

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

HELIATRICE LOUISE HADLICH

VARIABILIDADE ESPACIAL DE ASSOCIAÇÕES DE POLIQUETAS AO
LONGO DE UM GRADIENTE DE CONTAMINAÇÃO POR ESGOTOS NO
CANAL DA COTINGA (BAÍA DE PARANAGUÁ, BRASIL).

PONTAL DO PARANÁ

2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

HELIATRICE LOUISE HADLICH

VARIABILIDADE ESPACIAL DE ASSOCIAÇÕES DE POLIQUETAS AO
LONGO DE UM GRADIENTE DE CONTAMINAÇÃO POR ESGOTOS NO
CANAL DA COTINGA, BAÍA DE PARANAGUÁ.

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos. Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ
2010



**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
COSTEIROS E OCEÂNICOS**

Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR

Avn. Beira-mar, s/nº - Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil

Tel. (41)3455-3620 - Fax (41)3455-3623 - www.cem.ufpr.br/pgsisco - E-mail: pgsisco@ufpr.br

TERMO DE APROVAÇÃO

Heliatrice Louise Hadlich

“Variabilidade espacial e sazonal de associações de poliquetas ao longo de um gradiente de contaminação na baía de Paranaguá.”

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:

Dr. Paulo da Cunha Lana (UFPR/CEM)
Orientador e Presidente

Dr. César de Castro Martins (UFPR/CEM)
Membro Examinador

Dr. Maurício Garcia de Camargo (UFPR/CEM)
Membro Examinador

Dr. Paulo Roberto Pagliosa Alves (UFSC)
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 24 de março de 2010.

AGRADECIMENTOS

Aos meus primeiros educadores e incentivadores, que doutrinam pela sabedoria proporcionada pela vida: meus pais Nelson e Helenice.

Ao orientador Dr. Paulo da Cunha Lana por ser o melhor exemplo de pesquisador que um estudante poderia ter. Obrigada pelos preciosos conselhos, pela paciência, amizade e por todas as oportunidades oferecidas e aprendizados que levarei por toda a vida!

Aos membros da banca, professores Dr. Paulo Pagliosa, Dr. César Martins e Dr. Maurício Camargo, pela disponibilidade em avaliar este manuscrito e pelas valiosas críticas.

Ao laboratório de bentos pelo suporte logístico e aos amigos e companheiros de laboratório: Kalina, Verônica, Leo, Maik, Madeira, Fabi, Josi, Aline, Marco, Micheli, Daniel, Daphne e Camila e em especial ao Carlos pela parceria e ao prof. Paulo Lana pelas oportunidades em todos os anos de convívio. Pessoal obrigada pela excelente companhia, contribuições valiosas e por fazerem do bentos o melhor e mais descontraído ambiente de trabalho! “No fundo, no fundo, tudo é bentos!”

Às minhas amigas mais queridas Lily, Kalina, Fer e Eve (Allan, não esqueci de ti!) por toda a amizade, conselhos, companhia e cumplicidade! Vocês transformaram muitos momentos difíceis em brisas suaves!

Ao Vader pela companhia, carinho e por me agüentar com tanta paciência e amor!

Aos meus irmãos Hilana e Henrique, pela convivência expressa em muitas maneiras e personalidades, mas com quem tenho aprendido a ser mais tolerante e paciente. À minha avó Lismari pela acolhida carinhosa em sua casa e aos meus tios Toni e Evelise por todo apoio, bom humor e um quarto sempre que precisei. Vocês são essenciais na minha vida!

A todas as pessoas que se prontificaram solidariamente a ajudar nas coletas homéricas. Não citarei nomes por medo de esquecer alguém, e isso não seria justo. A todos que disponibilizaram um tempo precioso, sei que muitos deixaram de lado seus afazeres para me ajudarem e agüentaram firmemente horas de trabalho pesado no barco e na água, porém mantendo a

força, agilidade e bom humor. Muito obrigada por todo o apoio, espírito de equipe e por tornarem as coletas mais divertidas! Sem a ajuda de vocês seria impossível realizar este trabalho!

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa de mestrado ao longo de todo o período da dissertação.

Aos professores Dr. César Martins, Dr. Eunice Machado e Dr. Hedda Kolm e seus técnicos e alunos pelas análises químicas e microbiológicas essenciais para a conclusão deste trabalho.

Ao téc. Daniel Paredes do LabSed (Lab. de Sedimentologia) e à téc. Elisiane do Lamir (Lab. de Minerais e Rocha) pelo auxílio durante as análises de granulometria e utilização do CILAS.

Aos funcionários e professores do Centro de Estudos do Mar e ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos pelo suporte acadêmico.

Aos amigos e colegas do PGSISCO, em especial ao Glauco (Graubi porqueeee), Rods, Biriguí, Magrão e Lizi por todo o apoio, carinho e amizade e por compartilharem as mesmas aflições com muito bom humor! Vocês são demais!

Aos excelentes professores e profissionais que fizeram parte do PROSUL, Paulo Lana, Rodolfo Elías, Eduardo Vallarino, Pablo Muniz, Natália Venturini (e Lu), Cláudia Bremec, Maria Silvia Rivero, Mariano, Lurdes, Carlos, Maik e Fabi por todos os momentos de aprendizagem, valiosos conselhos e pelos deliciosos conitos, vinhos e assados! Foi um prazer fazer parte dessa equipe!

*Descobri como é bom chegar quando se tem
paciência. E para se chegar, onde quer que seja,
aprendi que não é preciso dominar a força, mas
a razão. É preciso antes de mais nada,
QUERER.*

(Amyr Klink)

RESUMO

A identificação e a descrição precisa das múltiplas escalas em que os processos ecológicos ocorrem são um pré-requisito para a compreensão da variabilidade de fatores bióticos e abióticos em estuários, caracterizados por um alto grau de variabilidade espacial e temporal. O presente trabalho avaliou a importância de diferentes escalas espaciais na composição e abundância das associações de poliquetas ao longo de um gradiente estuarino de contaminação por esgotos domésticos, expresso por indicadores químicos, orgânicos e microbiológicos, no inverno de 2008 e verão de 2009. A amostragem considerou quatro escalas de variação, desde a ordem de quilômetros (três setores distribuídos ao longo do gradiente), centenas de metros (três locais em cada setor), dezenas de metros (três pontos por local) e centímetros (cinco réplicas por ponto). Em cada local foram determinados os teores de carbono orgânico total, nitrogênio e fósforo total, clorofila-a, feofitina, densidades de coliformes totais e *Escherichia coli* e concentrações de esteróis. Em cada ponto foram determinadas as características do sedimento (phi médio, percentagem de silte e argila, MO e CaCO_3). Variações nas densidades médias, densidade das espécies mais freqüentes, riqueza e diversidade das associações de poliquetas foram analisadas através de uma ANOVA hierárquica, para determinação das escalas espaciais com variabilidade significativa e os componentes de variância associados a cada uma delas. Foram também aplicados métodos multivariados (PCA, PERMANOVA, Bio-Env, nMDS), para análise das tendências e significância de variação dos dados biológicos e físico-químicos. A abordagem hierárquica evidenciou uma elevada variabilidade na distribuição das associações de poliquetas, dos parâmetros físico-químicos e dos indicadores de contaminação em diferentes escalas espaciais ao longo do Canal da Cottinga, com marcadas diferenças nos períodos de inverno e verão. O gradiente de contaminação ambiental não se mostrou contínuo ou linear, havendo evidências de uma marcada compressão no setor 1, provavelmente por causa da dinâmica local, que promove rápida dispersão e diluição dos contaminantes provenientes do Rio Itiberê. 107 espécies de poliquetas foram registradas, com a dominância

numérica de *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori*. A composição específica das associações de poliquetas foi similar ao longo do canal, mas significativamente afetada pelo gradiente de contaminação no setor mais interno no verão, quando houve uma marcada redução na densidade e na riqueza de espécies. O estudo mostrou que a diversidade de espécies e a densidade de poliquetas variaram em todas as escalas espaciais investigadas, de centímetros a quilômetros. A variabilidade espacial foi maior na escala de centímetros durante o inverno, mas as escalas de locais e setores (centenas de metros a quilômetros) assumiram maior importância no verão, quando o gradiente de contaminação se expressou com maior intensidade. Variações introduzidas pelo gradiente de variabilidade natural foram menos significativas para explicar a variabilidade da fauna, na medida em que as características texturais dos fundos locais e os teores de matéria orgânica se mostraram similares ao longo do canal. Há evidências de que as espécies *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori* são indicadoras de condições moderadas de contaminação, podendo ser usadas para o monitoramento ambiental de perturbações antrópicas, como a poluição orgânica por esgotos.

Palavras-chave: *nested* ANOVA, associações de poliquetas, escalas espaciais, Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá.

ABSTRACT

The identification and accurate description of the multiple scales in which ecological processes occur are a prerequisite to understand the variability of biotic and abiotic factors in estuaries, characterized by a high degree of spatial and temporal variability. This study assessed the relevance of different spatial scales in predicting the composition and abundance of polychaete assemblages along an estuarine gradient of domestic sewage contamination, in Paranaguá Bay (S Brazil), expressed by chemical, organic and microbiological indicators, in the winter of 2008 and summer of 2009. Four spatial scales were considered, namely kilometers (three sites distributed along the gradient), hundreds of meters (three locations in each section), dozens of meters (three samples in a place) and centimeters (five replicates for point). Contents of total organic carbon, nitrogen and phosphorous, chlorophyll-a, pheophytin, the densities of faecal coliforms, *Escherichia coli*, and sterol contents were determined in each location. Sediment characteristics (medium *phi*, % silte + clay, OM, CaCO₃) were determined at each point. The changes in average densities, density of numerically dominant species, richness and diversity of polychaete associations were tested by a hierarchical ANOVA, to recognize the spatial scales with significant variability and the variance components associated to each one, together with multivariate methods (PCA, PERMANOVA, Bio-Env, nMDS). The hierarchical approach showed a high variability in the structure of local polychaete associations, sediment parameters and organic pollution indicators in different spatial scales and in winter and summer periods along the Cotinga Channel. The gradient of environmental contamination was not continuous or linear, due to a marked compression in site 1, probably because of local hydrodynamics that promotes fast dispersion and dilution of Itiberê river sewage. 107 polychaete species were recorded, with the numeric dominance of *Magelona papillicornis* and *Aricidea taylori*. Species composition of polychaete associations was similar along the gradient, but was affected by the contaminant gradient in the inner sites in the summer, as shown by the marked reduction in density and species richness. This study showed that the diversity of species and polychaete densities varied in all investigated spatial scales. The spatial variability was larger in the scale of centimeters during the winter, but the

scales of sites and sections (hundreds of meters to kilometers) were more relevant in the summer, when contamination was higher. Variations introduced by the natural gradient of variability were less significant to explain faunal variability, since sediment characteristics were similar along the channel. There is some correlative evidence that *Magelona papillicornis* and *Aricidea taylori* are bioindicators of moderate contamination conditions, and could be used for the environmental monitoring of local man-made disturbance.

Key-words: *nested* ANOVA, polychaete assemblages, spatial scales, Cotinga Channel, Paranaguá Bay.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	5
2.1. ÁREA DE ESTUDO	5
2.2. DELINEAMENTO AMOSTRAL	8
2.3. AMOSTRAGEM DA FAUNA E SEDIMENTO PARA ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS GRANULOMÉTRICAS	9
2.4. QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES, NUTRIENTES E MARCADORES ORGÂNICOS DE CONTAMINAÇÃO	10
2.4.1 <i>Descrição dos marcadores orgânicos de contaminação</i>	11
2.5. PROCESSAMENTO DOS DADOS	12
3. RESULTADOS	15
3.1. VARIABILIDADE AMBIENTAL AO LONGO DO CANAL DA COTINGA	15
3.1.1 <i>Parâmetros físico-químicos e sedimentológicos</i>	15
3.1.2 <i>Variabilidade dos indicadores químicos e microbiológicos de contaminação por esgotos</i>	22
3.2. VARIABILIDADE DAS ASSOCIAÇÕES DE POLIQUETAS E SUA RELAÇÃO COM OS FATORES AMBIENTAIS	28
4. DISCUSSÃO	42
5. CONCLUSÃO	49
6. REFERÊNCIAS	50
ANEXOS	58

1 INTRODUÇÃO

Análises dos padrões de abundância e distribuição dos organismos e dos processos por eles responsáveis são a base fundamental para a formulação de boas hipóteses de trabalho nas ciências ambientais (THRUSH *et al.* 1999). A identificação e a descrição das múltiplas escalas em que os processos ecológicos ocorrem são requisitos essenciais para a compreensão da variabilidade de fatores bióticos e abióticos especialmente em estuários, caracterizados por um alto grau de variação espaço-temporal. Este conhecimento permite melhores previsões das mudanças ambientais, através de modelos gerais, práticas de manejo integrado, restauração de habitats e avaliação de impactos ambientais (LEVIN, 1992; OLABARRIA & CHAPMAN, 2001).

