

MÉTODOS DE AMOSTRAGEM PARA COMUNIDADES DE MACROALGAS MARINHAS EM RECIFES DE ARENITO

Edson Régis T. P. Pinho de VASCONCELOS^{1*}; Thiago N. V. REIS¹; Nathalia C. GUIMARÃES-BARROS¹; Luanda P. SOARES¹; George E. C. MIRANDA²; Adilma L. M. COCENTINO¹.

¹Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

²Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba - UFPB

*email: edsonrtp@gmail.com

Recebido em 28 de maio de 2010

Resumo - Os ambientes recifais apresentam grande importância biológica por serem sistemas marinhos de grande diversidade e importância econômica. Existem poucos trabalhos em relação a metodologias de amostragem utilizadas nesses ambientes, tanto em estudos ecológicos quanto em estratégias de manejo e conservação. O objetivo deste trabalho foi comparar as metodologias de amostragem empregadas em comunidades de macroalgas recifais. O estudo foi realizado em um recife de arenito costeiro, situado na Praia de Boa Viagem, Recife, Estado de Pernambuco. Foram comparadas técnicas de amostragem empregadas no mesolitoral, sendo estas: Pontos de Intersecção (PC-16 e PC-49 pontos); Estimativa Visual em campo (EVC, três observadores); Estimativa Visual Por Fotografia (FG) e Raspagem total do substrato. Esta última foi utilizada para os métodos destrutivos, dentre eles Biomassa seca (BS) e Volume fresco (VF). Para a comparação entre os métodos foram utilizados índices ecológicos de diversidade (Shannon), dominância (Simpson), porcentagem de cobertura e número de espécies (S). As análises estatísticas mostraram que houve diferença significativa entre os tratamentos para todos os índices. Os métodos fotográficos e os métodos destrutivos não apresentaram diferença significativa entre eles. Para os métodos não destrutivos, o PC com 16 pontos, foi o de menor precisão quando comparado aos outros métodos. Os resultados desse trabalho são aplicáveis a recifes de arenito com características físicas semelhantes. A escolha dos métodos deve levar em consideração o objetivo do trabalho.

Palavras-Chave: recifes de arenito, macroalgas bentônicas, metodologia de amostragem

SAMPLING METHODS IN BEACHROCK SEAWEED COMMUNITIES

Abstract - The reef environments are very important biologically in marine systems since they are very diverse, with great economical importance to humanity. However there are few studies regarding the sampling methodology used in these environmental studies and environmental management strategies. The objective of this study was to compare the sampling methods commonly used in macroalgae reef communities. The study was conducted in a beachrock, located in Boa Viagem Beach, Pernambuco State. We compared sampling techniques used at intertidal environments consolidate substrates, which are: intersection points; visual estimated field and visual photography estimated; scraping total substrate. Difference between the observers was use for the method visual estimated field, which two squares with different numbers of points of intersection and the destructive methods were divided into dry biomass and fresh volume. To compare the analyses the different methods, were used ecological indices of diversity (Shannon), dominance (Simpson), percentage of coverage and number of species (S). The statistical analysis showed a significant difference between treatments for all indices. The photographic methods and destructive methods found no significant difference between them. For non-destructive methods the method of intersection points with 16 points was less accurate when compared to other methods results of this work are applicable to beachrocks with similar physical characteristics. The method should take into account the objective of the study.

Keywords: beachrocks, benthic seaweed, samples methods

INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais apresentam grande importância biológica por serem sistemas marinhos de grande diversidade, apresentando também grande valor para o homem. Em termos físicos, protegem as regiões costeiras da ação do mar em diversas áreas do litoral. Os recifes funcionam como verdadeiros criadouros de peixes, renovando estoques e, principalmente no caso de áreas protegidas, favorecendo a reposição de populações de áreas densamente exploradas (Castro, 1997).

Devido à importância desses ambientes e crescentes estratégias de conservação e manejo, muitos pesquisadores (Areces, 2001; Breves-Ramos, Lavrado, Junqueira & Silva, 2005; Calisto & Gonçalves-Júnior, 2005; Leal *et al.*, 1997; Muricy, 1989; Ortega, 2000;) adotam o uso de organismos como bioindicadores ou biomonitores da qualidade desses ambientes. Um dos indicadores mais importantes para diagnosticar a condição dos recifes são as algas. As adaptações morfológicas, fisiológicas e ecológicas destes organismos, formam grupos morfofuncionais que podem relacionar-se com o nível do distúrbio encontrado no ambiente, assim como, com diferentes etapas do desenvolvimento do ecossistema (Littler & Littler, 1984).

