

1. INTRODUÇÃO

Recifes artificiais são formados a partir de estruturas submersas assentadas sobre um substrato, principalmente marinho, atuando de forma similar a um recife natural (Jensen *et al.*, 2000). Nas últimas décadas, eles têm sido utilizados em áreas próximas ou que não possuem recifes naturais como uma ferramenta que propicia a criação de um ambiente favorável à proteção, atração e fixação de organismos bênticos e nectônicos (Caddy, 1999). Esses ambientes recifais são abundantes em recursos como disponibilidade de alimentos, abrigo que, por sua vez, são utilizados na manutenção de organismos, muitos de interesse econômico, favorecendo, por exemplo, a restauração e manutenção de estoques pesqueiros em todo o mundo (Caddy, 1999). Levando em consideração a sua estrutura tridimensional, os recifes artificiais são importantes em termos de abrigo para várias espécies marinhas (Villaça, 2002), podendo ser construídos a partir de diferentes materiais, como plástico, concreto, pneus, carcaças de navios, aço (Jensen *et al.*, 1994).

Como são estruturas introduzidas no ambiente marinho pela ação antrópica, eles podem alterar significativamente a macrofauna bêntica adjacente encontrada no substrato não consolidado, que por sua vez é composta por organismos que fazem parte do zoobentos, englobando uma gama de grupos taxonômicos, bastante diversificada e abundante que, além de escavar, constroem galerias, túneis, tubos e outros tipos de abrigo (Soares-Gomes *et al.*, 2009). Segundo uma classificação baseada no tamanho da malha utilizada no peneiramento do sedimento para separar os organismos presentes nesse compartimento, a macrofauna bêntica inclui os animais retidos em peneira de malha de 0,5 mm, representados principalmente por poliquetas, crustáceos, equinodermas e moluscos (Day *et al.*, 1989).

Os organismos incluídos na macrofauna bêntica possuem diversas adaptações em relação ao ambiente em que vivem e apresentam uma estrutura dinâmica que é regulada por fatores abióticos (granulometria, hidrodinâmica, salinidade, temperatura, dentre outros), bióticos (competição, predação e interações adultos-juvenis) e efeitos introduzidos pelo homem,

como enriquecimento orgânico e contaminação por compostos tóxicos (Woodin, 1982; Brault & Bourget, 1985; Clark *et al.*, 1997) atuando em diferentes escalas espaço-temporais (Wolff, 1983).

Segundo Badalamenti & D'anna (1996), os processos resultantes da implantação de estruturas artificiais ainda não estão bem definidos e os impactos que eles geram podem ser limitados ou se estender a várias centenas de metros (Wilding & Sayer, 2002). Os módulos artificiais podem influenciar o regime local de correntes (Boaventura *et al.*, 2006), alterando os processos de sedimentação e, conseqüentemente, acarretando mudanças na taxa de deposição, na granulometria (Danovaro *et al.*, 2002) e na quantidade de matéria orgânica no sedimento (Posey & Ambrose, 1994; Lorenzi, 2004).

A velocidade da corrente, a granulometria e a profundidade são os fatores que mais influenciam a forma do fundo sedimentar marinho (Lorenzi, 2004). A introdução de estruturas artificiais e, conseqüentemente, as alterações das condições hidrodinâmicas podem alterar a topografia de substratos não consolidados (Lorenzi, 2004), influenciando as marcas de ondulação, comuns em fundos arenosos e produzidas a partir da interação de ondas e correntes de fundo, principalmente em áreas rasas (Reineck & Singh, 1973; Fritz & Moore, 1988). Essas modificações nas marcas de ondulação no ambiente recifal promovem alterações na composição e abundância dos organismos bênticos, sobretudo, para os que vivem em regiões mais superficiais do sedimento, ou seja, na interface sedimento-água (Lorenzi e Borzone, 2009).

Segundo Guiral (1995) e Danovaro *et al.* (2002), a presença dos módulos recifais promove um decréscimo na velocidade das correntes no entorno, permitindo um maior assentamento de material fino, incluindo partículas orgânicas, e tal enriquecimento pode interferir na estrutura da macrofauna bêntica. Na baía Botany, Austrália, Barros *et al.* (2001) registraram uma maior variabilidade na macrofauna bêntica em áreas próximas a recifes naturais e artificiais do que naquelas afastadas de tais ambientes, atribuindo essa variabilidade, principalmente, a modificações na distribuição do tamanho do grão e ao teor de matéria orgânica do sedimento (Lorenzi & Borzone, 2009). Para Ambrose & Anderson (1990), os parâmetros

físicos podem influenciar a estrutura da macrofauna bêntica mais do que os bióticos.

Segundo Lorenzi & Borzoni (2009), outro fator que pode afetar a macrofauna adjacente às estruturas artificiais é a própria comunidade biológica associada como a epifauna e a ictiofauna, em função da contribuição desses organismos para a produção de compostos orgânicos, o que influenciaria no enriquecimento orgânico do sedimento adjacente, além das relações de predação entre ictiofauna e macrofauna do sedimento.

Sob o ponto de vista ecológico, a macrofauna desempenha um papel fundamental na manutenção de ecossistemas marinhos, representando um importante elo na cadeia alimentar, fazendo uma conexão trófica desde os produtores primários até os predadores, como peixes, aves e mamíferos marinhos (Ieno & Bastida, 1998). Como verificado, algumas espécies de peixes demersais e bênticos, como *Pogonias cromis* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Mugil platanus* (Günther, 1880), *Myliobatis goodei* (Garman, 1885) e *Netuma barbatus* (Lacépède, 1803) são predadores ativos de invertebrados de fundos não consolidados em ambientes marinhos (Lasta, 1995; Ieno & Bastida, 1998).

Os recifes por si só não apresentam comunidades auto-sustentáveis e muitos predadores associados a esses ambientes usam as estruturas recifais principalmente como refúgio, dependendo do substrato não consolidado adjacente para obter alimento (Parrish & Zimmerman, 1977; Bray *et al.*, 1981; Nelson *et al.*, 1988; Hueckel *et al.*, 1989; Frazer *et al.*, 1991; Posey & Ambrose, 1994). Como efeito dessa relação alimentar, a predação exercida pela ictiofauna sobre a macrofauna constrói um halo trófico, reduzindo a ocorrência dessas presas em ambientes próximos às estruturas (Posey & Ambrose, 1994; Barros *et al.*, 2004; Lorenzi & Borzone, 2009).

As condições ambientais do complexo recifal e da própria área adjacente estão sujeitas a mudanças em diversas escalas temporais que acarretam potenciais alterações na estrutura das comunidades associadas. Fatores como migração e recrutamento de invertebrados e alterações nas características do sedimento também podem promover variações temporais na estrutura da macrofauna bêntica (Morrisey *et al.*, 1992). A falta de

informações referentes à variabilidade temporal da macrofauna bêntica pode ser considerado o principal fator limitante para a construção de estratégias metodológicas direcionadas à realização de diagnósticos ambientais, ao passo que o desconhecimento das flutuações naturais desses organismos impede o correto entendimento das variações induzidas por perturbações (Lana, 1994). Essas alterações provocadas podem ser utilizadas como uma ferramenta para avaliação de impactos em ambientes marinhos (Giere, 1993).

Em função da influência dos parâmetros geoquímicos e hidrodinâmicos sobre a macrofauna bêntica que se estabelece nos interstícios do sedimento, considerar a formação de grupos funcionais baseado na ecologia trófica desses organismos otimiza a compreensão das interações que esses invertebrados estabelecem com o substrato e com outros indivíduos (Paiva, 1994; Bessa *et al.*, 2007). A classificação de guilda trófica elaborada por Fauchald & Jumars (1979) é abrangente e funcional por considerar o grau de mobilidade e as estratégias alimentares dos indivíduos, tornando-se uma abordagem útil em trabalhos ecológicos (Glasby *et al.*, 2000).

Considerando a ampla faixa litorânea nesse país, o tema recifes artificiais no Brasil ainda é pouco investigado quando comparado à produção científica em países como Japão e Estados Unidos. De forma geral, o foco de pesquisa envolvendo recifes artificiais está mais direcionado ao entendimento e funcionamento da comunidade íctica e epibêntica (Jensen *et al.*, 1994; Boaventura *et al.*, 2002; Steimle *et al.*, 2002; Badalamenti *et al.*, 2002) do que sobre a comunidade de substrato não consolidado. Dentre estes, destacam-se Barros *et al.* (2001); Danovaro *et al.* (2002); Steimle *et al.* (2002); Wilding & Sayer (2002); Fabi *et al.* (2002) e Wilding (2006).

No Brasil, estudos referentes ao tema recifes artificiais seguem esta tendência de investigação nos estados do Paraná (Scheffer, 2001), Ceará (Conceição, 2001; Conceição *et al.*, 2006; Conceição *et al.*, 2007) e no norte do Rio de Janeiro (Gomes *et al.*, 2001; Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002; Zalmon & Gomes, 2003; Gomes *et al.*, 2004; Brotto *et al.*, 2006; Krohling *et al.*, 2006; Krohling & Zalmon, 2008; Santos *et al.*, 2010). No que se refere à comunidade de substrato não consolidado, destacam-se apenas Soares-Gomes *et al.* (2000) em um trabalho sobre a meiofauna do entorno de

uma plataforma produtora de petróleo na Bacia de Campos; Lorenzi e Borzone (2009) que investigou a macrofauna de substrato não consolidado a partir da instalação de recifes artificiais no litoral do Paraná. Na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Zalmon *et al.* (2011) investigaram o raio de ação de um complexo recifal sobre a macrofauna bêntica ao longo de um gradiente de distâncias, concluindo que a distância máxima amostrada de 300 m ainda estava sob a influência das estruturas artificiais e, conseqüentemente, não verificou a real influência das estruturas sobre esses organismos.

Nessa mesma área, Zalmon *et al.* (1998) investigaram o potencial atrator dos recifes artificiais sobre a comunidade íctica e verificaram valores de densidade e biomassa de duas a três vezes superiores em áreas adjacentes em relação a áreas controle mais distantes. Verifica-se assim que a relação predador-presa entre peixes e a macrofauna é potencialmente intensificada na área sob influência dos recifes artificiais, demonstrando a importância da comunidade bêntica associada nas relações tróficas desse ambiente.

Considerando a importância da macrofauna bêntica na alimentação de vários predadores associados ao complexo recifal, estudos direcionados a esses organismos em áreas onde recifes artificiais são introduzidos são importantes para se avaliar o quanto tais estruturas experimentais interferem na composição e dinâmica dessas comunidades e, conseqüentemente, para contribuir com atividades de manejo e conservação de recursos marinhos na costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

2. OBJETIVOS

Caracterizar a estrutura e composição da macrofauna bêntica com e sem influência de um recife artificial na costa norte do Estado do Rio de Janeiro;

Determinar e avaliar comparativamente as modificações espaciais (recife x áreas controle) e temporais (período chuvoso x seco) na estrutura da comunidade bêntica, considerando as características sedimentológicas do substrato, tais como teor de carbonato, carbono orgânico total e dissolvido, fósforo total e granulometria.

3. HIPÓTESE

As estruturas recifais artificiais assentadas promovem um decréscimo na velocidade de correntes no entorno dos recifes, refletindo no enriquecimento de nutrientes e alterações nas características granulométricas nessa área, o que contribui para maiores valores de riqueza, diversidade e abundância da macrofauna bêntica na área recifal em relação as áreas controle.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A área de estudo está localizada na costa norte do estado do Rio de Janeiro entre a foz dos rios Paraíba do Sul (ao Sul) e Itabapoana (ao Norte), aproximadamente 25 km equidistantes destes dois pontos (Figura 1). O complexo de recifes artificiais situa-se a cerca de três milhas náuticas da praia de Manguinhos ($21^{\circ}29'S$, $41^{\circ}00'W$), no município de São Francisco de Itabapoana, a cerca de 9 m de profundidade (Figura 1).

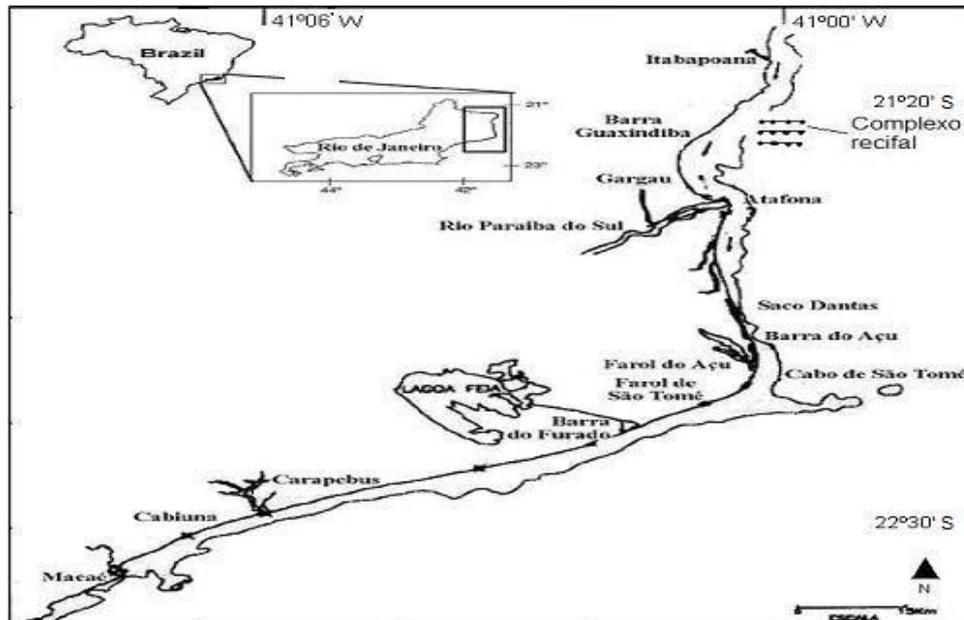


Figura 1. Localização da área onde foi instalado o complexo recifal na costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

O clima da região é caracterizado como subtropical quente (Alves & Marengo, 2005). O rio Paraíba do Sul desempenha um papel preponderante no aporte de material dissolvido e particulado para a costa adjacente, interferindo de forma significativa nas condições do sedimento na área de interface continente-oceano e na área costeira adjacente. A região estuarina dessa bacia de drenagem, caracterizada por uma alta produção biológica, influencia a dinâmica de nutrientes tanto na região do próprio estuário, quanto nos ambientes marinhos adjacentes (Almeida *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2009; Figueiredo *et al.*, 2011).

O regime pluviométrico da região é bem caracterizado, com um período chuvoso compreendido entre os meses de outubro a abril, provocando grandes cheias no rio Paraíba do Sul. Já o período seco se estende entre maio a setembro (Almeida *et al.*, 2007). Na Figura 2 observa-se a variação mensal de dados de vazão do rio Paraíba do Sul nos anos 2008 e 2009, com maiores valores nos meses de verão (período chuvoso), evidenciando a diferença sazonal quanto ao aporte de água para a zona costeira adjacente e, conseqüentemente, o transporte de materiais. Os valores de vazão do RPS nos últimos três anos apresentaram um padrão similar, sendo verificados nos meses de janeiro a abril e novembro-dezembro valores superiores em relação aos meses de maio a outubro, correlacionando com os períodos chuvoso e seco, respectivamente (Figura 2). Dessa forma, optou-se pelas campanhas de amostragens em abril de 2010, correspondendo o final do período de alta vazão do RPS e outubro de 2010, final do período de baixa vazão desse rio.