A variabilidade espacial dos organismos pode ocorrer numa hierarquia de escalas, desde centímetros até centenas de quilômetros. No caso particular da ecologia bêntica, variações em escalas intermediárias às unidades amostrais (centímetros ou metros) e locais (quilômetros) nem sempre são conhecidas ou contempladas nos desenhos amostrais. Neste sentido, o uso de estratégias multiescalares para a amostragem do bentos, especificamente o uso de delineamentos amostrais hierárquicos que permitem analisar diferentes escalas de variação espacial e temporal, vêm se consolidando como uma ferramenta robusta para investigar os padrões de distribuição da macrofauna bêntica (UNDERWOOD, 1997)

A distribuição, abundância e riqueza de invertebrados bênticos são parâmetros extremamente variáveis em pequena escala, de centímetros a metros, fato bem documentado em fundos sublitorais não consolidados (HEWITT *et al.*, 2002). Essa heterogeneidade é causada por forçantes externas às associações, particularmente distúrbios ambientais, ou processos internos, como recrutamento e predação (UNDERWOOD & CHAPMAN, 2005). Muitas destas forçantes capazes de regular os padrões de abundância espacial em diferentes espécies permanecem mal conhecidas (CHAPMAN *et al.*, 2010).

Estudos em fundos marinhos não consolidados têm progressivamente empregado desenhos amostrais hierárquicos para avaliar a importância relativa das escalas espaciais presumidamente responsáveis pela variabilidade biológica

(OLLABARIA & CHAPMAN 2001, COMMITO *et al.*, 2006). Porém, são ainda poucos os estudos que adotaram estratégias hierárquicas para contemplar simultaneamente os parâmetros biológicos e físico-químicos (YSEBAERT & HERMAN, 2002; CHAPMAN & TOLHURST 2007; CHAPMAN *et al.*, 2010).

Muitos autores utilizam espécies macrofaunais bênticas como ferramenta para avaliar a qualidade ambiental dos sistemas marinhos, dada a inerente habilidade dos animais que vivem associados aos fundos em integrar e refletir a qualidade sedimentar e por serem um dos elementos estruturadores das redes alimentares e desempenharem um importante papel na dinâmica dos sistemas marinhos e estuarinos (HERMAN *et al.* 1999; HEWITT *et al.*, 2005; DOLBETH *et al.*, 2007; CARDOSO *et al.*, 2008). Os organismos bênticos têm sido especialmente utilizados na detecção e avaliação de eventos de enriquecimento orgânico, em situações nas quais são expostos a condições de anoxia/hipoxia e à contaminação por poluentes tipicamente acumulados no sedimento (SAUNDERS *et al.*, 2007; CARDOSO *et al.*, 2008, MOJTAHID *et al.*, 2008).

Dentre os grupos de animais bênticos que mais se destacam em ambientes não consolidados, os poliquetas são freqüentemente o componente dominante em áreas estuarinas ou de plataforma rasa, devido à alta riqueza de espécies, densidade e biomassa (BELAN, 2003). Este grupo apresenta uma ampla distribuição geográfica e ocupa uma variedade de habitats marinhos e estuarinos. Muitas espécies de poliquetas têm um alto nível de tolerância a impactos adversos, seja por perturbações naturais ou causadas por atividades humanas (POCKLINGTON & WELLS, 1992). Isso faz com que esse grupo seja muito utilizado como indicador de alterações ambientais, com o reconhecimento e categorização de espécies sensíveis ou tolerantes a mudanças ambientais induzidas por atividades humanas (PEARSON & ROSENBERG, 1978; ELIAS *et al.*, 2003; DEL-PILAR-RUSO *et al.*, 2009).

A descarga direta de efluentes urbanos nos oceanos é considerada um dos distúrbios antropogênicos mais comuns e um dos principais fatores responsáveis pelas alterações biológicas de ambientes bênticos costeiros (CARDELL *et al.*, 1999). A crescente pressão da urbanização sobre as zonas costeiras tem provocado o descarte de efluentes na sua maioria *in natura*, que contaminam a água, o sedimento e a biota, podendo afetar a saúde humana pelo contato direto com

microorganismos patogênicos ou através da cadeia alimentar (DANULAT *et al.*, 2002; MUNIZ, *et al.*, 2006). Mesmo em lugares onde a urbanização é menos intensa, as fontes de poluição são várias e difusas. Os impactos também ocorrem em uma gama de escalas espaciais fazendo com que os efeitos diretos e combinados sejam mais difíceis de quantificar, comprometendo a avaliação e o manejo correto dos sistemas afetados (HEWITT *et al.*, 2005).

A detecção da contaminação por esgotos domésticos em ambientes aquáticos é de extrema importância por questões de saúde pública, sendo realizada frequentemente através da determinação quantitativa de indicadores microbiológicos, como coliformes fecais (BARTLETT, 1987). No entanto, essas bactérias tem baixo tempo de vida e apresentam pouca resistência às variações ambientais, como temperatura e radiação, e aos processos de desinfecção adotados pelas estações de tratamentos de esgotos. Neste sentido, é necessário utilizar outros indicadores não necessariamente biológicos como alternativa ao método microbiológico, como os marcadores geoquímicos que são menos susceptíveis às mudanças ambientais do que as bactérias, para verificar a presença ou não de contaminação por esgoto doméstico (VENKATESAN & MIRSADEGHI, 1992). Em estudos sobre aporte de esgotos domésticos, os compostos químicos mais utilizados são os esteróis e estanoanas (GRIMALT *et al.*, 1990). O uso dos esteróides como indicadores do histórico da poluição fecal é particularmente aplicável a regiões próximas a grandes centros populacionais, onde é possível visualizar a presença de fontes de descarga de efluentes, na maioria das vezes tratados primariamente, e sendo o homem a principal fonte exclusiva destes compostos (MARTINS *et al.*, 2008).

Nos últimos anos, houve um aumento dos estudos que procuraram relacionar os padrões estruturais das associações bênticas influenciados pela qualidade ambiental de águas costeiras no Atlântico Sul (e.g. MACHADO *et al.*, 2004; VENTURINI & TOMMASI, 2004; MUNIZ & PIRES-VANIN, 2005; HATJE *et al.*, 2006; COSTA JR, *et al.*, 2008; MUNIZ *et al.*, 2010). Contudo, poucos trabalhos incorporaram efetivamente análises multiescalares de variações da macrofauna bêntica e dos parâmetros ambientais em eventos de contaminação orgânica ou stress natural (PAIVA, 2001; PAGLIOSA *et al.*, 2005; PAGLIOSA & BARBOSA, 2006).

Informações a respeito de como as associações de poliquetas se comportam e em quais escalas espaciais se distribuem são essenciais para bons programas de monitoramento, permitindo melhores previsões sobre mudanças ambientais futuras causadas por impactos humanos (THRUSH *et. al*, 1999).

O objetivo deste trabalho foi descrever as alterações na estrutura e distribuição das associações de poliquetas em diferentes escalas espaciais ao longo de um gradiente estuarino de contaminação por esgotos domésticos expresso por marcadores orgânicos geoquímicos, em um estuário subtropical. Foi testada a hipótese de que uma maior variabilidade das associações é esperada na escala de quilômetros, que corresponde aos extremos do gradiente, com menores valores de densidade, número de espécies e diversidade sendo esperados nas proximidades das fontes de contaminação orgânica por esgotos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido numa região de sublitoral localizado no setor polihalino da Baía de Paranaguá (48°25'W; 25°30'S). O local, conhecido como Canal da Cotinga, é margeado por manguezais e planícies de marés e possui aproximadamente 12 km de extensão. Nele deságuam o rio Maciel, Rio dos Correias, rio dos Almeidas, rio Guaraguaçu e rio Itiberê, considerado o mais contaminado, devido ao despejo de efluentes urbanos oriundos do município de Paranaguá (LANA *et al.*, 2001) (Figura 1).

A hidrodinâmica estuarina é regida pelo regime de marés e pela entrada de massas d'água provenientes dos rios que deságuam na região (MACHADO *et al.*, 2000). A baía é caracterizada por marcados gradientes salinos, e de energia ambiental, condicionados pelo regime pluviométrico e pela ingressão da cunha salina (LANA *et al.*, 2001).

Há quatro décadas a Baía de Paranaguá (25°20'-25°35'S/48° 20' - 48°45'W) era considerada bem preservada e a maioria das perturbações eram de pequena escala, geralmente associadas às atividades extrativistas ou agrícolas tradicionais (Andriguetto-Filho, 1998). Atualmente o crescimento urbano e o desenvolvimento econômico da cidade e do Porto de Paranaguá têm contribuído para o aumento progressivo no despejo de efluentes domésticos dos seus aproximadamente 140.000 habitantes, além de efluentes potencialmente provenientes de 14 indústrias extrativistas e 109 indústrias de transformação (IBGE, 2009), na sua maioria sem tratamento adequado, elevando os níveis de matéria orgânica e contaminantes, como metais pesados, no sedimento e na água (LANA *et al.*, 2001; SÁ *et al.*, 2006; CHOUERI *et al.*, 2009).

Em Paranaguá, apenas 25% da população é atendida com esgoto tratado. Contudo, mais de dois terços dos domicílios não estão ligados à rede de esgoto, liberando efluentes domésticos *in natura* no Rio Itiberê (CAB Águas de Paranaguá, 2009).

O rio Itiberê pode ser considerado uma das principais fontes pontuais de contaminação no canal da Cotinga. Estudos realizados neste local comprovaram a

presença de elevadas concentrações de indicadores orgânicos como coliformes fecais registrados na coluna d'água (KOLM *et al.*, 2002) e esteróides fecais no sedimento (MARTINS *et al.*, 2010). A presença destes indicadores foi diretamente associada ao despejo de esgotos domésticos nos corpos d'água que margeiam a cidade de Paranaguá, principalmente pelos despejos no rio Itiberê. Além da nítida contaminação por esgoto indicada por esteróides fecais na região de Paranaguá (MARTINS *et al.*, 2010) o qual é um indicativo da má qualidade sanitária na região, a toxicidade proveniente das altas concentração de metais traço, como Ni, Ar, Pb, Cr e Cu, nos sedimentos em áreas próximas à cidade de Paranaguá e ao porto têm sido relacionada às alterações estruturais na fauna bêntica nessa região (SÁ *et al.*,2006; CHOUERI *et al.*,2009; 2010).

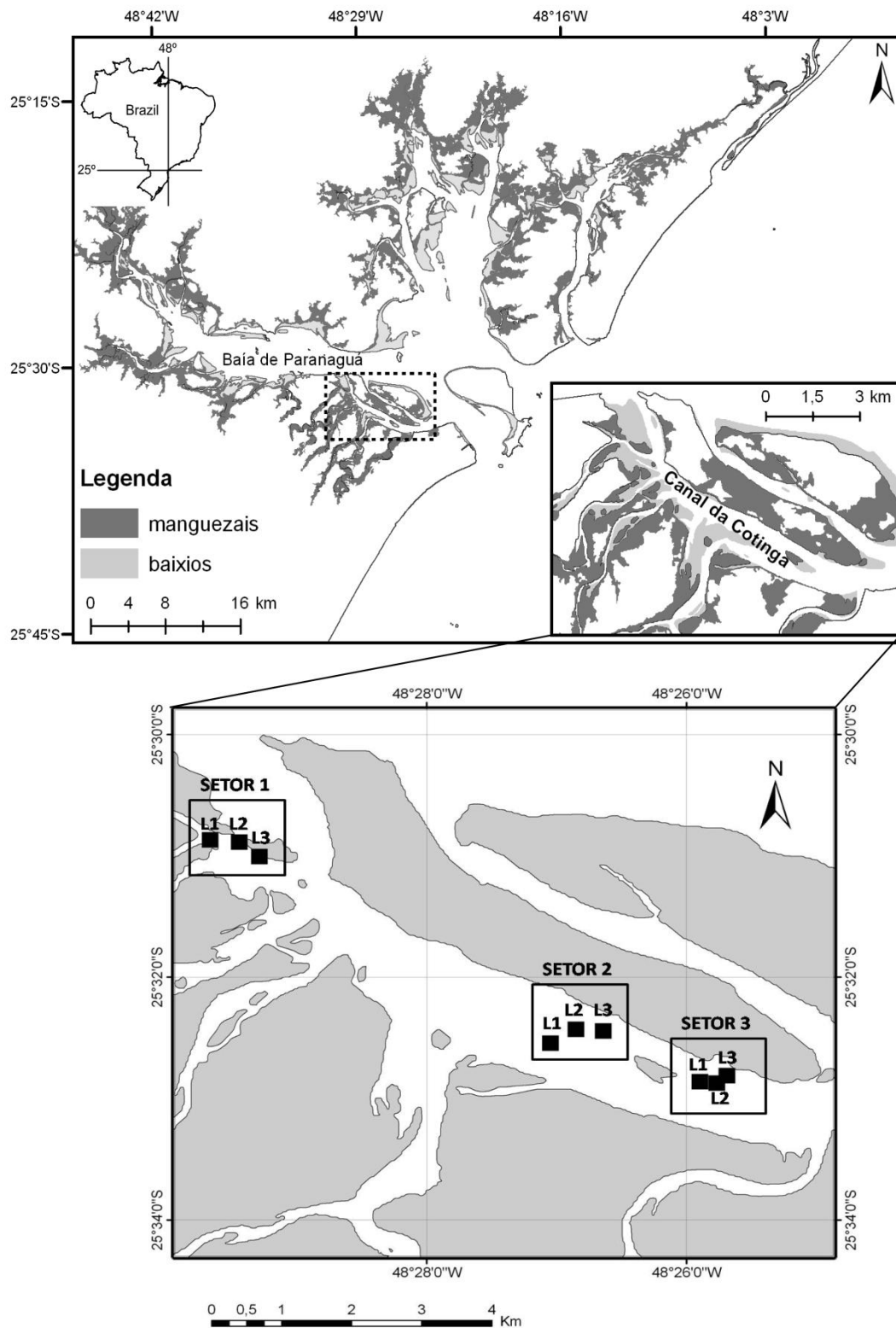


FIGURA 1. Área de estudo na Baía de Paranaguá com a localização dos setores e locais amostrados.