As macroalgas marinhas bentônicas, representadas pelas rodofíceas, feofíceas e clorofíceas, embora restritas a uma porção relativamente pequena dos oceanos do mundo, zona fótica, são importantes contribuintes para os sistemas marinhos (Dawes, 1998). Tal importância se deve ao fato de apresentarem alta produtividade primária em regiões costeiras, devido a sua biomassa concentrada, além de desempenharem um papel fundamental na cadeia alimentar (Littler & Littler 1984).

Possui grande valor econômico ainda pouco explorado no Brasil. A região costeira compreendida entre o estado do Ceará e o norte do estado do Rio de Janeiro abriga a flora algal mais diversificada do país. No tocante à exploração de espécies com fins comerciais, a atividade de maior porte corresponde à coleta de algas vermelhas (*Gracilaria* e *Hypnea*) no litoral do nordeste, principalmente na costa entre os estados do Ceará e da Paraíba. A coleta da *Gracilaria* vem sendo feita desde a década de 60, por coleta manual ou através de mergulho livre, para fins de exportação e também para processamento no próprio país, na produção do agar. Já a *Hypnea* tem sido exportada como matéria prima ou já processada para a indústria de carragenana; neste caso, a biomassa é coletada em algas arribadas nas praias, e não diretamente nos locais de crescimento (Vidotti & Rollemberg, 2004).

O litoral Pernambucano caracteriza-se pela presença de recifes de arenito. Esses recifes são afloramentos rochosos marinhos, que formam cordões paralelos à costa, sendo diques naturais, que nem sempre estão emersos na baixa-mar (Kempf, 1970). Muitos desses constituem o principal substrato duro para a fixação de algas bentônicas, como também de uma fauna associada bastante diversificada, sendo então um ecossistema com fortes interações ecológicas (Souza, 2001).

Devido aos estudos ecológicos iniciados nos ambientes de recifes de arenito, é de fundamental importância a comparação e ajustamento dos métodos de amostragem mais utilizados em outros ambientes marinhos de substrato consolidado (costão rochoso e recife de coral). Sabino & Villaça (1999), comparando metodologias de amostragem em costão rochoso, concluíram que cada método tem suas particularidades, mas podendo todos atender aos objetivos específicos, bastando para tal o conhecimento prévio da comunidade e das limitações de cada método.

O objetivo deste trabalho foi comparar como uma mesma comunidade de macroalgas pode variar de acordo com as metodologias de amostragem, comumente empregadas em ambientes de costão rochoso, nos recife de arenito do mesolitorâneo.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O local de realização deste trabalho situa-se na praia de Boa Viagem, litoral sul da região metropolitana do Recife, Pernambuco. O bairro de Boa viagem localiza-se entre as latitudes $8^{\circ} 05' 02'' S$ - $8^{\circ} 08' 06'' S$ e longitudes $34^{\circ} 52' 48'' W$ - $34^{\circ} 54' 45'' W$, e apresenta uma paisagem urbana caracterizada por uma longa faixa de edifícios, hotéis, centros comerciais e empresariais. A área é bastante movimentada, com grande fluxo de visitantes, inúmeros pontos de comerciantes, que alugam, cadeiras e guarda-sóis espalhados por toda a faixa de areia da praia, chuveiros, quadras de esportes e calçadão com pista de *cooper* (Santos, Cocentino & Reis, 2006).

A Praia de Boa Viagem limita-se ao norte com o Bairro de Brasília Teimosa, ao sul com a Praia de Piedade (município de Jaboatão dos Guararapes), a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com, o Parque dos Manguezais, o canal do rio Jordão e o canal Setúbal. Juntamente com a Praia do Pina, forma a orla metropolitana do Recife, com 57,48 ha e 8 km de extensão (Santos, Cocentino & Reis, 2006).

A área estudada situa-se na faixa de clima Tropical Úmido do tipo *As'* de acordo com a classificação de Köppen. Segundo Cavalcanti & Kempf (1967, 1969) tal área apresenta temperatura média do ar de cerca de $26^{\circ}C$, com variações médias anuais de apenas $2,7^{\circ}C$. A precipitação média anual é em torno de 1720 mm, com precipitações abaixo de 100 mm, entre os meses de setembro e fevereiro (período seco) e acima de 100 mm, entre os meses de março a agosto (período chuvoso), sendo os meses de maio-junho-julho o trimestre mais úmido, e o mês de junho, comumente, o mais frio (FINEPUFPE, 1990). Na região há predomínio de ventos alísios, com velocidades que variam entre 6,1 a 9,3 nós, vindos do leste no período de outubro a março e do sul/sudeste, no período de abril a setembro (Kempf *et al.*, 1967, 1969). A ação dos ventos influencia as ondas e correntes litorâneas, o transporte de sedimento e as condições climáticas da área (Rollnic, 2002).