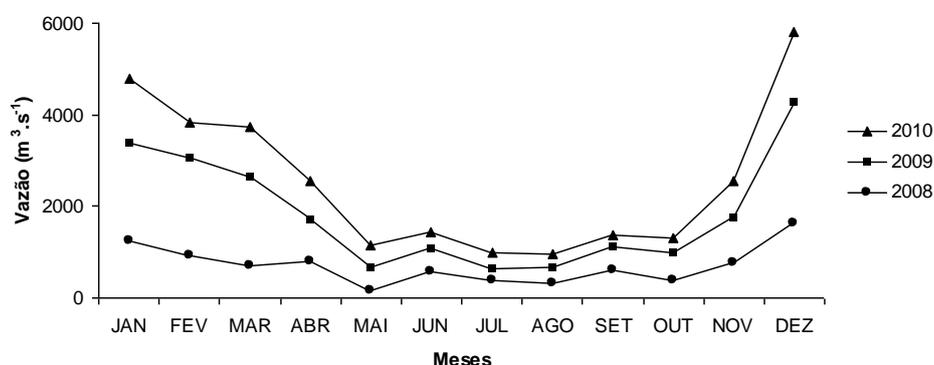


Figura 2. Variação mensal da vazão do rio Paraíba do Sul nos anos de 2008, 2009 e 2010. Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

O litoral na região do estudo é pouco recortado, com longas praias e poucos costões rochosos (Zalmon & Gomes, 2003). O fundo é plano, constituído principalmente por rodolitos, areia e lama. Nesta região, o vento predominante na maior parte do ano é o Nordeste (Dominguez *et al.*, 1983) e a dinâmica da condição do mar varia de acordo com sua intensidade, direção, variação da maré e fases da lua, provocando alterações que podem ir de calmo (geralmente pela manhã) a bastante agitado (geralmente à tarde) (Krohling & Zalmon, 2007). As condições oceanográficas da área são governadas por águas oligotróficas associadas com águas tropicais da corrente do Brasil (Soares-Gomes *et al.*, 1999).

4.2. O Complexo de Recifes Artificiais Marinhos

O complexo de recifes artificiais marinhos foi implantado na costa norte do Estado do Rio de Janeiro em abril de 1996, constituído por módulos de pneus, manilhas de concreto e tanques de cimento pré-fabricado. Em janeiro de 2002 foram substituídos por 36 unidades de concreto do tipo *reefball* (Figura 3), cada um com peso entre 300 e 400 quilogramas, 1,0 m de diâmetro de base e 0,80 m de altura. Os 36 módulos foram distribuídos em doze grupos de três módulos, com distância aproximada de 100 m entre si (Figura 4).



Figura 3. Módulos constituintes do complexo de recifes artificiais marinhos na costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

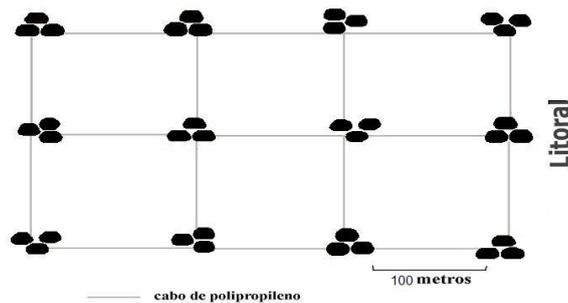


Figura 4. Representação gráfica dos 12 grupos de módulos *reefballs* do complexo recifal implantado na costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

4.3. Estratégia de Amostragem

As campanhas de amostragem foram realizadas em períodos sazonais distintos: abril de 2010, referente ao final período chuvoso e outubro do mesmo ano, referente ao final período seco. Com a finalidade de caracterizar a comunidade da macrofauna bêntica associada ao complexo recifal foram coletadas, aleatoriamente, nove amostras no interior do complexo recifal com uma distância mínima de 50 m entre elas. Todas as amostras foram coletadas a um metro de distância dos respectivos módulos sorteados.

A influência dos recifes artificiais na estrutura da comunidade da macrofauna bêntica foi analisada utilizando duas áreas controle a uma distância de 500 m dos recifes, sendo uma ao norte e a outra ao sul. Tal distância foi determinada em função dos resultados obtidos por Zalmon *et al.* (2011) na região dos recifes. Analisando o raio de ação dos recifes artificiais, eles registraram sua influência sobre a macrofauna ainda a 300 metros da área recifal, distância máxima amostrada. A utilização de duas áreas naturais controle no presente estudo foi baseada em Underwood (1994, 2006). Segundo o autor, estudos para detectar e quantificar efeitos de impactos ambientais fracassam quando os desenhos amostrais BACI (Before-After-Control-Impact) apresentam apenas uma área controle, tornando difíceis as conclusões. Em ambas as áreas controle, também foram coletadas nove amostras, distantes entre si 50 m.

A amostragem foi realizada por mergulhadores utilizando corer de aço inox com 15 cm de diâmetro interno, e que se constituía dos primeiros 10 cm

do sedimento. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e fixadas em formol a 10%. Um volume de 250 g de sedimento de cada uma das nove amostras de cada área amostral foi separado e congelado para as análises granulométricas e geoquímicas realizadas posteriormente no Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

4.4. Análise Sedimentológica

A determinação granulométrica foi realizada por peneiramento segundo Suguio (1973) e o sedimento categorizado de acordo com normas internacionais que o separam em classes de tamanho, sendo chamado de cascalho todo grão > 2,0 mm; de areia grossa os grãos entre 0,5 e 2,0 mm; areia média entre 0,25 e 0,5 mm; areia fina os grãos no intervalo 0,062 e 0,25 mm e lama os grãos < 0,062 mm (Wentworth, 1922 - adaptado).

Para análise de carbonato foi utilizado o método de Dean (1974), enquanto as análises de carbono orgânico e nitrogênio total foram realizadas em um Analisador Elementar CHNS/O Perkin Elmer (2.400 Séries II). O fósforo e carbono orgânico dissolvido foram mensurados a partir do sobrenadante obtido na determinação de carbonato, sendo realizado no ICP (Varian 720-ES) e no Total Carbon Analyzer – CPH (SHIMADZU), respectivamente. A fração de sedimento menor que 2 mm foi utilizada para todas essas análises que, por sua vez, foram realizadas no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, sob coordenação do Dr. Carlos Eduardo de Rezende.

4.5. Análise da Macrofauna Bêntica

A macrofauna bêntica foi analisada no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense em parceria com a Universidade de Vila Velha - UVV (ES). As amostras de sedimento foram lavadas e peneiradas com malha de 0,5 mm para separação da macrofauna bêntica. Em seguida, o sedimento lavado foi acondicionado em potes de polietileno e conservado em álcool a 70%. O sedimento retido na malha de 0,5

mm foi triado com microscópio estereoscópico e, posteriormente, identificado com chaves específicas até o menor nível taxonômico possível. Devido à relevância dos anelídeos poliquetas em comunidades bênticas de substrato não consolidado, e pela sua dominância em estudo anterior (Zalmon *et al.*, 2011), este grupo taxonômico foi escolhido para a classificação em guildas tróficas, baseando-se em Fauchald & Jumars (1979). Todas as amostras da macrofauna estão depositadas no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

4.6. Velocidade de Correntes

De modo a avaliar a interferência dos recifes artificiais sobre a intensidade das correntes e, conseqüentemente, na remobilização do sedimento, foi determinada a velocidade das correntes em cinco pontos distintos no entorno do recife propriamente dito e nas duas áreas controle em cada dia de cada campanha de coleta. A medição foi realizada através de um fluxômetro (General Oceanics 2135 Eletronic Flowmeter Display) a 0,5 m do fundo. Devido a complexidade nas condições de correntes da área de estudo, foi utilizada a versão manual do fluxômetro.

4.7. Tratamento e Análise dos Dados

4.7.1. Estrutura da Macrofauna Bêntica

Com a finalidade de detectar variações espaciais (recife X áreas controle) e anuais (períodos chuvoso X seco) na estrutura e composição da comunidade da macrofauna bêntica, os seguintes descritores numéricos foram utilizados:

- composição específica;
- número total e médio de indivíduos;
- riqueza total e média de espécies: número de táxons de cada amostra;
- diversidade de espécies de Shannon & Weaver (Zar, 1984): é uma função do número de táxons em uma comunidade e da distribuição dos

indivíduos entre os táxons: $H' = \sum p_i \log_2 p_i$, onde: p_i = proporção de indivíduos do táxon i no total de indivíduos;

- dominância de Simpson (Zar, 1984): é fornecida pelo somatório do número de indivíduos de um táxon em relação ao número de indivíduos de todos os táxons em uma dada unidade amostral: $D = \sum (n_i / N)^2$, onde: n_i = número de indivíduos do táxon i e N = número total de indivíduos.

4.7.2. Associação de Espécies – Análise Espacial e Temporal Comparativa

As diferenças significativas entre os tratamentos (espaciais e temporais) com relação aos indicadores de estrutura já citados foram testadas por análise de variância (ANOVA – Kruskal-Wallis). De modo a homogeneizar as variâncias, os dados de abundância foram $\log(x + 1)$ transformados (Zar, 1984).

Para avaliar o grau de similaridade da comunidade da macrofauna bêntica no complexo recifal e nas áreas controle foi utilizada uma análise de agrupamento – Cluster (UPGMA). O teste de permutação ANOSIM (*one way*) foi utilizado com o objetivo de avaliar a significância das diferenças entre os grupos pré-definidos a partir da análise de agrupamento. As matrizes de similaridade incluíram a abundância das espécies presentes em cada amostra ($N = 9$) em cada área (RA, CN e CS). As nove unidades amostrais de cada área foram testadas como réplicas para aumentar a possibilidade de permutações e, conseqüentemente, o poder do teste (Clarke e Warwick, 2001). A complementação das análises de agrupamento incluiu o cálculo das porcentagens de similaridade intra e intergrupos formados nas respectivas análises através do programa SIMPER, que consiste na identificação das espécies que mais contribuíram para a formação de cada grupo.

As análises de variância e multivariadas foram realizadas com o programa PRIMER 6.0.

4.7.3. Correlação da Comunidade com Fatores Ambientais

A distribuição dos organismos que compõem a macrofauna bêntica nas diferentes áreas estudadas (complexo recifal e áreas controle) em cada período (chuvoso e seco) e suas relações com as características sedimentológicas do substrato (teor de carbonato, carbono orgânico, fósforo total, nitrogênio total, granulometria) e intensidade de correntes foram analisadas através de Análise de Correspondência Canônica – CCA, utilizando o programa computacional Fitopac 2.1. Os táxons incluídos na CCA corresponderam aqueles que totalizaram 70% da abundância. As significâncias dos eixos canônicos e das variáveis foram determinadas pelo teste de Monte Carlo (Ter Braak, 1986).

5. RESULTADOS

5.1. Velocidade de Correntes

A velocidade da corrente de fundo mensurada nos períodos chuvoso e seco foi significativamente superior nas áreas controle em relação ao RA ($p = 0,009$), sendo em média no chuvoso de 1,8 cm/s no RA e 4,8 e 5,0 cm/s no CS e CN. No período seco, a velocidade média da corrente também foi inferior no RA (1,8 cm/s) comparada ao CS (2,8 cm/s) e CN (2,9 cm/s). Variações temporais significativas foram registradas em ambos os controles (CN: $p = 0,001$; CS: $p = 0,009$) (Figura 5).

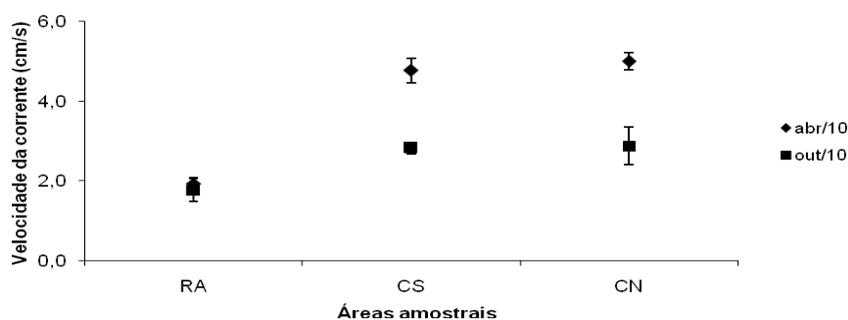


Figura 5. Valores médios \pm erro padrão de velocidade da corrente nas três áreas amostrais (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = cinco em cada área e período de amostragem).

5.2. Sedimento – Análise Granulométrica e Geoquímica

O sedimento nas três áreas amostrais (RA, CS e CN) foi constituído principalmente por lama e cascalho (90%), tanto no período chuvoso quanto no seco. Nos recifes artificiais houve o predomínio de lama e cascalho, enquanto nos controles a lama foi o principal constituinte do sedimento (> 70%) (Figura 6). Não foram verificadas diferenças espaciais e temporais significativas com relação à granulometria.

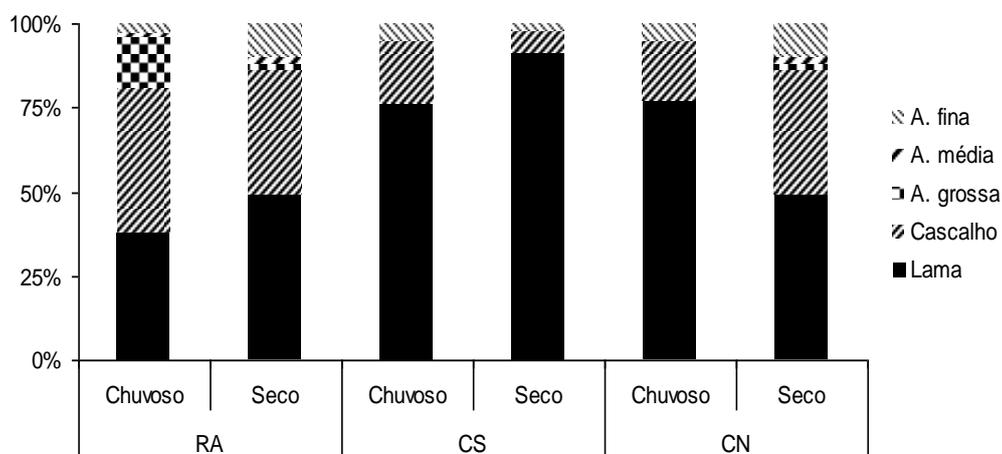


Figura 6. Composição granulométrica na área do complexo de recifes artificiais e nos controles nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Os percentuais médios de carbonato variaram entre 40 e 70%, superior no período seco em relação ao chuvoso e significativamente mais elevados no controle norte (Figura 7A). Os valores de carbono orgânico total (COT) variaram entre 0,39 e 0,77%, sendo inferiores no RA (período chuvoso) e no CN (período seco), porém sem diferenças espaciais e temporais significativas (Figura 7B). As concentrações médias de carbono orgânico dissolvido (COD) foram inferiores no período seco, com 3,0 no RA e 3,9 mg/L nos CS e CN, enquanto no chuvoso variaram de 4,3 (RA e CS) a 4,7 mg/L (CN) (Figura 7C). Diferenças espaciais significativas foram registradas no período seco (RA X CS: $p = 0,04$) e temporais no CN ($p = 0,001$). Valores médios de nitrogênio total (NT) mais elevados ocorreram no período chuvoso nas três áreas (RA =

0,24mg/L, CS = 0,28mg/L e CN = 0,30mg/L) sem diferenças espaciais significativas (Figura 7D), mas temporais principalmente no CS ($p = 0,009$) e no CN ($p = 0,001$). As concentrações médias de fósforo total foram superiores no período chuvoso, variando de 294 mg/g no RA a 369 mg/g no CS (Figura 7E), com valores significativamente superiores no último (CS X RA: $p = 0,003$; CS X CN: $p = 0,01$) no período chuvoso. Já diferenças temporais significativas foram registradas apenas no CS ($p = 0,001$).

