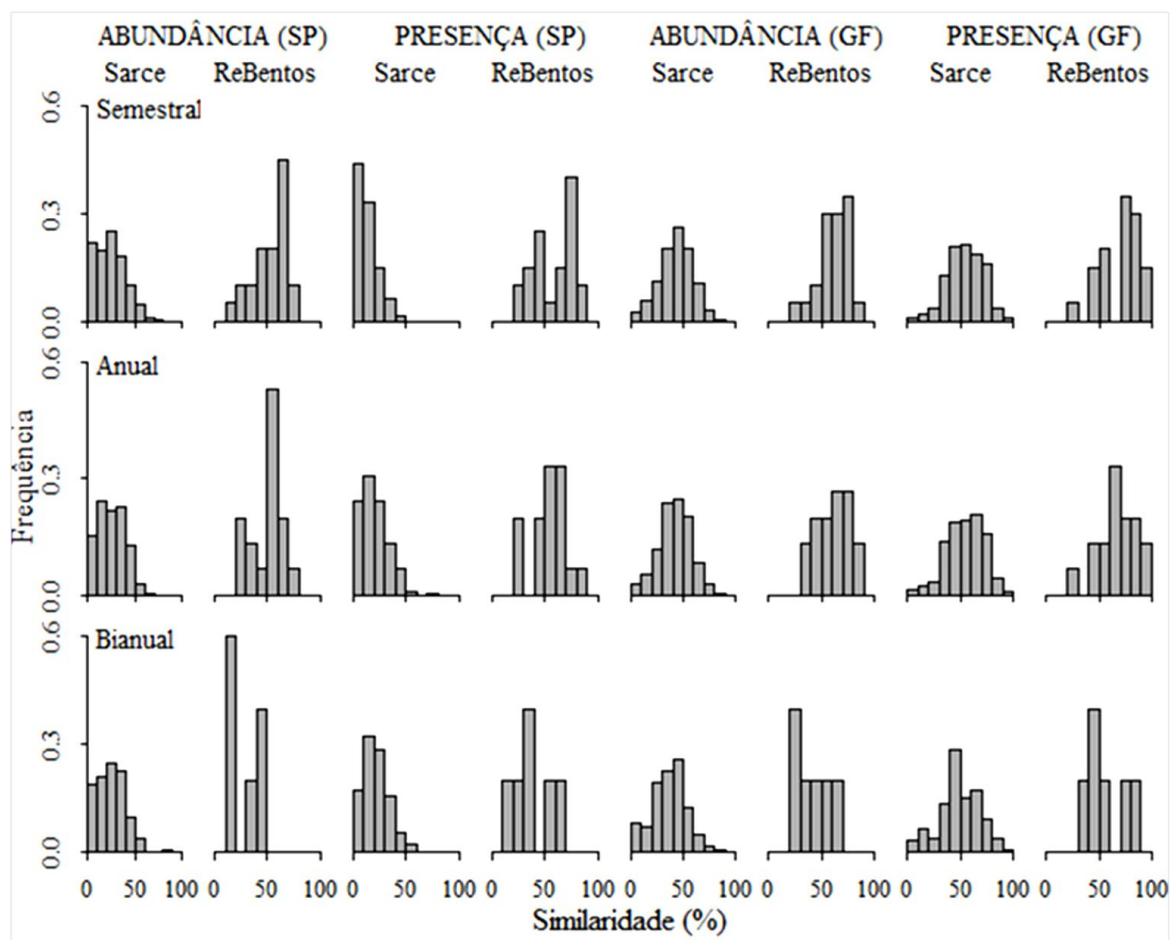


Figura 22. Frequência de valores de similaridade entre períodos (semestral, anual e bianual) a partir dos dados de abundância (porcentagem de cobertura) e de presença de grupos funcionais (GF) e presença de espécies (SP) obtidos pelos protocolos Sarce e Rebentos em Inhaúma.

A matriz reduzida incluindo apenas as espécies mais abundantes foi consistente com a matriz total de espécies em todos os casos (Fig. 21). Considerando as três localidades um total de 19 táxons representam a comunidade, incluindo sete macroinvertebrados e o restante macroalgas. Dentre estes os táxons comuns aos três costões são *Amphiroa rigida*, *Hypnea musciformis* e *Lithophylum*. Os táxons mais abundantes apenas em Ubu foram *Palisada perforata*, *Pterocladia capillacea*, *Chthamalus* spp., *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842) e *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860); em Coqueiro foram *Dichotomaria marginata*, *Crassostrea* spp. e *Phragmatopoma caudata*; e em Inhaúma foi *Zoanthus*.

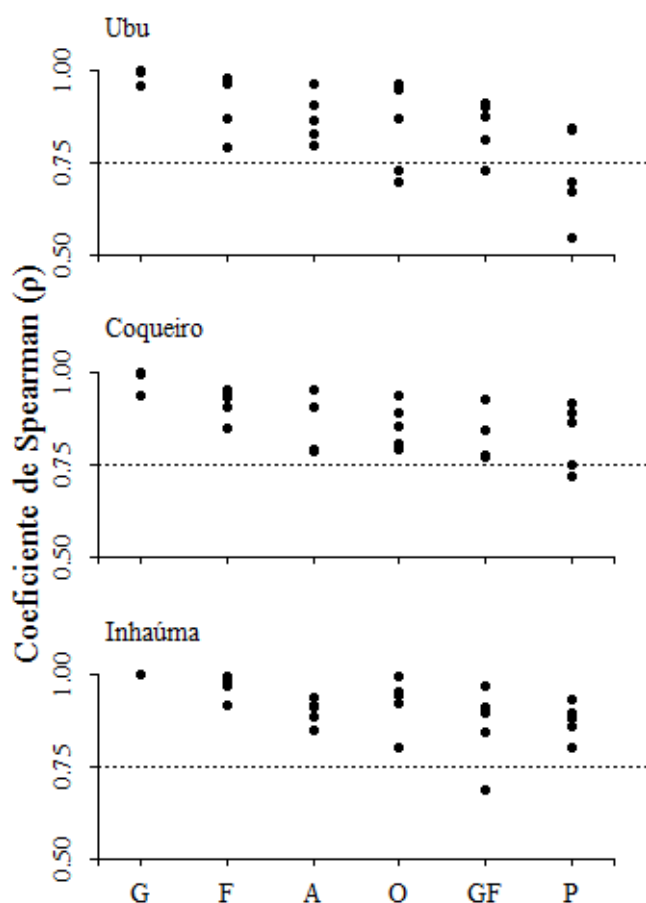


Figura 23. Correlações de Spearman entre as matrizes de similaridade de abundância de espécies e de subconjuntos nos níveis de gênero (G), família (F), ordem (O), grupos funcionais (GF) e espécies mais abundantes (A) (cobertura média superior a 5%) e dos dados de presença de espécies. Cada ponto representa um período de amostragem.

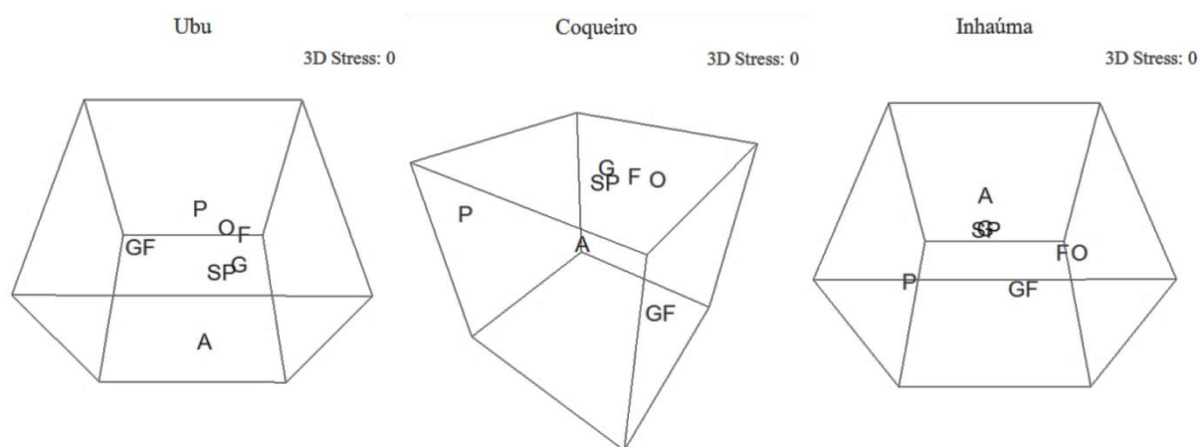


Figura 24. Escalonamento multidimensional não métrico em segundo estágio (second-stage nMDS) mostrando as relações entre as matrizes de similaridade da abundância de espécies (SP) e de subconjuntos no inverno de 2014 (G = gênero, F == família, O = ordem, GF = grupos funcionais, A = apenas espécies mais abundantes, P = presença de espécies).

Tabela 2. Proporção do número de espécies por táxon superior (G = Gênero, F = Família, O = Ordem) e por grupo funcional (GF) e total de espécies presentes na matriz original de abundância de espécies (SP) e no subconjunto de espécies mais abundantes (A).

	Verão 2014	Inverno 2014	Verão 2015	Inverno 2015	Verão 2016
Ubu					
SP/G	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0
SP/F	1,2	1,2	1,3	1,1	1,2
SP/O	1,3	1,3	1,5	1,3	1,3
SP/GF	1,9	2,3	1,6	1,8	2,1
SP*	28	28	19	20	25
A*	8	7	4	4	4
Coqueiro					
SP/G	1,0	1,0	1	1,0	1,0
SP/F	1,2	1,3	1,3	1,2	1,2
SP/O	1,3	1,5	1,6	1,7	1,5
SP/GF	2,0	2,6	2,5	2,9	2,0
SP*	26	34	28	38	26
A*	5	6	4	3	5
Inhaúma					
SP/G	1,0	1,0	1	1,1	1,0
SP/F	1,2	1,2	1,3	1,2	1,1
SP/O	1,4	1,4	1,4	1,7	1,4
SP/GF	2,2	2,4	2,4	3,1	2,2
SP*	28	33	33	43	31
A*	8	7	7	6	5
*Total de espécies					

DISCUSSÃO

A análise de protocolos de monitoramento é primeiramente dependente dos objetivos do monitoramento e de forma secundária de outros fatores técnicos e de gerenciamento, sempre observando o cumprimento dos objetivos estabelecidos. Os protocolos Sarce e Rebentos foram comparados visando o monitoramento de mudanças de longo prazo em costões rochosos tropicais. Os protocolos devem ser úteis, por exemplo, ao monitoramento dos efeitos de mudanças climáticas tais como a elevação do nível do mar, da temperatura e da frequência e intensidade de eventos extremos. É improvável que um único método faça bem as duas coisas revelando padrões de diversidade ao mesmo tempo em que é sensível a mudanças temporais (Bijleveld et al. 2012). Isto porque as espécies estão distribuídas de forma heterogênea no ambiente e para registrar espécies menos abundantes é preciso incluir maior heterogeneidade de habitat na amostragem (Kostylev et al. 2005). Esta estratégia tem por consequência o aumento da variabilidade nos dados. As espécies raras, por exemplo, podem representar maior variabilidade nos resultados sem que haja mudanças no ambiente ao longo do tempo, apenas como resultado da dificuldade de detecção dessas espécies em cada amostragem.

Os costões rochosos são geralmente habitats complexos e dinâmicos e conseqüentemente comportam espécies com distribuição heterogênea. A complexidade dos costões advém dos tipos, formas e arranjos do substrato, como fendas, matacões e poças de maré, e em menor escala por buracos de ouriço, rugosidade da rocha (Murray et al. 2006) e pela variedade de organismos formadores de habitat como mexilhões (Borthagaray e Carranza 2007), algas calcárias articuladas (Ramos et al. 2010) e macroalgas pardas (Veiga et al. 2014). Em geral, habitats com maior complexidade estrutural comportam maior riqueza de espécies e abundância de organismos em comunidades bentônicas (Kovalenko et al. 2012, Price et al. 2011). A maior capacidade de registro de espécies pelo protocolo Sarce pode ser atribuída a dois aspectos: maior área total amostrada e ao caráter aleatório das amostras. Ambos contribuem para a amostragem de maior heterogeneidade espacial, pois a cada amostra coletada passam a ser incluídas espécies raras que só ocorrem em um determinado local ou momento.

Os protocolos foram distintos em relação à capacidade de detecção de mudanças em curto e médio prazo, com o protocolo Sarce apresentando uma tendência em registrar maior variação. O protocolo Rebentos compara ao longo do tempo a mesma área determinada pela amostra fixa, obtendo informações específicas sobre as mudanças nesta área e reduzindo a variabilidade entre as amostras que pudesse confundir a variação espacial com mudanças temporais, sendo, portanto, menos sensível a heterogeneidade espacial (Coutinho et al. 2016). Em consequência disto evita o ruído da variabilidade espacial que muitas vezes impede as conclusões do monitoramento quanto a um possível impacto, apesar de obter valores subestimados de riqueza.

Os quadrados fixos são utilizados em estudos de impacto ambiental (Peterson et al. 2001), interações e regulação da comunidade (Flores et al. 2015), experimentos em campo (Bertocci et al. 2005, 2017) e em monitoramentos de longo prazo (Engle 2008, Richards e Whitaker 2009). A comparação dos protocolos quanto às mudanças na abundância de espécies expressa a relação entre amostras fixas e aleatórias, pois neste caso essa é a única diferença entre os dados comparados. As amostras fixas têm resultados distintos em curto e médio prazo, com tendência a apresentar menor variabilidade nos dados. Não foram encontrados estudos que comparassem a amostragem por quadrados fixos com aleatórios em costões rochosos, porém estudos em outros ecossistemas fornecem informações sobre as vantagens e desvantagens deste método (Van der Meer 1997, Lackey e Stein 2014).

Os quadrados fixos demandam menor esforço amostral em relação aos quadrados aleatórios, pois são estabelecidos inicialmente os níveis de riqueza e abundância da comunidade e a partir disso qualquer mudança é atribuída à variação temporal. Nos quadrados aleatórios a variação tem dupla fonte – espacial e temporal, e em sistemas heterogêneos é preciso um número grande de amostras em cada coleta para reduzir a variabilidade entre as amostras e aumentar as chances de identificar a variação temporal.

O aumento do número de amostras espaciais representa duas preocupações principais: o aumento da auto correlação espacial e o aumento dos custos de monitoramento. O maior número de amostras aumenta a possibilidade de que as amostras sejam alocadas muito próximas umas das outras com incremento da auto correlação espacial (Bijleveld et al. 2012). A

amostragem da comunidade bentônica é limitada pelas oscilações da maré e condições de tempo, em janelas estreitas, e um incremento no número de amostras pode significar dias ou semanas a mais em campo. Geralmente é feito um balanço entre o número de locais amostrados e o número de amostras em cada local, e um número menor de amostras em cada local permite o monitoramento de mais locais com custos semelhantes. Mesmo localidades próximas podem abrigar comunidades distintas e responder de forma distinta aos impactos, por isso o aumento do número de locais amostrados pode ser mais importante que o aumento do número de amostras em uma mesma localidade (Irvine e Shelly 2013).

Os resultados da amostragem fixa não podem ser extrapolados para uma área além daquela que está sendo amostrada e as comparações entre os locais não são adequadas, a não ser de forma indireta pela tendência apresentada por cada local. Espera-se que as mudanças climáticas produzam efeitos de maior abrangência espacial e com isso a amostragem fixa evidenciaria a mesma tendência nos diversos locais (Poloczanska et al. 2016). As amostras fixas apresentam limitações à análise multivariada dos dados da comunidade, no entanto, em monitoramentos, além do padrão geral da comunidade, é importante verificar mudanças em grupos específicos. Algumas espécies podem apresentar efeitos negativos diante de um impacto e outras podem apresentar efeitos positivos ou nenhum efeito (Wetthey et al. 2011), e a análise do conjunto ao longo do tempo pode ser tão variável que o monitoramento não revele nenhum padrão claro de mudança na comunidade.

A amostragem aleatória permite a comparação entre locais e os resultados podem ser extrapolados para uma área mais abrangente. A independência das amostras também amplia o potencial de uso futuro dos dados em análises não previstas, já que constitui pressuposto para a maioria das análises estatísticas. Além disso, caso o monitoramento seja descontinuado por algum período de tempo a retomada posterior não tem limitações ao aproveitamento dos dados históricos. Distintamente, na amostragem fixa caso a marcação da amostra seja perdida, o desbalanceamento do número de amostras é uma limitação à análise de medidas repetidas e limita o aproveitamento dos dados pretéritos. Existem algumas formas de marcação das amostras que evitam esse problema, como a fixação de parafusos de metal que podem ser localizados por um detector de

metais.

O protocolo Sarce demanda maior tempo em campo que o protocolo Rebentos em função do número maior de amostras e do registro dos dados ser feito em campo. Entretanto, esse tempo é otimizado pelo registro da abundância em grupos funcionais, sendo registrada apenas a presença de espécies em cada amostra. Os grupos funcionais apresentaram um padrão multivariado muito semelhante ao total de espécies em todo o período de estudo, mostrando a utilidade deste agrupamento como substituto a espécies e a constância disso ao longo do tempo. Os grupos funcionais também resultaram em menor variabilidade quando comparados aos resultados obtidos a partir dos dados de espécies. A substituição de espécie por grupos funcionais foi apropriada ao estudo da comunidade bentônica na costa portuguesa, porém na costa australiana mostrou-se inadequada com maior perda de informação quanto maior a escala espacial (Veiga et al. 2013, Smale et al. 2010).

Os grupos funcionais, por definição, reúnem espécies com respostas semelhantes a variáveis ambientais ou papéis similares no funcionamento do ecossistema, sendo esperado que sejam capazes de identificar mudanças na comunidade em função de algum impacto positivo ou negativo. As algas calcárias, por exemplo, são sensíveis a acidificação da água marinha, pois esta causa mudanças na taxa de calcificação com consequente comprometimento do crescimento do talo e da capacidade competitiva do grupo (Hofmann et al. 2013). O grau de suscetibilidade a invasão de uma comunidade, por exemplo, pode ser investigada a partir de grupos funcionais que diferem quanto à resistência a invasão (Britton-Simmons 2006). Na costa leste da Espanha o efeito do nível de proteção da área sobre macroalgas, invertebrados e peixes associados a costões rochosos foi evidenciado a partir da análise de grupos funcionais, sendo tal efeito imperceptível utilizando o nível de espécies (Villamor e Becerro 2012).

Os grupos funcionais de algas são baseados na premissa de que funções ecológicas e fisiológicas são correlacionadas com a morfologia da alga (Balata et al. 2011), por exemplo, o aumento da complexidade do talo levaria a espécie a ser menos suscetível a perturbações físicas e biológicas (Steneck e Dethier 1994). Os grupos funcionais de invertebrados em geral são relacionados à forma de obter o alimento podendo sobrepor a guildas, ou relacionados à história de vida podendo sobrepor a grupos taxonômicos

superiores (Murray et al. 2006, Villamor e Becerro 2012). A abordagem por grupos funcionais e outros níveis taxonômicos como substitutos a espécie tem vantagens em relação à aplicabilidade e rapidez, porém o embasamento teórico e as medidas de comparação ainda estão em desenvolvimento, quando comparadas com a fundamentação e métodos de análise da diversidade de espécies (Mason et al. 2013, Alexandridis et al. 2017).

A escolha de habitats ou espécies de maior relevância para o monitoramento evita o excesso de variabilidade dos dados e aperfeiçoa os recursos empregados no monitoramento. Porém, é necessário um conhecimento prévio do ecossistema para a escolha desses indicadores. Neste caso as amostras fixas ou aleatórias podem ser alocadas apenas nos locais de ocorrência do habitat ou espécie alvo. Ao longo do tempo é possível estabelecer os métodos e o esforço amostral mais adequados aos objetivos e alvos determinados, compatibilizando a eficácia do método e os custos em várias escalas de tempo e espaço (Irvine e Shelly 2013).

No presente estudo, as espécies menos abundantes representaram de 71 a 92% do total de espécies e a análise considerando apenas as espécies mais abundantes resulta em menor tempo gasto no campo e na identificação, sem perda de informação relevante ao longo do monitoramento. Um total de 12 espécies de algas e sete espécies de invertebrados foi considerado para a análise e em alguns casos apenas três espécies eram responsáveis pelo padrão apresentado pela comunidade. A maioria dessas espécies desempenha um papel fundamental em processos como a produtividade, formação de habitats, regulação da comunidade e interações ecológicas. As algas pardas, por exemplo, são responsáveis por uma parcela importante na variabilidade das comunidades, pois formam habitats para outras espécies (Valdivia et al. 2011).