As praias do litoral estudado são constituídas por areias quartzosas bem selecionadas, inconsolidadas, sofrendo contínuo retrabalhamento pelo mar. Os depósitos de sedimento ocorrem

diretamente na linha da praia, apresentando-se como faixas estreitas e com afloramento de recifes de arenito, em toda extensão da costa. Estes recifes formam piscinas naturais que, juntamente com a insolação intensa e a temperatura local relativamente alta, tornam o ambiente muito atrativo e bastante freqüentado por banhistas (Santos, Cocentino & Reis, 2006).

Os recifes de arenito ocorrem ao longo da costa, apresentando-se com topos relativamente planos, e se formam a partir da consolidação das areias cimentadas por carbonato de cálcio, podendo ser recobertos por corpos coralinos e algálicos, interrompidos nas desembocaduras de rios e barras arenosas (Kempf, 1970). Estes desempenham um importante papel para a morfologia da costa atual, uma vez que constituem diques naturais, e dissipam a energia das ondas, protegendo a praia contra a erosão marinha e a ação das ondas (Santos, Cocentino & Reis, 2006).

A Praia de Boa Viagem possui uma boa infra-estrutura hoteleira, prédios civis, bares e restaurantes, o que a torna um local bastante freqüentado e com grande fluxo e valor turístico. Muitas pessoas concentram-se sobre os recifes para caminhar, tomar sol, tirar fotografias e pescar.

OBTENÇÃO DE DADOS

As coletas foram realizadas no mês de agosto de 2009, durante a baixa-mar de sizígia, em três estações de coleta, numa formação recifal mesolitorânea paralela a linha de costa ($8^{\circ}07'30''S$; $34^{\circ}53'48''W$). Foram realizadas amostragem utilizando quadrados de $25 \times 25 \text{cm}$ (625cm^2), onde em cada quadrado eram realizadas coletas destrutivas e não destrutivas. Os métodos não destrutivos utilizados foram: estimativa visual em campo, pontos de intersecção e fotografia (Figura 1). Já os métodos destrutivos (biomassa seca e volume fresco) se basearam na raspagem total do substrato em campo e posterior análise em laboratório. Em cada estação foram coletadas seis réplicas (aleatórias) para cada tratamento, totalizando 144 amostras analisadas.

O método de estimativa visual em campo (EVC) se baseou em uma adaptação ao feito por John, Lieberman & Lieberman (1977). Os quadrados utilizados para a estimativa não continham subdivisões e foram obtidas amostragem de três observadores distintos, as estimativas eram feitas em porcentagem de cobertura no quadrado de 625cm^2 , em classes de intervalos múltiplos de 5%, podendo também utilizar a medida de 1%. Os dados obtidos, em porcentagem de cobertura, foram gravados em planilhas de PVC individuais, pelos observadores.

O método de ponto contato (PC) foi utilizado conforme Kenelly (1987), onde foram utilizados dois tipos de quadrados, ambos de 625cm^2 , com 16 pontos de intersecção e 49 pontos de intersecção. O procedimento para atribuição de valores aos táxons se deu com a identificação e anotação de qual táxon está presente em cada ponto de intersecção. A porcentagem de cobertura se deu através da relação entre o número de pontos em que os táxons ocorreram pelo número de pontos totais do quadrado.