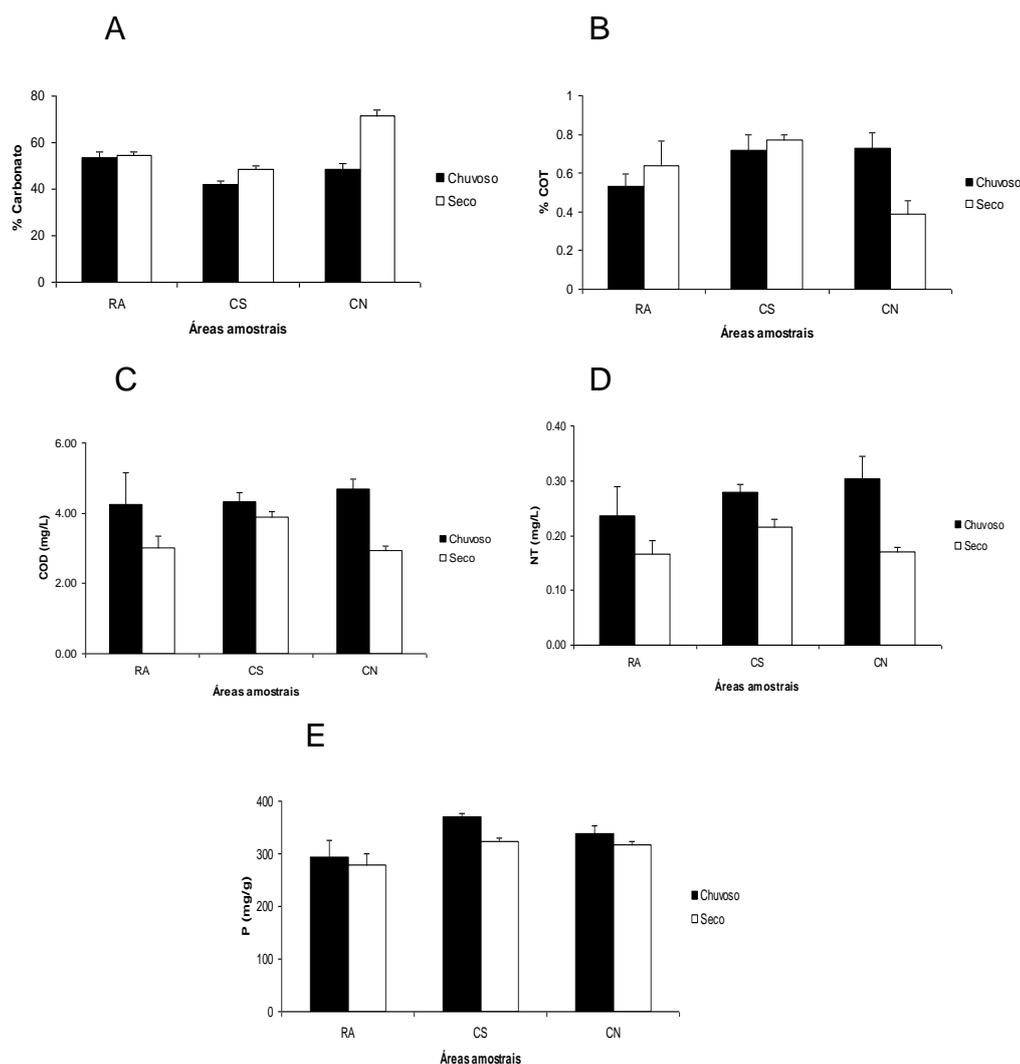


Figura 7. Valores médios \pm erro padrão do percentual de carbonato (A), carbono orgânico total (B), carbono orgânico dissolvido (C), nitrogênio total (D) e fósforo (E) no sedimento coletado nas três áreas (RA: recife artificial, CS: controle sul e CN: controle norte) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e período e amostragem).

5.3. Macrofauna Bêntica

5.3.1. Composição Taxonômica e Abundância

A macrofauna bêntica amostrada na área recifal (RA) e nas áreas controle (CS e CN) caracterizou-se por Annelida, Mollusca, Arthropoda (Crustacea), Echinodermata, Cnidaria, Nemertinea, Sipuncula, Priapulida, Echiura e Platyhelminthes (Tabela 1). No período chuvoso, um total de 81 táxons e 245 indivíduos foi identificado nas três áreas (RA, CS e CN). Deste total, Polychaeta foi o grupo predominante (N = 36 táxons e 90 indivíduos), seguido por Crustacea (N = 16 táxons e 54 indivíduos) e Mollusca (N = 17 táxons e 49 indivíduos). Considerando o período chuvoso foram comuns as três áreas, o poliqueta *Eunoe papilosa*, os bivalves *Corbula caribaea* e *Crassinella marplatensis*, o crustáceo Tanaidacea e Nemertinea (Tabela 1). Como ocorrências exclusivas destacaram-se 43 táxons no RA (16 poliquetas, 13 moluscos, nove crustáceos e cinco equinodermas), seis táxons no CS (cinco poliquetas e um molusco) e seis no CN (três poliquetas, dois crustáceos e um sipunculídeo (Tabela 1).

No período seco, 60 táxons e 328 indivíduos foram identificados. Deste total, Polychaeta também foi o grupo predominante (N = 25 táxons e 149 indivíduos), seguido por Mollusca (N = 11 táxons e 76 indivíduos) e Crustacea (N = 17 táxons e 56 indivíduos). Como táxons comuns as três áreas, destacaram-se os poliquetas *Capitella* sp., *Cirriformia* sp., *Isolda* sp. e *Lumbrineris* sp., o bivalve *Corbula caribaea* e Nemertinea. Como ocorrências exclusivas foram registrados nove táxons no RA (três crustáceos, três moluscos, dois poliquetas e um equinoderma; 12 no CS (quatro poliquetas, seis crustáceos e dois moluscos) e cinco no CN (três poliquetas, um crustáceo e um molusco) (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância média \pm erro padrão da macrofauna bêntica amostrada no recife artificial (RA) e nas áreas controle CS: controle sul, CN: controle norte) nos dois períodos de amostragem chuvoso (C) e seco (S) de 2010 (E = exclusiva da área; GT = guilda trófica: H = herbívoro, C = carnívoro, D = depositívoro, S = suspensívoro) (N = nove em cada área e período de amostragem).

Táxons		ÁREAS AMOSTRAIS							
		RA				CS		CN	
		E	GT	C	S	C	S	C	S
Filo Annelida									
Classe Polychaeta	<i>Aedicira</i> sp.	CN	H						0,2 \pm 0,1
	<i>Bawania</i> sp.	CS	C			0,2 \pm 0,3			
	<i>Capitella</i> sp.		D	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1		0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1
	<i>Chaetacanthus magnificus</i> , Grube, 1876	CS	C			0,1 \pm 0,1			
	<i>Chrysopetalum</i> sp.	RA	C	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1				
	<i>Cirratulus</i> sp.		D	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1		0,6 \pm 0,4		
	<i>Cirriformia</i> sp.		D		1 \pm 0,4		0,6 \pm 0,2		0,6 \pm 0,2
	<i>Diplocirrus</i> sp.	CS	D			0,1 \pm 0,1			
	<i>Dorvillea</i> sp.	RA	C	0,1 \pm 0,1					
	<i>Eteone</i> sp.	RA	C	0,1 \pm 0,1					
	<i>Eunice</i> sp.	RA	C	0,2 \pm 0,2					
	<i>Eunöe papilosa</i> , Amaral & Nonato, 1982		C	0,5 \pm 0,2		0,1 \pm 0,1		0,6 \pm 0,4	
	<i>Eunöe</i> sp.		C		0,1 \pm 0,1		0,6 \pm 0,4		
	<i>Exogone</i> sp.		D		1 \pm 0,5				1,6 \pm 0,7
	Flabelligeridae	RA	D	0,1 \pm 0,1					
	<i>Goniadides carolinae</i> , Day, 1973		C	1,2 \pm 1	0,3 \pm 0,2				0,2 \pm 0,1
	<i>Gymnonereis</i> sp.	RA	H		0,8 \pm 0,4				
	<i>Isolda pulchella</i> , Müller & Grube, 1858	RA	D	0,1 \pm 0,1					
	<i>Isolda</i> sp.		D		0,1 \pm 0,1		0,6 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3

Continua...

Continuação da Tabela 1.

<i>Laonice</i> sp.	D		0,2 ±0,1				0,2 ±0,1
<i>Leiocapitella</i> sp.	CN D						0,2 ±0,1
<i>Lumbrineris magalhaensis</i> , Kinberg, 1865	RA C	0,7 ±0,3					
<i>Lumbrineris</i> sp.	C		0,3 ±0,2	0,1 ±0,1	1,3 ±0,4	0,2 ±0,1	0,6 ±0,2
<i>Lysilla</i> sp.	C		0,1 ±0,1		0,1 ±0,1		
<i>Marphysa</i> sp.	CN C				0,1 ±0,1		
<i>Magelona</i> sp.	D	0,1 ±0,1	0,1 ±0,1		1,4 ±0,3		
<i>Mellina</i> sp.	D	0,1 ±0,1				0,4 ±0,3	
<i>Naineris</i> sp.	CS D			0,3 ±0,4			
<i>Neanthes bruaca</i> , Lana & Sovierzovsty, 1987	CS C				0,1 ±0,1		
<i>Nematonereis</i> sp.	CS C			0,1 ±0,1			
<i>Nonatus</i> sp.	CS D				0,1 ±0,1		
<i>Nothria</i> sp.	CN C						0,4 ±0,2
<i>Notopygos</i> sp.	RA C	0,1 ±0,1					
<i>Owenia</i> sp.	D	0,8 ±0,6			0,9 ±0,5	0,4 ±0,2	0,2 ±0,1
<i>Paraonis</i> sp.	RA D	0,2 ±0,2					
Pectinaridae	CN D					0,6 ±0,4	
<i>Phragmatopoma</i> sp.	RA S	0,3 ±0,3					
<i>Piromis</i> sp.	D		0,1 ±0,1	0,2 ±0,3			0,4 ±0,2
<i>Pista</i> sp.	C		0,1 ±0,1		0,2 ±0,1		
<i>Scolelepis</i> sp.	RA D	0,1 ±0,1					
<i>Scoloplos</i> sp.	RA D	0,1 ±0,1					
<i>Sigambra</i> sp.	CS C				0,1 ±0,1		
<i>Sphaerosyllis</i> sp.	D	0,4 ±0,3				0,2 ±0,1	
<i>Streblosoma</i> sp.	RA D	0,4 ±0,4					
Syllidae	CN C					0,2 ±0,1	
<i>Syllis</i> sp.	C		1,9 ±0,7			0,4 ±0,2	1 ±0,3
Terebellidae	CN C					0,2 ±0,1	
<i>Tharyx</i> sp.	RA D	0,1 ±0,1					
<i>Thelepus</i> sp.	RA D	0,1 ±0,1					

Continua...

Continuação da Tabela 1.

	<i>Vermiliopsis</i> sp.	RA	S	0,1 ±0,1				
Filo Arthropoda								
Classe Crustacea	Acanthosotomatidae	RA		0,1 ±0,1				
	<i>Amakusanthura</i> sp	CS					0,1 ±0,1	
	Ampelisca sp.	RA		0,1 ±0,1				
	Amphitoidae			0,8 ±0,5			0,1 ±0,1	
	Anthuridae	RA		0,3 ±0,2				
	<i>Calyptolana</i> sp.	RA		0,3 ±0,2				
	<i>Caprella</i> sp.			0,3 ±0,2			0,1 ±0,1	
	Caridea	RA		0,1 ±0,1				
	Cumacea	CS					1,3 ±0,6	
	<i>Excirolana</i> sp.			0,1 ±0,1				0,2 ±0,1
	<i>Gnathia</i> sp.	RA		0,3 ±0,2	0,2 ±0,2			
	Hyalidae	CS					0,3 ±0,3	
	<i>Hypoconcha arcuata</i> , Stimpson, 1858	CN						0,2 ±0,1
	<i>Iridopagurus violaceus</i> , Saint Laurent-Dechancé, 1966	CN						0,8 ±0,4
	Lysianassidae	RA		0,2 ±0,2				
	<i>Macrocoeloma laevigatum</i> , Stimpson, 1860	CN						0,2 ±0,1
	Melitidae			0,2 ±0,2	0,3 ±0,2		0,9 ±0,7	
	<i>Neopilumnoplax</i> sp.	RA		0,1 ±0,1				
	Ostracoda	RA		0,4 ±0,2				
	<i>Pagurus</i> sp.			0,3 ±0,2	0,1 ±0,1		0,2 ±0,2	0,4 ±0,1
	<i>Panopeus</i> sp.	RA		0,1 ±0,1				
	<i>Paranthura</i> sp.				0,1 ±0,1			0,2 ±0,1
	Penaeidae	RA		0,1 ±0,1				
	Phoxocephalidae				0,1 ±0,1		0,1 ±0,1	
	<i>Pogloidea</i> sp.	CN					0,3 ±0,2	0,2 ±0,1
	Tanaidacea			1,1 ±0,7	0,2 ±0,1	0,1 ±0,1	0,1 ±0,1	0,8 ±0,6
	Xanthidae	RA		0,1 ±0,1				

Continua...

Continuação da Tabela 1.