Os grupos taxonômicos superiores também constituem bons substitutos a espécie em monitoramentos de longo prazo. Muitos gêneros e famílias são representados por uma única espécie e com isso as mudanças em nível de espécies tendem a ser reveladas nesses outros níveis. Pelo mesmo motivo a redução da resolução taxonômica em nível de gênero possivelmente não produza uma redução tão importante na variabilidade dos dados e nos recursos envolvidos na coleta e identificação dos grupos, pois ainda mantém um número elevado de táxons. A agregação taxonômica tem mostrado bons

resultados em estudos de comunidade avaliando as mudanças em longo prazo (Musco et al. 2011), ao longo de um gradiente de poluição (Olsgard et al. 1998) e de hidrodinâmica (Becherucci et al. 2014), avaliação de impactos antrópicos (Bevilacqua et al. 2009), na detecção de processo sucessional de macroalgas (Díez et al. 2010), e no estudo de macroinvertebrados (Xu et al. 2012).

Os protocolos apresentaram a mesma capacidade de detecção de mudanças em longo prazo, mas o protocolo Rebentos individualiza a variação temporal e demanda um tempo muito menor em campo. O protocolo Sarce apresentou maior capacidade de detecção de espécies, permite a análise multivariada dos dados e a extrapolação mais abrangente dos resultados, entretanto resulta em maior variabilidade nos dados e demanda um tempo em campo muito maior que Rebentos. Considerando a importância da detecção da variação temporal para o monitoramento de mudanças de longo prazo sugere-se a adoção do protocolo Rebentos com complementação por levantamentos independentes e detalhados da riqueza de espécie em intervalos de tempo maior. Além disso, sugere-se o aumento do número de amostras em cada local e o aumento do número de locais amostrados. Sugere-se também o uso de resolução taxonômica mais grosseira em nível de gênero ou família, como uma forma de balancear os custos do monitoramento. As algas calcárias articuladas e as algas dos gêneros *Hypnea* e *Sargassum* são mais abundantes regionalmente e podem ser avaliadas quanto ao potencial de uso como grupos indicadores de mudanças no nível inferior do entremarés.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A norma de citação da revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências* foi adotada para a formatação das referências bibliográficas.

- ADRIAN R, GERTEN D, HUBER V, WAGNER C, SCHMIDT SR. 2012. Windows of change: temporal scale of analysis is decisive to detect ecosystem responses to climate change. *Mar Biol* 159: 2533 – 2542.
- ALEXANDRIDIS N, BECHER C, DESROY N, JEAN F. 2017. Building functional groups of marine benthic macroinvertebrates on the basis of general community assembly mechanisms. *J Sea Res* 121: 59 – 70.
- BALATA D, PIAZZI L, RINDI F. 2011. Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection of responses to stress. *Mar Biol* 158: 2459 – 2469.
- BATES CR, SCOTT G, TOBIN M, THOMPSON R. 2007. Weighing the costs and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: Perspectives from the temperate rocky intertidal. *Biol Conserv* 37: 617–625.
- BECHERUCCI ME, BENAVIDES H, VALLARINO EA. 2014. Effect of taxonomic aggregation in macroalgae assemblages in a rocky shore of Mar del Plata, Argentina, Southwest Atlantic Ocean. *Thalassas*, 30(1): 9 – 20.
- BERTOCCI I, MAGGI E, VASELLI S, BENEDETTI-CECCHI L. 2005. Contrasting effects of mean intensity and temporal variation of disturbance on a rocky seashore. *Ecology* 86(8): 2061 – 2067.
- BERTOCCI I, DOMÍNGUEZ-GODINO JA, FREITAS C, INCERA M, BIO A, DOMÍNGUEZ R. 2017. Compounded perturbations in coastal areas: contrasting responses to nutrient enrichment and the regime of storm-related disturbance depend on life-history traits. *Funct Ecol*.
- BEVILACQUA S, FRASCHETTI S, MUSCO L, TERLIZZI A. 2009. Taxonomic sufficiency in the detection of natural and human-induced changes in marine assemblages: A comparison of habitats and taxonomic groups. *Mar Pollut Bull* 58: 1850 – 1859.
- BIJLEVELD AI, VAN GILS JA, VAN DER MEER J, DEKINGAA, KRAAN C, VAN DER VEER HW, PIERSMAN T. 2012. Designing a benthic monitoring programme with multiple conflicting objectives. *Methods Ecol Evol* 3: 526 – 536.
- BORTHAGARAY AI, CARRANZA A. 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta*

Oecol 31: 243 – 250.

- BRITTON-SIMMONS HK. 2006. Functional group diversity, resource preemption and the genesis of invasion resistance in a community of marine algae. *OIKOS* 113: 395 – 401.
- BROWN CJ, O'CONNOR MI, POLOCZANSKA E, SCHOEMAN DS, BUKLEY LB, BURROWS MT, DUARTE CM, HALPERN BS, PANDOLFI JM, PARMESAN C, RICHARDSON AJ. 2016. Ecological and methodological drivers of species distribution and phenology responses to climate change. *Glob Change Biol* 22: 1548–1560.
- CLARKE KR, SOMERFIELD PJ, AIROLDI L, WARWICK RM. 2006. Exploring interactions by second-stage community analyses. *J Exp Mar Biol Ecol* 338: 179 – 192.
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL: <purl.oclc.org/estimates>
- COLWELL RK, MAO CX, CHANG J. 2004. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology* 85(10): 2717 – 2727.
- COLWELL RC, CHAO A, GOTELLI NJ, LIN SY, MAO CX, CHAZDOM RL, LONGINO JT. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J Plant Ecol* 5(1): 3-21.
- COUTINHO R ET AL. 2016. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. *Braz J Oceanogr* 64 (sp2): 27 – 36.
- DÍEZ I, SANTOLARIA A, GOROSTIAGA JM. 2010. Different levels of macroalgal sampling resolution for pollution assessment. *Mar Pollut Bull* 60: 1779 – 1789.
- ENGLE JM. 2008. Unified Monitoring Protocols for the Multi-Agency Rocky Intertidal Network, U.S. Departamento of the Interior Minerals Management Service, Camarillo, California.
- FERNÁNDEZ C. 2016. Current status and multidecadal biogeographical changes in rocky intertidal algal assemblages: The northern Spanish coast. *Estuar Coast Shelf S* 171: 35 – 40.
- FLORES AAV, CHRISTOFOLETTI RA, PERES ALF, CIOTTI AM, NAVARRETE

- SA. 2015. Interactive effects of grazing and environmental stress on macroalgal biomass in subtropical rocky shores: Modulation of bottom-up inputs by wave action. *J Exp Mar Biol Ecol* 463: 39–48.
- HAWKINS SJ, MOORE PJ, BURROWS MT, POLOCZANSKA E, MIESZKOWSKA N, HERBERT RJH, JENKINS SRJ, THOMPSON RC, GENNER MJ, SOUTHWARD AJ. 2008. Complex interactions in a rapidly changing world: responses of rocky shore communities to recent climate change. *Climate Res* 37: 123-133.
- HOFMANN LC, STRAUB S; BISCHOF K. 2013. Elevated CO₂ levels affect the activity of nitrate reductase and carbonic anhydrase in the calcifying rhodophyte *Corallina officinalis*. *J Exp Bot* 64 (4): 899-908.
- IRVINE GV, SHELLY A. 2013 Sampling design for long-term regional trends in marine rocky intertidal communities. *Environ Monit Assess* 185:6963 – 6987.
- JOCHUM M, SCHNEIDER FD, CROWE TP, BROSE U, O'GORMAN EJ. 2012. Climate-induced changes in bottom-up and top-down processes independently alter a marine ecosystem. *Phil Trans R Soc B*, 367: 2962-2970.
- KOHLER KE, GILL SM. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput Geosci* 32: 1259 – 1269.
- KOSTYLEV VE, ERLANDSSON J, MING MY, WILLIAMS GA. 2005. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecol Complexity* 2: 272 – 286.
- KOVALENKO KE, THOMAS SM, WARFE DM. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685: 1 – 17.
- LACKEY LG, STEIN ED. 2014. Evaluating alternative temporal survey designs for monitoring wetland area and detecting changes over time in California. *J Am Water Resour Assoc*.
- LACOUÉ-LABARTHE T, NUNES PALD, ZIVERI P, CINAR M, GAZEUAH F, HALL-SPENCER JM, HILMI N, MOSCHELLA P, SAFAM A, SAUZADE D, TURLEY C. 2016. Impacts of ocean acidification in a warming Mediterranean Sea: An overview. *Reg Stud Mar Sci* 5: 1 – 11.

- LITTLER MM, LITTLER DS. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J Exp Mar Biol Ecol* 74: 13 – 34.
- LITTLE C, WILLIAMS GA, TROWBRIDGE CD. 2009. The biology of rocky shores. 2^{ed}. Oxford, Oxford University Press.
- LOVELL S, HAMER M, SLOTOW R, HERBERT D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biol Conserv* 139: 113 – 125.
- MACEDO IM, MASI BP, ZALMON IR. 2006. Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Braz J Oceanogr* 54 (2/3): 147 – 154.
- MASI BP, ZALMON IR. 2008. Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev Bras Zool* 25 (4): 662 – 673.
- MASON NWH, MOUILLOT D, LEE WG, WILSON JB. 2013. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112 – 118.
- MIESZKOWSKA N, BURROWS MT, PANNACCIULLI FG, HAWKINS SJ. 2014. Multidecadal signals within co-occurring intertidal barnacles *Semibalanus balanoides* and *Chthamalus* spp. linked to the Atlantic Multidecadal Oscillation. *J Mar Systems* 133: 70–76.
- MILOSLAVICH ET AL. 2016. Benthic assemblages in South American intertidal rocky shores: biodiversity, services, and threats. In: Riosmena-Rodríguez, R (ed.) *Marine Benthos: Biology, Ecosystem Functions and Environmental Impact*, Nova Science Publisher, p. 83-138.
- MURRAY SN, AMBROSE RF, DETHIER MN. 2006. "Sampling Design" In: *Monitoring rocky shores*, 71-97. University of California Press.
- MUSCO L, MIKAC B, TATARANNI M, GIANGRANDE A, TERLIZZI A. 2011. The use of coarser taxonomy in the detection of long-term changes in polychaete assemblages. *Mar Environ Res* 71: 131 – 138.
- OKSANEN J, BLANCHET FG, FRIENDLY M, KINDT R, LEGENDRE P, MCGLINN D, MINCHIN PR, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MHH, SZOECS E, WAGNER H. 2016. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- OLSGARD F, SOMERFIELD PJ, CARR MR. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Mar Ecol Prog Ser* 172: 25 – 36.
- PARMESAN C, BURROWS MT, DUARTE CM, POLOCZANSKA ES, RICHARDSON AJ, SCHOEMAN DS, SINGER MC. 2013. Beyond climate change attribution in conservation and ecological research. *Ecology Letters* 16: 58–71.
- PETERSON CH, MCDONALD LL, GREEN RH, ERICKSON WP. 2001. Sampling design begets conclusions: the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the 'Exxon Valdez' oil spill. *Mar Ecol Prog Ser* 210: 255 – 283.
- PRICE SA, HOLZMAN R, NEAR TJ, WAINWRIGHT PC. 2011. Coral reefs promote the evolution of morphological diversity and ecological novelty in labrid fishes. *Ecology Letters* 14: 462 – 469.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAMOS RJ, TRAVASSOS MP, LEITE GR. 2010. Characterization of macrofauna associated with articulated calcareous algae (Corallinaceae, Rhodophyta) occurring in a hydrodynamic gradient on the Espírito Santo state coast, Brazil. *Braz J Oceanogr* 58(4): 275 – 285.
- RICHARDS DV, WHITAKER SG. 2009. Rocky Intertidal Community Monitoring at Channel Islands National Park: Annual Report. National Park Service. Channel Islands National Park, Ventura CA.
- SMALE DA, KENDRICK GA, WERNBERG T. 2010. Assemblage turnover and taxonomic sufficiency of subtidal macroalgae at multiple spatial scales. *Journal of Exp Mar Biol Ecol* 384: 76 – 86.
- SMITH JR, FONG P, AMBROSE RF. 2006. Dramatic declines in mussel bed community diversity: Response to climate change? *Ecology*, 87(5): 1153 – 1161.
- STENECK RS, DETHIER M. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69 (3): 476 – 498.
- TINGLEY MW, BEISSINGER SR. 2009. Detecting range shifts from historical species occurrences: new perspectives on old data. *Trends Ecol Evol* 24(11): 625-633.

- TURRA A, CRÓQUER A, CARRANZA A, MANSILLA A, ARECES AJ, WERLINGER C, MARTÍNEZ-BAYÓN C, NASSAR CAG, PLASTINO E, SCHWINDT E, SCARABINO F, CHOW F, FIGUEROA FL, BERCHEZ F, HALL-SPENCER JM, SOTO LA, BUCKERIDGE MS, COPERTINO MS, SZECHY MT, GHILARDI-LOPES N, HORTA P, COUTINHO R, FRASCHETTI S, LEÃO ZMAN. 2013. Global environmental changes: setting priorities for Latin American coastal habitats. *Glob Change Biol* 19(7): 1965–1969.
- VALDIVIA N, SCROSATI RA, MOLIS M, KNOX AS. 2011. Variation in community structure across vertical intertidal stress gradients: How does it compare with horizontal variation at different scales? *PLoS ONE* 6(8): e24062.
- VEIGA P, RUBAL M, VIEIRA R, ARENAS F, SOUSA-PINTO I. 2013. Spatial variability in intertidal macroalgal assemblages on the North Portuguese coast: consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* 67:191 – 201.
- VEIGA P, RUBAL M, SOUSA-PINTO I. 2014. Structural complexity of macroalgae influences epifaunal assemblages associated with native and invasive species. *Mar Environ Res* 101: 115 – 123.
- VAN DER MEER J. 1997. Sampling design of monitoring programmes for marine benthos: a comparison between the use of fixed versus randomly selected stations. *J Sea Res* 37: 167 – 179.
- VILLAMOR A, BECERRO MA. 2012. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. *J Sea Res* 73: 109 – 116.
- VINAGRE C, LEAL I, MENDONÇA V, MADEIRA D, NARCISO L, DINIZ MS, FLORES AAV. 2016. Vulnerability to climate warming and acclimation capacity of tropical and temperate coastal organisms. *Ecological Indicators* 62: 317 – 327.
- WETHEY DS, WOODIN SA, HILBISH TJ, JONES SJ, LIMA FP, BRANNOCK PM. 2011. Response of intertidal populations to climate: Effects of extreme events versus long term change. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 132 – 144.
- XU G, LI Y, HE C, XU H. 2012. Congruency analysis to determine potential surrogates of littoral macroinvertebrate communities: A case study in intertidal ecosystems of northern Yellow Sea. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 93(3): 601 – 609.

**CAPÍTULO 3: VARIAÇÃO SAZONAL, ANUAL E INTERANUAL NA
COMUNIDADE BENTÔNICA DO ENTREMARÉS DE COSTÕES
ROCHOSOS DA ECOREGIÃO LESTE DO BRASIL.**

INTRODUÇÃO

A detecção de impactos em ambientes naturais é complexa, pois geralmente requer o conhecimento da condição existente na ausência do impacto e, na maioria das vezes, dados pretéritos dessa natureza são inexistentes (Underwood 1994). Outro problema adicional ocorre quando o impacto somente é percebido em longo prazo (Dolbeth et al. 2003) e a maioria dos estudos é de curta duração. Mesmo após obter dados de referência para comparação e contar com o monitoramento de longo prazo, ainda existe o desafio de separar a variabilidade natural da variação em função do impacto. Algumas comunidades são altamente variáveis no espaço e no tempo com a manifestação de múltiplos estados mesmo na ausência de atividade antrópica (Carpentier et al. 1997; Underwood e Chapman 2000). Com isso quanto mais longa a série temporal de dados, maior a chance de mensurar bem o impacto, se existente (Magnuson 1990).

A amostragem em momento único ou períodos curtos de tempo, como, por exemplo, poucos meses, é útil em comparações espaciais e metodológicas, na detecção de impacto agudo e no estabelecimento de base para análises futuras. Por exemplo, a heterogeneidade espacial da comunidade bentônica intermareal em nível global foi verificada pela comparação de 72 localidades situadas em áreas de elevada produtividade por meio de amostragens em curto período de tempo em cada localidade (Cruz-Motta et al. 2010). Para comparar vários índices de qualidade da comunidade bentônica na costa leste da Europa, Vinagre et al. (2017) utilizou apenas o período do verão já que nessa estação o gradiente ambiental de distúrbio avaliado é mais consistente e os índices apresentam melhor performance. A distinção de áreas afetadas ou não por derrame de óleo, por exemplo, precisa ser feita rapidamente e as comunidades possivelmente sujeitas ao impacto são comparadas a comunidades de referência (Stevens et al. 2012).

Outras escalas de tempo comumente estudadas incluem amostragens mensais ao longo de um ano e amostragens trimestrais ou sazonais (duas ou mais estações) ao longo de poucos anos, geralmente dois a cinco anos (Oliveira et al. 2014). Essas escalas são úteis em estudos experimentais e ecológicos, como a análise da relação entre a comunidade e variáveis ambientais (Junqueira et al. 2000; Zacarias e Roff, 2001), estudo de

dinâmica populacional (Almada et al. 2008), e de variabilidade de recrutamento (Broitman et al. 2005).

A região entremarés apresenta grande variação de temperatura entre verão e inverno. As comunidades bentônicas respondem as variações ambientais com tendências diversas, como a mortalidade de cracas após períodos de elevada pluviosidade (Junqueira et al. 2000), perda de frondes em algas pardas no inverno (Almada et al. 2008), sincronia de processos reprodutivos (Broitman et al. 2005), e alteração da zonação (Masi et al. 2009). Pode haver também alteração sazonal das interações entre as espécies como os gastrópodes *Echinolittorina* e *Cellana grata*, por exemplo, que se associam ao cirripédio *Tetraclita* apenas no verão como forma de amenizar o estresse térmico (Cartwright e Williams, 2012 e 2014). As estações também são variáveis naturalmente em escalas mais longas de tempo, por exemplo, com verões mais quentes em determinado ano, e por isso os efeitos sazonais devem ser estudados em uma escala de tempo suficiente para contemplar a variabilidade interanual.

Atualmente as mudanças climáticas se adicionam às variações ambientais sazonais. Um número maior de dias quentes é esperado em razão das mudanças climáticas e o estresse térmico tende a ser mais crítico com a ampliação dos extremos de temperatura do ar e aquecimento da água do mar (Collins et al. 2010; Dereczynski et al. 2013). Eventos hidrodinâmicos tendem a ser mais intensos e conseqüentemente aumentar o potencial dano à comunidade bentônica, por exemplo, pela remoção dos organismos dos costões e mobilização do sedimento (Underwood 1999). A mobilização do sedimento pode alterar a comunidade pelo aumento da turbidez e conseqüente redução da entrada de luz, pela abrasão do sedimento na superfície do costão influenciando as taxas de sucesso de recrutas, e pelo recobrimento dos organismos (Díaz-Tapia et al. 2013).

Os efeitos sazonais podem ser combinados também com outros estressores comuns na costa como a sobrepesca (Freire e Pauly 2010), degradação do fundo e mobilização de sedimento (Fraser et al. 2017), eutrofização (Junqueira et al. 2000) e pisoteio, por exemplo (Leite et al. 2012). No verão é esperado um agravamento de alguns desses problemas com o aumento do uso turístico. O despejo clandestino de efluentes doméstico nos rios e estuários aumenta com o incremento da população de veraneio, assim

como o pisoteio no costão, a coleta de fauna, o despejo de resíduos, entre outros. Em Anchieta o mexilhão *Perna perna* é coletado por pescadores ao longo do ano para comercialização e no verão a coleta se intensifica feita por turistas para consumo próprio.

A escala de tempo mais adequada depende dos objetivos do estudo e da qualidade dos dados. Mesmo séries de longo prazo podem ser consideradas insuficientes quando descontínuas no tempo ou no espaço (Dauvin, 2010). O conhecimento da variabilidade natural das comunidades requer o estudo em múltiplas escalas espaciais e temporais. A detecção de impactos antrópicos crônicos em costões rochosos em curtos períodos de tempo pode culminar em resultados inconclusivos ou tendências opostas (Oliveira et al. 2014). No que se refere à detecção do efeito de mudanças climáticas são desejáveis séries temporais de mais de 50 anos, o que é raro para qualquer comunidade marinha (Dauvin, 2010). Entretanto, a variação em maior escala espacial e temporal tem sido mais bem explorada recentemente e estudos com maior amplitude temporal são escassos (Cruz-Motta et al. 2010; Iken et al. 2010; Fernández 2016).