2.2. Delineamento amostral

Para avaliar a contribuição das diferentes escalas de variação espacial das associações de poliquetas e dos parâmetros sedimentológicos foi utilizado um delineamento amostral hierárquico, discriminando as escalas de centímetros, dezenas de metros, centena de metros e quilômetros (Figura 2). As quatro escalas de variação espacial foram categorizadas como setores (10^3 m), locais (10^2 m), pontos (10^1 m) e réplicas (< 1 m).

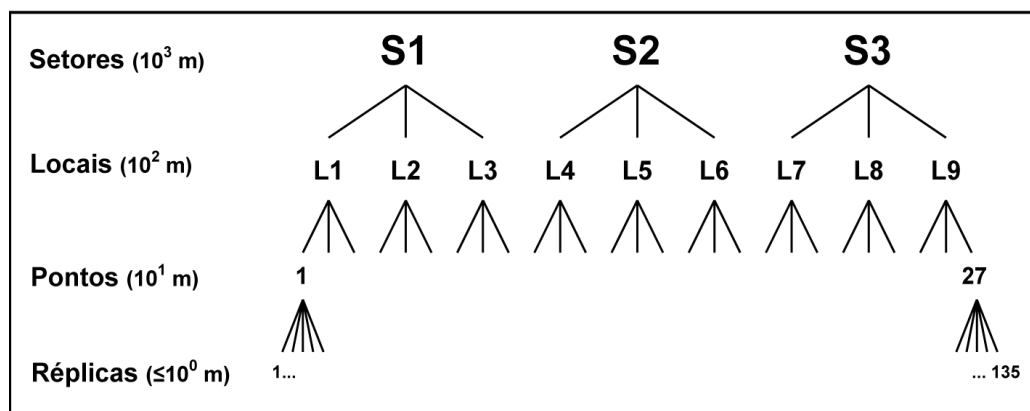


FIGURA 2. Representação esquemática do delineamento amostral hierárquico com indicação das escalas espaciais de variação.

O material foi coletado em duas campanhas, a primeira durante o inverno (agosto/08), período de baixa temporada, e a segunda no final do verão (março/09), final do período de alta temporada.

O Canal da Cotinga foi subdividido em três setores (S) distantes entre si na escala de quilômetros. O setor 1 ou setor interno compreendeu a área de influência do rio Itiberê e seus efluentes domésticos, o setor 2 ou setor médio a área de influência do rio Guaraguaçu e o setor 3 ou setor externo a área de influência do rio Maciel e das condições oceanográficas da desembocadura da baía de Paranaguá (Figura 3). Estas áreas configuram um gradiente presumido de contaminação ambiental, com o rio Itiberê tratado como principal área-fonte de esteróis fecais (BRAUN, 2006). Neste contexto, o Setor 1 foi considerado o mais impactado por esgotos domésticos *in natura*, o Setor 2 tratado como intermediário e Setor 3 (distantes cerca de 9 km do rio Itiberê) como área externa, pouco influenciada pelos esgotos domésticos. No entanto, é preciso admitir que todo o Canal da Cotinga sofre

com a influência de outras atividades antrópicas, como as portuárias e turísticas, além da eutrofização pelo lançamento *in natura* de efluentes domésticos. Em cada setor foram aleatorizados três locais (L) distanciados entre si na escala de centenas de metros. Em cada local foram aleatorizados três pontos (P) distantes entre si em dezenas de metros. Em cada ponto foram retiradas cinco réplicas distanciadas entre si por centímetros (R). Todos os fatores foram considerados aleatórios.

Todos os pontos foram georreferenciados e em cada um foram retiradas 5 réplicas para a macrofauna, assim como uma réplica para análises granulométricas. Em cada local foram tomadas amostras para caracterização ambiental, uma delas para análises químicas, uma para os indicadores orgânicos (esteróis) e uma para análise microbiológica, totalizando 270 amostras biológicas (2 campanhas x 3 setores x 3 locais x 3 pontos x 5 réplicas), 54 amostras granulométricas, 18 amostras químicas de sedimento para a análise de Fósforo Total (P_{total}), Nitrogênio Total (N_{total}), Carbono Orgânico Total (COT), e pigmentos fotossintéticos (clorofila *a* e feofitina), 18 amostras de sedimento para análise de esteróis e 18 amostras de sedimento para análise de coliformes totais e *Escherichia coli*.

2.3. Amostragem da fauna e sedimento para análise das características granulométricas

As coletas foram realizadas durante maré de quadratura para minimizar os efeitos dos fluxos de maré enchente e vazante no fundo do canal da Cotinga.

A amostragem dos pontos (P) foi realizada por mergulho autônomo, sempre ao longo do canal central, com profundidade média de 6 metros, descartando-se eventuais pontos sorteados nas margens mais rasas do canal. Para a coleta da macrofauna foram utilizados corers de PVC de 20 cm de diâmetro e 15 cm de profundidade (área total de 0,03 m²).

As amostras biológicas foram lavadas *in situ*, em peneiras de triagem de 0,5 mm e acondicionado em sacos de polietileno devidamente numerados. As amostras foram então fixadas em formol a 10% neutralizado com bórax a 4%, para evitar desgaste das conchas de moluscos. Após fixação, as amostras foram conservadas em álcool 70% para identificação dos organismos até a menor resolução taxonômica

possível (espécies ou morfotipos). Apesar da ênfase nas associações de poliquetas, toda a macrofauna foi identificada e quantificada para trabalhos posteriores.

Para a análise granulométrica, foram tomadas subamostras do sedimento em cada corer, com cilindro de 3 cm de diâmetro por 4,5 cm de altura. Destas foram analisadas somente 54 amostras, 27 por campanha, correspondendo a cada um dos pontos (P) amostrados.

A análise granulométrica foi realizada pelo método de peneiramento para intervalos de 0,5 phi, descrito por SUGUIO (1973). As frações de finos foram analisadas pelo método de difração a laser através de um granulômetro a laser CILAS 1064. Os parâmetros granulométricos foram estimados pelo método de FOLK & WARD (1957) analisados no pacote SYSGRAN 3.1 (CAMARGO, 2006) e representados por um diagrama de Shepard, o qual indica os agrupamentos de acordo com o tamanho dos grãos de cada amostra.

O teor de carbonato de cálcio (CaCO_3) foi obtido a partir da diferença entre o peso inicial (aproximadamente 15 g de sedimento) e o peso final de cada amostra após ataque químico com solução de ácido clorídrico (HCl) a 1 mol.L^{-1} . O teor de matéria orgânica foi determinado pela diferença entre os pesos inicial e final após queima de 5 g de sedimento em forno mufla a 550°C por 1 hora.

2.4 Quantificação de coliformes, nutrientes e marcadores orgânicos de contaminação

Em cada um dos nove locais (L) foram tomadas medidas de profundidade, temperatura e salinidade da água de fundo através de uma multisonda YSI 556 e coletadas amostras superficiais de sedimento (0 – 3 cm), com um pegador de fundo semi quantitativo do tipo Petit-Ponar, para análises de marcadores microbiológicos e orgânicos, nutrientes e pigmentos fotossintéticos.

Para análise de coliformes totais e *Escherichia coli*, cerca de 10 g de sedimento superficial foram acondicionados em placas de Petri previamente esterilizadas para posterior processamento. As amostras foram refrigeradas e a quantificação seguiu o método descrito por KOLM *et al.* (2007).

Para estimativas da concentração de nutrientes, o sedimento superficial foi coletado com potes de filme escuros de 3 cm de diâmetro e 4,5 cm de altura e

posteriormente congelado. As concentrações de nitrogênio orgânico total (N_{Total}) e fósforo orgânico total (P_{Total}) foram determinadas por oxidação com persulfato e medição colorimétrica segundo (GRASSHOFF *et al.*, 1983) e as concentrações de carbono orgânico total (COT) pelo método de oxidação descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972). As concentrações de clorofila *a* e feopigmentos foram determinadas através das leituras de absorvâncias a 665 e 750 μm , com aplicação da equação de LORENZEN (1967).

Para as análises moleculares de esteróis, as amostras de sedimento foram acondicionadas em bandejas de alumínio, previamente esterilizadas em mufla a 400°C durante 24 horas e posteriormente congeladas (-15°C). A determinação das concentrações dos esteróides coprostanol (5β -colestano- 3β -ol), epicoprostanol (5β -colestano- 3α -ol), coprostanona (5β -colestano-3-ona), colesterol (colest-5-em- 3β -ol), colestanol (5α -colestano- 3β -ol) e β -sitosterol (24-etilcolest-5-en- 3β -ol) foram estimadas segundo o método descrito por KAWAKAMI & MONTONE (2001).

2.4.1 Descrição dos marcadores orgânicos de contaminação

Os sedimentos contaminados por esgoto apresentam, particularmente, os compostos coprostanol, epicoprostanol e coprostanona. O coprostanol é um esteroide fecal amplamente utilizado como marcador molecular para monitorar a contaminação por efluentes domésticos, devido a sua presença nas fezes de animais superiores, em particular, nas do homem (GRIMALT *et al.*, 1990; FATTORE *et al.*, 1996). O epicoprostanol é um esteroide fecal, epímero do coprostanol, não estando presente de forma significativa nas fezes humanas. Surge a partir de processos de digestão aeróbica de lodos de estações de tratamento de esgotos (MUDGE & LINTERN, 1999). Esteróides fecais, como coprostanol e epicoprostanol, foram previamente utilizados como marcadores de contaminação por esgoto em águas costeiras de centros urbanos e industriais (MALDONADO *et al.*, 2000; READMAN *et al.*, 2005), inclusive no Complexo Estuarino de Paranaguá (MARTINS *et al.*, 2010).

A estanoona coprostanona também é um indicador de poluição fecal em sedimentos, pois é encontrada em grandes concentrações nas fezes humanas,

resultado da conversão do colesterol para coprostanol, que ocorre preferencialmente no trato intestinal de animais superiores (Venkatesan & Santiago, 1989).

O β -sitosterol é um esteroide indicador de matéria orgânica de origem continental, pois é produzido pelas plantas superiores terrestres. O colesterol é um indicador da presença de matéria orgânica de origem marinha, pois é produzidos pelo fito e zooplâncton, enquanto o colestano que também é indicador de matéria orgânica de origem marinha, é produzido pelas diatomáceas e pelas reações de redução química e biohidrogenação microbiana do colesterol (BRAUN, 2006)

2.5. Processamento dos dados

Métodos estatísticos univariados e multivariados foram utilizados para analisar as variações na estrutura das associações de poliquetas e suas relações com os fatores ambientais em dois períodos (ago/ 2008 e mar/2009) analisados separadamente.