Filo Mollusca								
Classe Bivalvia	<i>Abra lioica</i> , Dall, 1981	RA	0,2 ±0,1					
	<i>Americuna besnardi</i> , Klappenbach, 1962	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Anadara notabilis</i> , Röding, 1798	RA	0,2 ±0,2					
	<i>Callista</i> sp.	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Chione subrostrata</i> , Lamarck, 1818				0,1 ±0,1		0,2 ±0,1	
	<i>Corbula caribaea</i> , d'Orbigny, 1853		0,3 ±0,2	1,8 ±0,7	0,2 ±0,2	0,1 ±0,1	0,4 ±0,2	1 ±0,3
	<i>Corbula cymella</i> , Dall, 1881	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Corbula lyoni</i> , Pilsbry, 1897	RA	1,1 ±0,6					
	<i>Crassinella marplatensis</i> , Castellanos, 1970		0,3 ±0,2		0,2 ±0,3		0,2 ±0,1	
	<i>Crassinella martinicensis</i> , Orbigny, 1853		1 ±0,4	2,7 ±1,2	0,1 ±0,1			2 ±0,4
	<i>Diplodonta danieli</i> , Klein, 1967	RA	0,2 ±0,2					
	<i>Hiatella arctica</i> , Linnaeus, 1767	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Mactra fragilis</i> , Gmelin, 1791	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Mactra</i> sp.			0,1 ±0,1		0,2 ±0,1		
	Veneridae	RA	0,1 ±0,1					
	Classe Gastropoda	<i>Calliostoma bullisi</i> , Clench & Tuner, 1960	RA	0,1 ±0,1				
		<i>Cerithiopsis emersoni</i> , Adams, 1839	CN					0,2 ±0,1
		<i>Chrysallida jadisi</i> , Olsson & McGrinty, 1958	CS		0,1 ±0,1			
		<i>Crassispira cubana</i> , Melvill, 1923			0,7 ±0,3			0,4 ±0,2
<i>Crassispira</i> sp.		RA		0,4 ±0,3				
<i>Hipponix</i> sp.		RA	0,1 ±0,1					
<i>Murexiella glypta</i> , Smith, 1938		RA		0,1 ±0,1				
<i>Nassarius albus</i> , Say, 1826		CS				0,1 ±0,1		
Classe Polyplacophora	<i>Chaetopleura sowerbiana</i> , Reeve, 1847	RA	0,1 ±0,1					
	<i>Ischnochiton dorsuosus</i> , Haddon, 1886	CS			0,1 ±0,1			
Filo Equinodermata								
Classe Holothuroidea	Holothuroidea	RA	0,3 ±0,2					
Classe Ophiuroidea	<i>Amphiodia</i> sp.	RA	0,2 ±0,2					
	<i>Amphiodia pulchella</i> , Lyman, 1869	RA		0,1 ±0,1				

Continua...

Continuação da Tabela 1.

	<i>Amphioplus albidus</i> , Ljungman, 1867	RA	0,2 ±0,2					
	Amphiuridae	RA	0,2 ±0,2					
	Ophiuroidea		0,6 ±0,3					0,2 ±0,1
Filo Sipuncula								
Classe Phascolosomatidea	<i>Aspidosiphon</i> sp.	RA		0,1 ±0,1				
Classe Sipunculidea	<i>Golfingea</i> sp.		0,2 ±0,1		0,1 ±0,1			
	<i>Phascolion</i> sp.	CN						0,4 ±0,2
Filo Annelida								
Classe Hirudinea	Hirudinea	RA	0,1 ±0,1					
Classe Oligochaeta	Oligochaeta			0,1 ±0,1	0,1 ±0,1			
Filo Cnidaria								
Classe Anthozoa	Anthozoa		1,7 ±0,7	0,3 ±0,2			0,2 ±0,1	0,7 ±0,2
Filo Echiura								
	Echiura		0,1 ±0,1	0,3 ±0,1	0,2 ±0,3			
Filo Nemertinea								
	Nemertinea		0,4 ±0,2	0,4 ±0,2	0,4 ±0,4	1,9 ±0,6	0,2 ±0,1	1,1 ±0,4
Filo Priapulida								
	Priapulida			0,1 ±0,1				0,4 ±0,1
Filo Platyhelminthes								
Classe Turbellaria	Turbellaria	RA	0,1 ±0,1					

Considerando a abundância relativa dos principais grupos taxonômicos, observou-se o predomínio de Polychaeta em ambos os períodos de amostragem nas três áreas (chuvoso: RA = 33%, CS = 44% e CN = 53%; seco: RA = 43%, CS = 50% e CN = 47%). Os demais grupos abundantes diferiram entre áreas, principalmente o CS em relação às demais, com abundâncias relativas superiores de Crustacea no RA e CN e Mollusca no CS no período chuvoso. Já no seco, seguiu-se Mollusca no RA e CN e Crustacea no CS. Os demais grupos taxonômicos Sipuncula, Oligochaeta, Echiura e Turbellaria foram incluídos na categoria Outros, representando no total cerca de 3% e 6% no RA, 15% e 0 no CS e 6% e 7% no CN nos períodos chuvoso e seco, respectivamente (Figura 8).

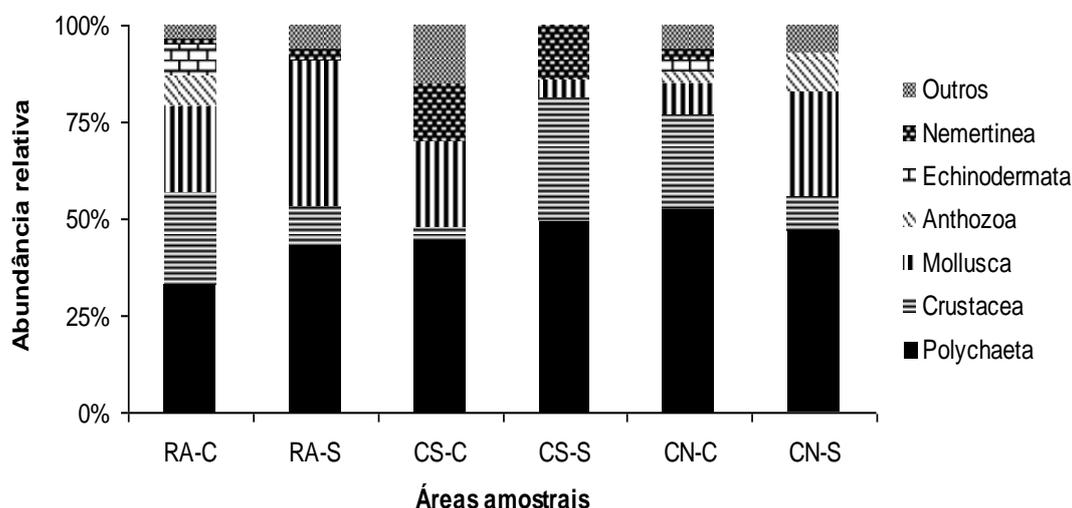


Figura 8. Abundância relativa dos grupos taxonômicos registrados nas três áreas amostrais (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

No RA 13 táxons ocorreram correspondendo a 70% da abundância da macrofauna bêntica. Desse total, quatro táxons ocorreram apenas no período chuvoso e quatro apenas no seco. Contudo, o poliqueta *Goniadides carolinae*, os bivalves *Corbula caribaea* e *Crassinella martinicensis*, Anthozoa e Tanaidacea foram encontrados em ambos os períodos (chuvoso e seco) (Figura 9). Dentre os 15 táxons mais abundantes no CN, cinco ocorreram apenas no período chuvoso e sete no seco, sendo que *Lumbrineris* sp.,

Corbula caribaea e *Nemertinea* foram encontrados em ambos os períodos (Figura 9). Já no CS, sete táxons ocorreram nos dois períodos, incluindo o *Corbula caribaea*, seis táxons só no chuvoso e três apenas no seco (Figura 9).

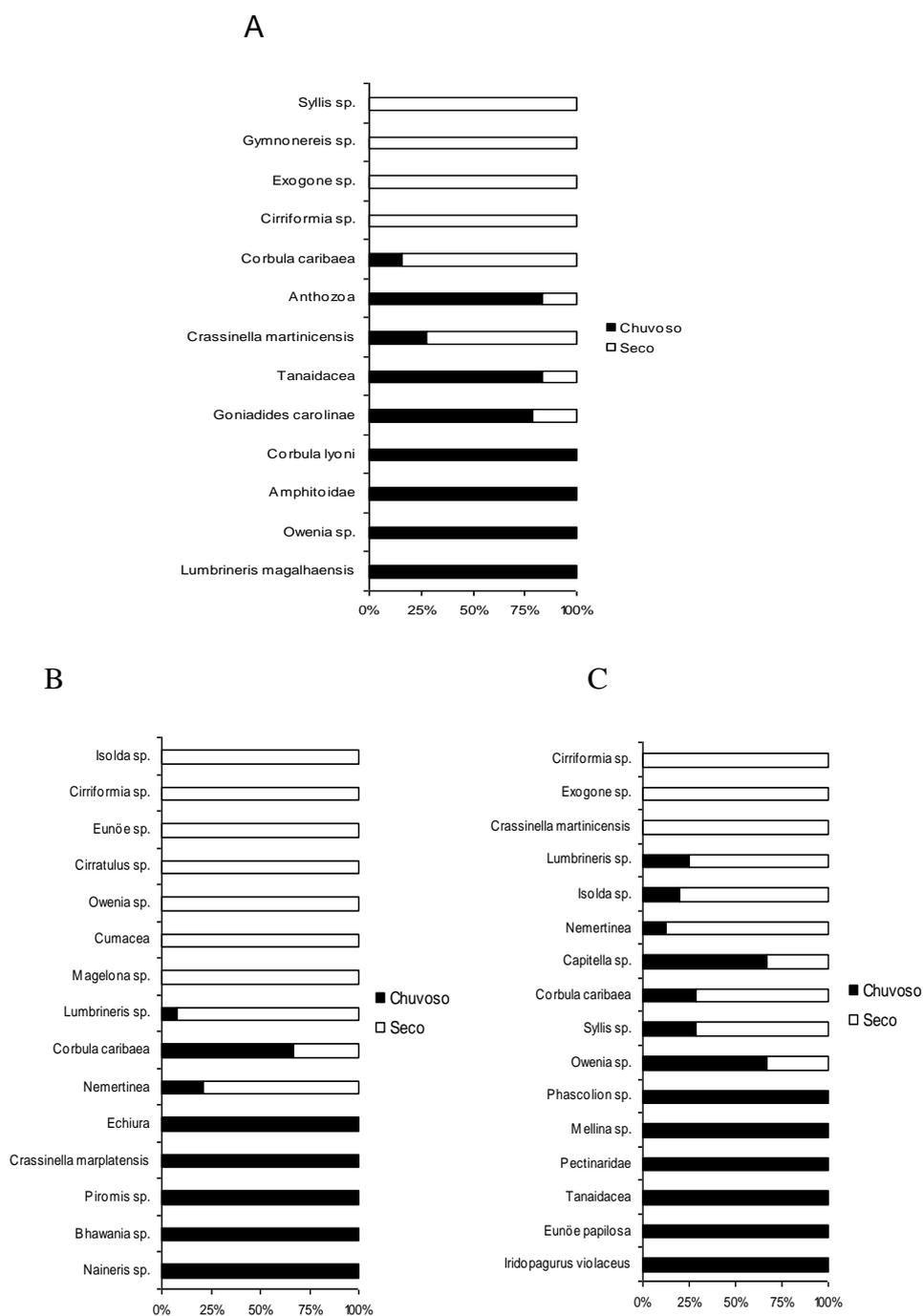


Figura 9. Representação gráfica da variação sazonal referente aos táxons mais abundantes em cada área amostral RA (A), CS (B) e CN (C) (N = nove em cada área e período de amostragem).

5.3.2. Indicadores de Estrutura de Comunidade

Em ambas as campanhas de amostragem, o número médio de táxons foi superior no RA ($N = 12,4$ e $8,7$ nos períodos chuvoso e seco, respectivamente), com diferenças espaciais significativas no período chuvoso, e temporais apenas no CS (Tabela 2). Vale ressaltar que apenas nas áreas controle ocorreram maiores valores de riqueza no período seco em relação ao período chuvoso (Figura 10).

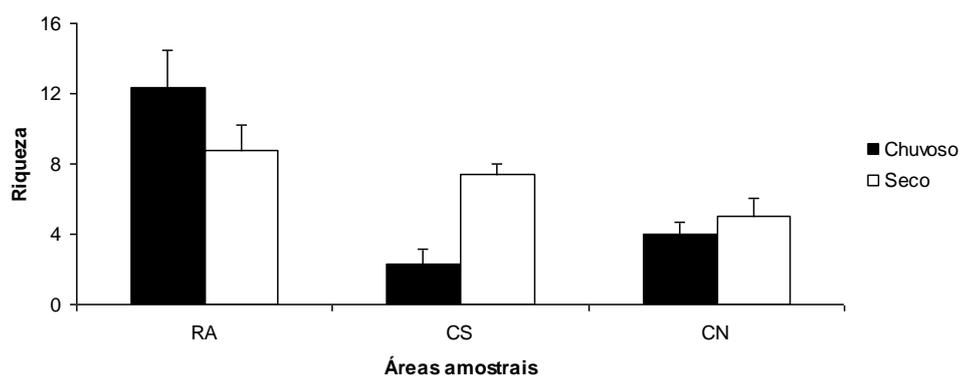


Figura 10. Valores médios \pm erro padrão da riqueza de táxons nas três áreas (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 ($N =$ nove em cada área e período de amostragem).

Os valores médios de abundância seguiram o mesmo padrão da riqueza com valores superiores no RA (Figura 11). No período chuvoso foram até seis vezes mais elevados no RA ($N = 20$ inds), comparado ao CS ($N = 3$ inds) e CN ($N = 4$ inds), com diferenças espaciais significativas em ambos os períodos, exceto entre o RA e CS no período seco (Tabela 2). As duas áreas controle (CS e CN) também revelaram maiores valores de abundância no período seco em oposição ao chuvoso (Figura 11). Diferenças temporais significativas ocorreram apenas no CS (Tabela 2).

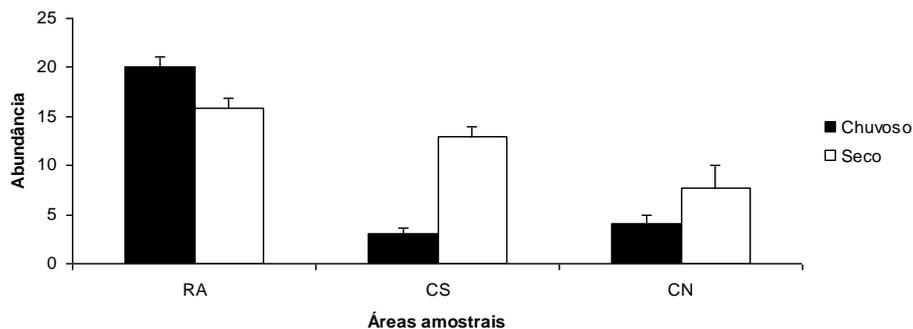


Figura 11. Valores médios \pm erro padrão do número de indivíduos nas três áreas (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e e período de amostragem).