A maioria dos programas de monitoramento e séries de dados de longo prazo sobre a comunidade bentônica é de países do hemisfério norte e Austrália (Menge et al. 2011; Osborne et al. 2011; Derrien-Courtet et al. 2013; Fenberg et al. 2014; Mieszkowska et al. 2014; Hawkins et al. 2017). Além do monitoramento contínuo (Dye 1998), a comparação entre dados pretéritos e recentes também pode ser feita pela comparação entre conjunto de dados com intervalos diversos. Neste caso, os dados a serem comparados podem ser pontuais (Reichert e Buchholz 2006; Riera et al. 2016) ou tomados em períodos de monitoramento de um a três anos (Fernández 2016).

A variabilidade temporal em si pode ser indicadora de impacto. Na costa do Chile as áreas contaminadas por cobre apresentam menor variabilidade temporal que as áreas não contaminadas em relação à riqueza e à cobertura total média das espécies sésseis. Possivelmente, a remobilização dos poluentes do fundo pela hidrodinâmica sazonal mantém o sucesso apenas de poucas espécies tolerantes, e os espaços vazios criados ao longo do tempo são colonizados por essas espécies ou são mantidos vazios. Distintamente, as áreas não contaminadas apresentam alternância de espécies bem sucedidas na colonização de espaços vazios e com isso maior variabilidade temporal na

estrutura da comunidade (Fariña e Castilla, 2001).

Os estudos de longo prazo são úteis também na verificação de impactos positivos de ações de manejo. A comparação entre dados de 1997 e 2013 revelou o aumento do tamanho de *Lottia gigantea* em costões rochosos de unidade de conservação na costa da Califórnia. Esse aumento é resultado de ações de manejo como proibição da coleta e educação ambiental (Lucas e Smith 2016).

As dinâmicas locais das comunidades bentônicas de costões rochosos variam latitudinalmente e entre oceanos e, portanto, deve-se conhecer estas dinâmicas em uma dada região para que os efeitos de impactos antropogênicos e climáticos possam ser avaliados. Neste estudo procuramos avaliar a variabilidade das comunidades entremarés dos costões rochosos no município de Anchieta, Espírito Santo para responder as seguintes questões: 1. Existe variação ao longo do tempo na composição e/ou estrutura das comunidades do entremarés de costões rochosos de Anchieta, e em que escala temporal? 2. Existe sazonalidade importante entre verões e invernos? Para quais táxons? 3. Quais foram os táxons ou grupos funcionais mais estáveis e mais variáveis ao longo dos últimos 6 anos? Em que nível de zonation eles aparecem?

Os resultados apresentados fornecem a base para a implantação de programas de monitoramento de longo prazo na região, que são urgentes em virtude da necessidade de identificar os efeitos de mudanças climáticas na costa, bem como aqueles gerados por intervenções antropogênicas mais pontuais. Os padrões encontrados servem de referência e poderão ser comparados com dados futuros servindo a diversos objetivos, como a detecção de impactos da urbanização, pesca, indústria, atividade portuária e na avaliação de ações de recuperação ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

As variações temporais na comunidade bentônica foram analisadas de duas maneiras: 1. Curto prazo: Mudanças na comunidade bentônica de três costões nos intervalos de seis meses, um e dois anos por meio da amostragem de quadrados permanentes; 2. Curto e médio prazo: Mudanças na comunidade bentônica do entremarés do costão de Ubu, nos intervalos de um, dois, três e seis anos por meio da amostragem de quadrados aleatórios. Os quadrados permanentes reduzem a influência da variabilidade espacial nos dados, melhorando a detecção da variação temporal. Os quadrados aleatórios permitiam a comparação com dados pretéritos obtidos no mesmo costão e com metodologia semelhante, porém mantém o ruído da heterogeneidade espacial.

Curto prazo

Na análise das mudanças de curto prazo foram utilizados os dados de abundância das espécies obtidos em amostragens semestrais de quadrados permanentes no entremarés dos costões de Ubu, Coqueiro e Inhaúma no município de Anchieta, Espírito Santo. As amostragens foram realizadas nos períodos de verão (março) e inverno (agosto) de 2014 a 2016. Os intervalos semestrais entre as coletas foram estudados pelas variações entre verão e inverno. As variações anuais e bianuais referem-se às comparações de uma mesma estação em anos subsequentes e intervalo de dois anos.

Em cada costão foram estabelecidas cinco transecções verticais posicionadas inicialmente de forma aleatória, nas quais foram marcados permanentemente quadrados de 10 x 10 cm no nível superior, 20 x 20 cm no médio superior e no médio inferior e 50 x 50 cm no inferior, em um total de 20 quadrados por costão. Em cada amostragem foi feito o registro fotográfico dos quadrados e caso fosse necessário coletar amostras das espécies para posterior identificação, esta coleta era feita no entorno para evitar perturbação, já que os mesmos quadrados são revisitados sequencialmente. A partir das fotos, em cada quadrado foi estimada a cobertura de cada táxon sésil por meio do registro da presença sob cada um de 100 pontos aleatórios gerados pelo programa Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler e Gill 2006) com categorização no menor nível taxonômico possível. Foi também feita a contagem de organismos vágeis pouco móveis (moluscos e

equinodermos) em toda a área do quadrado.

As análises foram realizadas em diferentes níveis de resolução taxonômica: espécies e táxons mais abrangentes, grupos funcionais e comunidades para investigar em qual nível deve ser realizado o monitoramento para identificação de mudanças ao longo do tempo. Os táxons mais abrangentes foram: macroinvertebrados (total), macroalgas (total), Rhodophytas, Ochrophytas e Chlorophytas. Os grupos funcionais de algas e macroinvertebrados refletem principalmente as características morfológicas das espécies com relação potencial com gradientes de distúrbios e alguma sobreposição com táxons superiores no caso de invertebrados (Littler e Littler, 1984; Steneck e Dethier, 1994; Little et al. 2009). Os níveis superior, médio (superior e inferior) e inferior do entremarés de cada uma dos costões estudados foram analisados separadamente.

As variações na abundância (percentual de cobertura) das espécies e grupos e na densidade de organismos vágeis foram identificadas por uma análise da variância de medidas repetidas (ANOVA) incluindo as escalas temporais por meio de dois fatores: semetral com dois níveis, verão e inverno, e anual com três níveis, 2014, 2015 e 2016. Inicialmente os termos desta análise são construídos de forma semelhante à análise de variância com medidas independentes, porém, a construção da razão F é distinta, pois o denominador é baseado na variação dentro do grupo menos a variação ao longo do tempo (semestral) sem interação entre as transecções. Desta forma, a significância de um ou ambos os fatores indica que a variação entre os grupos do fator são maiores que a variação semestral e a significância da interação entre os fatores indica que isto não ocorre para todos os níveis do outro fator. Em seguida, os fatores foram analisados separadamente apenas para os casos que apresentaram efeito significativo na primeira análise. O efeito do ano de amostragem foi verificado por análise de variância unifatorial de medidas repetidas com os dados de cada estação analisados separadamente, e as médias comparadas pelo teste de Tukey. Com isso, a variação anual foi indicada pelas diferenças entre anos consecutivos em uma mesma estação e da mesma forma a variação bianual a partir de um intervalo de dois anos. Nos casos em que o táxon foi detectado em apenas dois dos períodos de amostragem em cada estação a interpretação foi realizada pela observação da tendência das médias. O efeito da estação foi verificado pela observação da

tendência das médias em cada ano. Os testes de Shapiro-Wilk e de Levene foram usados para análise da normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, respectivamente. Essas análises foram realizadas no programa PAST (PAleontological STatistics, versão 3.11) (Hammer et al. 2001). Antes das análises da variância os dados de cobertura foram transformados em arco-seno e os dados de contagem dos organismos vágeis foram transformados por $\log(x + 1)$ no software R versão 1.0.136 (R Core Team 2016). Após a transformação dos dados a maioria das variáveis apresentou homogeneidade das variâncias, porém não apresentou distribuição normal provavelmente em virtude do pequeno tamanho da amostra. Em todos os testes realizados foi adotado o nível de significância de 0,05.

As mudanças na estrutura de toda a comunidade bentônica foram analisadas pela similaridade obtida na comparação de cada quadrado consigo mesmo ao longo de diferentes intervalos de tempo. Os dados de abundância (porcentagem de cobertura) das espécies foram transformados em arco-seno. Os índices de similaridade de Bray-Curtis e Sorensen foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade a partir dos dados de cobertura e presença de espécies, respectivamente. Estas análises foram realizadas no pacote estatístico PRIMER v.6, e a transformação dos dados no programa R. Das matrizes de similaridade foram obtidos os valores de similaridade entre pares com intervalo de seis meses, ou seja, entre verão e o inverno seguinte ou entre inverno e o verão seguinte (semestral), entre pares da mesma estação com intervalos de um ano (anual) e dois anos (bianual). Menores valores de similaridade representam maior grau de mudança. Os valores de similaridade nas distintas escalas de tempo foram comparados por análise de variância unifatorial (ANOVA) realizadas no programa PAST. Nestas análises cada costão foi analisado separadamente e foram utilizados apenas os dados do nível inferior de zonação.

Para visualização do padrão de mudanças temporais na biodiversidade da região foram elaborados gráficos da média e desvio da cobertura das espécies e grupos mais abundantes (cobertura média total superior a 5 % em pelo menos um dos costões) em cada nível e costão. A quantidade de espaços vazios é apresentada como um indicador de impacto sobre a comunidade, que pode ser natural pela ação das ondas ou antrópica pela coleta de mariscos, por exemplo.

Curto e Médio prazo

Na análise das mudanças de curto e médio prazo em Ubu foram utilizados dados pretéritos (inverno de 2010 e verão de 2013) da comunidade bentônica do entremarés, obtidos por metodologia de amostragem semelhante (Franciane Pellizzari, comunicação pessoal), descrita a seguir, além dos dados obtidos no presente trabalho (2014 a 2016). No inverno de 2010 foram registradas a abundância (% de cobertura) e presença de espécies, sendo a abundância de grupos funcionais computada pela soma das abundâncias das espécies de cada grupo em cada amostra. No verão de 2013 foram registradas a presença de espécies e a abundância de grupos funcionais. Entre 2014 e 2016 foram registradas a abundância de grupos funcionais e a presença de espécies em campo, e a partir de fotografias dos mesmos quadrados, a abundância de espécies.

Em Ubu quadrados de 50 x 50 cm foram posicionados aleatoriamente no nível inferior do entremarés, sendo um total de dez amostras obtidas no final do inverno de 2010, 15 amostras no final do verão de 2013, e 15 amostras no verão e inverno de 2016. A cobertura dos organismos em cada quadrado foi estimada com auxílio de uma grade de fios de nylon, totalizando 100 pontos de intersecção, sob os quais foi registrada a presença da espécie ou do grupo funcional ao qual o organismo pertencia. Nestes quadrados foram registradas também todas as espécies sésseis observadas (amostragem qualitativa) e a contagem do número de indivíduos das espécies vageis. Quando necessárias foram coletadas amostras para confirmação da identificação. Foram utilizadas as revisões taxonômicas mais atuais para reunião dos dados dos diferentes períodos e, na hipótese de impossibilidade de distinção em campo ou nas fotografias, algumas espécies foram reunidas.

A similaridade entre as assembleias foi analisada utilizando o método de ordenação não-paramétrica de escalonamento multidimensional (nMDS) e o índice de similaridade de Bray-Curtis e o coeficiente de Sorensen foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade para dados de abundância (espécies e grupos funcionais) e de presença de espécies, respectivamente (Clarke, 1993). As diferenças entre os anos, considerando os vários intervalos de tempo, foram testadas pela análise unifatorial da similaridade (ANOSIM, Clarke, 1993) para cada estação separadamente (verão e inverno). Os dados de cobertura de grupos funcionais e de espécies foram

transformados em arcoseno antes das análises. As médias das abundâncias de cada grupo funcional em 2013 e 2010 foram comparadas às médias do verão e inverno de 2016, respectivamente, por meio de teste t e plotadas umas contra as outras para visualização das mudanças em cada grupo e intervalo de tempo.

RESULTADOS

Variações sazonais de curto prazo

No nível superior foram registradas sete espécies, sendo quatro espécies em Ubu, seis em Coqueiro e três em Inhaúma. Os táxons mais abundantes foram *Echinolittorina ziczac* (Gmelin, 1791) e *Chthamalus* spp. (Fig. 1). A alga *Pyropia acanthophora* var. *brasiliensis* foi registrada predominantemente no inverno e quase exclusivamente neste nível do costão (Fig. 1). Em Coqueiro *E. ziczac* foi mais abundante no inverno de 2014 que no inverno de 2016 (Fig. 2). No nível superior a maior parte do substrato é desprovida de organismos (= vazio) e este padrão é constante ao longo do tempo (Fig. 3).

No nível médio superior foram registradas 11 espécies, sendo oito espécies em Ubu, nove em Coqueiro e seis em Inhaúma. Os táxons mais abundantes foram *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842), *E. ziczac* e *Chthamalus* spp. (Fig. 4). Apenas em Ubu foram registradas variações sazonais e bianuais na abundância dos táxons e grupos funcionais (Tab. 1). A alga *Ulva* spp. foi registrada predominantemente no inverno (Fig. 4) e *E. ziczac* foi mais abundante no verão (Tab. 1, Fig. 2). Considerando os períodos do verão, *Chthamalus* spp. foi mais abundante em 2014 e *Lottia subrugosa* mais abundante em 2016 (Figs 2 e 4). O grupo funcional vágeis apresentou o mesmo padrão de variação de *E. ziczac* (Tab. 1), sendo quase exclusivamente composto por essa espécie nesse nível. Da mesma forma o grupo Cirripedia apresentou o mesmo padrão que seu táxon mais abundante *Chthamalus* spp. (Tab. 1).

No nível médio inferior foram registradas 20 espécies, sendo 11 espécies em Ubu, 13 em Coqueiro e 16 em Inhaúma. Os táxons mais abundantes nesse nível foram *M. solisianus*, *Chthamalus* spp., *Ulva* spp., *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818), *Crassostrea* sp., *Perna perna* (Linnaeus, 1758) e *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) (Fig. 5). Em Ubu as algas foliosas compostas exclusivamente por *Ulva* spp. foram mais abundantes no inverno em Ubu e os macroinvertebrados no verão (Tab. 1). Nesse nível as macroalgas apresentaram pequena abundância ao longo do estudo com médias inferiores a 5% de cobertura, exceto no inverno de 2014 quando foi registrada abundância média de 43,8% em Ubu. Em Coqueiro *M. solisianus* foi mais

abundante no verão tal como o grupo Bivalvia que é composto em sua maioria por essa espécie (Tab. 1, Fig. 6). Em Inhaúma *Chthamalus* spp. foi mais abundante no verão e em 2014 (Tab. 1; Fig. 4).

Tabela 1. Variação temporal na abundância (% de cobertura) de macrobentos e espaços vazios na escala semestral ou anual, conforme a análise de variância de medidas repetidas (ANOVA).

Local e nível	Táxons/Grupos	Semestral ¹	Anual ²	Interação ³
Superior				
Coqueiro	<i>Echinolittorina ziczac</i>		0,02 (I: <u>14</u> , <u>15</u> , <u>16</u>)	
Médio				
Superior				
Ubu	<i>E. ziczac</i>	0,00 (V)		
	<i>Chthamalus</i> spp.		0,01 (V: <u>14</u> , <u>15</u> , <u>16</u>)	
	<i>Lottia subrugosa</i>		0,02 (V: <u>16</u> , <u>15</u> , <u>14</u>)	
	Vágeis (total)	0,00 (V)		
	Cirripedia		0,01 (V: <u>14</u> , <u>15</u> , <u>16</u>)	
Médio inferior				
Ubu	<i>Ulva</i> spp.	0,01 (I)		0,04
	<i>Lottia subrugosa</i>		0,00 (V: <u>16</u> , <u>15</u> , <u>14</u>)	
	Vágeis (total)		0,00 (V: <u>16</u> , <u>15</u> , <u>14</u> ; I: <u>16</u> , <u>15</u> , <u>14</u>)	
	Foliosa	0,01 (I)		0,04
	Macroalgas (total)	0,01(I)	0,02 (I: <u>14</u> , <u>15</u> , <u>16</u>)	0,02
	Macroinvertebrados (total)	0,04 (V)		
	Vazio		0,01 (V: <u>15</u> , <u>16</u> , <u>14</u> ; I: <u>16</u> , <u>15</u> , <u>14</u>)	0,03
Coqueiro	<i>Mytilaster solisianus</i>	0,02 (V)		
	Macroinvertebrados (total)		0,04 ⁴	
	Cirripedia	0,01 (I)		
	Bivalvia	0,01 (V)		
Inhaúma	<i>Chthamalus</i> spp.	0,01 (V)	0,04 (V: <u>14</u> , <u>15</u> , <u>16</u>)	0,02
Inferior				

Ubu	<i>Corallina</i> spp.	0,00 (I: 15, 14 , 16)	
	<i>Colpomenia sinuosa</i>	0,00 ⁴	
	Macroalgas (total)	0,03 (V: 14, 15 , 16)	
	Balão	0,00 ⁴	
Coqueiro	<i>Hypnea musciformis</i>	0,00 (V)	0,01
	<i>Lithophyllum</i> sp.	0,01 (I: 16, 14 , 15)	
	<i>Ulva</i> spp.	0,02 (V)	
	Chlorophyta	0,00 (V: <u>14</u> , 15 , <u>16</u>)	0,03
	Foliosa	0,03 (V) 0,01 (V: <u>14</u> , <u>16</u> , 15)	
	Calcária articulada	0,02 (I)	
	Calcária crostosa	0,01 (I: 16, 14 , 15)	
Inhaúma	<i>Herposiphonia</i> sp.	0,04 (I)	0,02
	<i>Spirastrella hartmani</i>	0,00 ⁴	0,00
	<i>Fissurella clenchi</i>	0,01 (I)	
	Macroalgas (total)	0,04 (I)	
	Invertebrado incrustante	0,03 (I: <u>14</u> , <u>15</u> , 16)	0,01
Inferior			
Inhaúma	Calcária articulada	0,01 (I)	0,00
	Filamentosa	0,00 (I)	0,01
	Bivalvia	0,02 ⁴	

¹Semestral: Verão vs. Inverno; (V) = Verão > Inverno; (I) = Inverno > Verão.

²Anual: Ano de amostragem (2014 a 2016). Entre parênteses a ordenação do maior para o menor pelo valor médio de cada ano (da esquerda para a direita). Fonte igual ou sublinhada indica não diferente uns dos outros com base no teste de Tukey ou teste t. Os períodos de verão e inverno foram analisados, mas foram reportados apenas os períodos com diferenças significativas ($p < 0,05$).

³Interação: Semestral vs. Anual

⁴Testes posteriores não significativos ou não foram realizados pela não detecção do táxon em um dos períodos de amostragens em cada estação.

Interação: Estação vs. Evento.