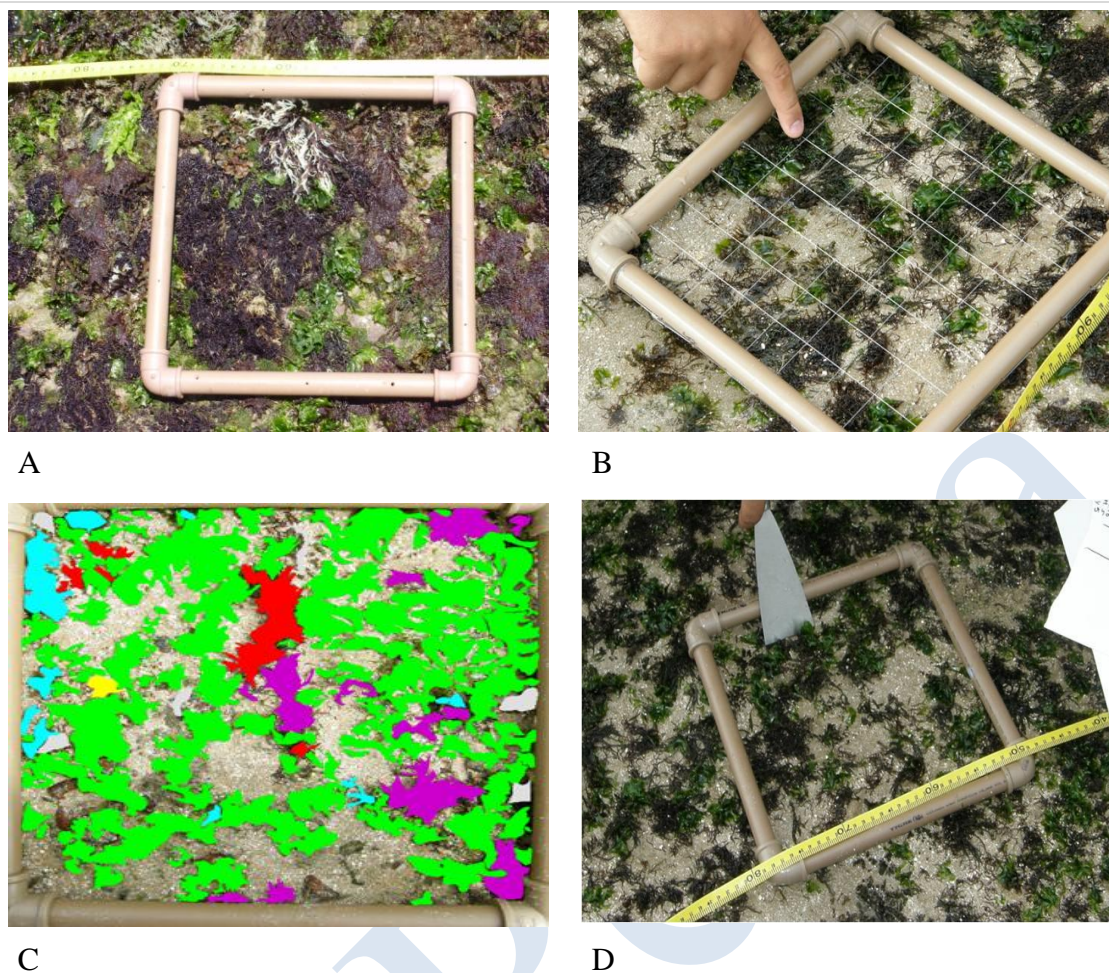


Figura 1. Metodologias aplicadas para avaliar os parâmetros ecológicos. A - método de Estimativa visual em campo (EVC) utilizando um quadrado de 625cm² (25 x 25 cm); B - método de Pontos de intersecção (PC) utilizando um quadrado de 625cm² (25 x 25 cm) e uma malha de 49 pontos; C - Foto analisada no programa CPCe (*Coral Count Point with Excel extensions*), para o método Fotográfico (FG). D - Raspagem do substrato para posterior análise de Biomassa seca e Volume fresco.

Para o método fotográfico (FG) foi utilizada uma câmera digital compacta com lentes de 35 mm em resolução máxima (8 megapixels). A câmera foi acoplada a uma armação de PVC artesanal, para obter-se um melhor foco da imagem e a padronização da distância entre câmera-substrato, e as fotografias tomaram por referência o quadrado de 625cm²(25 x 25 cm) e etiquetas de identificação. A análise das fotografias foram feitas através do software CPCe v3.6 (Kohler & Gill, 2006), utilizando-se da ferramenta *Area/Lenght Analysis*, onde foram identificados os táxons e obtido o valor da área de cada táxon por amostra. Para maior precisão no uso do software, usou-se uma mesa digitalizadora de precisão (área - 14,62 x 9,32 cm). A estimativa de cobertura se deu através do valor, em cm², de cada táxon dividido pela área total do quadrado.

Ainda em campo as macroalgas raspadas do substrato foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados. Após a etapa de campo as macroalgas foram transportadas ao laboratório, onde permaneceram congeladas até posterior análise. Na etapa de laboratório as macroalgas foram lavadas em água corrente com um auxílio de uma peneira (0,5 µm de malha),

para exclusão dos grãos de sedimento e pequenos animais que por ventura foram coletados associados, identificadas e separada a nível de espécie. A identificação se deu através da análise de estruturas morfológicas, a visualização dos caracteres diagnósticos foi feita com o auxílio de microscópio composto e estereomicroscópio, e utilizando-se de chaves de identificação e literaturas especializadas (Cocentino, 1994; Joly, 1965, 1967; Nunes, 1998; Oliveira Filho, 1977; Pereira, 1974, 1977). Após a triagem foram aplicados dois métodos quali-quantitativos, o primeiro se deu pelo volume fresco das macroalgas e o segundo pela biomassa seca das mesmas.

O método de volume fresco (VF) se deu logo após a triagem do material, após a retirada do excesso de água intersticial. Partindo do princípio que o volume de líquido deslocado equivale ao volume do corpo imerso, as macroalgas foram imersas em proveta com água e o volume obtido em mililitros. Para as macroalgas com volumes inferiores a 4 mL foi utilizada uma proveta de 6 mL graduada em 0,1 mL para valores superiores a 4 mL foi utilizada uma proveta de 50 mL graduada em 1 mL.

O método de biomassa seca (BS) se deu após aferir o volume fresco. Para a secagem das amostras as macroalgas foram embaladas em folhas de alumínio e levadas à estufa, após atingirem peso constante ou um período máximo de 48 h em temperatura de 60°C. O peso seco, em gramas, foi obtido em balança de precisão de duas casas decimais.

TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Foram utilizados os seguintes descritores: número de espécie; índice de diversidade de Shannon, H' , na base 2 (bits por táxon); dominância de Simpson desviado ($\lambda = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$); e porcentagem total de recobrimento.

A diferença entre os métodos foram testadas através da Análise de Variância não paramétrica (Kruskal-Wallis), utilizando-se como variáveis: número de espécie; índices de diversidade e dominância; para o parâmetro cobertura foram comparados apenas os métodos não destrutivos.

Quando não foram detectadas diferenças significativas entre os observadores do tratamento EVC, foi utilizada a média dos três observadores para condensar a amostra, para a comparação com os outros métodos. Quando detectada diferença significativa todos os observadores foram comparados com os tratamentos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comparação entre os métodos utilizados foi realizada através dos resultados obtidos para os índices utilizados: porcentagem de cobertura, número de espécie diversidade de Shannon e dominância de Simpson (Tabela 1).

Tabela 1. Médias e desvio padrão para os métodos de amostragem utilizados em recifes de arenito. Volume Fresco (VF); Biomassa Seca (BS); Ponto de intersecção 16 e 49 (PC-16 e PC-49); Estimativa visual em campo (EVC); Estimativa em fotografia (FG).

Parâmetro	Métodos					
	VF	BS	PC-16	PC-49	EVC	FG
Cobertura	SD	SD	0.57 ± 0.17	0.52 ± 0.14	0.49 ± 0.14	0.44 ± 0.11
Número de espécie	13.94 ± 4.92	13.94 ± 4.92	3.44 ± 1.24	4.78 ± 1.16	SD	7.72 ± 1.45
Diversidade	2.39 ± 0.44	2.22 ± 0.59	1.47 ± 0.56	1.69 ± 0.52	2.06 ± 0.3	2.7 ± 0.27
Dominância	0.26 ± 0.1	0.29 ± 0.15	0.43 ± 0.17	0.41 ± 0.17	0.3 ± 0.08	0.17 ± 0.03

SD - Sem dados

A comparação entre os métodos em relação à Porcentagem de recobrimento detectou diferença significativa apenas entre EVC e PC16 (Tabela 2). Para o tratamento EVC não houve diferença significativa entre os observadores ($p > 0,05$), sendo assim, foi utilizada a média aritmética das réplicas dos três observadores.

Tabela 2. Diferença entre os métodos de coleta. Análise de Variância não paramétrica Kruskal-Wallis (teste de Dunn a posteriori),

Porcentagem de cobertura (H = 9,11 e $p < 0,027$)	Z calculado	p
PC16-EVC	2.835	< 0.05
Numero de espécie (H= 64,788 e $p < 0,001$)		
VF - PC16	6.242	< 0.05
VF - PC49	4.941	< 0.05
BS - PC16	6.242	< 0.05
BS - PC49	4.941	< 0.05
PC16 - FG	3.789	< 0.05
Diversidade Shannon (H= 51,269 e $p < 0,001$)		
VF - PC16	4.219	< 0.05
VF - PC49	3.559	< 0.05
BS - PC16	3.565	< 0.05
PC16 - FG	6.005	< 0.05
PC49 - FG	5.345	< 0.05
EVC - FG	3.788	< 0.05
Dominância de Simpson (H=46,968 e $p < 0,001$)		
VF - PC16	3.081	< 0.05
BS - FG	3.150	< 0.05
PC16 - FG	5.909	< 0.05
PC49 - FG	5.621	< 0.05
EVC - FG	4.153	< 0.05

PC16 – Ponto contato 16; PC19 – Ponto contato 19; EVC – Estimativa visual em campo; VF – Volume fresco; BS – Biomassa seca; FG – Fotografia.

Trabalhando com diferentes amostradores de diferentes tamanhos, Macedo, Masi & Zalmon (2006), Messe & Tomich (1992) e Sabino & Villaça (1999) não encontraram, para este parâmetro, diferenças significativas entre os tratamentos. Por possuir poucos pontos de contato, o método PC-16 acabou por superestimar a porcentagem de cobertura total e apresentar grandes variações em

torno da média. Sendo assim para o ambiente estudado, o método de PC-16 pode não nos dar um valor aceitável para o parâmetro Porcentagem de Cobertura. Dethier, Graham, Cohen & Tear. (1993) e Foster, Harrold & Hardin (1991) afirmam que a precisão dos métodos de pontos de interseção aumenta com o número de pontos marcados ou com o aumento do número de quadrados amostrados.