A significância das diferenças entre médias do número de espécies (S), da densidade de poliquetas por 0,03 m² (Dt), do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e das densidades das espécies numericamente dominantes foi analisada por uma análise de variância hierárquica (nested ANOVA), considerando um delineamento de três fatores: setores (3 níveis, aleatório), locais (3 níveis, aleatório e hierárquicos ao setor) e pontos (3 níveis, aleatório e hierárquicos ao local). Além da análise hierárquica das variáveis biológicas, também foi aplicada uma nested ANOVA para testar as diferenças no tamanho médio dos grãos (ϕ), percentual de finos (silte-argila), e dos teores de matéria orgânica e CaCO₃ do sedimento, considerando dois fatores: setores (3 níveis, aleatório) e locais (3 níveis, aleatório e hierárquicos ao setor). Este procedimento permitiu estimativas independentes das escalas com variabilidade presumidamente significativa (de metros a quilômetros) e permitiu estimar os componentes de variância associados a cada uma das escalas consideradas (UNDERWOOD, 1997). Os componentes de variância foram extraídos para cada fonte de variabilidade espacial pelo método Residual Maximal Likelihood (REML), que não apresenta problemas com estimativas negativas. A estimativa dos componentes de variância é um importante passo para a interpretação ecológica da ANOVA, pois permite avaliar a contribuição de um dado

fator (neste caso as diferentes escalas espaciais) para a variabilidade de uma variável-resposta qualquer (UNDERWOOD, 1997). Para todas as variáveis foram feitos testes de normalidade e homocedasticidade dos dados foram analisados através dos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente, aceito para $p > 0,05$. Quando as premissas não foram atendidas, os dados foram transformados seguindo a ordem de transformação raiz quadrada, raiz quarta e $\log(x+1)$ para diminuir a heterogeneidade das variâncias (UNDERWOOD, 1997).

A partir dos dados de densidade de poliquetas foram construídas matrizes de similaridade calculada pelo índice de Bray-Curtis para os períodos de inverno e verão em separado. Para minimizar o erro estatístico, os dados foram transformados para raiz quadrada. A transformação dos dados tem o papel de balancear a importância de espécies raras e espécies numericamente dominantes na determinação da similaridade entre duas amostras, reduzindo o peso de cada espécie na composição do índice (CLARKE & WARWICK, 2001). Em seguida foi feita uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) utilizando os fatores e níveis determinados pela matriz de similaridade. Essa análise de proximidade permite visualizar graficamente a variação das associações.

Para testar se houve diferenças significativas nas associações, representadas pelos grupos formados no MDS, em função das escalas espaciais amostradas e nos dois períodos amostrados, foram feitas comparações estatísticas através do método de permutação PERMANOVA (Permutational multivariate analysis of variance) (ANDERSON, 2001).

A contribuição relativa das espécies para a formação dos grupos foi estimada por uma análise de similaridade percentual (SIMPER), aplicada em separado para períodos de inverno e verão.

Para avaliar quais fatores abióticos influenciaram a distribuição das associações de poliquetas nos períodos de inverno e de verão foi aplicado um teste de correlação BIO-ENV (Biological Environmental) (CLARKE & AINSWORTH, 1993). Para melhor visualizar graficamente o grau de correlação dessas variáveis foi aplicada uma análise de correspondência canônica (CCA).

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para avaliar as principais tendências de variação das variáveis ambientais, incluindo os valores de coliformes totais e *E. coli* em relação aos locais (L) de coleta. Uma entre cada par de

variáveis significativamente correlacionadas (coeficiente de Pearson $>|\pm 0,95|$) foi retirada da análise.

As análises estatísticas e gráficos da nested ANOVA, BIOENV, CCA e PCA foram geradas na linguagem de programação R (R Development Core Team, 2009), com auxílio dos pacotes Vegan (OKSANEN *et al.*, 2008), bcca (FARIA & DEMETRIO, 2009) e nlme (PINHEIRO *et al.*, 2009) e as análises multivariadas foram geradas no software PRIMER 6.0 (*Plymouth Routine in Multivariate Ecological Research-Plymouth University*). A PERMANOVA foi analisada pelo software PERMANOVA descrito por (ANDERSON, 2001) e disponibilizado em www.stat.auckland.ac.nz/~mja/Programs.htm#Mine.

3. RESULTADOS

3.1. Variabilidade ambiental ao longo do canal da Cotinga

3.1.1 Parâmetros físico-químicos e sedimentológicos

As características físico-químicas da água de fundo e dos sedimentos são sumarizadas no Anexo I.

A temperatura da água de fundo manteve-se entre 21-22°C no inverno e 27-28°C no verão. A salinidade refletiu um gradiente ambiental, com menores valores na região mais interna do canal (setor 1) e maiores valores próximo à desembocadura da baía (setor 3), variando entre 24 a 29 no inverno e entre 22 a 28 no verão (FIGURA 3).

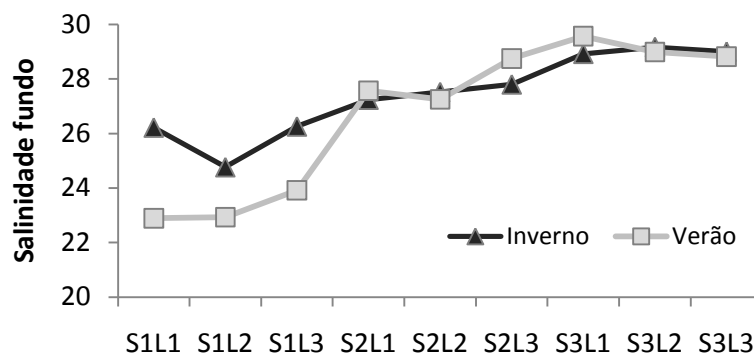


FIGURA 3. Variação da salinidade ao longo do no Canal da Cotinga no inverno e verão.

Dados brutos das características texturais do sedimento e dos teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio são apresentados no Anexo II.

O sedimento no canal da Cotinga variou de pobremente selecionado a muito bem selecionado, com predominância de areias finas e muito finas, apresentando grande variabilidade espacial entre regiões e locais. No entanto a distribuição das características texturais do sedimento não seguiu o gradiente esperado, mas um padrão de distribuição em mosaico.

, As maiores variações de phi foram observadas entre locais tanto no inverno quanto no verão, na escala da centena do metro (TABELA 1). A análise dos componentes de variância indicou que a escala dos setores contribuiu com menos de 1% da variação encontrada em ambas as campanhas, enquanto que os locais e pontos contribuíram respectivamente com 26 e 73% no inverno (FIGURA 4) e 22 % e 78 % no verão (FIGURA 5).

, Houve diferenças significativas nos teores de CaCO_3 entre setores (escala de quilômetros) no inverno (TABELA 1). A escala dos setores contribuiu com aproximadamente 38% da variação encontrada e a escala dos pontos com 61% (FIGURA 4). No verão as maiores variações de CaCO_3 foram observadas entre locais (TABELA 1). A componente dos locais contribuiu com 49 % da variação total e os pontos contribuíram com aproximadamente 50% (FIGURA 5).

O teor de MOT diferiu significativamente entre setores no inverno e entre locais no verão (TABELA 1). A escala de setores foi responsável por 45 % da variação encontrada e os pontos contribuíram com 54 % (FIGURA 4). No verão, a componente dos locais contribuiu com 37% da variação e os pontos contribuíram com 62 % da variação total (FIGURA 5).

As maiores variação dos teores de finos (silte + argila) foram observadas na escala dos locais tanto no inverno como no verão (TABELA 1). No inverno a componente de variância dos locais contribuiu com 54% e os locais contribuíram com 45 % da variação total (FIGURA 4). No verão, análise dos componentes de variância indicou uma contribuição de 66% dos locais e 33% dos pontos.

TABELA 1. Sumário da ANOVA aninhada para os valores médios de phi, teores de finos (silte e argila), CaCO₃ e MO (matéria orgânica) do sedimento do Canal da Cottinga, nas campanhas de 2008 e 2009. gl: graus de liberdade; QM: quadrados médios. * Escalas de variação significativa: *p<0,05; **p<0,01.

Fonte de variação	Inverno			Verão		
	QM	F	p	QM	F	P
phi						
Setor: (S)	0,165	0,147	0,87	0,138	0,854	0,474
Local: (L(S))	1,123	2,536	0,49	0,163	1,795	*
Ponto (resíduo): (P(L(S)))	0,442			0,090		
CaCO₃						
Setor: (S)	117,109	7,292	*	45,450	0,658	0,551
Local: (L(S))	16,059	0,788	0,590	69,011	4,122	**
Ponto (resíduo): (P(L(S)))	20,359			16,741		
MO						
Setor: (S)	67,314	10,629	**	22,580	0,529	0,614
Local: (L(S))	6,332	0,781	0,590	42,680	3,081	*
Ponto (resíduo): (P(L(S)))	8,107			13,850		
Finos						
Setor: (S)	25,51	0,082	0,921	41,90	0,638	0,560
Local: (L(S))	307,975	2,031	0,11	65,641	2,787	*
Ponto (resíduo): (P(L(S)))	151,589			23,546		

INVERNO

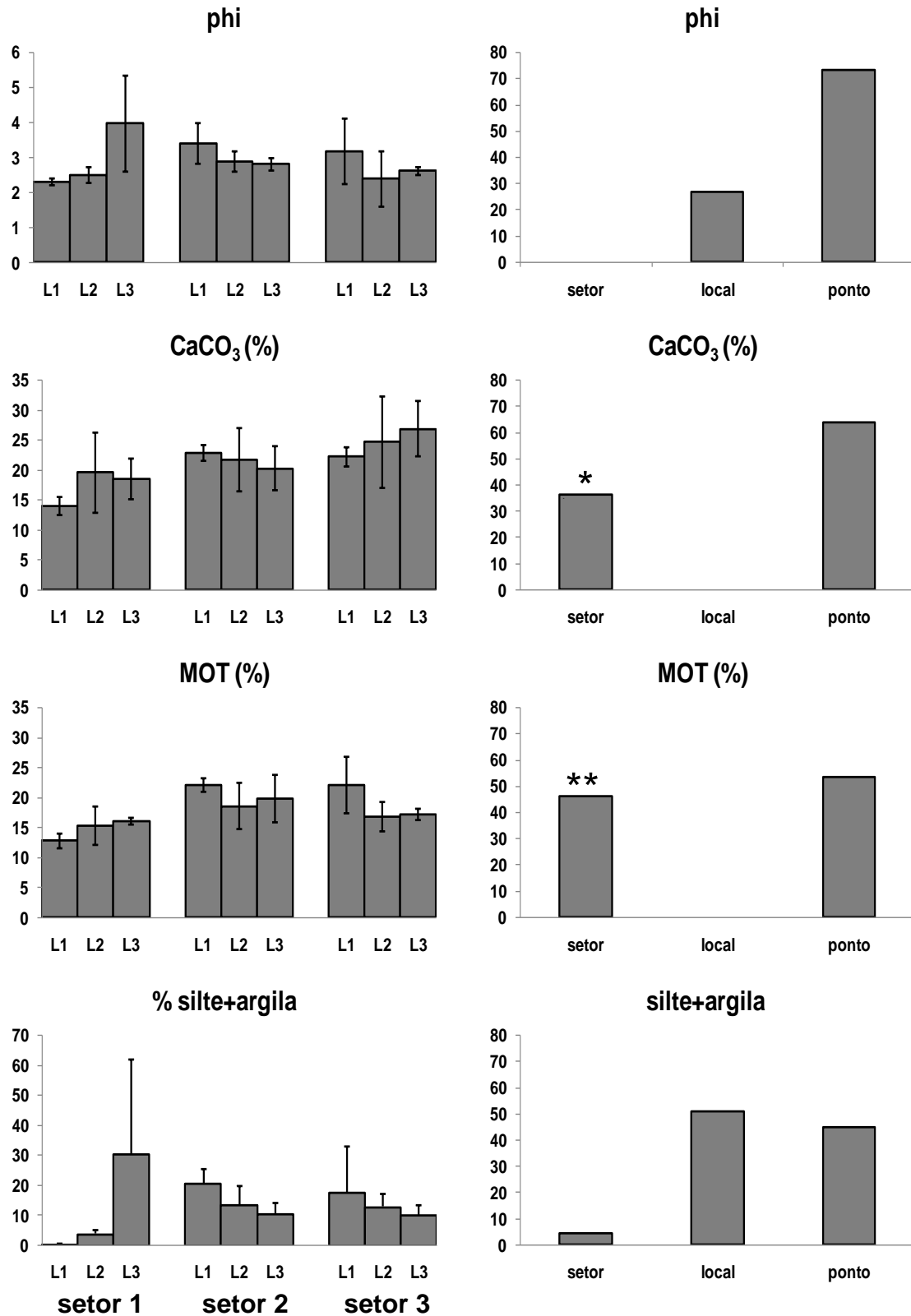


FIGURA 4. Distribuição dos valores médios ($\pm 1DP$) de phi, dos teores em % de CaCO₃, MO e finos (silte-argila) para os sedimentos amostrados no inverno/08 (coluna à esquerda) e significância dos componentes de variância (%) das escalas espaciais amostradas (coluna à esquerda). *escalas de variação significativa da ANOVA aninhada: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