Os valores médios de diversidade foram superiores no RA em ambos os períodos ($H' = 2,3$ no período chuvoso e $1,9$ no período seco) comparados aos CS ($H' = 0,7$ no chuvoso e $1,8$ no seco) e CN ($H' = 0,8$ no chuvoso e $1,4$ no seco), com diferenças espaciais significativas no período chuvoso e temporais nos CS e CN (Figura 12, Tabela 2).

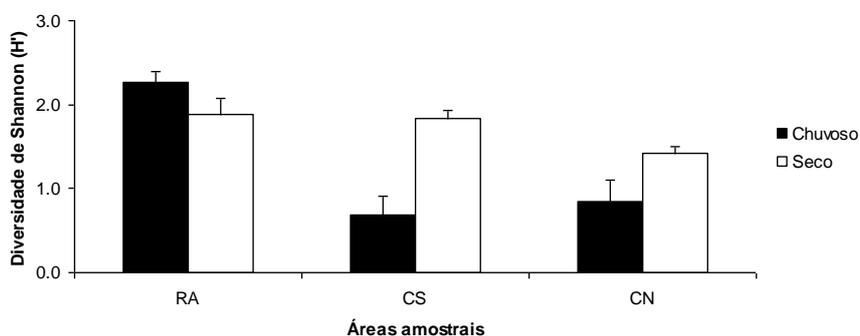


Figura 12. Valores médios \pm erro padrão da diversidade de Shannon nas três áreas amostrais (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Os valores médios de dominância foram inferiores no RA em ambos os períodos ($D = 0,13$ no chuvoso e $0,84$ no seco) comparados aos CS ($D = 0,40$ no chuvoso e $0,89$ no seco) e CN ($D = 0,47$ no chuvoso e $0,89$ no seco), com diferenças espaciais significativas e temporais no RA e CS (Figura 13, Tabela 2).

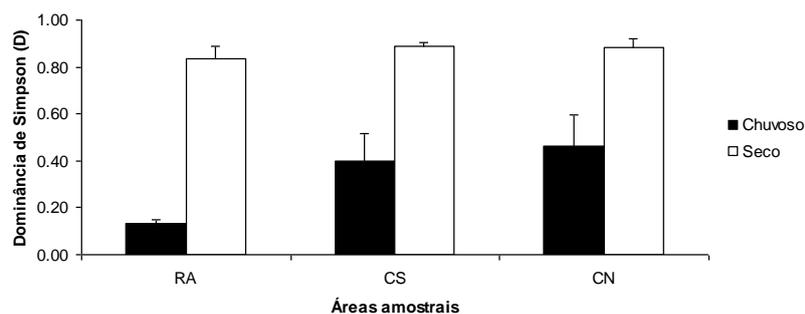


Figura 13. Valores médios \pm erro padrão de dominância de Simpson nas três áreas amostrais (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso e seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Tabela 2. Resultados da análise de variância (ANOVA) Kruskal-Wallis para os indicadores numéricos de estrutura de comunidade entre as áreas e entre períodos (chuvoso e seco de 2010) de cada área.

	Período Chuvoso			Período Seco			Período chuvoso vs seco		
	RA vs CS	RA vs CN	CS vs CN	RA vs CS	RA vs CN	CS vs CN	RA	CS	CN
Riqueza	0,0030*	0,0050*	0,3000 ns	0,6000 ns	0,1000 ns	0,0800 ns	0,2000ns	0,0090*	0,0900ns
Abundância	0,0003*	0,0005*	0,4000 ns	0,1000 ns	0,0080*	0,0200*	0,8000ns	0,0005*	0,4000ns
Diversidade - Shannon	0,0080*	0,0010*	0,1800 ns	0,3000 ns	0,0600 ns	0,1400 ns	0,2000ns	0,0070*	0,0200*
Dominância – Simpson	0,0700 ns	0,0100*	0,7000 ns	0,9000 ns	0,0100*	0,7000*	0,0003*	0,0400*	0,2000ns

* $p < 0,05$; ns: não significativo

A riqueza acumulada de espécies foi mais elevada no RA em ambos os períodos amostrados (chuvoso e seco). Observa-se uma tendência à estabilização em todas as áreas e períodos, sugerindo a suficiência do esforço amostral para representar cada área (Figura 14).

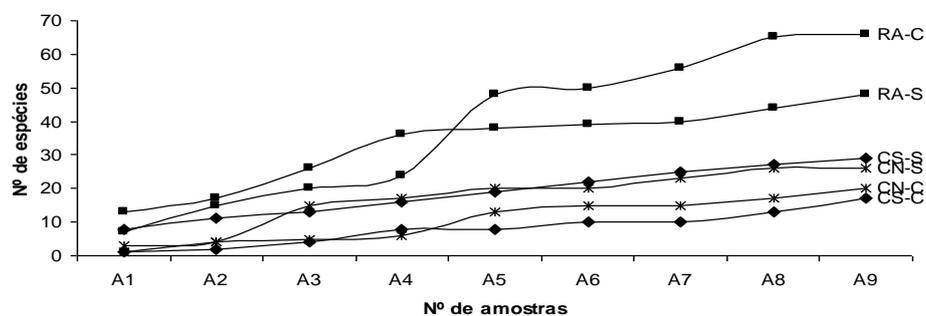


Figura 14. Número de espécies acumulado em relação ao número de amostras coletadas em cada área e período (chuvoso e seco de 2010) (N = nove em cada área e período de amostragem).

5.3.3. Estrutura de Guildas Tróficas de Polychaeta

A classificação em guildas tróficas da classe Polychaeta, grupo taxonômico mais abundante (42 %), revelou que os depositívoros e carnívoros foram os grupos tróficos predominantes considerando as três áreas e ambos os períodos, com cerca de 54 % e 42 %, respectivamente, enquanto herbívoros e suspensívoros perfizeram 4 % da abundância (Figura 15).

No período chuvoso foi verificado 46 % de depositívoros e 47 % de carnívoros no RA, 58 e 42 % no CN e 50 % para ambos os grupos no CS, respectivamente (Figura 15). No período seco houve um decréscimo na abundância de carnívoros em relação ao chuvoso, com 43 % no RA, 38 % no CS e 33% no CN, também com predomínio de depositívoros seguido pelos carnívoros (Figura 15). Ressalta-se ainda a presença de 7 % de suspensívoros apenas no RA e de 11 % e 3 % de herbívoros no RA e CN, respectivamente (Figura 15).

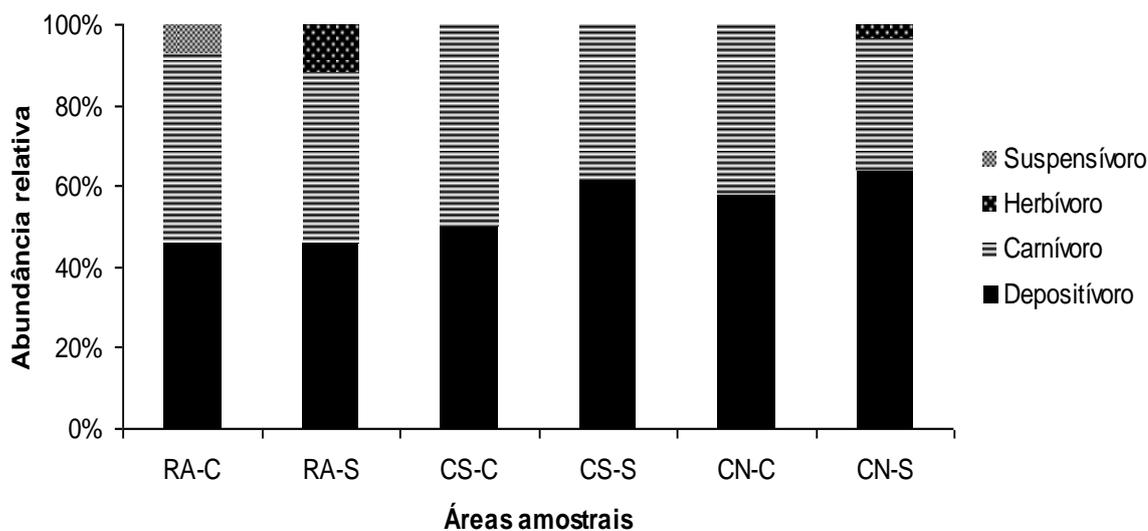


Figura 15. Abundância relativa das guildas tróficas da classe Polychaeta nas três áreas (RA, CS e CN) nos períodos chuvoso (C) e seco (S) de 2010 (N = nove em cada área e período).

5.4. Análises Multivariadas

A análise de agrupamento considerando cada amostra da macrofauna no período chuvoso revelou a inclusão de todas as réplicas do recife artificial em um grupo, com uma similaridade variando entre 10 e 60 % (Figura 16). Os táxons que mais contribuíram para a formação do grupo foram os bivalves *Crassinella martinicensis* e *Corbula lyoni*, antozoários e os poliqueta *Lumbrineris magalhaensis* e *Goniadides carolinae*. As amostras dos controles apresentaram uma similaridade inferior dentre e entre áreas (Figura 16), destacando-se comumente no grupo *Corbula caribaea*, Nemertinea e os poliquetas *Eunoe papilosa*, *Owenia* sp. e *Syllis* sp.. A análise de similaridade ANOSIM destacou a diferença significativa da macrofauna do RA em relação às áreas controle (Tabela 3).

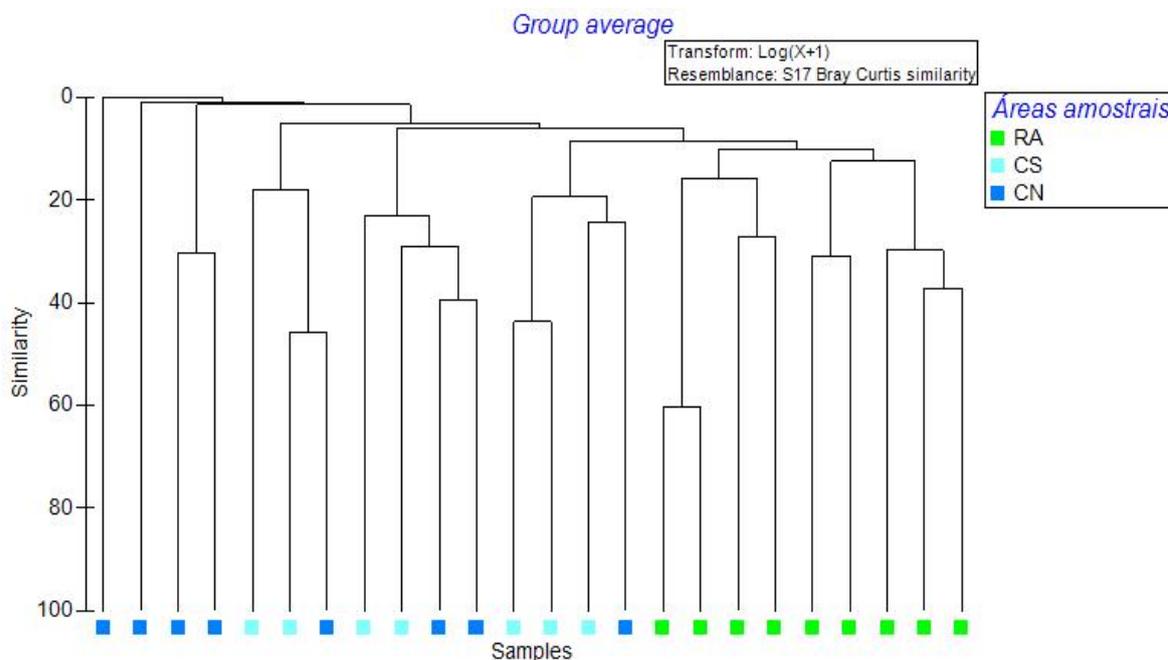


Figura 16. Análise de agrupamento (UPGMA) referente à abundância da macrofauna nas três áreas (RA, CS e CN) no período chuvoso de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Tabela 3. Resultados da análise de similaridade (ANOSIM) da macrofauna entre áreas no período chuvoso/2010.

	R Estatístico	Nível de Significância (p) %
RA vs CN	0.25	0.90*
RA vs CS	0.25	0.60*
CN vs CS	0.02	39.70
1 (RA) vs 2 (CS e CN)	0.02	32.50

* valor de p significativo ($p < 5\%$)

No período chuvoso, a dissimilaridade entre os recifes artificiais e as áreas controle foi superior a 90%. Dentre os 16 táxons que contribuíram com 50 % de tal valor, destacam-se *Crassinella martinicensis*, Anthozoa, *Corbula lyoni*, *Goniadides carolinae* (Tabela 4).

Tabela 4. Análise SIMPER com a contribuição das espécies para a dissimilaridade entre o recife artificial (grupo 1) e as áreas controle (CS e CN – grupo 2) no período chuvoso de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Grupo 1 vs Grupo 2		
Táxons	Contribuição (%)	Cumulativa (%)
<i>Crassinella martinicensis</i>	5.2	5.2
Anthozoa	5.2	10.4
<i>Corbula lyoni</i>	4.9	15.3
<i>Goniadides carolinae</i>	3.7	18.9
<i>Lumbrineris magalhaensis</i>	3.5	22.4
Nemertinea	3.3	25.6
Tanaidacea	3.1	28.7
Ophiuroidea	3.0	31.7
<i>Eunoe papilosa</i>	3.0	34.7
<i>Corbula caribaea</i>	2.9	37.6
<i>Crassinella marplatensis</i>	2.8	40.4
<i>Owenia</i> sp.	2.6	43.0
Amphitoidae	2.6	45.5
Ostracoda	2.0	47.5
<i>Pagurus</i> sp.	1.9	49.5
<i>Caprella</i> sp.	1.9	51.4

A análise de agrupamento considerando cada amostra da macrofauna no período seco revelou a inclusão de todas as réplicas do controle sul em um grupo, com a similaridade variando entre 20 e 60 % (Figura 17). Os táxons que mais contribuíram para a formação desse grupo foram *Crassinella martinicensis*, *Syllis* sp. e *Corbula caribaea*. Já as amostras do recife e do

controle norte apresentaram uma maior similaridade entre si, devido a contribuição dos táxons *Nemetinea*, *Lumbrineris* sp. e *Magelona* sp. (Figura 17). A análise de similaridade ANOSIM confirmou a diferença significativa da macrofauna do CS com as demais áreas (CN e RA) (Tabela 5).