Mesmo não apresentando diferença entre os outros métodos comparados (PC-49 EVC), o método de fotografia digital (FG), apresentou algumas vantagens em relação aos outros, tais quais, a rápida captura dos dados, análise das fotografias em laboratório e a uma fácil e rápida estimativa de cobertura para a comunidade alvo, dependendo de uma boa qualidade de imagem e de um programa de edição e análise de fotografias.

Para o Número de espécies houve diferença significativa entre os observadores ($p < 0,05$), sendo assim foi excluído o método EVC para este parâmetro. Observou-se que não houve diferença significativa entre os métodos destrutivos (BS e VF), como também não foram observadas diferenças entre métodos destrutivos e o método FG. Os métodos PC-16 e PC49 também não apresentaram diferença significativa entre si, no entanto houve diferença quando comparados com os métodos FG, VF e BS ($H = 64,788$; $p < 0,05$) (tabela 1)

Os métodos de pontos de interseção (PC-16 e PC-49) foram os que apresentaram médias inferiores e desvios $3,4 \pm 1,24$ e $4,7 \pm 1,16$, respectivamente). Sabino e Villaça (1999) comparando quadrados com pontos de interseção e tamanhos diferentes chegaram a conclusão que quando se aumenta o número de pontos ou o tamanho do quadrado, o número de espécies tendem a aumentar. No presente trabalho não se variou o tamanho dos amostradores e sim o número de pontos de interseção, no entanto houve um aumento do número de espécies com o aumento do número de pontos. Sendo assim, com menor número de pontos de interseção registram menor número de espécies (Jones, 1980; Pringle, 1984; Dethier, Graham, Cohen & Tear, 1993).

Para os métodos destrutivos as médias foram iguais ($13,9 \pm 4,9$), pois o processo de triagem foi o mesmo para ambos, biomassa seca e volume fresco. Como era de se esperar a raspagem total do substrato, permite uma análise mais minuciosa e assim o aparecimento de espécies raras, o que pode aumentar o desvio da média, e ainda espécies de pequeno porte que não são visualizadas em campo com facilidade. Sabino & Villaça (1999) também observaram diferença entre os métodos de estimativa visual e raspagem total. A metodologia de fotografia obteve a segunda maior média ($7,72 \pm 1,45$) e se deve ao fato de ter-se uma maior disponibilidade de tempo para observação das fotografias e também a área total do quadrado a ser observada podendo incluir mais espécies.

Com relação ao Índice de Diversidade de Shannon (H') Na comparação dos tratamentos, através do índice de diversidade de Shannon (H'), o resultado da Análise de Variância (Kruskal-Wallis) mostrou diferenças significativas entre os tratamentos, $p < 0,05$ (Tabela 2). Para o

tratamento EVC não houve diferença significativa entre os observadores $p > 0,05$ usando assim, a média aritmética das réplicas dos três observadores. Para os tratamentos observa-se que, não houve diferença significativa entre os métodos que apresentaram maiores médias (VF, BS e FG), que são justamente os métodos com tratamento em laboratório, e também não houve diferença significativa entre os métodos de menores médias (PC-16, PC-49 e EVC), métodos de campo. Havendo diferença significativa ($p < 0,05$) entre o método FG e os métodos PC-16, PC-49 e EVC, e entre os métodos BS e PC-16. Houve ainda, diferença significativa entre os métodos PC16 e PC 49 em relação VF (Tabela 2).

O índice de diversidade considera a relação número de espécies presentes na amostra e a abundância relativa de cada espécie (Ballesteros, 1986). Sendo assim, o índice usado atribuiu peso relativo à riqueza de espécie de cada metodologia. Devido a isso, os métodos que possuem maiores números de espécie (VF, BS e FG) se encontram com valores mais elevados de diversidade se diferenciando dos grupos, de metodologias, que não possuem tanto poder para detectar espécies raras.

A Dominância de Simpson apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, $p < 0,05$. Para o tratamento EVC não houve diferença significativa entre os observadores $p > 0,05$ usando assim, a média aritmética das réplicas dos três observadores. Houve diferença significativa entre o método PC-16 e o método VF; e entre o método FG e todos os outros (Tabela 2).

O índice de Simpson utilizado assume que a possibilidade de se encontrar um indivíduo é proporcional à sua frequência no habitat. A diversidade, neste caso, está inversamente proporcional à probabilidade de dois indivíduos capturados ao acaso pertencerem a mesma espécie. No caso do Índice de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno (Melo, 2008).

Através dos resultados foi possível observar que as menores médias foram para o método de estimativa visual por fotografia ($D = 0,17$) seguido por VF ($D = 0,26$) e os maiores para PC-16 e PC-49 ($D = 0,43$ e $0,41$ respectivamente), mostrando assim uma tendência para os métodos de ponto contato a detectar uma maior dominância e por seguinte menor diversidade (Tabela 1). Essa tendência se repete ao comparar a diversidade média de cada tratamento para o índice de Shannon, o método FG com maiores valores para diversidade (2,7 bits/espécie) e os de pontos de intersecção PC-16 e PC-49 (1,47 e 1,69 bits/espécie, respectivamente) menores valores, em que se observa um aumento da diversidade com o aumento do número de pontos.