VERÃO

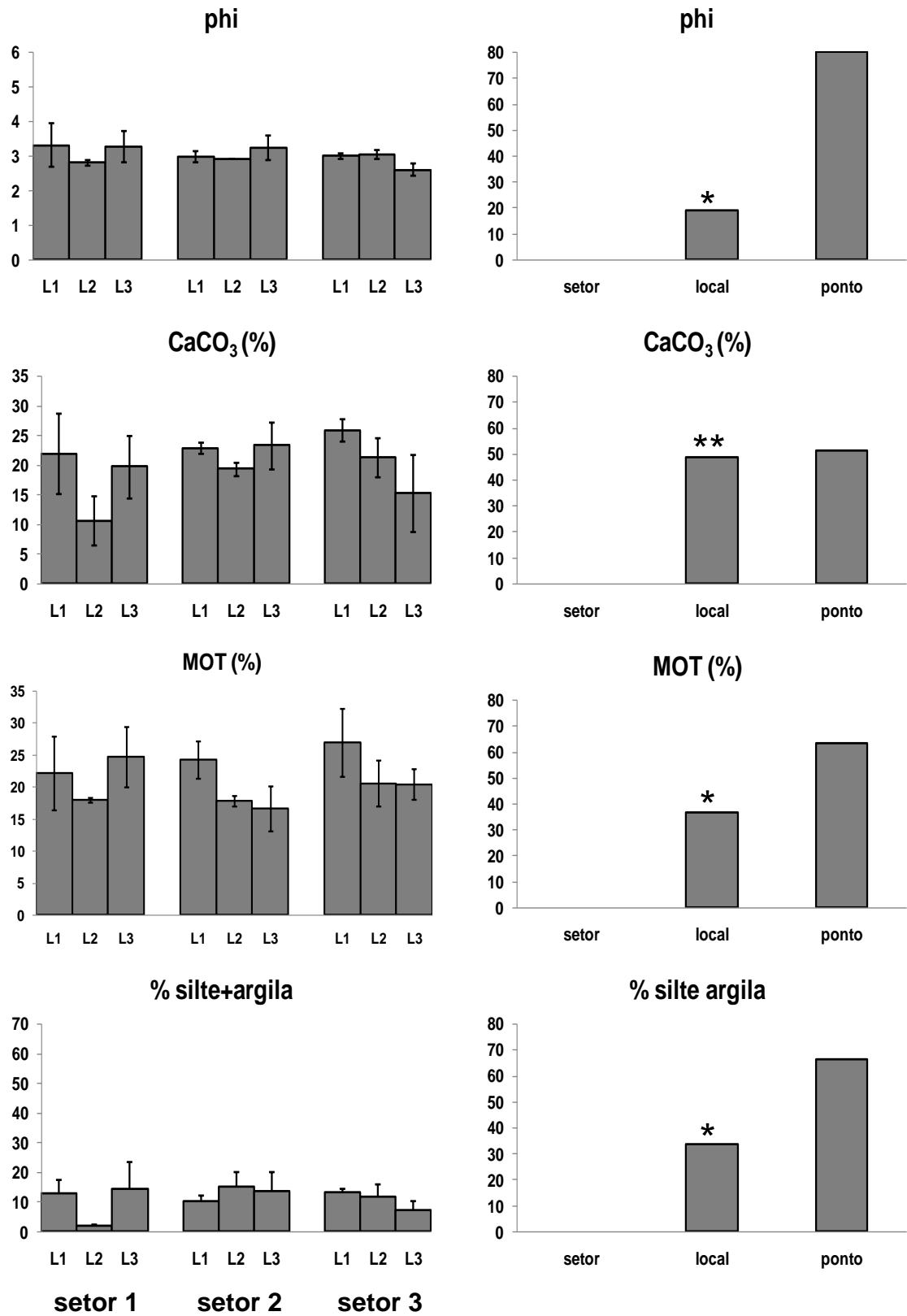


FIGURA 5. Distribuição dos valores médios ($\pm 1DP$) de phi, dos teores em % de CaCO₃, MO e finos (silte-argila) para os sedimentos amostrados no verão/09 (coluna à esquerda) e significância dos componentes de variância (%) das escalas espaciais amostradas (coluna à esquerda). *escalas de variação significativa da ANOVA aninhada : *p<0,05; **p<0,01.

No inverno, os teores de carbono orgânico total (COT) variaram entre 19,20 e 26,38 mg.g⁻¹, com maiores valores no setor 1, enquanto no verão os teores de COT variaram entre 17,47 e 26,80 mg.g⁻¹. Em geral, os valores de COT foram similares em ambas as campanhas, mas houve um padrão inverso no verão, com maiores valores no setor 3 (ANEXO I, FIGURA 6).

As concentrações de fósforo total ao longo do canal foram similares em ambas as campanhas. No inverno os teores de P_{total} variaram entre 0,003 a 0,011 mg.g⁻¹, com maiores valores no setor 3. No verão os teores de P_{total} variaram entre 0,002 e 0,014 mg.g⁻¹, com maiores valores no setor 1 (ANEXO I, FIGURA 6). As concentrações de nitrogênio total (N-total) variaram entre 0,36 e 1,32 mg.g⁻¹, sendo maiores no setor 2 (ANEXO I, FIGURA 6).

No inverno as concentrações de nitrogênio total variaram entre 0,36 e 1,32 mg.g⁻¹, com maiores valores no setor 2. No verão as concentrações de N total variaram entre 1,03 a 3,91 mg.g⁻¹, com maiores valores no setor 1 (ANEXO I, FIGURA 6). No verão houve um nítido gradiente das concentrações de nitrogênio total que diminuíram marcadamente a partir do setor 1 (setor interno com maior influência dos efluentes domésticos do rio Itiberê) em direção ao setor 3, mais afastado das fontes antrópicas (FIGURA 6). No inverno, não foi possível reconhecer qualquer gradiente na distribuição dos nutrientes, cujas concentrações variaram muito pouco entre os locais e entre setores.

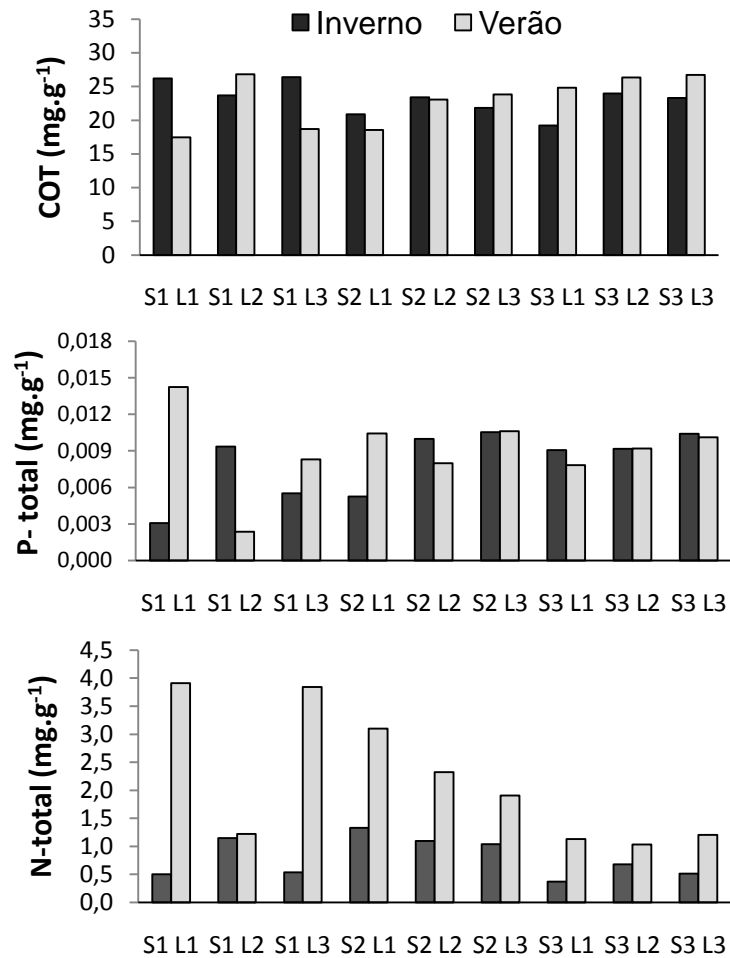


FIGURA 6. Variação espacial das concentrações de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N-total) e fósforo total (P-total) em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento seco nos períodos de inverno e verão.

No verão, os setores 1 e 2 apresentaram as maiores concentrações de clorofila *a* e feofitina, variando entre $0,63$ e $2,34 \mu\text{g}/\text{g}^{-1}$ e $0,71$ e $3,97 \mu\text{g}/\text{g}^{-1}$ de sedimento seco, respectivamente (Anexo I, Figura 7). No inverno, as concentrações de clorofila e feofitina apresentaram um padrão inverso, com os setores 1 e 2 apresentando os menores valores, entre $0,3$ e $1,34$ e 0 (ND) e $2,53 \mu\text{g}/\text{g}^{-1}$ e (ANEXO I, FIGURA 7).

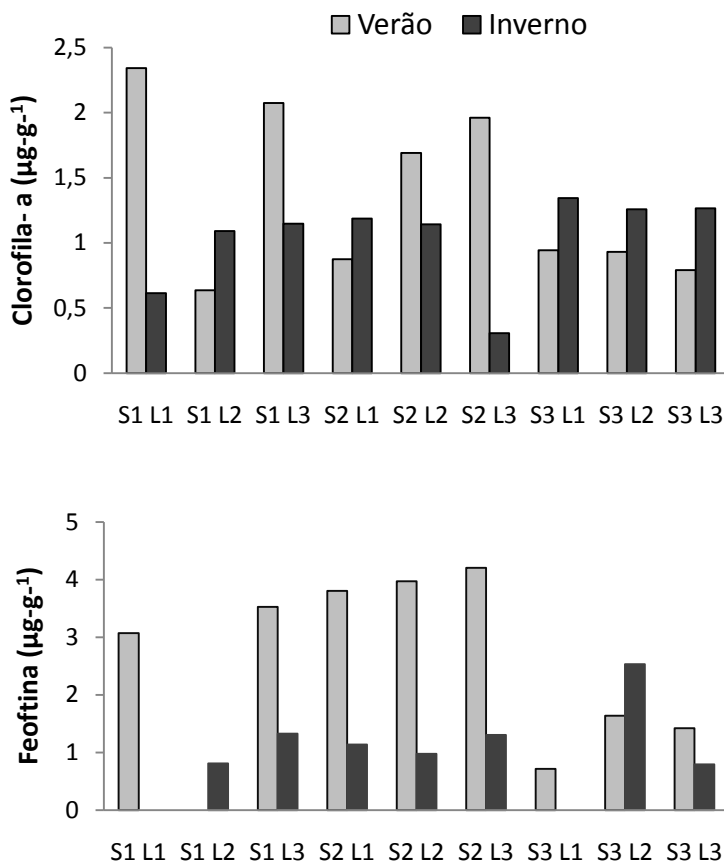


FIGURA 7. Variação espacial das concentrações de clorofila-a e feofitina em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento seco nos períodos de inverno e verão.

3.1.2. Variabilidade dos indicadores químicos e microbiológicos de contaminação por esgotos

O setor 1 foi caracterizado por altas concentrações dos esteróis fecais coprostanol, epicoprostanol e da cetona coprostanona, em ambos os períodos amostrais (TABELA 2, FIGURA 8).

Em geral, nota-se um decréscimo das concentrações de esteróis fecais a partir do setor 1 em direção à saída da baía em ambas as campanhas (FIGURA 8), evidenciando um gradiente de contaminação por esgotos. As concentrações de coprostanol diminuíram em direção ao setor externo (S3), com valores máximos registrados no inverno. No inverno, epicoprostanol só foi detectado no setor interno (S1) e no verão suas concentrações variaram entre $0,02$ e $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ neste mesmo setor, com exceção de um único local com concentração detectada no setor externo

(S3). As concentrações de coprostanona foram superiores no setor interno (S1) e decresceram em direção à desembocadura da baía (FIGURA 8).

Em ambas as campanhas, altas concentrações de β -sitosterol, variando entre 0,97 e 13,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$, foram nitidamente maiores no setor 2, região sob influência do rio Guaraguaçu (TABELA 2, FIGURA 8).

As concentrações de colesterol no sedimento, variando entre 1,65 e 4,69 $\mu\text{g.g}^{-1}$, aumentaram em direção à desembocadura da baía em ambas as campanhas (TABELA 2, FIGURA 8). No setor 3, região mais externa, predominaram altas concentrações de colesterol, indicador de aporte de matéria orgânica de origem marinha.