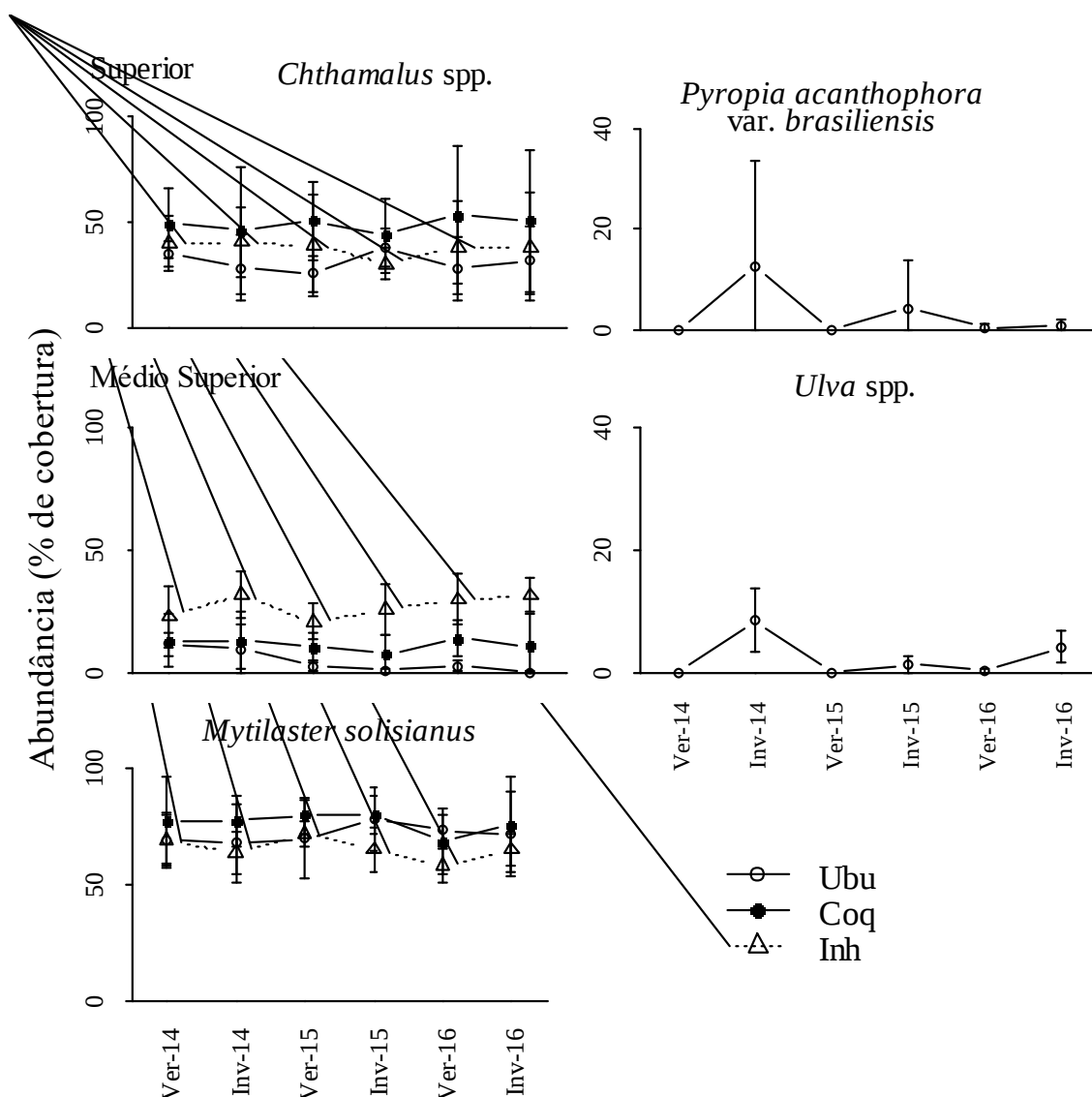


Figura 1. Média e desvio ($n = 5$) da cobertura dos grupos mais abundantes nos níveis superior e médio superior em Ubu, Coqueiro (Coq), e Inhaúma (Inh) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

No nível inferior foram registradas 56 espécies, sendo 24 espécies em Ubu, 36 em Coqueiro e 35 em Inhaúma. As macroalgas mais abundantes no nível inferior foram *Amphiroa rigida*, *Corallina* spp., *Sargassum* spp., *Hypnea musciformis*, *Lithophyllum*, *Ulva* spp., *Codium intertextum*, *Ulva* spp., *Cladophoropsis membranacea*, *Chondracanthus acicularis*, *Palisada perforata* e *Colpomenia sinuosa*. Os macroinvertebrados mais abundantes nesse nível foram *P. perna*, *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860), *Chthamalus* spp., *T. stalactifera*, *Crassostrea* sp., *I. bicolor* e *Zoanthus sociatus* (Ellis, 1768) (Fig. 5). Em Ubu a espécie *Cladophoropsis membranacea* foi registrada somente nos períodos de inverno e em Coqueiro as algas *Ulva* spp.

e *Hypnea musciformis* foram mais abundantes no verão (Tab. 1). Em Coqueiro foi registrado um aumento na abundância de *Lithophyllum* ao longo do estudo (Tab. 1; Fig. 5). As algas calcárias articuladas e as algas filamentosas foram mais abundantes no inverno (Tab. 1, Fig. 6).

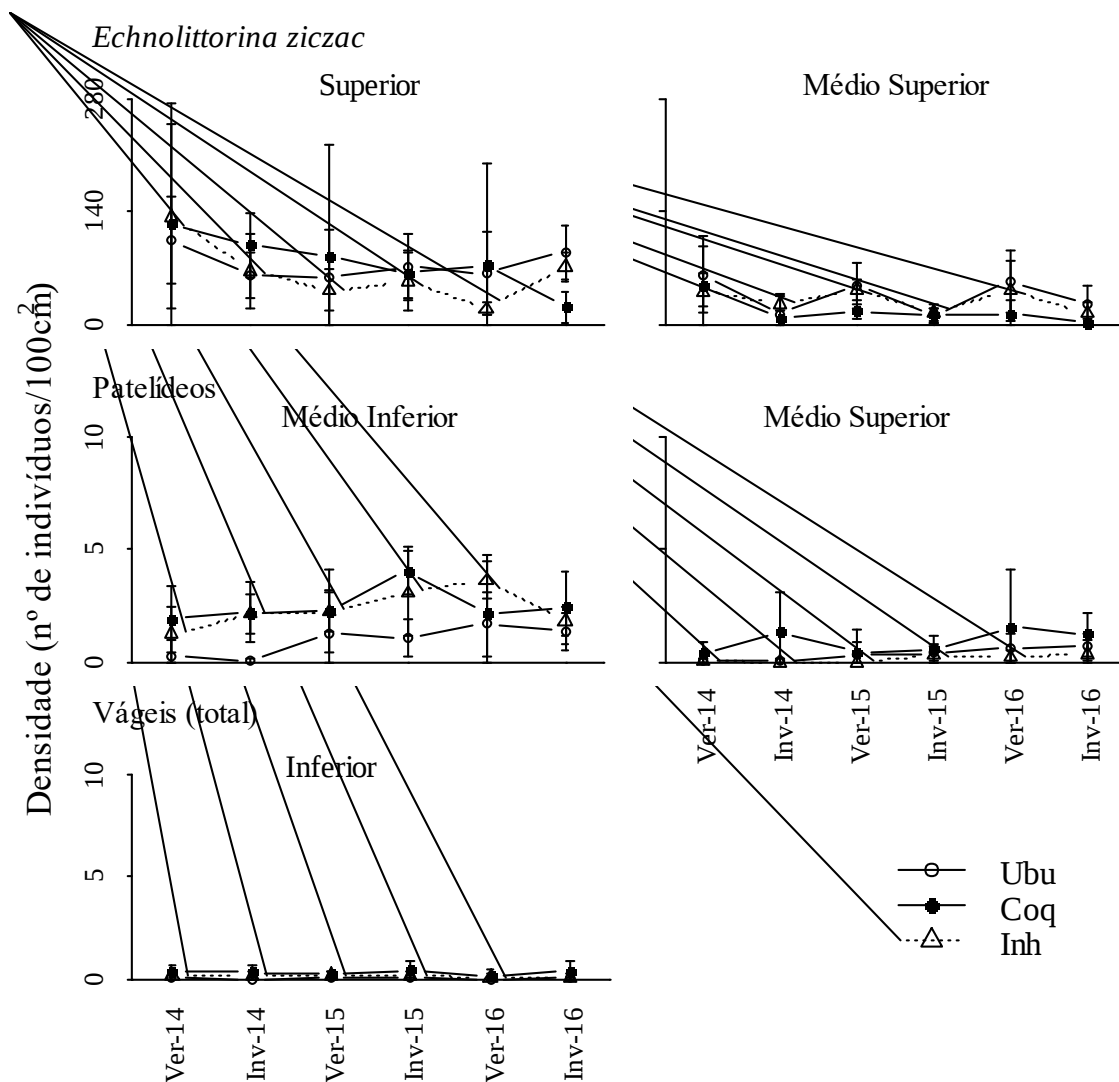


Figura 2. Média e desvio da densidade de organismos vágeis nos níveis superior, médio (superior e inferior) e inferior nos costões de Ubu, Coqueiro (Coq) e Inhaúma (Inh) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

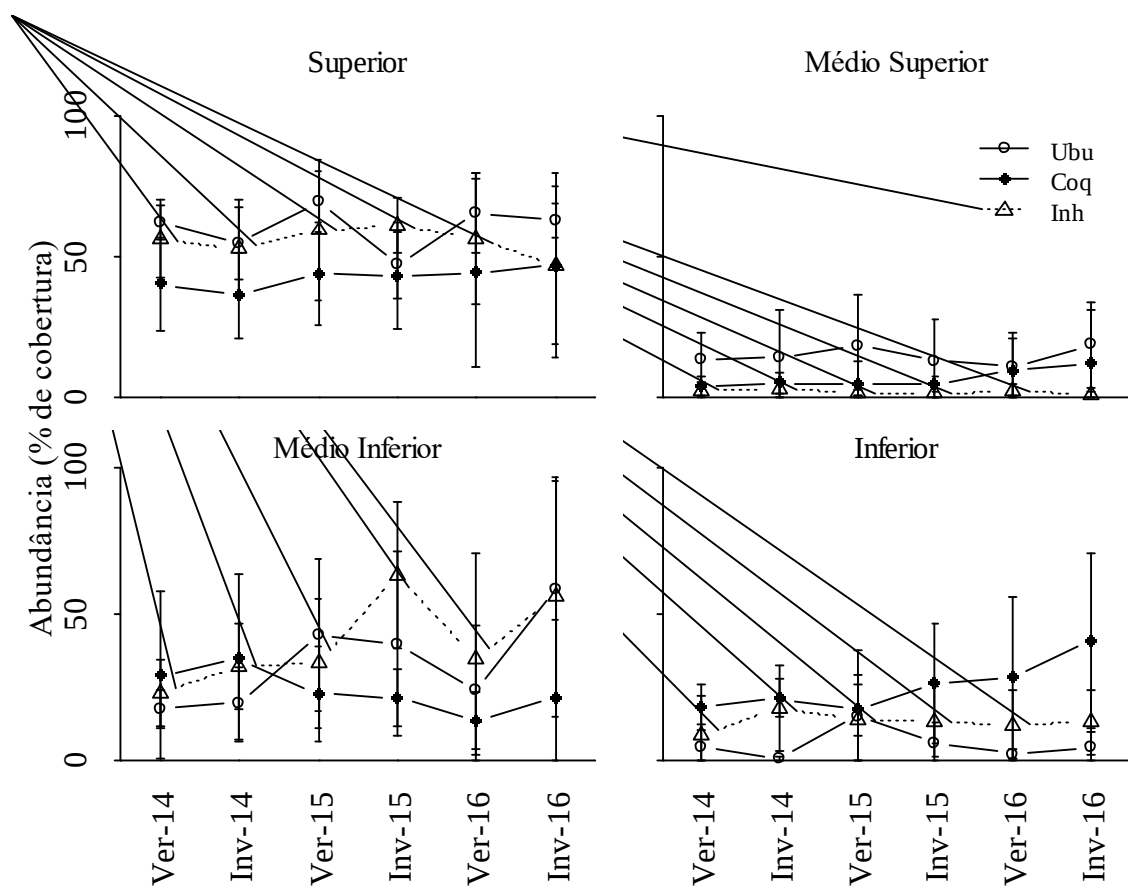


Figura 3. Média e desvio ($n = 4 - 5$) de espaços vazios nos níveis superior, médio (superior e inferior), e inferior nos costões de Ubu, Coqueiro (Coq) e Inhaúma (Inh) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

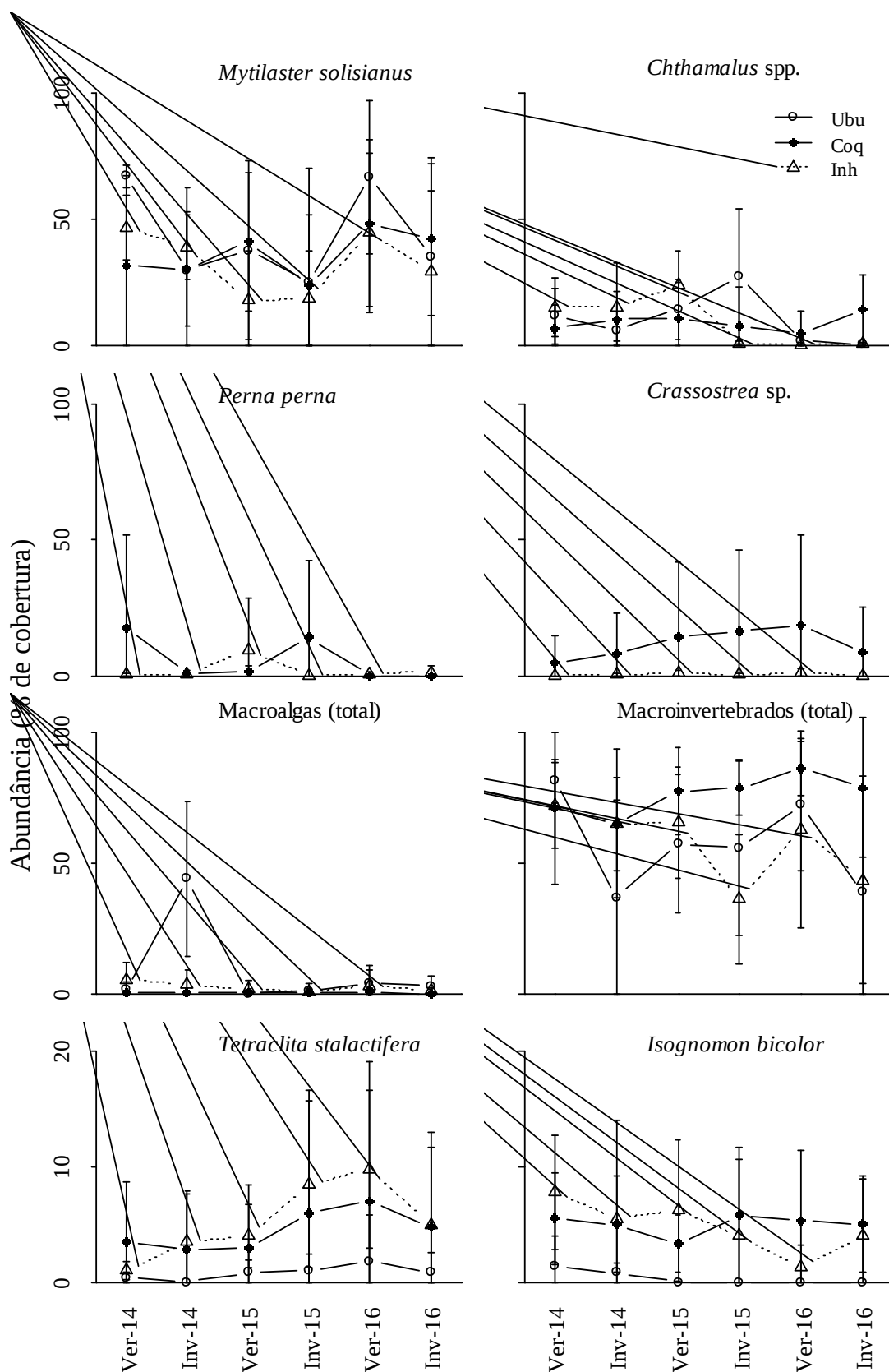


Figura 4. Média e desvio da cobertura dos grupos mais abundantes no nível médio inferior em Ubu (n = 4 - 5), Coqueiro (=Coq, n = 4), e Inhaúma (= Inh, n = 4) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

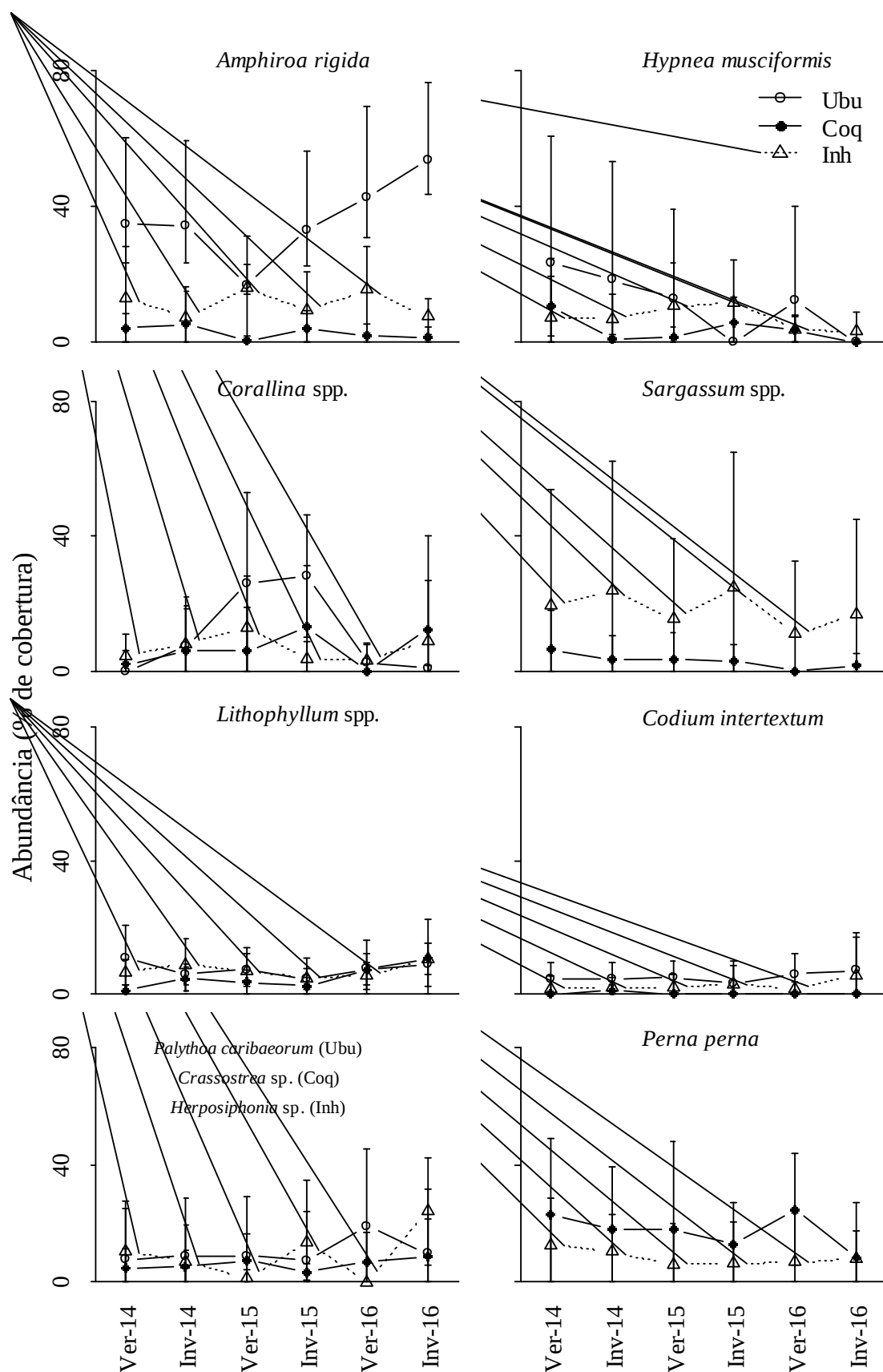


Figura 5. Média e desvio ($n = 4 - 6$) da cobertura dos grupos mais abundantes no nível inferior em Ubu, Coqueiro (Coq), e Inhaúma (Inh) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

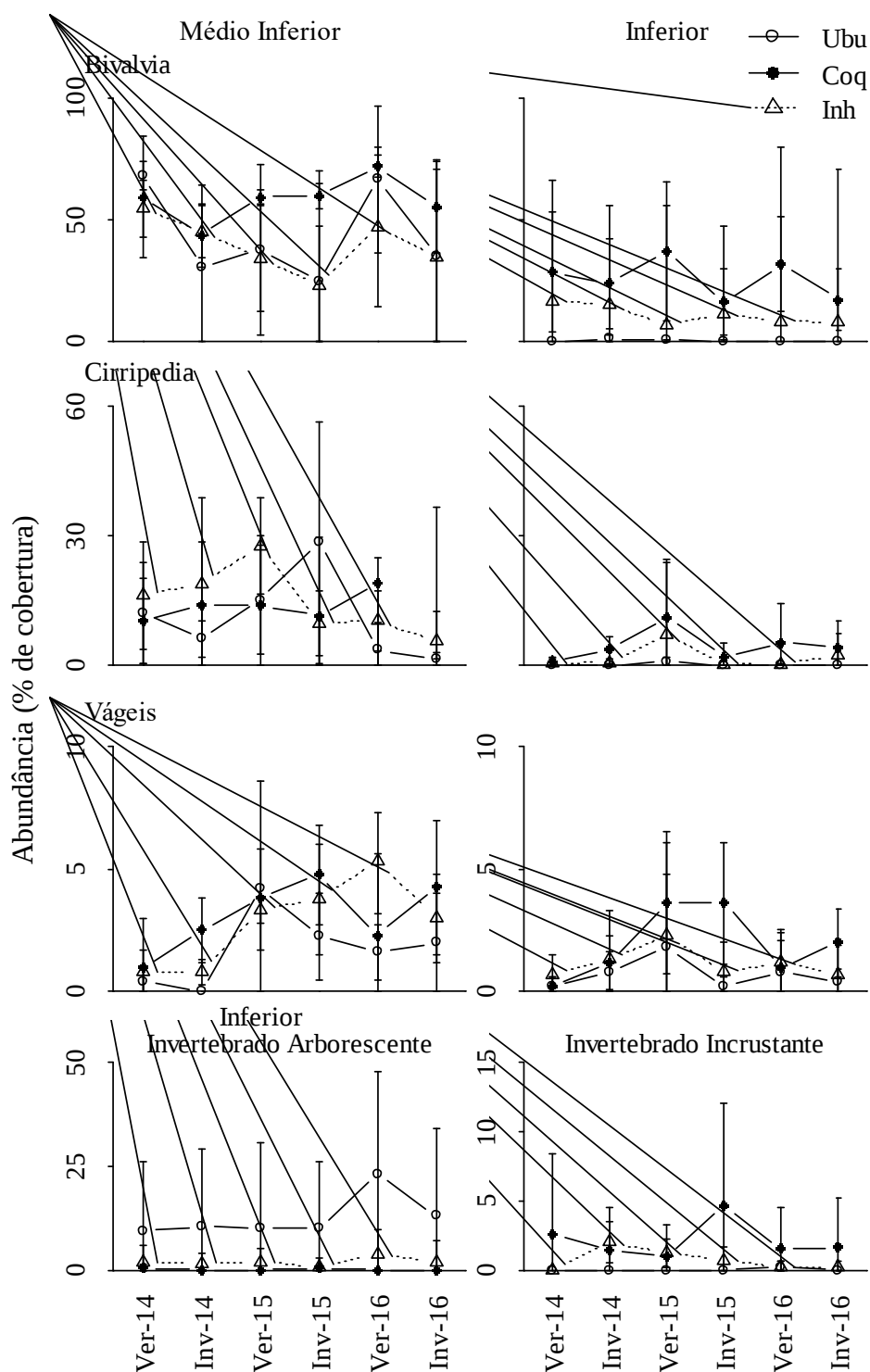


Figura 6. Média e desvio ($n = 4 - 6$) da cobertura dos grupos funcionais nos níveis médio inferior e inferior em Ubu, Coqueiro (Coq), e Inhaúma (Inh) no verão (Ver) e inverno (Inv) de 2014 a 2016.