O presente estudo comparou os métodos mais utilizados para amostragem em ambiente consolidado de mesolitoral: estimativa visual, ponto contato (intersecção) e raspagem total do substrato. Os métodos com metodologias de amostragem semelhantes Volume fresco e Biomassa seca, Ponto contato - 16 e Ponto contato - 49 não apresentaram diferenças significativas entre eles para nenhum parâmetro observado. Já os métodos de estimativa visual em campo e estimativa

visual em fotografia foram diferentemente significativos em todos os parâmetros analisados. Tal diferença é dada pelo maior tempo de observação que se pode ter em uma análise de fotografias em computador, diferentemente do tempo limitante em uma amostragem *in situ*. Mesmo assim, o parâmetro Cobertura não apresentou diferença significativa, validando assim o método de estimativa visual em campo, um método rápido, barato e simples de se obter dados sobre porcentagem de recobrimento.

Comparando os diferentes métodos entre si, a metodologia de fotografia em campo não apresentou diferença significativa entre os tratamentos destrutivos, apenas em um parâmetro, Diversidade (H'), houve divergência entre o método Biomassa seca (BS).

O método de menor precisão foi o método de Ponto contato – 16, o qual divergiu em quase todos os parâmetros analisados dos métodos destrutivos e da estimativa visual em fotografia. Notou-se que em todos os parâmetros o aumento do número de pontos para 49 apresentou relação com um dos métodos de amostragem destrutiva.

Já para o método de estimativa visual em campo (EVC), notou-se que os observadores possuíram diferenças significativas para o parâmetro Número de espécie (S), o que invalidou a comparação com as outras metodologias para este parâmetro, tornando uma metodologia que pode apresentar falhas para o ambiente estudado. Quando utilizada a metodologia EVC, é importante que toda a amostragem seja feita por um único observador, pois, o presente trabalho mostra que pode haver diferença entre os observadores para alguns parâmetros utilizados.

Para o ambiente estudado, o método de estimativa visual por fotografia (FG) pode ser uma alternativa para estudos ecológicos, que envolvam os parâmetros neste trabalho utilizados. Vale ressaltar que o método apresenta dificuldades na interpretação de populações de espécies de reduzido tamanho, no entanto a obtenção dos dados em campo e em laboratório requer um menor tempo do que nas metodologias destrutivas.

O estudo realizado ainda ressalta a importância de coletas preliminares para ajustamento do desenho amostral e conhecimento prévio das limitações de cada método. Cada metodologia utilizada possui suas particularidades e podem atender aos objetivos de um estudo específico.

REFERÊNCIAS

- Ambrose, R. F. (2005) Transects, Quadrats, and Other Sampling Units. *In: S. N. Murray, R. F. Ambrose & M. N. Dethier (Eds.). Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores* (pp. 1-217). MMS OCS Study 2001-070. Coastal Research Center, Marine Science Institute, University of California, Santa Barbara, California.
- Areces, A.J. (2001). La ficoflora intermareal como bioindicadora de calidad ambiental. Estudio de caso: El litoral habanero. *In: K. Alveal & T. Antezana (eds.). Sustentabilidad de la biodiversidad.*

Conception: Universidade de Concepción.

Ballesteros, E., (1986). Métodos de análisis estructural en comunidades naturales, en particular del fitobentos. *Oecol. Aquat.*, 8 (1): 117-131.

Breves-Ramos, A., Lavrado, H. P., Junqueira, A. O. R. & Silva, S. H. G. (2005). Succession in Rocky Intertidal Benthic Communities in Areas with Different Pollution Levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). *Braz. Arch. Bio. and Tech. an Intern. Jour.*, 48(6): 951-965.

Callisto, M. & Gonçalves-Júnior, J.F. (2005). Bioindicadores Bentônicos. In: F. Roland, D. Cesar & M. Marinho (Eds). *Lições de Limnologia*, São Carlos: Editora Rima.

Cavalcanti, L. B.; Kempf, M. (1967-1969). Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil). II. Meteorologia e Hidrologia. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. Pernambuco*, 9/11 (1): 149-158

Castro, C. B. (1997). Diagnóstico ambiental da região de Abrolhos. In: *Conservation International do Brasil & IBAMA. Projeto Abrolhos 2000: Diagnóstico ambiental, sócio-econômico e institucional*. Caravelas, Conservation International do Brasil.

Cocentino, A. L. M. (1994). *Família Rhodomelaceae (Ceramiales - Rhodophyta na praia de Serrambi - Pernambuco - Brasil)*. [Dissertação de mestrado] Recife (PE): Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Dawes, C. J. (1998). *Marine Botany*. New York: John Wiley & Sons.