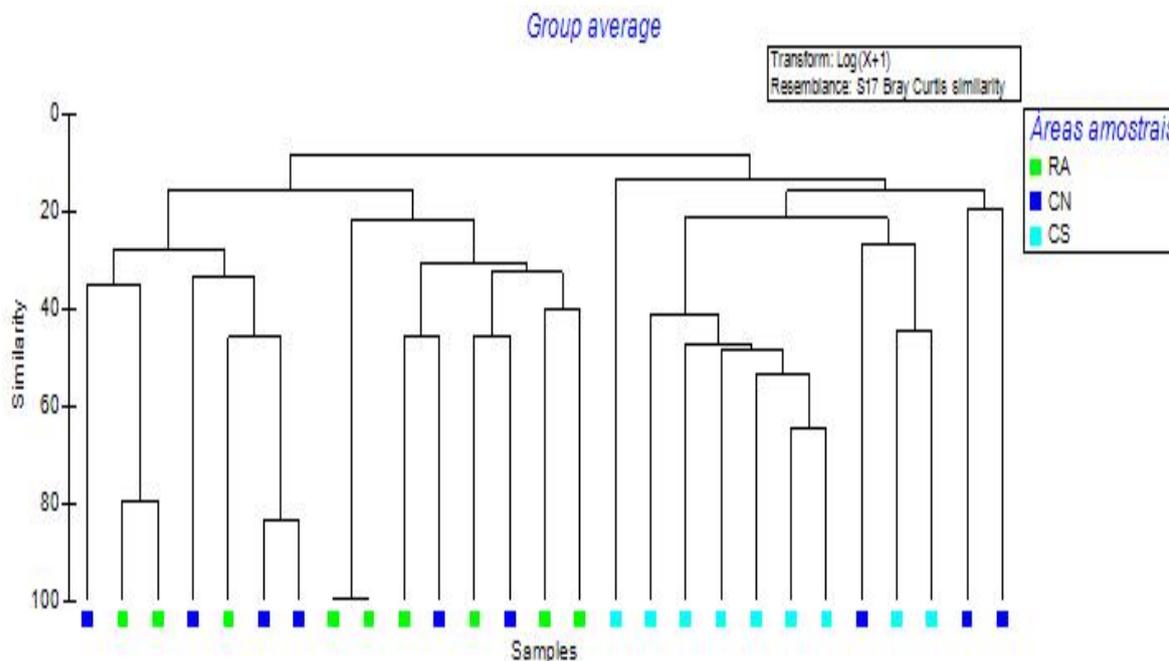


Figura 17. Análise de agrupamento (UPGMA) referente à abundância da macrofauna nas três áreas (RA, CS e CN) no período seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Tabela 5. Resultados da análise de similaridade (ANOSIM) obtidos no período seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

	R estatístico	Nível de significância p (%)
RA vs CN	0,07	16,80
RA vs CS	0,72	0,10*
CN vs CS	0,42	0,10*
1 (RA e CN) vs 2 (CS)	0,61	0,10*

* valor de p significativo ($p < 5\%$)

O maior valor de dissimilaridade no período seco, 90 %, ocorreu entre o CS em relação ao RA e ao CN. Dentre os nove táxons que contribuíram com até 50 % dessa dissimilaridade, destacam-se cinco poliquetas, dois bivalves, nemertíneos e um crustáceo. (Tabela 6).

Tabela 6. Análise SIMPER com a contribuição das espécies para a dissimilaridade entre o recife artificial e controle norte (grupo 1) e o controle sul (grupo 2) no período seco de 2010 (N = nove em cada área e período de amostragem).

Grupo 1 vs Grupo 2		
Táxons	Contribuição (%)	Cumulativo (%)
<i>Crassinella martinisencis</i>	9.2	9.2
Nemertinea	6.8	16.0
<i>Syllis</i> sp.	6.3	22.3
<i>Lumbrineris</i> sp.	5.7	28.0
<i>Magelona</i> sp.	5.4	33.4
<i>Corbula caribaea</i>	5.4	38.8
<i>Cirriformia</i> sp.	4.4	43.2
Cumacea	4.3	47.5
<i>Exogone</i> sp.	3.8	51.3

A análise de correspondência canônica (CCA) com a macrofauna bêntica e os parâmetros ambientais no período chuvoso demonstrou um poder de explicação em torno de 19% (Figura 18). Evidencia-se a separação entre RA e áreas controle CS e CN. As amostras do RA foram fortemente relacionadas à menor velocidade da corrente, com sedimento mais arenoso como areia grossa, areia média, cascalho, carbonato e carbono orgânico total, ao qual estiveram correlacionados oito táxons de poliquetas *Sphaerosyllis* sp., *Streblossoma* sp., *Goniadides carolinae*, *Lumbrineris magalhaensis*, *Capitella* sp., *Mellina* sp., Pectinaridae e *Piromis* sp., o molusco *Corbula lyoni*, Ostracoda, Ophiuroidea e Echiura (Figura 18).

As áreas controle foram relacionadas à maior velocidade de corrente, sedimento lamoso, fósforo, carbono orgânico dissolvido e nitrogênio e aos poliquetas *Owenia* sp. e *Syllis* sp., *Naineris* sp., *Bhawania* sp. e *Eunoe papilosa*, ao bivalve *Crassinella martinicensis*, ao crustáceo *Iridopagurus violaceus* e ao sipunculídeo *Phascolion* sp. (Figura 18).

No período seco, A CCA demonstrou um poder de explicação em torno de 29% e o eixo 1 significativo. O CS apresentou uma maior associação entre as amostras em relação as do RA e do CN. No CS, correlacionaram-se as maiores velocidades de corrente, conteúdo de carbono orgânico, fósforo e lama com os poliquetas *Owenia* sp., *Magelona* sp. e *Cirriformia* sp., além de nemertineos e crustáceos da família Melitidae. No recife, ocorreram as

maiores correlações das frações areia média e grossa do sedimento e dos poliquetas *Gymnonereis* sp., *Exogone* sp. e *Syllis* sp., antozoários e o gastrópode *Crassispira cubana* (Figura 19). No CN, areia fina, carbonato e cascalho, correlacionaram-se aos moluscos *Crassinella martinicensis*, *Corbula caribaea* e o crustáceo *Ischnochiton dorsuosus* (Figura 19).

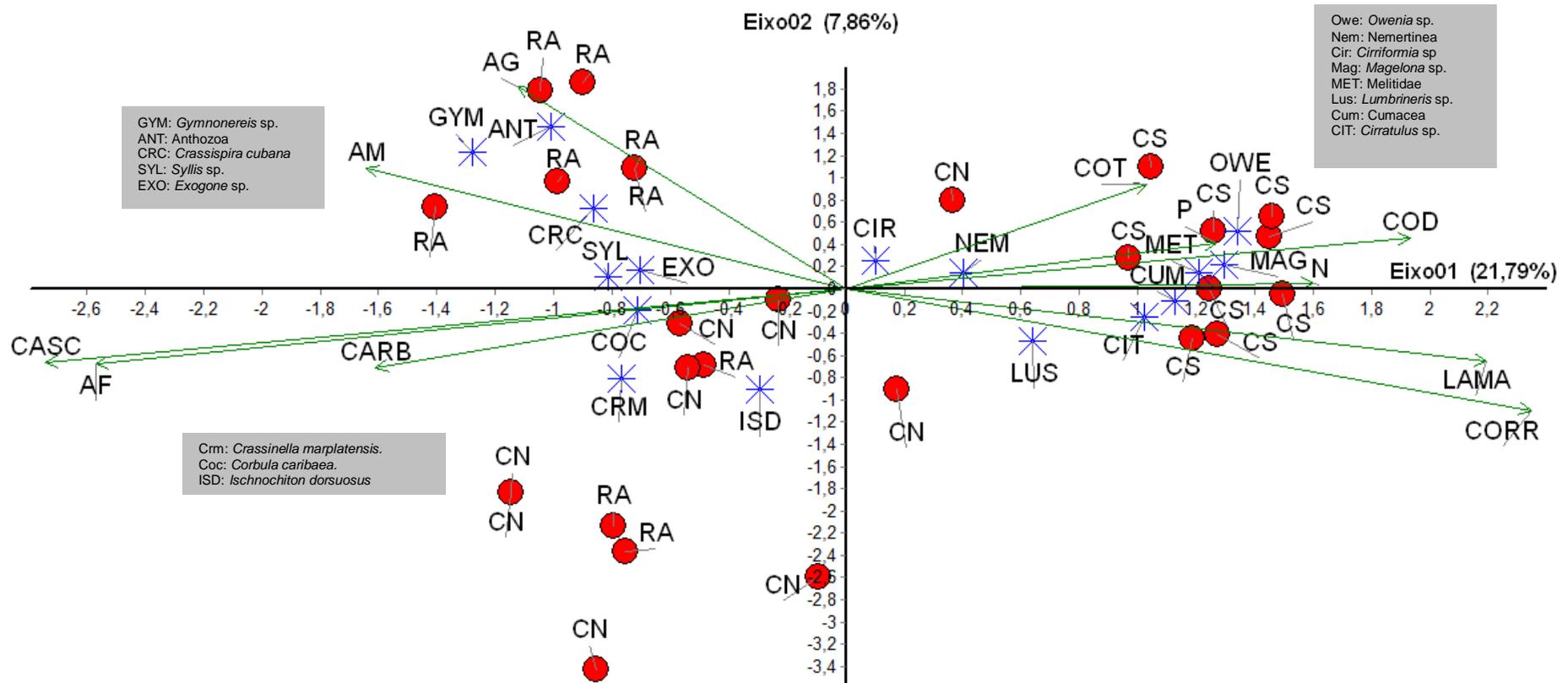


Figura 19. Análise de correspondência canônica (CCA) incluindo os táxons da macrofauna bêntica que contribuíram com 70% da abundância total de indivíduos em cada área amostral (RA, CS e CN) e as variáveis ambientais areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), lama, cascalho (CASC), carbonato (CARB), fósforo (P), carbono orgânico total (COT) e dissolvido (COD) e velocidade de corrente (CORR) no período seco de 2010.

6. DISCUSSÃO

A macrofauna bêntica registrada nos recifes artificiais (RA) e nas áreas controle (CS: controle sul e CN: controle norte) foi composta principalmente por poliquetas, moluscos, crustáceos, cnidários, nemertíneos e equinodermas. O grupo taxonômico predominante constituído por Polychaeta corrobora o de outros recifes como o encontrado por Lorenzi (2004) na área de plataforma rasa no sul do Brasil e Fukunaga & Bailey-Brock (2007) na baía Mamala (Hawai). Os moluscos, crustáceos e antozoários também apresentaram uma elevada abundância na área, grupos típicos nesses ambientes recifais. Ambrose & Anderson (1990) também registraram Polychaeta como grupo predominante seguido por Mollusca nos recifes artificiais de Pendleton, sul da Califórnia. Já Fabi *et. al.* (2002) encontraram Mollusca como o grupo numericamente dominante no recife artificial de Senigallia, no Mar Adriático, seguido por Polychaeta e Crustacea. A abundância mais elevada de antozoários no entorno dos recifes em relação às áreas controle pode ser decorrente da colonização dos módulos artificiais por cnidários arborescentes, como verificado por Zalmon & Gomes (2003) e Krohling *et al.* (2006).

A macrofauna bêntica foi mais abundante numericamente na área recifal quando comparada às áreas controle, como verificado por Lorenzi (2004) em áreas até cinco metros no entorno dos recifes artificiais no litoral do Paraná, sul do Brasil. Assim como a abundância, a riqueza e diversidade variaram espacialmente, com valores superiores no RA tanto no período chuvoso como no seco, reforçando a influência das estruturas artificiais sobre a macrofauna associada. A significância da variação espacial registrada principalmente no período chuvoso do RA em relação aos controles e no período seco, quando o CS diferiu do RA e CN, demonstra a importância em se utilizar mais de uma área como controle a fim de se corroborar as conclusões, como sugerido por Underwood (1994, 2006).

Segundo Danovaro *et al.* (2002) os fatores que contribuem para os possíveis impactos dos recifes artificiais sobre a macrofauna encontrada no sedimento adjacente consistem principalmente nas alterações dos processos hidrodinâmicos e nas características físicas do substrato, nas modificações da distribuição e composição de recursos alimentares e nas alterações das

interações biológicas devido ao assentamento das estruturas artificiais. Para Fabi *et al.* (2002), os fatores físicos influenciam mais tal comunidade associada do que os fatores biológicos, enfatizando a influência da intensidade de correntes. Embora comumente associado aos processos hidrodinâmicos locais, as características físicas do substrato nas três áreas estudadas não apresentaram uma relação direta com a velocidade das correntes. Enquanto no RA, o sedimento foi constituído principalmente por cascalho e lama, nas áreas controle foi predominado por lama, comumente associada a menores velocidades de corrente. No entanto, estas foram registradas no RA, onde obteve-se ainda uma maior heterogeneidade na composição granulométrica, refletindo em assembléias bênticas mais abundantes, diversas e ricas, como observado por Gray (1981) e Levinton (1995). Danovaro *et al.* (2002) também observaram uma reduzida fração arenosa próxima a um recife artificial no mar Adriático, associada a uma menor intensidade de correntes na área recifal.

Diferenças na composição granulométrica associada a recifes artificiais também foram verificadas por Ambrose & Anderson (1990), com uma fração mais grosseira próxima as estruturas em Pendleton, Califórnia. Já Barros *et al.* (2001) encontraram sedimentos mais arenosos a 1 metro dos recifes artificiais implantados em Botany Bay, Austrália. Acreditamos que a maior heterogeneidade do sedimento registrada nos arredores dos módulos recifais, com concentrações mais elevadas de cascalho e lama pode ser resultado da maior abundância de crustáceos e moluscos nos recifes, comparado as áreas controle, associada à comunidade epibêntica que se estabelece nos módulos recifais nesta área, como observado por Zalmon & Gomes (2003) e Krohling *et al.* (2006). Os moluscos bivalves *Crassinella martinicensis*, *Crassinella marplatensis* e *Corbula lyoni* estão entre os táxons que mais contribuíram para a dissimilaridade entre o RA e os controles no período chuvoso, colaborando com o aporte de cascalho para o sedimento dessa área com restos de conchas. Da mesma forma, os maiores valores de carbonato mensurados no RA em ambos os períodos (chuvoso e seco) e no CN no período seco provavelmente também são decorrentes da maior abundância de moluscos nessas áreas. Esses dados corroboram com Barros *et al.* (2001), que observaram que o recife artificial age como uma fonte de carbonato de cálcio devido à presença de moluscos e crustáceos associados. Segundo Lorenzi

(2004), o aumento do percentual de carbonato no entorno dos recifes artificiais no litoral do Paraná teve uma relação positiva com o incremento da macrofauna nesta área, coincidindo com o observado no presente estudo para o recife artificial.

Em um estudo anterior nesse mesmo complexo recifal, Zalmon *et. al.* (2011) registraram em áreas adjacentes aos recifes artificiais (até 100 metros) o predomínio da fração lama no sedimento, indicando que os recifes podem influenciar na deposição de material fino. Entretanto, no presente estudo, mesmo nas áreas controle (distantes 500 metros do recife artificial) observou-se o predomínio de lama no sedimento, indicando que esta área é constituída por bolsões de lama, como observado por Macedo (2011) em estudo da macrofauna bêntica da plataforma interna adjacente à desembocadura do rio Paraíba do Sul, no norte do Estado do Rio de Janeiro.