A similaridade média registrada nos diferentes intervalos de tempo variou entre 40,5% no período bianual em Ubu e 50,4% no período anual em Coqueiro. A estrutura da comunidade variou consideravelmente ao longo do tempo, porém nenhuma das escalas temporais estudadas nesse período

(semestral, anual e bianual) registrou variações superiores umas às outras (Fig. 7). Os valores de similaridade em torno de 50% registrados tanto nas comparações de períodos próximos no tempo quanto distantes mostram que as assembleias mudam num período curto de tempo, com espécies distintas variando em cada período. Em um dos quadrados, por exemplo, no nível inferior de Ubu a alga *Hypnea musciformis* teve sua abundância reduzida nos períodos de inverno, sendo substituída por *Amphiroa rigida* em um ano e por *Cladophoropsis membranacea* em outro (Fig. 8 a). Em um dos quadrados do nível inferior de Coqueiro a abundância de *Perna perna* foi reduzida em 2015, provavelmente pela coleta do marisco, e em 2016 a nova biota era composta predominantemente por algas calcárias articuladas (Fig. 8 b). Essa variação foi pontual, não sendo refletida no restante do costão.

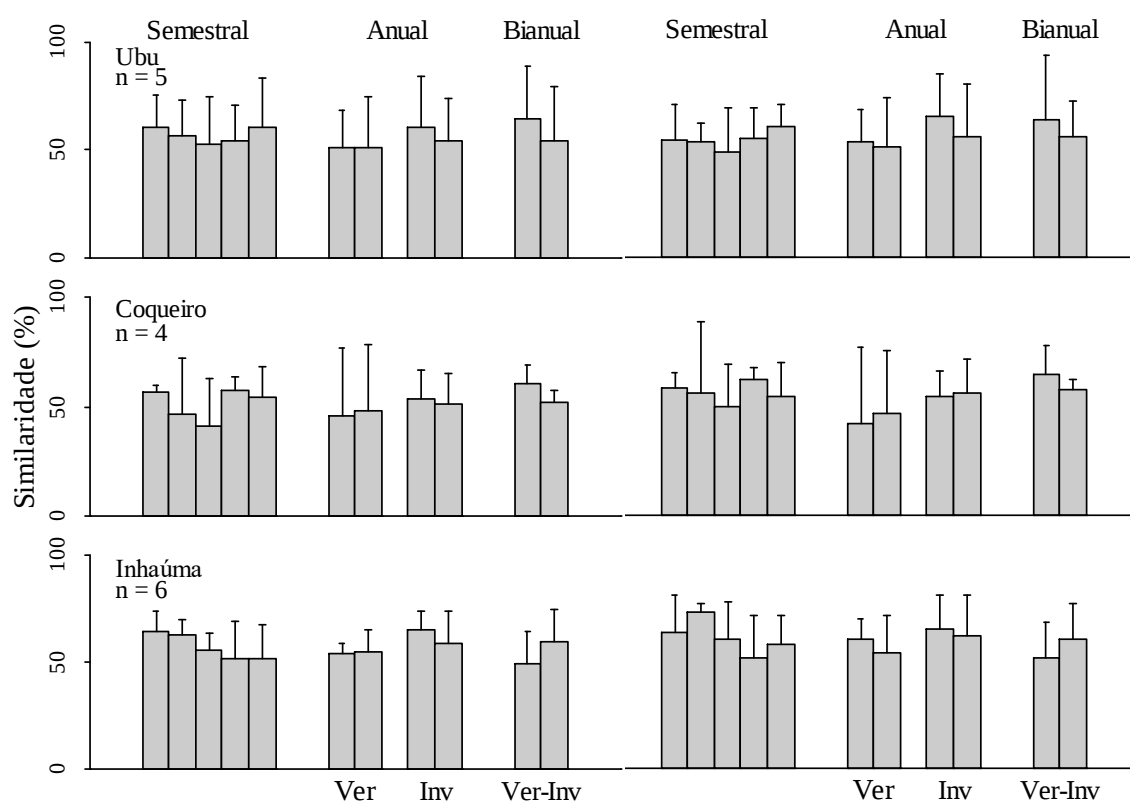


Figura 7. Valores médios de similaridade (e respectivos desvios, n = 4 – 6) entre períodos semestrais, anuais e bianuais para cada local a partir dos dados de abundância (porcentagem de cobertura) (à esquerda) e presença de espécies (à direita) da comunidade bêntica no nível inferior. Ver = Verão; Inv = Inverno.

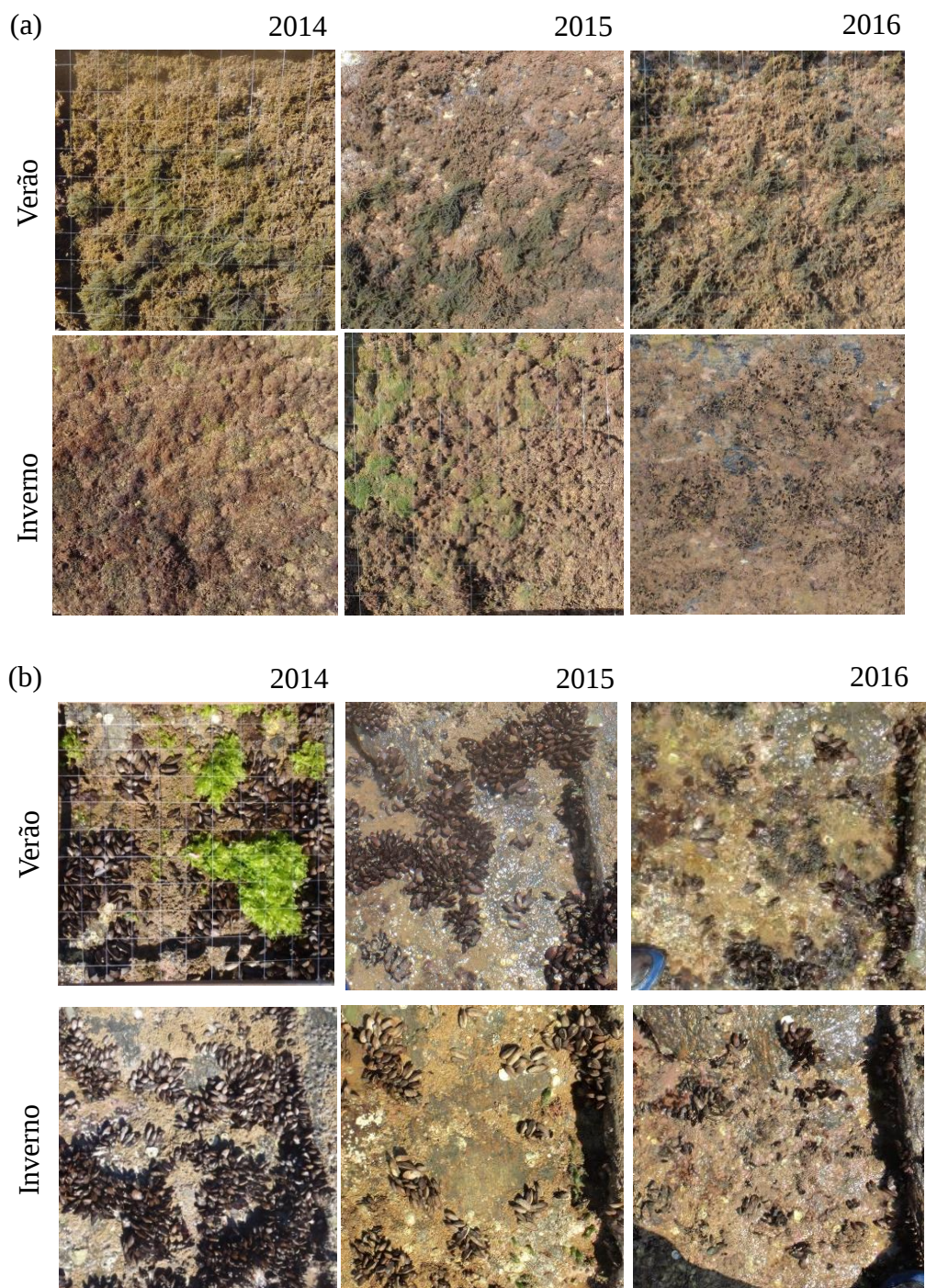


Figura 8. Variações temporais na comunidade bentônica nos períodos de verão e inverno no nível inferior no período de 2014 a 2016. (a) Variação na abundância de *Hypnea musciformis*, *Amphiroa rigida* e *Cladophoropsis membranacea* em quadrado permanente em Ubu. (b) Redução da abundância de *Perna perna* e recuperação da biota por algas calcárias em quadrado permanente em Coqueiro.

Variações de médio e longo prazo

Em Ubu, a comunidade foi menos similar em intervalos maiores de tempo de dois a seis anos, sendo mais variável quanto à presença de espécies que quanto à abundância de espécies e grupos funcionais (Tab. 2, Fig. 13). A riqueza de algas no inverno de 2010 (48) foi menor que a registrada no verão de 2013 (57) e nestes períodos a riqueza de algas foi muito superior à registrada nos períodos de verão e inverno de 2014 a 2016 (Tab. 4). Considerando o total de macroalgas registradas em Ubu (91 táxons), 43 % das espécies foram registradas apenas em amostragens anteriores a 2014, 19 % foi registrado apenas nos anos de 2014 a 2016, e 44 % foi registrado em apenas uma das amostragens. As espécies *Ulva rigida* e *Codium isthmocladum* foram registradas apenas no verão e *Corallina officinalis* e *Cryptonemia seminervis* somente no inverno. As espécies *Anadyomene stellata*, *Codium intertextum* e *Colpomenia sinuosa* foram registradas em todos os períodos de amostragem. A alga *Amphiroa rigida*, espécie mais abundante em 2016, não foi registrada em 2010. As algas do gênero *Dictyopteris*, um dos grupos mais abundantes em 2010, não foram registradas em 2016 (Tab. 3).

Tabela 2. Análise de similaridade (valores de R de ANOSIM) da comunidade bentônica do entremarés de Ubu em diferentes intervalos de tempo. Em negrito, as comparações significativas ($p < 0,05$).

	Intervalo		GF ¹	SPp	SPc
VERÃO	3 anos	2013 x 2016	0,59	0,88	
	2 anos	2013 x 2015	0,58	0,79	
		2014 x 2016	0,11	0,13	
	1 ano	2013 x 2014	0,29	0,81	
		2014 x 2015	0,08	0,23	
		2015 x 2016	0,00	0,32	
INVERNO	6 anos	2010 x 2016	0,46	0,72	0,78
	5 anos	2010 x 2015	0,53	0,85	0,82
	4 anos	2010 x 2014	0,06	0,76	0,77
	2 anos	2014 x 2016	0,15	0,25	0,14
	1 ano	2014 x 2015	0,14	0,23	0,12
		2015 x 2016	0,13	0,19	0,18

¹GF = Matriz de % de cobertura de Grupos Funcionais;

SPp = Matriz de presença SPc = Matriz de porcentagem de cobertura de espécies.

Tabela 3. Presença (+) de macroalgas no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécies	Total – 91	2013	2014	2015	2016	2010	2014	2015	2016
		V	V	V	V	I	I	I	I
		57	21	22	22	48	27	22	14
CHLOROPHYTA – 20		13	5	7	5	12	6	5	4
<i>Anadyomene stellata</i>		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bryopsis pennata</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Caulerpa cupressoides</i>		-	-	-	-	+	-	-	-
<i>C. racemosa</i>		+	-	+	-	+	-	+	-
<i>C. scalpelliformis</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. webbiana</i>		-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Chaetomorpha antennina</i>		+	+	-	-	+	+	-	-
<i>C. brachygona</i>		-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Cladophora spp.</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Cladophoropsis membranacea</i>		-	-	+	-	-	+	+	+
<i>Codium decorticatum</i>		-	-	+	-	-	-	-	-
<i>C. intertextum</i>		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. isthmocladum</i>		+	+	-	+	-	-	-	-
<i>C. taylorii</i>		+	-	+	+	+	-	-	-
<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>		-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gayralia brasiliensis</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Udotea flabellum</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulva lactuca</i>		+	-	+	-	+	+	+	-
<i>U. rigida</i>		-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Valonia macrophysa</i>		+	-	-	-	+	-	-	+
RHODOPHYTA – 53		34	10	10	9	27	18	13	8
<i>Acrosorium ciliolatum</i>		-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Aglaothamnion uruguayensis</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Amansia multifida</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphiroa rigida</i>		-	+	+	+	-	+	+	+
<i>A. anastomosans</i>		-	-	-	-	-	+	-	-
<i>A. beauvoisii</i>		-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Arthrocardia flabellata</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Asparagopsis taxiformis</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocladia thysigera</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryothamnion seaforthii</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Centroceras clavulatum</i>		+	-	+	+	-	-	+	-
<i>Ceramium sp.</i>		+	-	+	-	-	+	-	-
<i>Ceratodictyon planicaule</i>		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Champia parvula</i>		+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Chondracanthus acicularis</i>		+	-	-	-	-	-	-	+
<i>Corallina officinalis</i>		-	-	-	-	+	+	+	-
<i>C. panizzoi</i>		-	+	+	+	+	+	+	+

Tabela 3 (Cont.). Presença (+) de macroalgas no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécies	2013 V	2014 V	2015 V	2016 V	2010 I	2014 I	2015 I	2016 I
<i>Cryptonemia ramosa</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>C. seminervis</i>	-	-	-	-	+	-	+	-
<i>Dasya</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dichotomaria marginata</i>	+	+	-	+	+	+	-	+
<i>D. obtusata</i>	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Gelidiella acerosa</i>	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>Gelidiopsis</i> cp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gelidium americanum</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>G. floridanum</i>	+	-	-	-	-	-	+	-
<i>G. pusillum</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gracilaria</i> spp.	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>Griffithsia schousboei</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Halymenia rósea</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Herposiphonia</i> sp.	-	-	+	-	-	+	+	+
<i>Heterosiphonia gibbesii</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hildenbrandia rubra</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypnea musciformis</i>	+	+	+	+	-	+	-	-
<i>H. spinella</i>	+	+	-	-	+	+	-	-
<i>H. valentiae</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jania adhaerens</i>	+	-	+	+	-	+	+	-
<i>J. Rubens</i>	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>J. subulata</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>J. verrucosa</i>	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>Laurencia obtusa</i>	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Lithotamnium/Lithophyllum</i> complex	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ochtodes secundiramea</i>	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Palisada flagellifera</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palisada perforata</i>	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Peyssonnelia inamoena</i>	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Plocamium brasiliense</i>	+	-	-	-	-	+	+	-
<i>Pterocladia capillacea</i>	+	-	+	+	+	+	-	+
<i>Rhodomenia</i> sp.	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Tricleocarpa cylindrica</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Wrangelia argus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>W. penicillata</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
OCHROPHYTA – 17	9	6	5	8	9	3	4	2
<i>Canistrocarpus cervicornis</i>	+	-	-	+	+	-	+	-
<i>Colpomenia sinuosa</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dictyopteris delicatula</i>	+	-	+	+	+	+	+	-
<i>D. plagiogramma</i>	+	-	-	+	-	-	+	-

Tabela 3 (Cont.). Presença (+) de macroalgas no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécies	2013	2014	2015	2016	2010	2014	2015	2016
	V	V	V	V	I	I	I	I
<i>Dictyota spp.</i>	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Feldmannia irregularis</i>	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hydroclathrus clathratus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Lobophora variegata</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Padina gymnospora</i>	+	+	-	+	+	-	-	-
<i>Sargassum cymosum</i>	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>S. filipendula</i>	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>S. polyceratum</i>	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>S. hystrix</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>S. novae-hollandiae</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. vulgare</i>	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Spatoglossum schroederi</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphacelaria sp.</i>	-	+	-	-	+	-	-	-

Tabela 4. Presença (+) de macroinvertebrados no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécie	Total - 34	2013	2014	2015	2016	2010	2014	2015	2016
		V	V	V	V	I	I	I	I
		14	16	10	18	8	14	11	9
Cirripedia									
<i>Chthamalus spp.</i>		-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)		-	+	+	+	+	+	+	+
Bryozoa									
Não identificado		+	-	-	-	-	-	-	-
Cnidaria - Anthozoa									
<i>Actinia bermudensis</i> (McMurrich, 1889)		+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Actinostella flosculifera</i> (LeSueur, 1817)		-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis, 1768)		-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)		+	-	-	+	+	-	-	+

Tabela 4 (Cont.). Presença (+) de macroinvertebrados no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécie	2013 V	2014 V	2015 V	2016 V	2010 I	2014 I	2015 I	2016 I
Echinodermata								
<i>Tropiometra carinata</i> (Lamarck, 1816)	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Echinaster (Othilia) brasiliensis</i> Müller & Troschel, 1842	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	+	-	+	+	+
Mollusca								
Bivalvia								
<i>Crassostrea rhizophorae</i> (Guilding, 1828)	-	+	+	+	+	+	+	-
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Mytilaster solisianus</i> (d'Orbigny, 1842)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-	-	+	-	-
Gastropoda								
<i>Callistoma</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Columbella mercatoria</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	-	+	-	+	-	-
<i>Engina turbinella</i> (Kiener, 1836)	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Fissurella clenchi</i> Pérez Farfante, 1943	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Leucozonia nassa</i> (Gmelin, 1791)	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Leucozonia ocellata</i> (Gmelin, 1791)	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>Lottia subrugosa</i> (d'Orbigny, 1846)	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Muricopsis necocheana</i> (Pilsbry, 1900)	-	+	+	+	-	+	+	-
<i>Pisania pusio</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Stramonita brasiliensis</i> Claremont & Reid, 2011	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Tegula viridula</i> (Gmelin, 1791)	-	-	+	+	-	+	+	-

Tabela 4 (Cont.). Presença (+) de macroinvertebrados no entremarés do costão rochoso de Ubu, Anchieta-ES sudoeste do Brasil, durante o verão (V) e inverno (I) de 2010 e 2013 a 2016.