Maiores concentrações de colestanol, variando entre 0,17 e 0,95 $\mu\text{g.g}^{-1}$, foram detectadas nos setores 1 e 2, devido ao aporte de efluentes domésticos e menor contribuição marinha (TABELA 2, FIGURA 8).

Valores mais baixos da razão colesterol/colestanol, variando entre 1,72 a 8,09 $\mu\text{g.g}^{-1}$, foram observados nos setores 1 e 2, indicando menor contribuição marinha e altas taxas de transformação do colesterol para colestanol devido às condições redutoras do sedimento (TABELA 2). O setor 3 apresentou altos valores das razões colesterol/colestanol, variando entre 5,6 a 16,2. Por ser um ambiente mais prístino e com maior influência marinha, o setor 3 recebe maior contribuição de colesterol marinho e as taxas de conversão colesterol-colestanol são menores devido às condições mais óxicas do sedimento (TABELA 2).

A razão epicoprostanol/coprostanol indica o grau de tratamento que o esgoto sofreu antes de ser introduzido no ambiente. Valores abaixo de 0,30 são indicativos de um baixo grau de tratamento no esgoto. Considerando que os valores desta razão variaram entre 0,04 a 0,08 no setor 1 (TABELA 2), é possível inferir que os efluentes que alcançam esta região passaram por um baixo grau de tratamento.

TABELA 2. Concentração de esteróis e cetonas, em ($\mu\text{g g}^{-1}$ sed. seco) e valores absolutos de *Escherichia coli* e coliformes totais em (NMP.cm^{-3}) nos sedimentos coletados no Canal da Cottinga (setor 1 a setor 3). col-e: colesterol; col-a: colestanol; e-cop: epicoprostanol; cop: coprostanol; <LD: concentração abaixo do limite de detecção do método ($<10,0 \text{ ng g}^{-1}$ sed. seco); n.c: não calculado.

		S1			S2			S3		
		L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3
coprostanol	ago/08	0,60	0,05	1,12	0,16	0,01	0,06	0,01	<LD	0,01
	mar/09	0,45	1,44	0,65	0,13	0,08	0,10	0,06	0,07	0,01
epicoprostanol	ago/08	0,05	<LD	0,07	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	mar/09	0,02	0,09	0,03	<LD	<LD	<LD	<LD	0,01	<LD
coprostanona	ago/08	0,12	0,01	0,09	0,09	0,02	0,06	0,05	0,01	0,02
	mar/09	0,22	0,35	0,26	0,13	0,12	0,09	0,03	0,09	0,04
colesterol	ago/08	1,50	0,90	3,22	3,14	1,86	2,32	4,39	2,14	1,65
	mar/09	1,97	1,11	3,26	2,57	2,93	2,31	2,63	2,25	6,33
colestanol	ago/08	0,46	0,17	0,97	0,95	0,23	0,43	0,33	0,19	0,20
	mar/09	0,62	0,63	0,58	0,86	0,71	0,80	0,33	0,40	0,39
β -sitosterol	ago/08	2,07	0,27	3,90	13,9	0,97	1,83	1,49	0,64	0,84
	mar/09	1,88	4,96	2,79	9,39	2,90	3,41	1,48	1,84	1,92
col-e/col-a	ago/08	3,26	5,29	3,32	3,31	8,09	5,40	13,30	11,26	8,25
	mar/09	3,18	1,72	5,62	2,99	4,13	2,89	7,97	5,63	16,23
e-cop/cop	ago/08	0,08	n.c	0,06	n.c	n.c	n.c	n.c	n.c	n.c
	mar/09	0,04	0,06	0,05	n.c	n.c	n.c	n.c	0,14	n.c
Coliformes totais										
	ago/08	7,29	80,73	10,26	1,03	80,73	7,14	1,47	1,57	0,44
	mar/09	9,58	40,39	54,82	4,49	4	6,10	0,73	1,91	6,52
<i>Escherichia coli</i>										
	ago/08	0,53	18,26	0,75	0,03	80,73	0,78	0,06	0,13	0,06
	mar/09	5,67	8,27	5,3	0,435	0,24	0,32	0,19	0,13	0,17

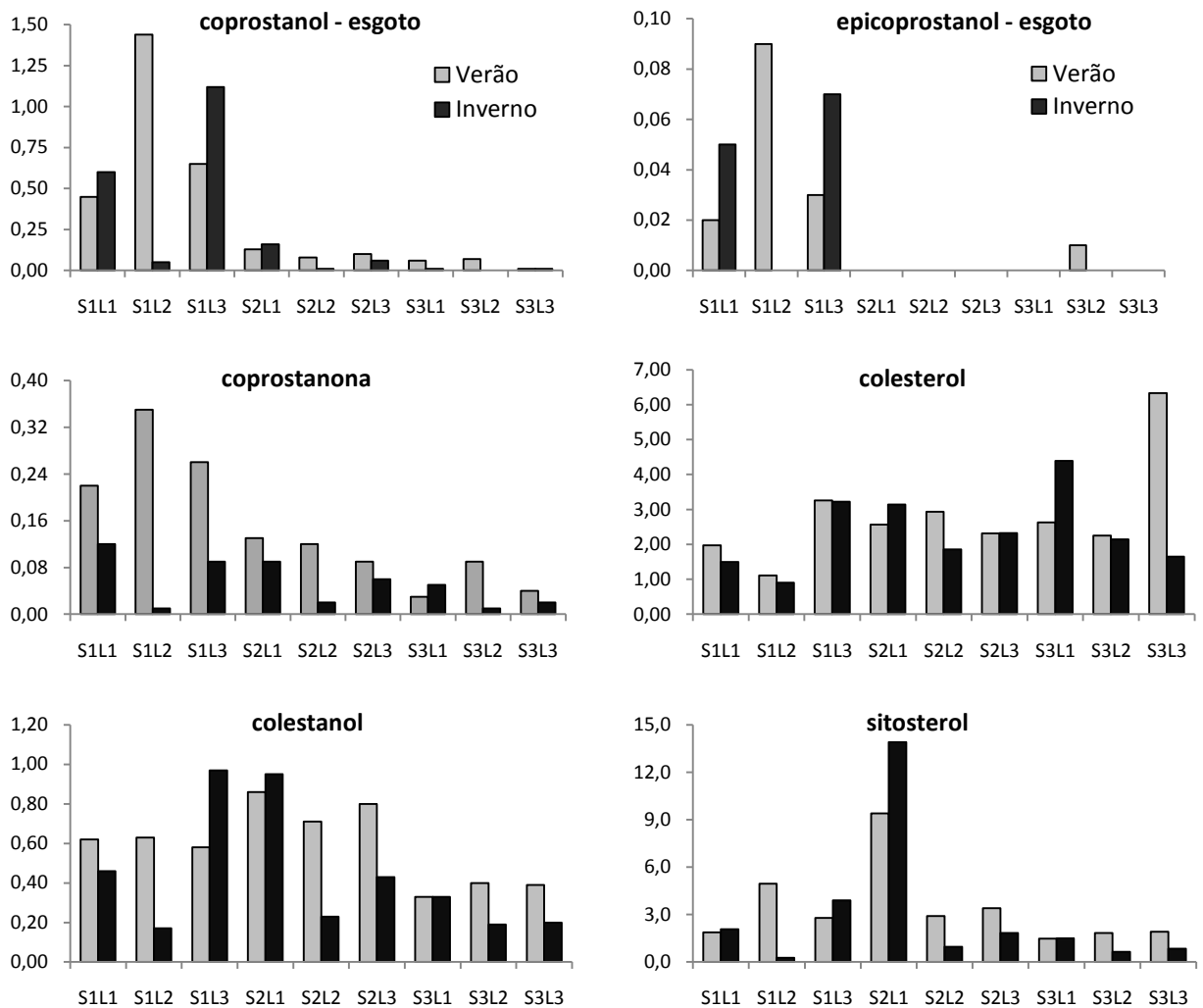


FIGURA 8. Concentração de esteróis ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) nos sedimentos coletados no Canal da Cotinha nos períodos de inverno e verão.

As densidades de coliformes totais e de *Escherichia coli* nos sedimentos foram baixas em ambos os períodos amostrais (TABELA 2), com exceção dos maiores valores registrados nos locais 2 e 3 do setor 1 e no local 2 do setor 2, onde foram registrados picos, sugerindo contaminação por esgotos (FIGURA 9).

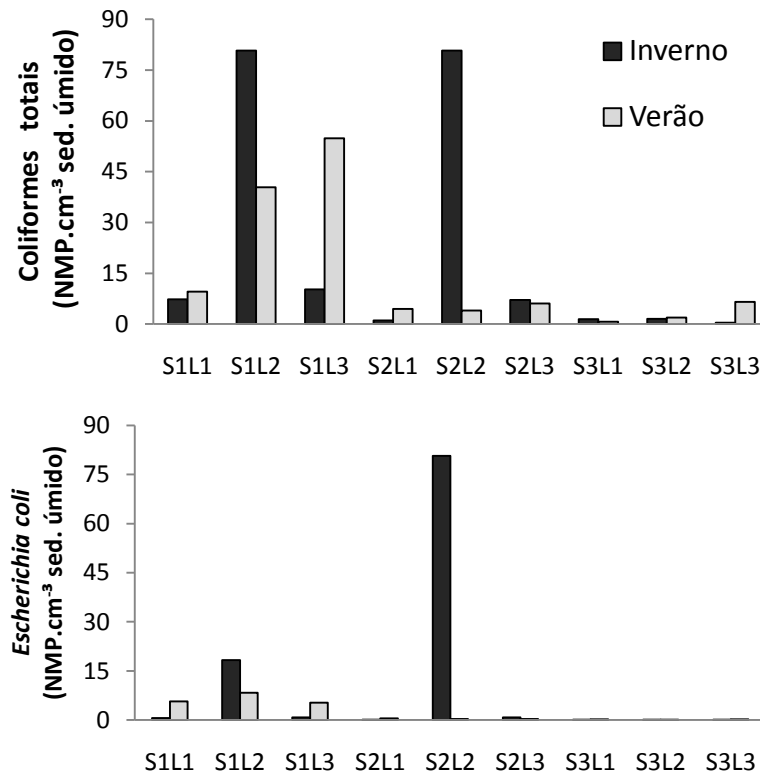


FIGURA 9. Concentração de coliformes totais e *Escherichia coli* no inverno e verão.

A análise de componentes principais (PCA) aplicada para as duas campanhas indicou uma sobreposição do gradiente de contaminação por esgotos com o gradiente de variabilidade natural. Os dois primeiros eixos fatoriais da PCA aplicada às variáveis ambientais e aos indicadores orgânicos de contaminação por esgoto nos períodos de inverno e verão explicaram 59,2 % da variação dos dados (FIGURA 10). O primeiro eixo explicou 34 % da variação encontrada e mostrou uma correlação positiva resultante dos teores de CaCO₃, fósforo orgânico total, carbono orgânico total, concentração de colesterol e salinidade e pelas correlações negativas principalmente com coprostanol, coprostanona, *E. coli* (FIGURA 10).

O segundo eixo, responsável por 25,2 % da variação, foi ordenado pela correlação positiva dos teores de carbono orgânico total, coprostanol e *E. coli* e por uma correlação negativa com os teores de matéria orgânica total, clorofila *a*, nitrogênio orgânico total, phi e β -sitosterol .