As características físicas do sedimento apresentaram uma relação direta com o padrão de distribuição das espécies nas três áreas em ambas as campanhas. No período chuvoso, as amostras granulométricas e da macrofauna no RA se destacaram dos controles, com o predomínio no primeiro de lama e cascalho e dos poliquetas *Goniadides carolinae* e *Lumbrineris magalhensis*, além dos bivalves *Corbula lyoni* e *Crassinella martinicensis* e dos crustáceos Amphitoidae e Tanaidacea como táxons mais abundantes. Assim como observado por Fauchald & Jumars (1979), os poliquetas carnívoros *Goniadides carolinae* e *Lumbrineris magalhaensis* foram naturalmente associados ao sedimento grosseiro no RA. Já o poliqueta *Owenia* sp. ocorre preferencialmente em áreas com sedimento fino (Gusso et al., 2001) e intenso hidrodinamismo (Muniz & Pires, 1999), ambas as características encontradas no CS. Lorenzi (2004) também observou uma forte relação entre as características granulométricas do sedimento e a macrofauna adjacente a recifes artificiais no litoral do Paraná, atribuindo o aumento de organismos escavadores no entorno dos recifes artificiais ao predomínio de areia nesta área. Essa relação da macrofauna com o sedimento observada no presente estudo também corrobora com outros autores. Ambrose & Anderson (1990) e Barros *et al.* (2001) encontraram maior variabilidade das associações da macrofauna em locais próximos a recifes, onde ocorreram maiores modificações na distribuição do sedimento. Para Kendall & Widdcombe (1999),

em locais de plataforma rasa, sem a influência de estruturas recifais, existe uma tendência a maior homogeneidade das associações da macrofauna.

O principal efeito físico das estruturas artificiais que compõem o recife se caracteriza pelo anteparo mecânico que acarreta, refletindo em diferentes condições hidrodinâmicas com velocidades das correntes de fundo significativamente menores em relação às áreas controle, principalmente no período chuvoso (maior vazão do RPS), quando esses valores foram cerca de duas vezes inferiores aos mensurados no CS e CN. É amplamente documentado que a presença das estruturas artificiais tende a promover um significativo decréscimo na velocidade de correntes na área recifal funcionando como uma barreira física (Guiral, 1995; Donavaro *et al.*, 2002), e criando um ambiente favorável para o recrutamento de organismos bênticos (Posey & Ambrose, 1994; Connell & Glasby, 2001; Lindegarth, 2001), refletindo em maiores valores de riqueza, abundância e diversidade imediatamente no entorno dos recifes artificiais.

Alguns autores verificaram que a influência dos recifes artificiais se limita a uma área pequena em seu entorno. Davis *et al.* (1982) encontraram efeitos físicos perceptíveis em áreas imediatamente adjacentes às estruturas artificiais, e propõem que a macrofauna é menos sensível aos impactos dos recifes artificiais do que a comunidade epibêntica devido principalmente sua história de vida (i.e. alta taxa de recrutamento), justificando os efeitos em pequenas escalas espaciais adjacentes aos recifes artificiais no sul da Califórnia. Zalmon *et al.* (2011) verificaram que a similaridade da macrofauna bêntica nas distâncias 0, 5, 25, 50, 100 e 300 m do recife artificial na costa norte do Estado do Rio de Janeiro sugere que sua influência é dissipada rapidamente, em função principalmente das fortes correntes marinhas locais, que giram em torno de 4 a 5 m/s.

A variação temporal na composição taxonômica foi evidente nas três áreas (RA, CS e CN), demonstrando a importância da repetição amostral em diferentes períodos do ano. Na região em estudo, ressalta-se a variável sazonal relacionada à vazão do rio Paraíba do Sul (RPS) que, durante o período chuvoso é superior, aumentando o aporte de materiais para a região costeira (Godoy *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2010; Figueiredo *et al.*, 2011). Vale salientar que o RA atua como um sistema com condições particulares devido à

influência física dos módulos artificiais, pois independente do efeito sazonal do RPS na região, a estrutura e composição da macrofauna nessa área foram significativamente diferentes das áreas controle. A influência do RPS pode ser evidenciada quando analisamos comparativamente a macrofauna dos dois períodos de amostragem e se observa que no período seco, em que a vazão do rio é menor, não ocorreram diferenças espaciais significativas da macrofauna entre o RA e as áreas controle. Entretanto, o RA apresentou maior riqueza, abundância e diversidade da macrofauna nesse período, confirmando sua influência sobre a estrutura da comunidade.

Svane & Petersen (2001) sugerem que os recifes artificiais influenciam o ambiente no entorno principalmente devido a relações de predação que se estabelecem entre a ictiofauna e os invertebrados bênticos. Estudos pretéritos nos recifes artificiais do presente estudo mostraram o seu potencial atrator de populações ícticas (Brotto *et al.*, 2006; Brotto & Zalmon, 2007). Zalmon *et al.* (1998) verificaram valores de densidade e biomassa de duas a três vezes superiores em áreas adjacentes aos recifes artificiais em relação a áreas controle distantes 500 m. Santos *et al.* (2010) também encontraram valores significativamente superiores de biomassa de peixes em áreas até 50 metros desses recifes. Em função do potencial atrator de peixes, a macrofauna bêntica pode apresentar menores valores de riqueza e abundância no entorno dos recifes artificiais, como verificado por Davis *et al.* (2002) em dois recifes artificiais em La Jolla, Califórnia. Em nosso estudo, a abundância íctica mais elevada no complexo recifal em relação a áreas controle (Zalmon *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2010) não refletiu em um declínio da macrofauna associada, sugerindo que o recife seja utilizado com outros fins como abrigo (D'Itri, 1986; Gomes *et al.*, 2001; Zalmon *et al.*, 2002; Fagundes Netto & Zalmon, 2011), berçário e reprodução (Bohnsack *et al.*, 1994; Ecklund, 1996; Pickering & Whitmarsh, 1997; Fagundes Netto & Zalmon, 2011). Para Ambrose & Anderson (1990) não são claros os motivos que explicam por que áreas de recifes artificiais com alta abundância íctica podem não influenciar a macrofauna do sedimento através da predação e sugerem que os efeitos da predação nesses ambientes sejam minimizados como resultado das modificações físicas que os recifes promovem no sedimento, considerando que essa comunidade bêntica

possui uma rápida capacidade de se recuperar após algum distúrbio (Davis *et al.*, 1982).

Segundo Whitlack (1981), a distribuição dos organismos bênticos no sedimento está relacionada às suas características alimentares. A classificação dos organismos da classe Polychaeta em guildas alimentares revelou que depositívoros e carnívoros foram os grupos funcionais predominantes no RA e nas áreas controle. Outros autores também registraram maior abundância de depositívoros (Paiva, 1994; Muniz *et al.*, 1998) e carnívoros (Barroso *et al.*, 2002), indicando ser um padrão ao longo da plataforma continental brasileira para poliquetas. Fauchald e Jumars (1979) relacionam os poliquetas carnívoros com sedimento arenoso devido à maior disponibilidade de oxigênio nos interstícios e a maior facilidade de locomoção desses organismos, o que justifica a maior ocorrência de carnívoros no RA devido maiores percentuais de cascalho em relação ao CS e CN. Assim como verificado por Zalmon *et al.* (2011), diferenças temporais quanto às guildas alimentares não foram observadas.

As maiores concentrações de sedimento fino nas áreas controle podem contribuir positivamente com os poliquetas depositívoros. Mesmo sendo ambientes com maior hidrodinamismo, o predomínio de lama aumenta a disponibilidade de partículas alimentares nessas áreas, favorecendo depositívoros como *Owenia* sp. e *Magelona* sp.. De acordo Fauchald & Jumars (1979), a presença de depositívoros em áreas de sedimento fino é explicada por sua reduzida capacidade de seleção de partículas e pela ingestão de grandes quantidades de sedimento. Gaston (1987) propõe que os detritos que se depositam na superfície do sedimento grosseiro também contribuem para o estabelecimento de depositívoros e não apenas ambientes predominantemente lamosos, influenciando positivamente essa guilda trófica no RA. Da mesma forma, Muniz & Pires (1999) encontraram uma relação positiva entre depositívoros e a fração arenosa do sedimento no Canal de São Sebastião, em São Paulo.

A maior abundância de depositívoros nas áreas controle no período seco em relação ao chuvoso pode ter ocorrido em função do decréscimo da vazão do rio Paraíba do Sul durante o período seco, permitindo maior sedimentação de material particulado nessas áreas. Já os poliquetas herbívoros foram

principalmente encontrados no RA, indicando que os módulos artificiais podem contribuir com a presença de algas, como já verificado por Zalmon & Gomes (2003) nesta área. Além disso, a alta contribuição de cascalho no sedimento nessa área também pode favorecer esse grupo funcional, como observado por Pagliosa (2005) ao relacionar a presença de poliquetas herbívoros com a granulometria mais grosseira do sedimento na baía da Ilha de Santa Catarina. O autor argumenta que predadores de pequeno tamanho corporal, como poliquetas *Goniadides carolinae* e *Exogone* sp. possuem uma forte dependência por sedimentos grosseiros, o que foi evidenciado através da forte correlação dessas espécies com o RA.

As diferenças hidrodinâmicas entre as áreas (RA, CS e CN) não refletiram em diferenças espaciais e temporais na composição dos grupos funcionais de poliquetas, indicando que o tipo de sedimento (lamoso e cascalho) foi mais importante para a organização trófica do que as correntes de fundo. A fração lama do sedimento tende a possuir maior conteúdo de matéria orgânica do que sedimento de maior granulometria. As concentrações de carbono orgânico dissolvido foram similares nas três áreas (RA, CS e CN), correspondendo aos percentuais de lama encontrados em todas elas.

Os demais parâmetros geoquímicos do sedimento (carbono orgânico total, fósforo e nitrogênio total e carbonato) também não diferiram significativamente entre as áreas (RA, CS e CN), de modo que não explicam as variações espaciais nos valores de riqueza, abundância e diversidade da macrofauna. Diferenças temporais significativas nas concentrações de fósforo, nitrogênio e carbono orgânico dissolvido foram verificadas apenas nas áreas controle, sugerindo que o efeito das estruturas artificiais se sobrepõe aos fatores ambientais diretamente relacionados à vazão do RPS e seu aporte de nutrientes para a área costeira adjacente (Godoy *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2010).

A implantação dos recifes artificiais na costa norte do Estado do Rio de Janeiro contribuiu principalmente com modificações nas características granulométricas do sedimento do entorno, principalmente devido ao incremento de materiais biodetríticos na área recifal e com alterações nas condições hidrodinâmicas locais, acarretando em menores velocidades de correntes de

fundo, que por sua vez influenciaram na estrutura e composição da macrofauna associada.

7. CONCLUSÕES

Em síntese, a influência das estruturas artificiais sobre a macrofauna foi evidenciada a partir de uma menor intensidade de correntes, refletindo em uma maior heterogeneidade do sedimento (cascalho e lama) no recife artificial em relação às áreas controle, incidindo em uma maior riqueza, abundância e diversidade de espécies da macrofauna benthica associada, corroborando parcialmente com a hipótese proposta, pois não foram verificadas maiores concentrações de nutrientes, como carbono orgânico, fósforo e nitrogênio, no entorno dos módulos artificiais em relação às áreas controle. A estrutura e a composição da macrofauna benthica nas diferentes áreas amostrais (RA: recife artificial, CS: controle sul e CN: controle norte) refletiram a influência do RA sobre a estrutura da comunidade em ambos os períodos de amostragem, confirmando o efeito do tratamento experimental. Já com relação ao padrão de associação das espécies, a variação temporal do efeito do RA refletida na similaridade da comunidade no RA e no CN durante o período seco e dissimilares no período chuvoso, demonstrou o efeito sazonal (precipitação e vazão do RPS) se sobrepondo ao espacial (recife artificial).

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M.G.; REZENDE, C.E. & SOUZA, C.M.M. 2007. Variação temporal, transporte e partição de Hg e carbono orgânico nas frações particulada e dissolvida da coluna d'água da bacia inferior do rio Paraíba do Sul. *Geochimica Brasiliensis*, 21(1): 111-129.
- AMBROSE, R.F. & ANDERSON, T.W. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology*, 107: 42-52.
- BADALAMENTI, F. & D'ANNA, G. 1996. Monitoring techniques for zoobenthic communities: influence of the artificial reef on surrounding endofaunal community. *In European Artificial Reef Research*, p. 347-358. Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network, Ancona, Italy.
- BADALAMENTI, F.; CHEMELLO, R.; D'ANNA, G.; HENRIQUEZ RAMOS, P.; RIGGIO, S. 2002. Are artificial reefs comparable to neighbouring natural rocky areas? A mollusk case study in the Gulf of Castellammare (NW Sicily). *ICES Journal of Marine Science*, 59: 127-131.
- BARROS, E.; UNDERWOOD, A.J. & LINDEGARTH, M. 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 191-199.
- BARROS, E.; UNDERWOOD, P. & ARCHAMBAULT, P. 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60 (4): 781-790.
- BARROSO, R.; PAIVA, P.C. & ALVES, O.F.S. 2002. Polychaetes trophic structure in Todos os Santos bay (BA, Brasil). *Boletim do Museu Nacional*, 494: 1-11.
- BESSA, E.G.; PAIVA, P.C. & ECHEVERRÍA, C.A. 2007. Distribuição vertical no sedimento dos grupos funcionais de anelídeos poliquetas em uma área da

enseada Martel, baía do Almirantado, Antártica. *Oecologia Brasiliensis*, 11 (1): 95-109.

- BOAVENTURA, D.; RÉ, P., FONSECA, L.C. & HAWKINS, S. J. 2002. Intertidal rocky shore communities of the continental portuguese coast: Analysis of distribution patterns. *Marine Ecology*, 23 (1): 69-90.
- BOAVENTURA, D.; MOURA, A.; LEITÃO, F.; CARVALHO, C.; CÚRDIA, J.; PEREIRA, P.; FONSECA, L.C.; SANTOS, M.N. & MONTEIRO, C.C. 2006. Macrobenthic colonization of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancão, Algarve). *Hydrobiologia*, 555: 335-343.
- BOHNSACK, J.A.; HARPER, D.E.; McCLELLAN, O.B. & HULSBECK, M. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off Southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 796-823.
- BRAUL, T.S. & BOURGET, E. 1985. Structural changes in an estuarine subtidal epibenthic community: biotic and physical causes. *Marine Ecology Progress Series*, 21: 63-73.
- BRAY, R.N.; MILLER, A.C. & GESSEY, G.C. 1981. The fish connection: a trophic link between planktonic and rocky reef communities. *Science*, 215: 204-205.
- BROTTO, D.S.; KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2006. Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(4): 205-212.
- BROTTO, D.S. & ZALMON, I.R. 2007. The effect of artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Tropical Oceanography*, 35: 1-16.
- CADDY, J.F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Review in Fish Biology and Fisheries*, 9: 1-43.