Espécie	2013 V	2014 V	2015 V	2016 V	2010 I	2014 I	2015 I	2016 I
Porifera								
<i>Amphimedon viridis</i>								
Duchassaing & Michelotti, 1864	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chondrosia collectrix</i> (Schmidt, 1870)	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Cinachyrella alloclada</i> (Uliczka, 1929)	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>C. apion</i> (Uliczka, 1929)	-	+	+	+	-	-	-	+
<i>Clathria</i> sp.	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hymeniacidon heliophila</i> (Parker, 1910)	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>Stelletta beae</i> Hajdu & Carvalho, 2003	-	-	-	+	-	-	-	-

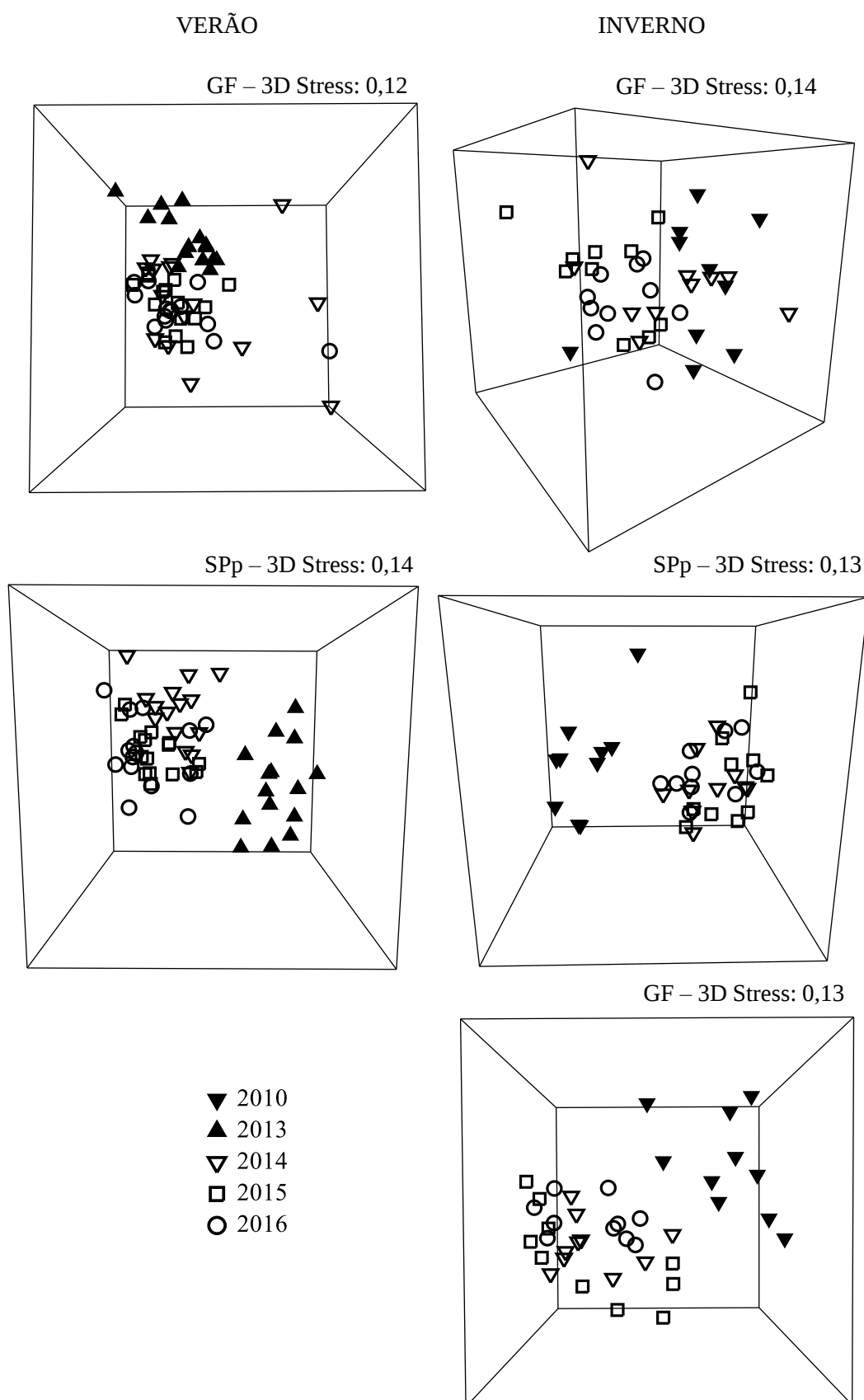


Figura 9. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) dos dados de similaridade da cobertura (Bray-Curtis) e presença (Sorensen) de espécies e grupos funcionais da comunidade bentônica do entremarés do costão rochoso de Ubu, no verão e inverno de 2010 a 2016.

A riqueza de invertebrados foi maior no verão em relação ao inverno (Tab. 4). Considerando o total de táxons registrados em Ubu (34) 21 % foi registrado apenas em amostragens anteriores a 2014, 38 % foi registrado apenas nos anos de 2014 a 2016, e 44% foi registrado apenas em um período de amostragem. *Palythoa caribaeorum* foi a única espécie registrada em todos os períodos de amostragem, 13 táxons foram registrados apenas no verão e quatro apenas no inverno (Tab. 4). A maioria das espécies identificadas apenas no período mais recente é composta de macroinvertebrados incluindo o mexilhão invasor *Isognomon bicolor* (Fig. 10).

Entre os períodos de verão os grupos funcionais que tiveram aumento da abundância foram: calcária articulada ($t = -2,35$; $p < 0,05$), invertebrado arborescente ($t = 2,86$; $p < 0,05$); e os grupos que tiveram aumento da abundância foram: coriácea ($t = -2,81$; $p < 0,05$), filamentosa ($t = -3,55$; $p < 0,05$) e foliosa corticada ($t = -2,22$; $p < 0,05$) (Fig. 11). Entre os períodos de inverno as algas calcárias crostosas tiveram aumento da abundância ($t = -4,72$; $p < 0,05$), e as algas balão ($t = -2,26$; $p < 0,05$) e foliosas corticadas ($t = 3,89$; $p < 0,05$) tiveram redução da abundância (Fig. 11).

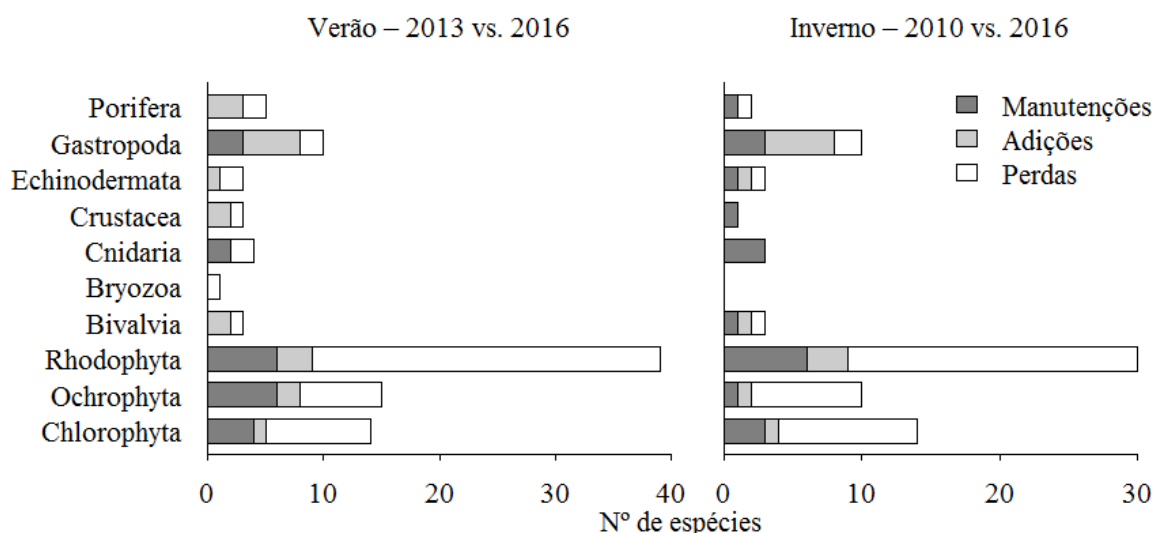


Figura 10. Macrobentos de Ubu: Mudanças na presença de espécies registradas no verão em 2013 e 2016 e no inverno em 2010 e 2016. Manutenção = espécies registradas em ambos os períodos; Adições = espécies registradas apenas no período mais recente; Perdas = espécies registradas apenas no período anterior.

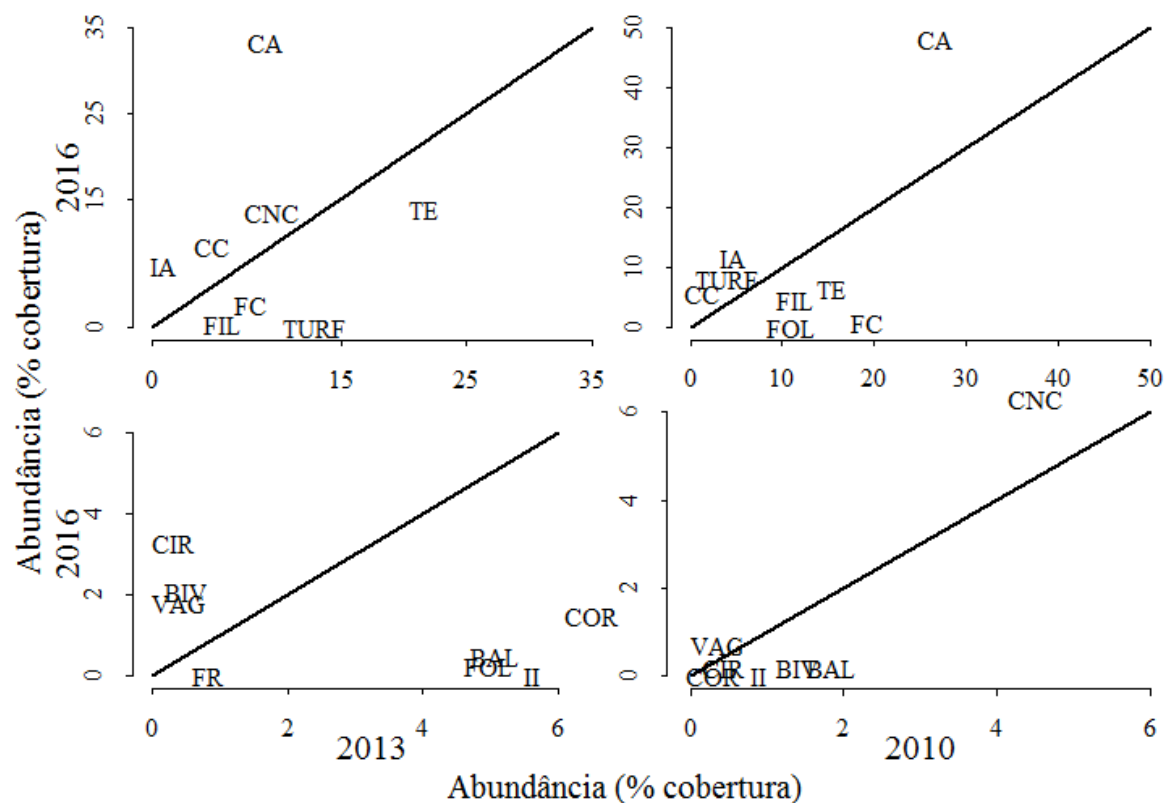


Figura 11. Macrobenetos de Ubu: Mudanças na média da abundância de grupos funcionais de algas e invertebrados entre os verões de 2013 e 2016 e invernos de 2010 e 2016. A linha diagonal representa ausência de mudança. Algas: BAL = balão, CA = calcária articulada, CC = calcária crostosa, CNC = crostosa não calcária, COR = coriácea, FC = foliosa corticada, FIL = filamentosa, FOL = foliosaa, TE = terete, TURF = complexo/tapete; Invertebrados: BIV = bivalve, CIR = cirripédio, FR = formador de recife de areia, IA = invertebrado arborescente, II = invertebrado incrustante, VAG = vágeis.

DISCUSSÃO

Em geral, a maioria das espécies e grupos do entremarés de Anchieta apresentou variações em curto período de tempo (seis meses) ao longo de todo o estudo e pouco dessa variação é explicada por diferenças sazonais entre verão e inverno ou culminou em tendências em um prazo maior. As tendências de variação observadas ao longo do tempo são evidentes na maioria das vezes apenas no intervalo de dois anos, e são dependentes do nível, do grupo e do costão analisados.

Os níveis superior e médio superior, em geral, apresentaram poucas variações nas escalas de tempo estudadas, com poucas exceções. Esses níveis exibem maior estresse térmico e hídrico que os níveis inferiores e as poucas espécies residentes são capazes de tolerar grandes variações ambientais (Lee e Lim 2009; Kordas et al. 2015). As algas ocorrem sazonalmente nos níveis superiores do entremarés, geralmente reguladas por condições ambientais, pela abundância de herbívoros ou pela combinação de ambos (Williams et al. 2000; Apolinário et al. 1999). No nível superior a alga *Pyropia acanthophora* ocorreu apenas no inverno de 2014 em elevada abundância. Essa espécie é típica de períodos de inverno na costa brasileira e pode apresentar redução de cerca de 85% do crescimento após exposição à radiação solar excessiva (Bouzon et al. 2012). No nível médio superior *Ulva* spp. também apresentou elevada abundância no inverno de 2014. A elevada abundância de algas foliosas nesse período pode ter sido influenciada pela maior intensidade de chuvas no período do verão anterior ou constitui apenas uma ocorrência isolada em Ubu, já que não foi constatada nos demais costões. Em costões rochosos da Ilha de Santa Cruz, Califórnia-USA, um evento semelhante foi observado logo após um período atípico de chuva intensa com um aumento da cobertura de espécies dos gêneros *Ulva* e *Pyropia* (= *Porphyra*) (Seapy e Littler 1982).

Nos níveis superior e médio a reunião das espécies em grupos funcionais, na maioria dos casos, é equivalente à análise por espécie separadamente, uma vez que os grupos são compostos por uma única espécie ou apresentam um táxon muito mais abundante que os demais que compõem o grupo. No nível inferior os grupos funcionais são compostos por um número maior de espécies e esta equivalência ocorre apenas para alguns grupos,

como o caso de algas balão formado, exclusivamente, pela espécie *Colpomenia sinuosa*. Nos níveis superiores o uso de grupos funcionais como substitutos a espécie pode ser adequada, porém no nível inferior os grupos funcionais revelam padrões nem sempre exibidos pelas espécies, separadamente. As algas calcárias articuladas, por exemplo, são mais abundantes no inverno e este padrão não foi evidente na análise das espécies, separadamente.

Os impactos em comunidades são detectados por alterações na presença e na abundância das espécies. Os valores semelhantes de similaridade entre os quadrados nas diversas escalas de tempo indicam que, além das mudanças na abundância, a composição de espécies também contribui para esta variação. Os dados pretéritos da comunidade macrobentônica de Ubu serviram para a análise mais detalhada de mudanças na composição da comunidade ao longo do tempo.

A tendência de redução da riqueza evidenciada em Ubu é possivelmente consequência da pressão antrópica pela proximidade com áreas urbanas e com o polo industrial, uma vez que as atividades antrópicas produzem a redução da riqueza de espécies no entremarés (Martins et al. 2012; Portugal et al. 2016). Outros trabalhos na costa brasileira registraram a redução da riqueza de macroalgas atribuída à poluição orgânica e ao aquecimento (Taquil e Yoneshigue – Valentin 2002; Faveri et al. 2010). As algas pardas, por exemplo, são indicadoras de qualidade ambiental com redução do número de táxons em ambientes degradados e com a presença permanente da espécie *Colpomenia sinuosa* em áreas impactadas por óleo (Souza e Concentino 2004; Brito et al. 2002; Oliveira e Qi 2003). Diversas espécies deste grupo, a exemplo das espécies dos gêneros *Dictyota* e *Dictyopteris*, não foram encontradas nos períodos mais recentes. Os grupos funcionais coriácea e foliosa corticada, cujas abundâncias foram reduzidas ao longo do tempo, são compostos, em sua maioria, por espécies de algas pardas. Há mais de 40 anos funciona, na costa de Anchieta uma planta de beneficiamento e um porto de escoamento de minério de ferro. Toda essa estrutura tem o potencial de acumular poluentes no sedimento marinho que podem ser suspensos com a intensificação sazonal da hidrodinâmica (Fariña e Castilla 2001).

Fatores naturais podem contribuir com esta mudança. O verão de 2014 foi diferenciado dos demais anos, em face do seu início ocorrer com um

período de chuva abundante (Incaper, 2016). Essa condição atípica causou diversos impactos no litoral capixaba como, inundações e assoreamento, podendo ter contribuído para a mudança da comunidade a partir deste período. Essa possibilidade seria melhor avaliada se existissem dados pretéritos de mesma natureza dos costões próximos.

Vale ressaltar que as comparações com dados pretéritos de outros estudos podem ser limitadas pelas diferenças metodológicas inerentes a qualquer pesquisa. Por exemplo, os levantamentos de 2010 e 2013 foram mais concentrados nas macroalgas em função de seus objetivos e consequentemente um número maior de espécie de algas foi registrado nesses anos. No entanto, o número menor de espécies de algas registradas em Ubu no monitoramento de 2014 a 2016, provavelmente não deve-se meramente a questões metodológicas, já que neste período foi registrado um número maior de espécies nos costões de Coqueiro e Inhaúma em Anchieta. Além disso, em 2010 o levantamento foi realizado com menor esforço amostral e seria esperada menor riqueza, mesmo na comparação com 2013 realizada pelo mesmo observador. Zamprogno et al. (2012) registrou 27 táxons no costão de Ubu no inverno de 2006 e verão de 2007, incluindo macroalgas e macroinvertebrados, porém com um esforço muito menor de amostragem.

O conhecimento da dinâmica das assembleias é importante para o reconhecimento dos padrões atuais de referência, uma vez que essa condição já pode representar uma resposta das comunidades às mudanças climáticas (Bernardino et al. 2015) e a impactos existentes como urbanização, indústria e pesca. As espécies dominantes variaram pouco ao longo do tempo, como esperado. Segundo Chiappone e Sullivan (1994), as espécies que apresentam menor variação em curto e médio prazo são melhores indicadoras de mudanças de longo prazo, pois as variações seriam atribuídas a um impacto. Porém, seria necessário um impacto de maior intensidade, dada a resistência das espécies. Em cada nível do costão, as espécies mais constantes em Anchieta, foram *Chthamalus* no superior, *Mytilaster solisianus* no nível médio superior, *Tetracrita stalactifera* no médio inferior e *Amphiroa rigida* no inferior.

No nível inferior de Coqueiro os espaços vazios são gerados, constantemente, pela coleta do mexilhão *Perna perna*. Apesar do impacto da coleta do mexilhão não ter sido alvo específico deste trabalho, essa prática foi observada em todas as amostragens, deixando espaços de rocha nua no nível

inferior ao longo de todo o ano. Em um dos quadrados fixos monitorados no costão de Coqueiro foi registrada a redução da cobertura de *P. perna* de 50% no inverno de 2014 a 21% no ano seguinte, e o dobro de espaços vazios no inverno de 2015. Nesse quadrado, a recuperação da biota foi observada nas amostragens subsequentes e, após um ano, uma parte dos espaços vazios foi coberta por algas calcárias crostosas e tapetes de algas calcárias articuladas. O estudo do impacto da coleta do mexilhão e de sua influência na estruturação da comunidade bentônica é altamente necessário, sendo o costão de Coqueiro adequado para esse propósito, tendo em vista as variações temporais da população de *P. perna* e de espaços vazios neste costão.

Outra fonte de variação na região costeira de Anchieta é a pesca de camarão que é intensa no estuário do rio Benevente. O arrasto de rede de fundo é a forma mais usada de pesca do camarão, sendo que 34 % do que é retido nas redes constitui material de origem vegetal como folhas, propágulos e galhos oriundos do manguezal adjacente (Eutrópico et al. 2013). Esse percentual mostra o impacto da remobilização do fundo e do aumento da turbidez na coluna d'água. A disponibilidade de sedimento e de matéria orgânica em razão da atividade pesqueira é uma fonte adicional de variação para as comunidades bentônicas à medida que ocorrem independente de eventos hidrodinâmicos naturais.