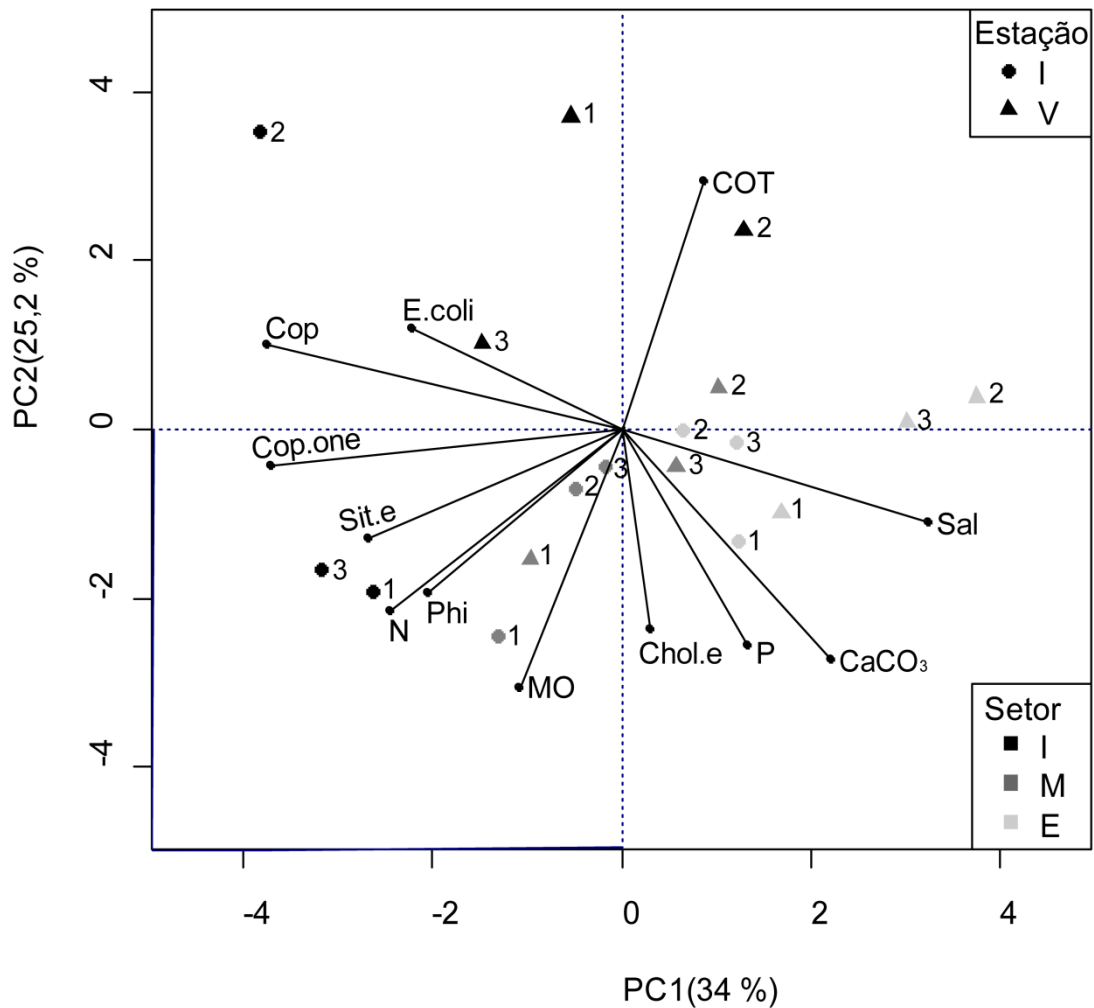


FIGURA 10. Diagrama de ordenação PCA para os locais amostrados nos setores interno (I), médio (M) e externo (E) no canal da Cotinha no inverno de 2008 e verão de 2009. Vetores representando as variáveis: (Sal) salinidade, CaCO₃, (P) fósforo, (Chol.e) colesterol, (MO) matéria orgânica total, (COT) carbono orgânico total, (chl) clorofila, (N) nitrogênio, (phi) tamanho médio de grão, (Sit.e) β-sitosterol, (Cop.one) coprostanona, (*E. coli*) *Escherichia coli*, (Cop) Coprostanol. Legendas: (I) inverno, ago/2008; (V) verão, mar/2009. Setores: interno (S1), mediano (S2) e externo (S3). Os locais amostrados são representados pelos números 1 -3.

A análise de componentes principais permitiu a visualização de três grupos de locais. O primeiro grupo foi formado por locais do setor 3 ou externo, caracterizados por altos valores de CaCO₃, colesterol e salinidade, bem como valores muito baixos de esteróides e atividade bacteriana. Um segundo grupo foi formado por locais do setor 2 ou mediano caracterizado principalmente por elevadas concentrações de clorofila *a*, carbono e nitrogênio orgânico total e matéria orgânica total. O terceiro grupo foi formado pelos locais do setor 1 ou interno e caracterizado por elevados

valores de coprostanol e coprostanona, indicando uma nítida contaminação por esteróides fecais e a alta atividade bacteriana.

3.2. Variabilidade das associações de poliquetas e sua relação com os fatores ambientais

Foram contados 6.980 indivíduos pertencentes a 107 espécies nas 270 amostras coletadas em agosto de 2008 e março de 2009. A densidade máxima foi de 107 indivíduos por amostra (0,03 m²), com uma média de 25 ind/0,03 m². A densidade média e a riqueza de espécies foram maiores no inverno (59% da abundância total e 95 espécies) do que no verão. A espécie mais abundante no inverno foi o poliqueta *Magelona papillicornis* (35%) e no verão, *Aricidea taylori* (18%).

As análises univariadas revelaram que as associações no canal da Cotinga sofreram marcadas variações espaciais e temporais. A estimativa dos componentes de variância mostrou variações significativas na estrutura e composição das associações tanto nas maiores escalas de investigação (entre setores e entre locais) como na menor escala (entre réplicas), dependendo da época do ano.

No inverno, houve diferenças significativas na densidade, riqueza de espécies e diversidade de poliquetas em todas as escalas espaciais investigadas (FIGURA 11, TABELA 3). A densidade média foi maior no setor 2, com maiores variações registradas na escala de centenas de metros e em centímetros (entre réplicas) (FIGURA 11, TABELA 3). A análise dos componentes de variância indicou que a escala dos locais foi responsável por 42% da variação e as réplicas contribuíram com 52% da variação. O setor 3 apresentou os maiores valores de riqueza e diversidade de espécies de poliquetas. A riqueza variou significativamente entre setores e entre pontos (FIGURA 11, TABELA 3), porém a componente das réplicas foi responsável por 56 % da variação total no inverno.

No verão, foi evidente um aumento da densidade, riqueza e diversidade de espécies do setor 1 para o 3, com uma diminuição da importância relativa da escala das réplicas e um correspondente aumento na importância da escala dos locais ou setores. Em geral, as densidades médias variaram significativamente ($p < 0,05$ e $p < 0,01$) em todas as escalas espaciais adotadas (TABELA 3, FIGURA 12). O

componente de variância na escala dos setores e pontos contribuiu respectivamente com 34 e 23 % da variação e o componente das réplicas foi responsável por 26% da variação total.

A riqueza e diversidade de espécies variaram significativamente na escala dos locais e réplicas (TABELA 3). As componentes de variância dos locais para a riqueza e diversidade representaram cerca de 41% e 54% da variação total, e as réplicas contribuíram com 43 e 31% respectivamente.

TABELA 3. ANOVA hierárquica para densidade, riqueza e diversidade das associações de poliquetas no período de inverno e no verão. gl: graus de liberdade; QM: quadrados médios. * Escalas de variação significativa: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

Fonte de variação	gl	Inverno			Verão		
		QM	F	p	QM	F	p
Densidade							
Setor : (S)	2	7,246	2,854	*	74,906	4,934	*
Local : (L(S))	6	44,033	17,345	**	15,182	2,763	*
Ponto : (P(L(S)))	18	3,96	1,56	0,084	5,495	5,546	**
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	2,539			0,991		
Riqueza (S)							
Setor : (S)	2	14,951	4,829	*	17,353	1,841	0,238
Local : (L(S))	6	3,096	1,673	0,185	9,428	11,656	**
Ponto : (P(L(S)))	18	1,85	2,511	**	0,809	1,356	0,169
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	0,737			0,597		
Diversidade (H')							
Setor : (S)	2	6,157	6,081	*	6,847	1,568	0,283
Local : (L(S))	6	1,012	3,273	*	4,367	17,276	**
Ponto : (P(L(S)))	18	0,309	1,433	0,131	0,253	1,599	0,073
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	0,216			0,158		

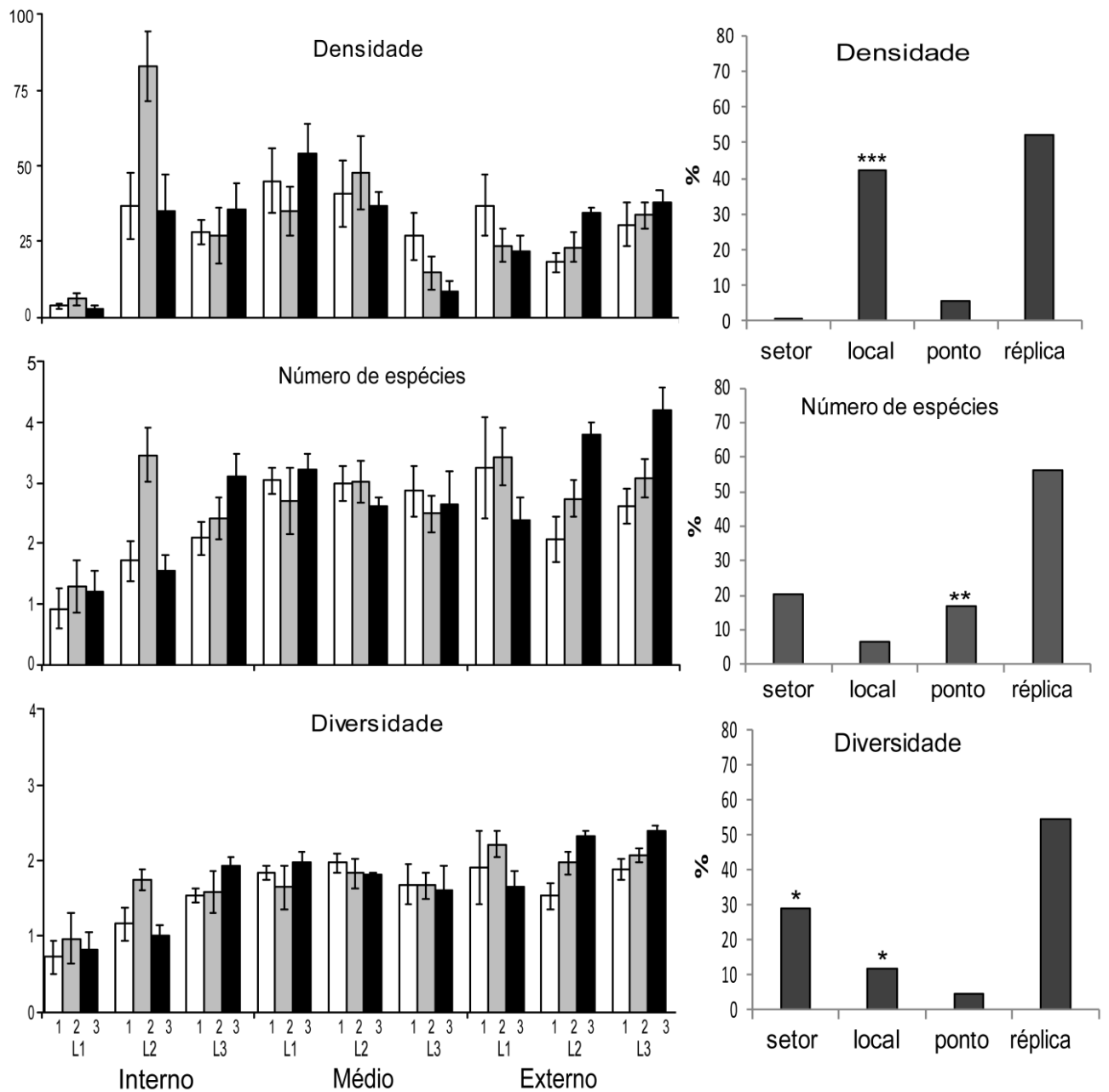


FIGURA 11. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade (ind.0,03 m⁻²), riqueza e diversidade de poliquetas e a componente de variação em porcentagem das escalas espaciais amostradas no canal da Cotinha nos períodos de inverno/08. *Escala de variação significativa da ANOVA aninhada: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,00$.