- CLARCK, R.B.; C. FRID & M. ATTRILL. 1997. *Marine Pollution*. Oxford. Claredon Press. 161p.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. *Changes in Marine Communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2 ed.
- CONCEIÇÃO, R.N.L. 2001. A situação atual dos recifes artificiais implantados no Estado do Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar*, 34 (1): 107-115.
- CONCEIÇÃO, R.N.L. & PEREIRA, J.A. 2006. Comunidades de peixes em recifes artificiais do estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 39: 99-109.
- CONCEIÇÃO, R.N.L.; MARINHO, R.A.; FRANKLIN JUNIOR, W.; LOPES, J. & CARPEGIANI, B. 2007. Projeto Recifes Artificiais Marinhos: apoio à pesca artesanal em Paracuru, Ceará, Brasil. 1 - Instalação e monitoramento. *Arquivos de Ciências do Mar*, 40: 72-77.
- CONNELL, S.D.; GLASBY, T.M., 2001. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rock reefs. *Marine Environmental Research*, 52: 115-125.
- D'Itri, F.M. 1986. *Artificial Reefs: Marine and Freshwater Applications*. Chelsea, Lewis Publ. Inc. 589p.
- DAVIS, J.; LEVIN, L. & WALTHER, S. 2002. Artificial armored shorelines: sites for open-coast species in a southern California bay. *Marine Biology*, 140(6): 1249-1262.
- DAVIS, N.; VANBLARICOM, G.R. & DAYTON, P.K. 1982. Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, 70: 295-303.

- DAY Jr.; J.W.; HALL, C.A.S.; KEMP, W.M. & YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley; Sons, New York, 558 p.
- DEAN Jr., W. E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44 (1): 242-248.
- DANOVARO, R.; GAMBI, C.; MAZZOLA, A. & MIRTO, S. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding endofauna: analysis of meiofauna. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: 356-62.
- DOMINGUEZ, J.L.M.; BITTERCOURT, A.C.S.P. & MARTIN, L. 1983. O papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas às desembocaduras dos rios São Francisco (SE-AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). *Revista Brasileira de Geociências*, 13(2):98-105.
- ECKLUND, A. M. 1996. The effects of post-settlement predation and resource limitation on reef fish assemblages. Dissertation (Doctoral) - University of Miami, Coral Glabes, Florida.
- FABI, G.; LUCCARINI, F.; PSNFILI, M.; SOLUSTRI, C. & SPAGNOLO, A. 2002. Effects of an artificial reef on the surrounding soft-bottom community (central Adriatic Sea). *ICES Journal of Marine Science*, 59: 343-349.
- FAGUNDES NETTO, E.B. & ZALMON, I.R. 2011. Recifes Artificiais: “Atração versus Produção”. *Vértices*, 13(1): 183-195.
- FAUCHALD, K. & JUMARS, P.A. 1979. The diet of worms: a study of Polychaete feeding guilds. *Oceanography Marine Biology: an Annual Review*, 17: 193-284.
- FIGUEIREDO, R.O.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.R. & MARTINELLI, L.A. 2011. Carbon and nitrogen in the lower basin of the Paraíba do Sul river, Southeastern Brazil: element fluxes and biogeochemical process. *Revista Ambiente e Água – An interdisciplinary Journal of Applied Science*, 6 (2).

- FRAZER, T.K.; LINDBERG, W.J. & STANTON, G.R. 1991. Predation on sand dollars by Gray triggerfish, *Ballistes capriscus*, in the north-eastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 48: 159-164.
- FRITZ, W.J. & MOORE, J.N. 1988. Basics of physical stratigraphy and sedimentology. *John Wiley & Sons, New York*. 371 p.
- FUKUNAGA, A. & BAILEY-BRCK, J.H. 2008. Benthic infaunal communities around two artificial reefs in Mamala Bay, Oahu, Hawaii. *Marine Environmental Research*, 65: 250–263.
- GASTON, G.R., 1987. Benthic polychaeta of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution. *Marine Ecology Progress Series*, Berlin, 36:251-262.
- GIERE, O. 1993. Meiobentology: the microscope fauna in aquatic sediments. 1st ed. *Berlin*, p. 235.
- GLASBY, C.; HUTCHINGS, P.; FAUCHAULD, K.; PAXTON, H.; ROUSE, G.W.; RUSSELL, C.W. & WILSON, R.S. 2000. Class Polychaeta. P. 16-20. In: P.L. BEESLEY, G.J.B. ROSS & C.J. GLASBY, (eds). *Polychaetes & Allies: The Southern Synthesis. Fauna of Australia v. 4A Polychaeta, Myzostomidae, Pogonophora, Echiura & Sipuncula*. CSIRO Publishing, Melbourne.
- GODOY, E.A.S.; ALMEIDA, T.C.M. & ZALMON, I.R. 2002. Fish Assemblages And Environmental Variables on an Artificial Reef - Rio de Janeiro, Brazil. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: 138-143.
- GOMES, M.P.; NOVELLI, R.; FARIA, V.V. & ZALMON, I.R. 2001. Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18 (3): 779-792.
- GOMES, M.P.; NOVELLI, R. & ZALMON, I.R. 2004. Attraction of *Chloroscombrus crysurus* (Linnaeus, 1776) (Teleostei: Carangidae) by Artificial reefs on the Northern Coast of Rio de Janeiro. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26 (2): 1-9.

- GRAY, J.S. 1981. The ecology of marine sediments. Cambridge University Press, Cambridge.
- GUIRAL, D.; GOURBALT, N.; HELLEOUET, M.N. 1995. Sediment Nature and Meiobenthos of an Artificial Reef (Acadja) used for Extensive Aquaculture. *Oceanologica Acta*, 18: 543-555.
- GUSSO, C.C.; GRAVINA, M.F. & MAGGIORE, F.R. 2001. Temporal variations in soft bottom benthic communities in Central Tyrrhenian Sea (Italy). *Archo Oceanography Limnology*, 22: 175-182.
- HUECKEL, G.J.; BUCKLEY, R.M. & BENSON, B.L. 1989. Mitigating rock habitat loss using artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*, 44: 913-922.
- IENO, E.N. & BASTIDA, R.O. 1998. Spatial and Temporal Patterns in Coastal Macrobenthos of Samborombon Bay, Argentina: a Case Study of Very Low Diversity. *Estuaries*, 21: 690-699.
- JENSEN, A.C.; COLLINS, K.J.; LOCKWOOD, A.P.M.; MALLINSON, J.J. & TURNPENNY, W.H. 1994. Colonization and fishery potential of a coal-ash artificial reef poole bay, United Kingdom. *Bulletin of Marine Science*, 55 (2-3): 1263-1276.
- JENSEN, A., COLLINS, K.J. & LOCKWOOD, A.P.M. 2000. Artificial reefs in European seas. *Kluwer Academic Publishers*, London. 508 p.
- KENDALL, M.A. & WIDDICOMBE, S. 1999. Small scale patterns in the structure of macrofaunal assemblages of shallow soft sediments. *Journal Experiment in Marine Biology and Ecology*, 237: 127-140.
- KROHLING, W; BROTTTO, D.S & ZALMON, I.R. 2006. Fouling community recruitment on an artificial reef in the north coast of Rio de Janeiro. *Journal of Coastal Research*, 39: 1118-1121.

- KROHLING, W.; BROTTTO, D.S. & ZALMON, I.R. 2006. Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54: 183-191.
- KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2007. Epibenthic Colonization on an Artificial Reef in the North Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, in press.
- KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2008. Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment off the north coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51: 213-221.
- KRÜGER, G.C.T.; CARVALHO, C.E.V.; FERREIRA, A.G.; GONÇALVES, G.M.; TRUCCOLO, E.C.; SCHETTINI, C.A.F. 2003. Dinâmica de Carbono Orgânico Dissolvido no Estuário do Rio Paraíba do Sul, RJ, sob diferentes condições de maré e descarga fluvial. *Atlântica*, 25(1):27-33.
- LANA, P.C. 1994. Organismos bênticos e atividades de monitoramento. In: Oceanografia Biológica Bentos, Vol. VI, Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Convênio PETROBRÁS-FUNDESPA. Coordenador: Ikeda, I, 10-21.
- LANGLOIS, T. J.; ANDERSON, M. J.; BABCOCK, R. C. 2005. Reef associated predators influence adjacent soft-sediment communities. *Ecology*, 89: 1508-1519.
- LASTA, C.A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cria de peces. *Tese de Doutorado*. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- LEVINTON, J.S. 1995. Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology. Oxford University Press.
- LINDEGARTH, M. 2001. Assemblages of animals around urban structures: testing hypotheses of patterns in sediments under boat-mooring pontoons. *Marine Environmental Research*, 51: 289-300.

- LORENZI, L. 2004. Estrutura das associações infaunais sublitorais de Substrato inconsolidado adjacente a recifes artificiais e naturais (Paraná, Brasil). *Tese de Doutorado* - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, UFPR, Curitiba. 199 p.
- LORENZI, L. & BORZONE, C.A. 2009. Variabilidade da infauna adjacente a estruturas rochosas na plataforma rasa do litoral do Paraná, Brasil. *Zoologia*, 26(4): 716-724.
- MACEDO, I.M. 2011. Estrutura de comunidade da macrofauna bentônica da plataforma interna adjacente a desembocadura do rio Paraíba do Sul, norte do Rio de Janeiro. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-Graduação em Ecologia em Recursos Naturais, UENF, Campos dos Goytacazes, RJ. 75 p.
- MARENGO, J.A. & ALVES, L.M. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2): 215-226.
- MORRISEY, D.J.; UNDERWOOD, A.J.; HOWITT, L. & STARK, J.S. 1992. Temporal variation in soft-sediment benthos. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 164: 233-245.
- MUNIZ, P.M. & PIRES, A.M.S., 1999. Trophic structure of polychaetes in São Sebastião Channel (Southeastern Brazil). *Marine Biology*, Berlin, 134:517-528.
- MUNIZ, P.M.; SUMIDA, P.Y.G. & PIRES-VANIN A.M.S., 1998. Trophic structure of polychaetes in two bays of the Southeastern Brazilian Coast (Mar Virado and Fortaleza, Ubatuba, São Paulo). *Oebalia*, Taranto, 24:39-53.
- NELSON, W.G.; NAVRATIL, P.M.; SAVERCOOL, D.M. & VOSE, F.E. 1988. Short-term effects of stabilized oil ash reefs on the marine benthos. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 623-627.

- PAGLIOSA, P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Marine Ecology*, 26:246-254.
- PAIVA, P.C. 1994. Trophic structure of a shelf polychaete toxocoenosis in Southern Brazil. *Cahiers de Biologie Marine*, 35: 39-55.
- PARRISH, J.D. & ZIMMERMAN, R.J. 1977. Utilization by fishes of space and food resources on an offshore Puerto Rican coral reef and its surroundings. *Third International Coral Reef Symposium*, 1: 297-303.
- PICKERING, H. & WHITMARSH, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the "attraction versus production" debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, (31), (39-59).
- POSEY, M.H. & AMBROSE, W.G. 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology*, 118: 745-753.
- REINECK, H.E. & SINGH, I.B. 1973. Depositional sedimentary environments. Springer-Verlag, New York. 439 p.
- SANTOS, L.N.; BROTTTO, D.S. & ZALMON, I.R. 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reef on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 54-60.
- SCHEFFER, A. 2001. Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do estado do Paraná. *Tese de Doutorado, Zoologia, UFPR*, 111p.
- SOARES-GOMES, A.; ABREU, G. M. R. C.; ABSHER, T. M.; FIGUEIREDO, A. G. 1999. Abiotic features and abundance of the macrozoobenthos of continental margin sediments of East Brazil. *Archives of Fisheries Marine Research*, 47 (2/3): 321-334.

- SOARES-GOMES, A.; PITOMBO, F.B. & PAIVA, P.C. 2009. Bentos de sedimentos não consolidados. *Biologia Marinha*, 2^a ed, p.319-338.
- SOARES-GOMES, A.; OLIVEIRA, E.B.; GABARDO, I.T.; CARREIRA, R.S. & FERNANDEZ, G.B. 2000. Benthic meiofauna study around an offshore oil production platform in Campos Basin, southeast Brazilian Continental Shelf. *Proceedings of the 5th Congress on Marine Science*, MARCUBA, LA Habana, CD-ROM Edition.
- SOUZA, T.A.; GODOY, J.M.; GODOY, M.L.D.P.; MOREIRA, I.; CARVALHO, Z.L.; SALOMÃO, M.S.M.B. & REZENDE, C.E. 2010. Use of multitracers for the study of water mixing in the Paraíba do Sul River estuary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101: 564-570.
- STEIMLE, F.; FOSTER, K.; KROPP, R. & CONLIN, B. 2002. Benthic macrofauna productivity enhancement by an artificial reef in Delaware Bay, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 100-105.
- SUGUIO, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: E. Blucher: EDUSP. 317p.
- SVANE, I. & PETERSEN, J.K. 2001. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs: a review. *Marine Ecology*, 22: 169-188.
- TER BRAACK, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- UNDERWOOD, A. J. 1994. On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4 (1): 4-15.
- UNDERWOOD, A. J. 2006. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Austral Ecology*, 18 (1): 99-116.

- VILLAÇA, R. 2002. Recifes Biológicos. In Pereira & Soares-Gomes, *Biologia Marinha*, Rio de Janeiro: *Interciência*, 229-248.
- WENTWORTH, C. K. 1922. A scale of grade e class terms of clastic sadiments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- WHITLATCH, R.B. 1981. Animal-sediment relationships in intertidal marine benthic habitats: some determinants of deposit-feeding species diversity. *J. Exp. Marine Biology and Ecology*, 53: 31–45.
- WILDING, T.A. & SAYER, M.D.J. 2002. Evaluating artificial reef performance: approaches to pre and post-deployment research. *ICES, Journal Marine Science*, 59: 222-230.
- WILLDING, T. 2006. The benthic impacts of the Loch Linnhe artificial reef. *Hydrobiologia*. 555: 345-353.
- WOLFF, W.J. 1983. *Estuarine benthos*. In: KETCHUM, B.H. (Ed.). *Ecosystems of the world. Estuaries and enclosed seas*. New York. Elsevier. p. 151-182.
- WOODIN, S. 1982. Browsing: importance in marine sedimentary environments? Spionid polychaete examples. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 60: 35-45.
- ZALMON, I.R.; BOINA. C.D. & ALMEIDA, T.C.M. 2011. Artificial reef influence on the surrounding infauna – north coast of Rio de Janeiro state, *Brazil*. *Journal of the Marine biological Association of the UK*.
- ZALMON, I.R.; NOVELLI, R.; GOMES, M.P. & FARIA, V.V. 1998. Recifes artificiais: uma alternativa para o aumento da diversidade biológica na costa norte do Rio de Janeiro. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Águas de Lindóia, São Paulo. p.333-336.
- ZALMON, I.R.; NOVELLI, R.; GOMES, M.P. & FARIA, V.V. 2002. Experimental Results of an Artificial Reef Program on the Brazilian Coast North of Rio de Janeiro. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: 83-87.

ZALMON, I.R.; GOMES, F.A.C. 2003. Comunidade incrustante em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*, 16 (1): 57-80.

ZAR, 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, inc. New Jersey, 2nd ed.