As variações temporais e espaciais são facilmente confundidas, uma vez que as variações temporais irão ocorrer sempre em um espaço. Em alguns casos, a tendência temporal de mudança é evidente, pois é observada a mesma tendência nos diferentes costões, como as variações na abundância da espécie *Echnolittorina ziczac* no nível superior e as variações na cobertura de algas calcárias incrustantes no nível inferior. Em outros casos as tendências temporais são menos evidentes, como no caso da abundância da alga *Amphiroa rigida* no nível inferior, com tendência de aumento em Ubu e tendência de redução ou de constância nas demais localidades.

Vale citar que uma das características dos estudos de variação temporal é que as séries temporais em estudos observacionais, geralmente, não têm limites naturais, e sim os limites de início e término da pesquisa, exceto em estudos específicos como os sucessionais (Dornelas et al. 2013). Quanto maior a série temporal de estudo, mais evidentes são as tendências temporais de mudanças. A espécie *Tetraclita stalactifera*, por exemplo,

apresentou tendência de aumento da abundância no nível médio inferior até o último período de amostragem, quando demonstrou redução da abundância. A continuidade do monitoramento poderia revelar, por exemplo, se a tendência de aumento na abundância dessa espécie se manteria em longo prazo, sendo considerada atípica a redução no inverno de 2016. Outra possibilidade seria a inversão da tendência de aumento na abundância de *T. stalactífera* a partir do inverno de 2016 ou um padrão de variação temporal natural com ciclos de 2 – 3 anos em limites máximos próximos de 10% de cobertura da espécie.

O monitoramento da diversidade é útil para a avaliação de estratégias de gestão e conservação dos recursos naturais. Em Anchieta, foram criadas duas unidades de conservação na costa, sendo realizadas ações de manejo que carecem de avaliação quanto aos seus resultados. A Área de Proteção Ambiental Tartarugas apresenta, em seus limites costões rochosos, recifes lateríticos e carbonáticos habitados por algas e invertebrados bentônicos, incluindo o costão de Ubu, que foi monitorado no presente trabalho. Não obstante a importância ecológica da comunidade bentônica, apenas a descrição física desses habitats e a caracterização da comunidade de peixes de poça de maré foram contemplados no plano de manejo da unidade, principal instrumento de gestão da área (PMA, 2009).

A amostragem fixa foi útil na detecção das tendências de variação das espécies ao longo do tempo. Contudo a manutenção das marcações feitas apenas com massa epóxi é trabalhosa e deve ser refeita em intervalos de tempo menores que os intervalos entre as amostragens. Caso contrário, a localização de algumas amostras é perdida e os dados anteriores precisam ser desconsiderados das análises temporais ou estimados de forma indireta. A marcação das amostras de forma permanente, por exemplo, com a fixação de parafusos na rocha permitem a localização com o uso de detector de metais. Sugere-se também o aumento do número de amostras em cada local de forma que possíveis perdas de amostra não comprometam as análises de longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A norma de citação da revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências* foi adotada para a formatação das referências bibliográficas.

- ALMADA CHBA, YONESHIGUE-VALENTIN Y, NASSAR CAG. 2008. Aspectos populacionais de *Sargassum vulgare* C. Agardh (Ochrophyta, Fucales) na Ponta do Arpoador - Rio de Janeiro. *Oecol Bras* 12 (2): 291 – 298.
- APOLINÁRIO M, COUTINHO R, BAETA-NEVES MH. 1999. Periwinkle (Gastropoda: Littorinidae) habitat selection and its impact upon microalgal populations. *Rev Brasil Biol* 59 (2): 211 – 218.
- BERNARDINO AF, NETTO SA, PAGLIOSA PR, BARROS F, CRISTOFOLETTI RA, ROSA-FILHO JS, COLLING A, LANA PC. 2015. Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. *Estuar Coast Shelf S* 166: 74 – 82.
- BOUZON ZL, CHOW F, ZITTA CS, SANTOS RW, OURIQUES LC, FELIX MRL, OSORIO LKP, GOUVEIA C, MARTINS RP, LATINI A, RAMLOV R, MARASCHIN M, SCHIMIDT EC. 2012. Effects of natural radiation, photosynthetically active radiation and artificial ultraviolet radiation-B on the chloroplast organization and metabolism of *Porphyra acanthophora* var. *brasiliensis* (Rhodophyta, Bangiales). *Microsc Microanal* 18: 1467 – 1479.
- BRITO LVR, SZECHY MTM, CASSANO V. 2002. Levantamento taxonômico das macroalgas da zona das marés de costões rochosos adjacentes ao terminal marítimo Almirante Maximiano Fonseca, Baía da Ilha Grande, RJ. *Atlantica* 24 (1): 17 – 26.
- BROITMAN BR, BLANCHETTE CA, GAINES SD. 2005. Recruitment of intertidal invertebrates and oceanographic variability at Santa Cruz Island, California. *Limnol Oceanogr* 50 (5): 1473 – 1479.
- CARPENTIER P, DEWARUMEZ JM, LEPRÊTRE A. 1997. Long-term variability of the *Abra alba* community in the Southern bight of the North Sea. *Oceanologica Acta* 20 (1): 283 – 290.
- CARTWRIGHT SR, WILLIAMS GA. 2012. Seasonal variation in utilization of biogenic microhabitats by littorinid snails on tropical rocky shores. *Mar Biol* 159: 2323 – 2332.
- _____. 2014. How hot for how long? The potential role of heat intensity and duration in moderating the beneficial effects of an ecosystem engineer on

- rocky shores. *Mar Biol* 161 (9): 2097.
- CHIAPPONE M, SULLIVAN KM. 1994. Ecological structure and dynamics of nearshore hard-bottom communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54 (3): 747 – 756.
- CLARKE KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117 – 143.
- COLLINS M, AN S, CAI W, GANACHAUD A, GUILYARD E, JIN F, JOCHUM M, LENGAINNE M, POWER S, TIMMERMAN A, VECCHI G, WITTE. 2010. The impact of global warming on the tropical Pacific ocean and El Niño.
- CRUZ-MOTTA JJ, MILOSLAVICH P, PALOMO G, IKEN K, KONAR B, POHLE G, TROTT T, BENEDETTI-CECCHI L, HERRERA C, HERNÁNDEZ A, SARDI A, BUENO A, CASTILLO J, KLEIN E, GUERRA-CASTRO E, GOBIN J, GÓMEZ DI, RIOSMENA-RODRÍGUEZ R, MEAD A, BIGATTI G, KNOWLTON A, SHIRAYAMA Y. 2010. Patterns of spatial variation of assemblages associated with intertidal rocky shores: A global perspective. *PLoS ONE* 5 (12): e14354.
- DAUVIN JC. 2010. Benthic time-series observations in North-eastern European Marine Station: Is a European label needed? *Mar Pollut Bull* 60 (4): 483 – 488.
- DERECZYNSKI C, SILVA WL, MARENGO J. 2013. Detection and projections of climate change in Rio de Janeiro, Brazil. *American Journal of Climate Change* 2: 25 – 33.
- DERRIEN-COURTEL S; GAL AL, GRALL J. 2013. Regional-scale analysis of subtidal rocky shore community. *Helgol Mar Res* 67: 697 – 712.
- DÍAZ-TAPIA P, BARBARA I, DÍEZ I. 2013. Multi-scale spatial variability in intertidal benthic assemblages: Differences between sand-free and sand-covered rocky habitats. *Estuar Coast Shelf S* 133: 97 – 108.
- DOLBETH M, PARDAL MA, LILLEBO AI, AZEITEIRO U, MARQUES JC. 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Mar Biol* 143: 1229 – 1238.
- DORNELAS M, MAGURRAN AE, BUCKLAND ST, CHAO A, CHAZDON RL, COLWELL RK, CURTIS T, GASTON KJ, GOTELLI NJ, KOSNIK MA, MCGILL B, MCCUNE JL, MORLON H, MUMBY PJ, OVREAS L, STUDENY A, VELLEND M. 2013. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proc R Soc B* 280: 20121931.

- DYE AH. 1998. Dynamics of rocky intertidal communities: Analyses of long time series from South African shores. *Estuar Coast Shelf S* 46: 287 – 305.
- EUTRÓPICO FJ, MARIANTE FFL, KROHLING W, FERREIRA JUNIOR PD. 2013. Population parameters of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), caught by artisanal fisheries in Anchieta, Espírito Santo State. *Acta Scientiarum Biol Sci (Online)*, 35: 141 – 147.
- FARIÑA JM, CASTILLA JC. 2001. Temporal variation in the diversity and cover of sessile species in rocky intertidal communities affected by copper mine tailings in Northern Chile. *Mar Pollut Bull* 42 (7): 554 – 568.
- FAVERI C, SCHERNER F, FARIAS J, OLIVEIRA EC, HORTA PA. 2010. Temporal changes in the seaweed flora in Southern Brazil and its potential causes. *Pan-Am J Aquatic Sci* 5 (2): 350 – 357.
- FENBERG PB; MENGE BA; RAIMOND PT; RIVADENEIRA MM. 2014. Biogeographic structure of the northeastern Pacific rocky intertidal: the role of upwelling and dispersal to drive patterns. *Ecography* 37: 001 – 013.
- FERNÁNDEZ C. 2016. Current status and multidecadal biogeographical changes in rocky intertidal algal assemblages: The northern Spanish coast. *Estuar Coast Shelf S* 171: 35 – 40.
- FRASER MW, SHORT J, KENDRICK G, MCLEAN D, KEESING J, BYRNE M, CALEY MJ, CLARKE D, DAVIS AR, ERFTEMEIJER PLA, FIELD S, GUSTIN-GRAIG S, HUISMAN J, KEOUGH M, LAVERY PS, MASINI R, MCMAHON K, MENGERSSEN K, RASHEED M, STATTON J, STODDART J, WU P. 2017. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecol Indic* 78: 229–242.
- FREIRE KMF, PAULY D. 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fish Res* 105: 57 – 62.
- HAMMER O, HARPER DAT, RYAN PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron* 4(1): 9pp.
- HAWKINS SJ; EVANS AJ; MIESZKOWSKA N; ADAMS LC; BRAYD S; BURROWS MT; FIRTH LB; GENNER MJ; LEUNG KMY; MOORE PJ; PACK K; SCHUSTER H; SIMS DW; WHITTINGTON M. 2017.

Distinguishing globally-driven changes from regional- and local-scale impacts: The case for long-term and broad-scale studies of recovery from pollution. *Mar Pollut Bull* *in press*.

IKEN K, KONAR B, BENEDETTI-CECCHI L, CRUZ-MOTTA JJ, KNOWLTON A. 2010. Large-scale spatial distribution patterns of Echinoderms in nearshore rocky habitats. *PLoS ONE* 5(11): e13845.

INCAPER – INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. 2016. Estratégias de convivência com a estiagem e gestão dos recursos hídricos no Espírito Santo. *Incaper em Revista* 6/7: 4.

JUNQUEIRA AOR, FALCÃO APC, MAYER-PINTO M, VIANA MS, SILVA SHG. 2000. Spatial and temporal variations on intertidal barnacle abundance in a tropical bay. *Naupilus* 8 (2): 195 – 204.

KOHLER KE, GILL SM. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput Geosci* 32: 1259 – 1269.

KORDAS RL, DUDGEON S, STOREY S, HARLEY CDH. 2015. Intertidal community responses to field-based experimental warming. *Oikos* 124: 888 – 898.

LEE SL, LIM SSL. 2009. Vertical zonation and heat tolerance of three littorinid gastropods on a rocky shore at Tanjunc Chek Jawa, Singapore. *Raffles Bull Zool* 57 (2): 551 – 560.

LEITE LG, CIOTTI AM, CHRISTOFOLETTI RA. 2012. Abundance of biofilm on intertidal rocky shores: Can trampling by humans be a negative influence? *Mar Environ Res* 79: 111 – 115.

LITTLER MM, LITTLER DS. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J Exp Mar Biol Ecol* 74: 13 – 34.

LITTLE C, WILLIAMS GA, TROWBRIDGE CD. 2009. The biology of rocky shores. 2nded. Oxford, Oxford University Press.

LUCAS BJ, SMITH JR. 2016. Alterations in human visitation patterns and behaviors in Southern California rocky intertidal ecosystems over two-decades following increased management efforts. *Ocean Coast Manag* 121: 128 – 140.

MAGNUSON JJ. 1990. Long-term ecological research and the invisible present.

- BioScience 40 (7): 495 – 501.
- MARTINS CDL, ARANTES N, FAVERI C, BATISTA MB, OLIVEIRA EC, PAGLIOSA PR, FONSECA AL, NUNES JMC, CHOW F, PEREIRA SB, HORTA PA. 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Mar Pollut Bull* 64: 772–778.
- MASI BP, MACEDO IM, ZALMON IR. 2009. Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off the Rio de Janeiro coast, south-eastern Brazil. *J Mar Biol Assoc UK* 89 (2): 225 – 234.
- MENGE BA; GOURIER TC; FREIDENBURG T; LUBCHENCO J. 2011. Linking long-term, large-scale climatic and environmental variability to patterns of marine invertebrate recruitment: Toward explaining “unexplained” variation. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 236 – 249.
- MIESZKOWSKA N; BURROWS MT; PANNACCIULLI FG; HAWKINS SJ. 2014. Multidecadal signals within co-occurring intertidal barnacles *Semibalanus balanoides* and *Chthamalus* spp. linked to the Atlantic Multidecadal Oscillation. *J Mar Syst* 133: 70 – 76.
- OLIVEIRA JP, SOUSA-PINTO I, WEBER GM, BERTOCCI I. 2014. Urban vs. extra-urban environments: Scales of variation of intertidal benthic assemblages in north Portugal. *Mar Environ Res* 97: 48 – 57.
- OLIVEIRA E QI 2003. Decadal changes in a polluted bay as seen from its seaweed flora: The case of Santos Bay in Brazil. *Ambio* 32 (6): 403 – 405.
- OSBORNE K; DOLMAN AM; BURGESS SC; JOHNS KA. 2011. Disturbance and the dynamics of coral cover on the Great Barrier Reef (1995–2009). *PLoS ONE* 6 (3): e17516.
- PORTUGAL AB, CARVALHO FL, CARNEIRO PBM, ROSSI S, SOARES MO. 2016. Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs. *Mar Environ Res* 120: 44 – 54.
- PMA, PREFEITURA MUNICIPAL DE ANCHIETA. 2009. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Municipal Tartarugas.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REICHERT K, BUCHHOLZ F. 2006. Changes in the macrozoobenthos of the intertidal zone at Helgoland (German Bight, North Sea): a survey of 1984 repeated in 2002. *Helgol Mar Res* 60 (3): 213 – 223.

- RIERA R, PÉREZ O, ÁLVAREZ O, SIMÓN D, DÍAZ D, MONTERROSO O, NÚNES J. 2016. Clear regression of harvested intertidal mollusks. A 20-year (1994 e 2014) comparative study. *Mar Environ Res* 113: 56-61.
- SEAPY RR, LITTLER MM. 1982. Population and species diversity fluctuations in a rocky intertidal community relative to severe aerial exposure and sediment burial. *Mar Biol* 71: 87–96.
- SOUZA GS, CONCENTINO ALM. 2004. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade – PE. *Trop Oceanogr* 32 (1): 1 – 22.
- STENECK RS, DETHIER M. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69 (3): 476 – 498.
- STEVENS T, BODEN A, ARTHUR JM, SCHLACHER TA, RISSIK D, ATKINSON S. 2012. Initial effects of a moderate-sized oil spill on benthic assemblage structure of a subtropical rocky shore. *Estuar Coast Shelf Sci* 109: 107 – 115.
- TAQUIL A, YONESHIGUE-VALENTIN Y. 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). *Rev Brasil Bot* 25 (4): 405 – 412.
- UNDERWOOD AJ. 1994. On Beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol Appl* 4 (1): 3 – 15.
- UNDERWOOD AJ. 1999. Physical disturbances and their direct effect on an indirect effect: responses of an intertidal assemblage to a severe storm. *J Exp Mar Biol Ecol* 232: 125 – 140.
- UNDERWOOD AJ, CHAPMAN MG. 2000. Variation in abundances of intertidal populations: consequences of extremities of environment. *Hydrobiologia* 426: 25 – 36.
- VINAGRE PA, PAIS-COSTA AJ, HAWKINS SJ, BORJA A, MARQUES JC, NETO JM. 2017. Addressing a gap in the Water Framework Directive implementation: Rocky shores assessment based on benthic macroinvertebrates. *Ecol Indic* 78: 489 – 501.
- WILLIAMS GA, DAVIES MS, NAGARKAR S. 2000. Primary succession on a seasonal tropical rocky shore: the relative roles of spatial heterogeneity and herbivory. *Mar Ecol Prog Ser* 203: 81 – 94.
- ZACARIAS MA, ROFF JC. 2001. Explanations of patterns of intertidal diversity at regional scales. *J Biogeogr* 28: 471 – 483.

ZAMPROGNO GC, FERNANDES FC E FERNANDES LL. 2012. Temporal and spatial variation of rocky shores intertidal benthic communities in Southeast Brazil. *Iheringia Ser Zool* 102(4): 375-383.

APÊNDICE

Tabela A1. Análise de variância (ANOVA bifatorial) da abundância de táxons e grupos funcionais nos níveis superior e médio superior.

	SM	GL	MQ	F	p
Superior					
Coqueiro <i>Echinolittorina ziczac</i>					
Estação 0,6	1	0,6	0,1	0,73	
Evento 14,7	2	7,3	6,4	0,02	
Estação x Evento 0,5	2	0,3	0,5	0,64	
Estação x suj. 18,5	4	4,6			
Evento x suj. 9,2	8	1,1			
Estação x Evento x suj. 4,4	8	0,6			
Total 60,3	29				
Médio Superior					
Ubu <i>E. ziczac</i>					
Estação 36,0	1	36,0	39,4	0,00	
Evento 2,8	2	1,4	0,4	0,69	
Estação x Evento 7,0	2	3,5	1,3	0,33	
Estação x suj. 3,6	4	0,9			
Evento x suj. 28,8	8	3,6			
Estação x Evento x suj. 22,1	8	2,8			
Total 136,0	29				
<i>Chthamalus</i> spp.					
Estação 264,3	1	264,3	7,2	0,06	
Evento 791,8	2	395,9	8,3	0,01	
Estação x Evento 22,0	2	11,0	0,3	0,74	
Estação x suj. 147,5	4	36,9			
Evento x suj. 382,5	8	47,8			
Estação x Evento x suj. 285,1	8	35,6			
Total 2048,3	29				
<i>Lottia subrugosa</i>					
Estação 0,0	1	0,0	0,0	0,97	
Evento 4,0	2	2,0	7,2	0,02	
Estação x Evento 0,0	2	0,0	0,0	0,96	
Estação x suj. 1,7	4	0,4			

	Evento x suj. 2,2	8	0,3		
	Estação x Evento x suj. 1,3	8	0,2		
	Total 15,0	29			
Vágeis (total)					
	Estação 29,8	1	29,8	38,7	0,00
	Evento 3,2	2	1,6	0,7	0,51
	Estação x Evento 7,8	2	3,9	2,0	0,20
	Estação x suj. 3,1	4	0,8		
	Evento x suj. 17,3	8	2,2		
	Estação x Evento x suj. 15,6	8	2,0		
	Total 98,3	29			
Médio Superior					
Cirripedia					
	Estação 264,3	1	264,3	7,2	0,06
	Evento 791,8	2	395,9	8,3	0,01
	Estação x Evento 22,0	2	11,0	0,3	0,74
	Estação x suj. 147,5	4	36,9		
	Evento x suj. 382,5	8	47,8		
	Estação x Evento x suj. 285,1	8	35,6		
	Total 2048,3	29			

SM = soma dos quadrados; GL = graus de liberdade; MQ = média dos quadrados; suj. = quadrado permanente.

Tabela A2. Análise de variância global (ANOVA bifatorial) da abundância de táxons e grupos funcionais no nível médio inferior.