Dethier, M. N., Graham, E. S., Cohen, S. & Tear, L. M. (1993). Visual *versus* random-point percent cover estimations: "objective" is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 96(1): 93-100.

FINEP/UFPE (1990). *Carta geotécnica da cidade do Recife* (sub-área Geologia/Geologia de Engenharia) - Relatório Final de Atividades. Recife.

Foster, M. S., Harrold, C. & Hardin, D. D. (1991). Point *versus* photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 146(1): 193-203.

John, D. M., Lieberman, D & Lieberman, M. (1977). A quantitative study of the structure and dynamics of benthic subtidal algal vegetation in Ghana (Tropical West Africa). *J. Ecol.*, 65(1): 497-521.

Joly, A. B. (1975). Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. *Bol. Fac. Fil., Ciênc., Let., Bot.*, São Paulo, 21(294) 1-339.

Joly, A. B. (1967). *Gêneros de algas marinhas da Costa Atlântica Latino-Americana*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

Jones, W. E. (1980). Field teaching methods in shore ecology. In: J. H. Price, D. E. G. Irvine & W. F. Farnham (eds.), *The Shore Environment, vol. 1: "Methods"* (pp. 19-43). New York. Academic Press, London and New York.

Kempf, M. (1970). Notes on the benthic bionomy of the N-NE Brazilian shelf. *Mar. Biol.*, 5(3): 213-224.

- Kennelly, S. J. (1987). Inhibition of kelp recruitment by turfing algae and consequences for an Australian kelp community. *J. Exp. Mar Biol. Ecol.* 112(1): 49-60.
- Kohler, K. E. & Gill, S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32(9): 1259-1269
- Leal, M. C. F., Vasconcelos, M. T.; Sousa-Pinto, I. & Cabral, J. P. S. (1997). Biomonitoring with Benthic Macroalgae and Direct Assay of Heavy Metals in Seawater of the Oporto Coast (Northwest Portugal). *Mar. Pollut. Bull.* 34(12): 1006-1015.
- Littler, M. M. & Littler, D. S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 74: 13-34.
- Macedo I.M.; B.P. Masi & I.R. Zalmon. (2006). Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the northern coast of Rio de Janeiro state, Brasil. *Braz. Jour. of Ocean.*, 54(2/3): 147-154.
- Meese, R. J. & Tomich, P. A., (1992), Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 165(1): 59-73.
- Melo, A.S. (2008). *O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade num índice de diversidade?* Acessado em 05 de janeiro de 2010 em <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00108032008>.
- Muricy, G. (1989). Sponges as pollution-biomonitoring at Arraial do Cabo, Southeastern Brazil. *Ver. Bras. de Bio.*, 49: 205-221.
- Nunes, J. M. C. (1998). Catálogo de Algas marinhas bentônicas do estado da Bahia, Brasil. *Acta Bot. Mal.*, 23:5-21.
- Oliveira-Filho, E. C. (1977). *Algas Marinhas Bentônicas do Brasil*. [Tese de livre Docências]. São Paulo (SP): Universidade de São Paulo.
- Ortega, J.L.G. (2000) Algas. In: G.L. Espino, S.H. Pulido & Pérez, J.L.C. (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)* (pp. 109-193). México: Playa y Valdés.
- Pereira, S.M.B. (1977). *Clorofíceas marinhas da Ilha de Itamaracá e arredores (Estado de Pernambuco - Brasil)*. [Tese de doutorado]. São Paulo (SP): Universidade de São Paulo.
- Pereira, S.M.B. (1974). *Rodofíceas marinhas da Ilha de Itamaracá e arredores (Estado de Pernambuco - Brasil)*. [Dissertação de mestrado]. São Paulo [SP]: Universidade de São Paulo.
- Pringle, J. D. (1984). Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. *J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1485-1489.
- Rollnic, M. (2002). *Hidrologia, clima de onda e transporte advectivo na zona costeira de Boa Viagem, Piedade e Candeias - PE*. [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de

Pernambuco.

Sabino, C. M. & Villaça, R. (1999). Estudo comparativo de métodos de amostragem de comunidades de costão. *Rev. bras. Biol.*, 59(3): 407-419.

Santos, A.A.; Cocentino, A.L.M. & Reis, T.N.V. (2006). Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Boa Viagem Pernambuco, Brasil. *Bol. Téc. Cien. CEPENE*, 14(2): 25-33.

Souza, G. S. (2001). *Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade, Jaboatão dos Guararapes – PE*. [Monografia de Aperfeiçoamento/Especialização]. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.

Vidotti, E. C. & Rollemberg, M. C. E. (2004). Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Quím. Nova* [online]., 27(1): 139-145.

Wynne, M.J. (2005). *A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical Western Atlantic: First revision*. Germany: Nova Hedwigia.