		SM	GL	MQ	F	p
Ubu	<i>Ulva</i> spp.					
	Estação 825,1	1	825,1	32,5	0,01	
	Evento 1615,2	2	807,6	5,3	0,05	
	Estação x Evento 1593,7	2	796,9	5,5	0,04	
	Estação x suj. 76,1	3	25,4			
	Evento x suj. 917,4	6	152,9			
	Estação x Evento x suj. 872,1	6	145,4			
	Total 6675,2	23				

Lottia subrugosa

Estação 0,0	1	0,0	0,0	0,97
Evento 10,8	2	5,4	25,3	0,00
Estação x Evento 0,2	2	0,1	0,3	0,78
Estação x suj. 3,2	4	0,8		
Evento x suj. 1,7	8	0,2		
Estação x Evento x suj. 2,7	8	0,3		
Total 26,2	29			

Macroalgas (total)

Estação 1085,0	1	1085,0	41,4	0,01
Evento 2044,1	2	1022,1	7,3	0,02
Estação x Evento 2050,6	2	1025,3	8,1	0,02
Estação x suj. 78,7	3	26,2		
Evento x suj. 835,5	6	139,3		
Estação x Evento x suj. 762,4	6	127,1		
Total 7458,8	23			

Macroinvertebrados

(total)

Estação 1746,7	1	1746,7	12,4	0,04
Evento 57,7	2	28,9	0,2	0,82
Estação x Evento 1482,5	2	741,2	2,9	0,13
Estação x suj. 421,6	3	140,5		
Evento x suj. 846,0	6	141,0		
Estação x Evento x suj. 1545,8	6	257,6		
Total 12181,4	23			

Foliosa

Estação 825,1	1	825,1	32,5	0,01
Evento 1615,2	2	807,6	5,3	0,05
Estação x Evento 1593,7	2	796,9	5,5	0,04
Estação x suj. 76,1	3	25,4		
Evento x suj. 917,4	6	152,9		
Estação x Evento x suj. 872,1	6	145,4		
Total 6675,2	23			

Vágeis (total)

Estação 0,0	1	0,0	0,0	0,85
-------------	---	-----	-----	------

	Evento 12,4	2	6,2	35,9	0,00
	Estação x Evento 0,2	2	0,1	0,3	0,73
	Estação x suj. 3,4	4	0,8		
	Evento x suj. 1,4	8	0,2		
	Estação x Evento x suj. 2,3	8	0,3		
	Total 26,3	29			
Vazio					
	Estação 507,1	1	507,1	4,2	0,13
	Evento 3147,3	2	1573,6	12,1	0,01
	Estação x Evento 539,7	2	269,8	6,5	0,03
	Estação x suj. 359,7	3	119,9		
	Evento x suj. 777,6	6	129,6		
	Estação x Evento x suj. 249,4	6	41,6		
	Total 10021,1	23			
Coqueiro <i>Mytilaster solisianus</i>					
	Estação 189,1	1	189,1	18,2	0,02
	Evento 474,0	2	237,0	3,2	0,11
	Estação x Evento 232,9	2	116,4	0,3	0,74
	Estação x suj. 31,3	3	10,4		
	Evento x suj. 440,0	6	73,3		
	Estação x Evento x suj. 2174,8	6	362,5		
	Total 12162,4	23			
Macroinvertebrados					
(total)					
	Estação 17,8	1	17,8	0,3	0,62
	Evento 493,0	2	246,5	5,5	0,04
	Estação x Evento 9,4	2	4,7	0,0	0,96
	Estação x suj. 175,8	3	58,6		
	Evento x suj. 267,9	6	44,6		
	Estação x Evento x suj. 708,2	6	118,0		
	Total 4791,2	23			
Cirripedia					
	Estação 81,9	1	81,9	28,9	0,01
	Evento 11,2	2	5,6	0,1	0,88
	Estação x Evento 48,0	2	24,0	1,3	0,34

Estação x suj.	8,5	3	2,8		
Evento x suj.	261,0	6	43,5		
Estação x Evento x suj.	110,1	6	18,4		
Total	4857,3	23			
Bivalvia					
Estação	238,1	1	238,1	38,1	0,01
Evento	221,2	2	110,6	1,5	0,29
Estação x Evento	131,4	2	65,7	1,1	0,39
Estação x suj.	18,7	3	6,2		
Evento x suj.	430,0	6	71,7		
Estação x Evento x suj.	360,9	6	60,1		
Total	1899,7	23			

Inhaúma *Chthamalus* spp.

Estação	442,5	1	442,5	28,4	0,01
Evento	1200,1	2	600,1	5,9	0,04
Estação x Evento	789,7	2	394,8	9,0	0,02
Estação x suj.	46,7	3	15,6		
Evento x suj.	615,3	6	102,5		
Estação x Evento x suj.	263,2	6	43,9		
Total	4190,2	23			

SM = soma dos quadrados; GL = graus de liberdade; MQ = média dos quadrados; suj. = quadrado permanente.

Tabela A3. Análise de variância global (ANOVA bifatorial) da abundância de táxons e grupos funcionais no nível inferior.

		SM	GL	MQ	F	p
Ubu	<i>Corallina</i> spp.					
	Estação	177,7	1	177,7	2,5	0,19
	Evento	3838,4	2	1919,2	13,3	0,00
	Estação x Evento	198,6	2	99,3	0,5	0,61
	Estação x suj.	284,6	4	71,1		
	Evento x suj.	1155,3	8	144,4		
	Estação x Evento x suj.	1527,5	8	190,9		

		Total 7760,4	29			
<i>Colpomenia sinuosa</i>						
	Estação	10,8	1	10,8	0,4	0,57
	Evento	78,6	2	39,3	11,1	0,00
	Estação x Evento	20,9	2	10,4	0,6	0,59
	Estação x suj.	112,9	4	28,2		
	Evento x suj.	28,3	8	3,5		
	Estação x Evento x suj.	146,7	8	18,3		
	Total	506,9	29			
Macroalgas (total)						
	Estação	256,3	1	256,3	2,1	0,22
	Evento	380,1	2	190,1	5,3	0,03
	Estação x Evento	47,1	2	23,5	1,6	0,26
	Estação x suj.	494,5	4	123,6		
	Evento x suj.	286,2	8	35,8		
	Estação x Evento x suj.	118,5	8	14,8		
	Total	7000,8	29			
Balão						
	Estação	10,8	1	10,8	0,4	0,57
	Evento	78,6	2	39,3	11,1	0,00
	Estação x Evento	20,9	2	10,4	0,6	0,59
	Estação x suj.	112,9	4	28,2		
	Evento x suj.	28,3	8	3,5		
	Estação x Evento x suj.	146,7	8	18,3		
	Total	506,9	29			
Coqueiro	<i>Hypnea musciformis</i>					
	Estação	227,8	1	227,8	59,4	0,00
	Evento	2,2	2	1,1	0,0	0,98
	Estação x Evento	805,6	2	402,8	13,2	0,01
	Estação x suj.	11,5	3	3,8		
	Evento x suj.	276,7	6	46,1		
	Estação x Evento x suj.	182,8	6	30,5		
	Total	1724,2	23			
<i>Lithophyllum</i> sp.						
	Estação	220,9	1	220,9	2,4	0,22

Evento	862,3	2	431,2	11,3	0,01
Estação x Evento	59,0	2	29,5	1,1	0,40
Estação x suj.	274,1	3	91,4		
Evento x suj.	228,1	6	38,0		
Estação x Evento x suj.	166,9	6	27,8		
Total	2144,7	23			
<i>Ulva</i> spp.					
Estação	462,2	1	462,2	24,2	0,02
Evento	208,7	2	104,3	3,0	0,13
Estação x Evento	202,7	2	101,4	3,0	0,12
Estação x suj.	57,4	3	19,1		
Evento x suj.	210,7	6	35,1		
Estação x Evento x suj.	201,3	6	33,6		
Total	1362,0	23			
Chlorophyta					
Estação	147,4	1	147,4	1,1	0,38
Evento	315,7	2	157,8	37,1	0,00
Estação x Evento	317,7	2	158,9	6,2	0,03
Estação x suj.	419,1	3	139,7		
Evento x suj.	25,5	6	4,3		
Estação x Evento x suj.	154,3	6	25,7		
Total	1600,8	23			
Foliosa					
Estação	641,9	1	641,9	17,1	0,03
Evento	362,7	2	181,3	14,4	0,01
Estação x Evento	243,5	2	121,8	4,8	0,06
Estação x suj.	112,7	3	37,6		
Evento x suj.	75,8	6	12,6		
Estação x Evento x suj.	151,7	6	25,3		
Total	1854,5	23			
Calcária articulada					
Estação	241,3	1	241,3	22,2	0,02
Evento	43,6	2	21,8	0,5	0,64
Estação x Evento	205,3	2	102,7	1,5	0,30
Estação x suj.	32,6	3	10,9		

	Evento x suj.	275,8	6	46,0		
	Estação x Evento x suj.	411,1	6	68,5		
	Total	2381,9	23			
Calcária crostosa						
	Estação	220,9	1	220,9	2,4	0,22
	Evento	862,3	2	431,2	11,3	0,01
	Estação x Evento	59,0	2	29,5	1,1	0,40
	Estação x suj.	274,1	3	91,4		
	Evento x suj.	228,1	6	38,0		
	Estação x Evento x suj.	166,9	6	27,8		
	Total	2144,7	23			
Inhaúma <i>Herposiphonia</i> sp.						
	Estação	1455,9	1	1455,9	8,8	0,04
	Evento	209,3	2	104,6	0,6	0,57
	Estação x Evento	1491,5	2	745,7	6,1	0,02
	Estação x suj.	664,6	4	166,1		
	Evento x suj.	1392,4	8	174,0		
	Estação x Evento x suj.	972,0	8	121,5		
	Total	8814,0	35			
<i>Spirastrella hartmani</i>						
	Estação	14,7	1	14,7	2,3	0,20
	Evento	95,0	2	47,5	11,4	0,00
	Estação x Evento	199,7	2	99,8	16,8	0,00
	Estação x suj.	25,3	4	6,3		
	Evento x suj.	33,3	8	4,2		
	Estação x Evento x suj.	47,7	8	6,0		
	Total	522,4	35			
<i>Fissurella clenchi</i>						
	Estação	0,5	1	0,5	18,6	0,01
	Evento	2,4	2	1,2	3,1	0,09
	Estação x Evento	0,4	2	0,2	0,3	0,76
	Estação x suj.	0,1	5	0,0		
	Evento x suj.	3,9	10	0,4		
	Estação x Evento x suj.	6,8	10	0,7		
	Total	21,0	35			

Macroalgas (total)

Estação	657,9	1	657,9	9,6	0,04
Evento	429,9	2	214,9	2,8	0,12
Estação x Evento	1887,5	2	943,8	-0,5	1,00
Estação x suj.	273,8	4	68,4		
Evento x suj.	618,0	8	77,2		
Estação x Evento x suj.	15085,9	8	1885,7		
Total	15928,9	35			

Calcária articulada

Estação	345,3	1	345,3	25,2	0,01
Evento	68,6	2	34,3	0,3	0,72
Estação x Evento	294,1	2	147,0	-4,5	0,00
Estação x suj.	54,9	4	13,7		
Evento x suj.	811,5	8	101,4		
Estação x Evento x suj.	-258,8	8	-32,4		
Total	8884,2	35			

Filamentosa

Estação	1965,5	1	1965,5	33,4	0,00
Evento	18,0	2	9,0	0,1	0,94
Estação x Evento	1826,0	2	913,0	9,1	0,01
Estação x suj.	235,4	4	58,9		
Evento x suj.	1184,1	8	148,0		
Estação x Evento x suj.	799,7	8	100,0		
Total	9665,9	35			

Invertebrado

incrustante

Estação	28,2	1	28,2	7,5	0,05
Evento	74,1	2	37,0	5,9	0,03
Estação x Evento	175,6	2	87,8	8,6	0,01
Estação x suj.	15,0	4	3,8		
Evento x suj.	50,2	8	6,3		
Estação x Evento x suj.	82,0	8	10,3		
Total	544,8	35			

Bivalvia

Estação	1,1	1	1,1	0,0	0,85
---------	-----	---	-----	-----	------

Evento	1014,6	2	507,3	6,7	0,02
Estação x Evento	77,9	2	38,9	-0,1	1,00
Estação x suj.	103,1	4	25,8		
Evento x suj.	602,4	8	75,3		
Estação x Evento x suj.	-5939,9	8	-742,5		
Total	9887,4	35			

SM = soma dos quadrados; GL = graus de liberdade; MQ = média dos quadrados; suj. = quadrado permanente.

Tabela A4. Análise a posteriori da variância (ANOVA unifatorial) da abundância de táxons e grupos funcionais.

	SM	GL	MQ	F	p
Superior					
Coqueiro <i>Echnolittorina ziczac</i>					
Inverno					
Entre grupos	1,67	2	0,84	5,6	0,03
Intra grupos	1,27	12	0,11		
Erro	1,19	8	0,15		
Entre suj.	0,08	4	0,02		
Total	2,94	14			
Médio superior					
Ubu <i>Chthamalus</i> spp.					
Verão					
Entre grupos	367,6	2	183,8	13,3	0,00
Intra grupos	197,9	12	16,5		
Erro	110,6	8	13,8		
Entre suj.	87,3	4	21,8		
Total	565,4	14			
<i>Lottia subrugosa</i>					
Verão					
Entre grupos	0,3	2	0,2	4,8	0,04
Intra grupos	1,1	12	0,1		
Erro	0,3	8	0,0		
Entre suj.	0,8	4	0,2		

		Total 1,5	14			
	Cirripedia					
		Verão				
		Entre grupos 367,6	2	183,8	13,3	0,00
		Intra grupos 197,9	12	16,5		
		Erro 110,6	8	13,8		
		Entre suj. 87,3	4	21,8		
		Total 565,4	14			
	Médio inferior					
Ubu	<i>Lottia subrugosa</i>					
		Verão				
		Entre grupos 0,8	2	0,4	5,7	0,03
		Intra grupos 2,1	12	0,2		
		Erro 0,6	8	0,1		
		Entre suj. 1,5	4	0,4		
		Total 2,9	14			
	Vágeis (total)					
		Verão				
		Entre grupos 1,0	2	0,5	9,9	0,01
		Intra grupos 1,7	12	0,2		
		Erro 0,4	8	0,1		
		Entre suj. 1,3	4	0,3		
		Total 2,7	14			
	Macroalgas (total)					
		Inverno				
		Entre grupos 3934,2	2	1967,1	8,6	0,02
		Intra grupos 1735,2	9	192,8		
		Erro 1377,0	6	229,5		
		Entre suj. 358,2	3	119,4		
		Total 5669,5	11			
	Vazio					
		Verão				
		Entre grupos 2688,5	2	1344,2	13,5	0,01
		Intra grupos 2103,2	9	233,7		
		Erro 598,1	6	99,7		

		Entre suj. 1505,0	3	501,7		
		Total 4791,7	11			
		Inverno				
		Entre grupos 998,4	2	499,2	7,0	0,03
		Intra grupos 3723,9	9	413,8		
		Erro 428,9	6	71,5		
		Entre suj. 3295,0	3	1098,3		
		Total 4722,3	11			
Inhaúma	<i>Chthamalus</i> spp.					
		Verão				
		Entre grupos 1457,0	2	728,5	11,3	0,01
		Intra grupos 730,0	9	81,1		
		Erro 388,4	6	64,7		
		Entre suj. 341,6	3	113,9		
		Total 2187,0	11			
Inferior						
Ubu	<i>Corallina</i> spp.					
		Inverno				
		Entre grupos 2088,1	2	1044,1	10,0	0,01
		Intra grupos 1329,9	12	110,8		
		Erro 839,0	8	104,9		
		Entre suj. 490,9	4	122,7		
		Total 3418,0	14			
	Macroalgas (total)					
		Verão				
		Entre grupos 321,5	2	160,8	6,8	0,02
		Intra grupos 3594,1	12	299,5		
		Erro 189,7	8	23,7		
		Entre suj. 3404,4	4	851,1		
		Total 3915,6	14			
Coqueiro	<i>Lithophyllum</i>					
		Inverno				
		Entre grupos 607,9	2	303,9	19,6	0,00
		Intra grupos 401,7	9	44,6		
		Erro 93,1	6	15,5		

	Entre suj.	308,6	3	102,9		
	Total	1009,6	11			
Chlorophyta						
	Verão					
	Entre grupos	576,5	2	288,3	14,0	0,01
	Intra grupos	295,5	9	32,8		
	Erro	123,2	6	20,5		
	Entre suj.	172,3	3	57,4		
	Total	872,0	11			
Foliosa						
	Verão					
	Entre grupos	544,6	2	272,3	9,1	0,02
	Intra grupos	485,3	9	53,9		
	Erro	179,0	6	29,9		
	Entre suj.	306,3	3	102,1		
	Total	1029,9	11			
Calcária crostosa						
	Inverno					
	Entre grupos	607,9	2	303,9	19,6	0,00
	Intra grupos	401,7	9	44,6		
	Erro	93,1	6	15,5		
	Entre suj.	308,6	3	102,9		
	Total	1009,6	11			
Inhaúma						
Invertebrado						
incrustante						
	Inverno					
	Entre grupos	122,8	2	61,4	5,4	0,03
	Intra grupos	205,9	15	13,7		
	Erro	114,1	10	11,4		
	Entre suj.	91,8	5	18,4		
	Total	328,6	17			

SM = soma dos quadrados; GL = graus de liberdade; MQ = média dos quadrados.

Ver = Verão; Inv = Inverno; suj. = quadrado permanente.

CONCLUSÕES GERAIS

A ecoregião marinha leste apresenta elevada diversidade de algas e invertebrados marinhos. Os instrumentos de gestão ambiental local e regional, como os planos de manejo das unidades de conservação costeiras e marinhas da costa sul do Espírito Santo e do zoneamento costeiro carecem melhoria por meio da inclusão dos dados levantados no presente trabalho. Considerando a extensão da costa do Espírito Santo e a recente expansão da atividade portuária no Estado, os resultados podem ser utilizados como base para análises futuras dos impactos ambientais, especialmente quanto à introdução de espécies exóticas e redução da diversidade. Poucas espécies exóticas foram identificadas, porém, há uma tendência esperada de aumento da disseminação de espécies exóticas em função das atividades humanas executadas e dos efeitos de mudanças climáticas. Considerando os cenários existentes e previstos de mudanças climáticas e de seus efeitos na costa, os resultados provêm uma perspectiva preliminar dos padrões atuais de diversidade e zonação. Esses padrões são fundamentais a detecção de mudanças futuras na abundância e distribuição de espécies bentônicas, especialmente macroalgas que são consideradas indicadores de qualidade ambiental.

Os costões rochosos são ambientes heterogêneos e variáveis, o que resulta em comunidades biológicas distintas mesmo em costões próximos. A coleta de um número grande de amostras tende a reduzir esta variabilidade local, porém em costões rochosos há muitas limitações a coleta de um número maior de amostras, tais como as poucas horas e dias disponíveis de maré baixa. Desta forma, no que se refere ao monitoramento dos efeitos de mudanças climáticas é mais vantajosa a amostragem de mais costões com um número menor de amostras por costão, uma vez que o aumento do número de amostras por costão não garante a redução da variabilidade espacial. Assim, o esforço amostral pode ser direcionado para a detecção da variação em longo prazo em uma região. Além disso, os parâmetros ambientais que tem relação direta com as mudanças climáticas, como temperatura, vento, pluviosidade e ondas, tendem a ser mais variáveis entre costões que entre quadrados no mesmo costão. Apesar de ter sido bem explorado neste estudo, a relação entre parâmetros ambientais e biota é essencial para o monitoramento de mudanças climáticas.

Os grupos apresentam respostas distintas quanto à variação ao longo do tempo, tal como táxons isolados também podem diferir das respostas do grupo. A redução da resolução taxonômica e o agrupamento de espécies em níveis funcionais garante resultado semelhante em análises multivariadas, porém compromete o monitoramento de espécies exóticas e o desaparecimento de espécies nativas, que são impactos esperados das mudanças climáticas. Recomenda-se o monitoramento a nível de espécie ou gênero já que no caso das comunidades bentônicas não há ganho expressivo de esforço no agrupamento, pois muitos grupos apresentam dominância de poucos táxons.

É possível observar um gradiente de impacto na área estudada onde a maior redução da diversidade em longo prazo ocorreu no costão com uso mais intenso e exploração portuária. Maiores períodos de tempo de monitoramento evidenciaram este gradiente, enquanto períodos curtos de tempo revelaram variações diversas em todos os costões e períodos, independente de sazonalidade e impacto. O protocolo Rebentos é recomendado principalmente pela capacidade de separação da variação espacial e temporal, aumentando a capacidade de detecção da variação em longo prazo.