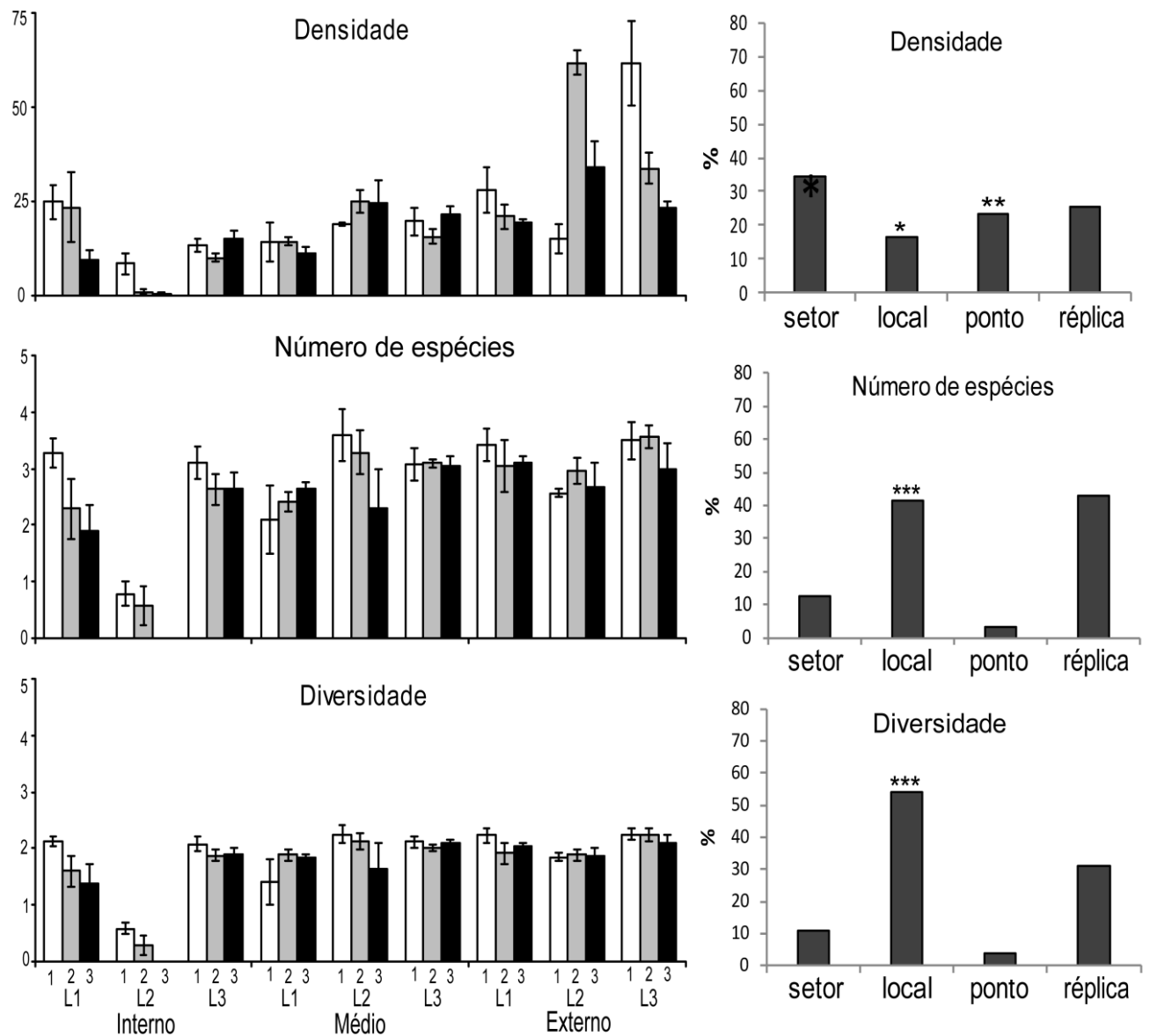


FIGURA 12. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade (ind.0,03 m⁻²), riqueza e diversidade de poliquetas e os componentes de variação em porcentagem das escalas espaciais amostradas no canal da Cotinha nos períodos de verão/09. *Escala de variação significativa da ANOVA aninhada: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,00$.

A análise de proximidade (nMDS) aplicada aos períodos de inverno e verão indicou que as associações de poliquetas variaram ao longo do gradiente espacial, porém as associações nos setores 1 e 2 foram mais similares no inverno (FIGURA 13) e as associações dos setores 2 e 3 apresentaram maior semelhança no verão (FIGURA 14). O diagrama de proximidade sugere que além de ocorrer diferenças significativas entre os setores, existe um gradiente das associações de poliquetas, pois a composição da fauna mostrou-se semelhante em locais próximos entre si. A

análise de percentual de similaridade (SIMPER) mostrou que os poliquetas *Magelona papillicornis*, *Aricidea taylora* e *Poecilochaetus trilobatus* foram dominantes em todos os pontos dos setores 1 e 2 no inverno (ANEXO III). Estes setores foram caracterizados pela menor salinidade, maiores concentrações de COT, clorofila-a, feofitina e coprostanol, coprostanona e colestanol e altas densidade de coliformes totais e *E. coli*. O setor 3 separou-se dos setores 1 e 2 devido à presença de *Eunoe serrata*, *Mediomastus californiensis* e *Mooreonuphis lineata* (ANEXO III).

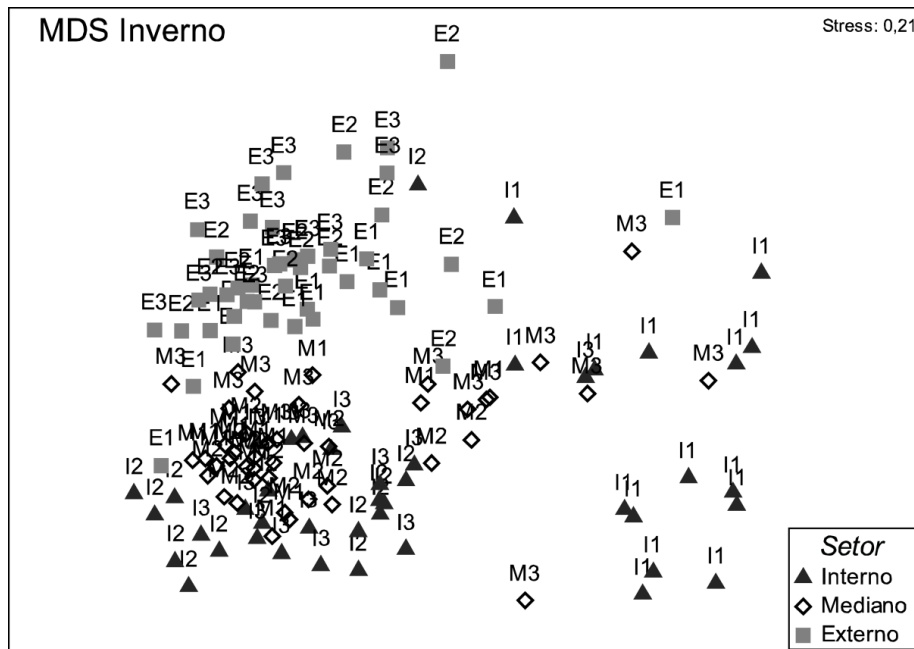


FIGURA 13. Análise de proximidade aplicada à matriz de abundância das espécies de poliquetas no setor 1 - interno (▲), setor 2 – mediano (◆) e setor 3 - externo (■) no canal da Cotinga no período de inverno. Locais dentro dos setores representados pelos números de 1 a 3. Dados transformados para raiz quadrada.

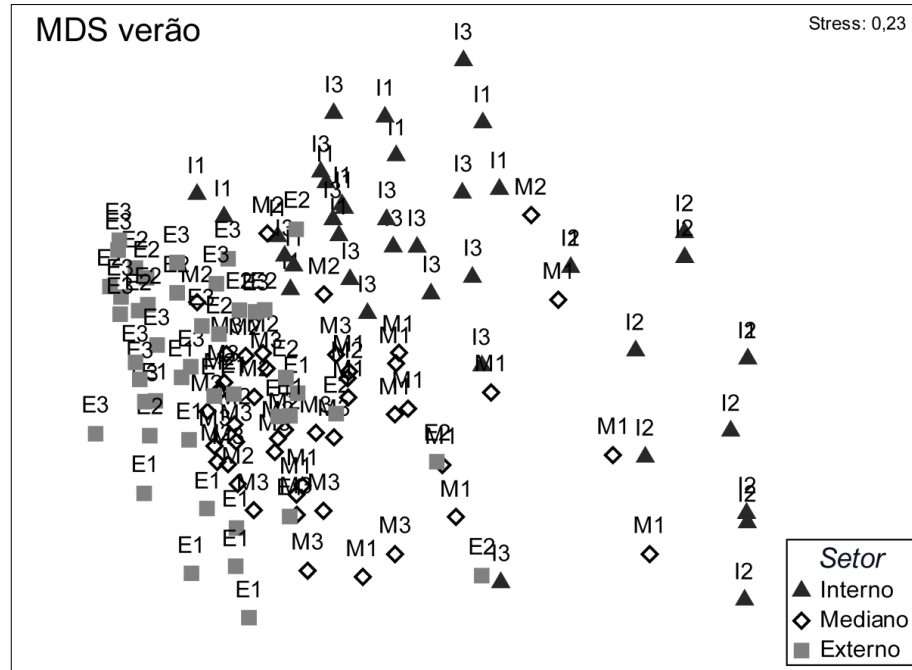


FIGURA 14. Análise de proximidade aplicada à matriz de abundância das espécies de poliquetas no setor 1 - interno (▲), setor 2 – mediano (◇) e setor 3 - externo (■) no canal da Cotonga no período de verão. Locais dentro dos setores representados pelos números de 1 a 3. Dados transformados para raiz quadrada.

Os setores 2 e 3 foram caracterizados por valores mais altos de salinidade, matéria orgânica e CaCO_3 no verão. A análise SIMPER indicou que as espécies *Mediomastus californiensis*, *Aricidea taylori*, *Eunoe serrata* e *Magelona papillicornis* contribuíram com 56% da abundância no setor 2 e as espécies *Aricidea taylori*, *Magelona papillicornis*, *Poecilochaetus trilobatus* e *Spiophanes missionensis* contribuíram com 58% da variação no setor 3 (ANEXO III). O setor 1 formou um grupo distinto, devido às baixas densidades registradas. As espécies *Glycinde multidentis* e *Aricidea taylori* contribuíram com 46% da variação das associações neste setor (ANEXO III).

A análise de variância permutacional PERMANOVA confirmou a interpretação visual da análise de proximidade, indicando diferenças significativas das associações de poliquetas em todas as escalas espaciais amostradas, tanto no inverno como no verão (TABELA 4).

TABELA 4. PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a estrutura das associações de poliquetas entre as escalas de variabilidade espacial para períodos de inverno e verão em separado. Valores de p (MC) em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

Fonte de Variação	Inverno				verão		
	gl	MQ	F	p (MC)	MQ	F	p (MC)
Setor	2	28283	2,75	0,001	30623	2,66	0,001
Local (Setor)	6	10260	3,98	0,000	11481	3,29	0,000
Ponto (Local(Setor))	18	2577	1,29	0,005	3483	1,99	0,000
Resíduo (réplicas)	108	1995			1744		

Os resultados da análise BIOENV indicaram que a combinação das variáveis ambientais que melhor explicaram os padrões biológicos observados no inverno foi a concentração de fósforo e nitrogênio-total, percentual de finos representado pelo tamanho médio dos grãos e CaCO_3 e coliformes totais (0,653) (TABELA 5). No verão, a melhor combinação reuniu as concentrações de carbono orgânico total (COT), coprostanol, tamanho do grão e densidades de *Escherichia coli* (EC), todos indicativos de um eventual aumento do aporte de esgotos e de uma redução da qualidade ambiental. Esses resultados indicam uma melhor correlação das variáveis biológicas com o gradiente de contaminação por esgotos, que se apresenta mais nítido no período de verão.

TABELA 5. Valores de correlação apresentados pela análise BIOENV entre a distribuição das associações de poliquetas e as variáveis abióticas nos períodos de inverno e verão. Somente as melhores correlações são mostradas.

Melhor combinação das variáveis - inverno	Rho
P N Phi CaCO_3 CT	0,653
P N Phi MO CaCO_3 CT	0,623
P N CaCO_3 CT	0,604
P N Clorofila Phi MO CaCO_3 CT	0,597
P MO CT	0,586
P N Clorofila colesterol Phi MO CaCO_3 CT	0,569
P N Clorofila coprostanona Phi MO CaCO_3 CT	0,556
P N Clorofila coprostanona colesterol MO CaCO_3 Phi CT	0,524
Melhor combinação das variáveis – verão	
COT coprostanol Phi EC	0,790
N COT coprostanol Phi CaCO_3	0,776
N COT coprostanol colesterol Phi EC	0,774
N COT coprostanol coprostanona colesterol Phi EC	0,765
N COT coprostanol colesterol Phi CaCO_3 CT EC	0,751
P N COT coprostanol coprostanona colesterol Phi CaCO_3 EC	0,736
P N COT coprostanol coprostanona colesterol Phi CaCO_3 CT EC	0,727

Para complementar e confirmar os resultados apresentados pela análise BIOENV foi aplicada uma análise de correspondência canônica (CCA) para as espécies mais abundantes em cada período amostral. Analisando a campanha de inverno, os dois primeiros eixos explicam 91,8% da variação dos dados e as variáveis que mais contribuíram com padrões de distribuição observados foram CaCO_3 , N, P, *E. coli*, Phi, COT e coprostanol, coprostanona e colesterol (FIGURA 15). Neste período as maiores densidades de poliquetas foram registradas nos setores interno e externo, com a dominância das espécies *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori*. Estes resultados indicam um padrão de distribuição relacionado à elevada disponibilidade de matéria orgânica para a macrofauna, por diferentes fontes provenientes do rio Itiberê, rio Guaraguaçu e da desembocadura da baía de Paranaguá. A espécie *Mediomastus californiensis*, dominante entre os locais do setor externo, teve uma forte correlação com os teores de CaCO_3 e fósforo orgânico e a espécie *Poecilochaetus trilobatus*, abundante entre os locais dos setores interno e médio, apresentou correlação com os diferentes tipos de matéria orgânica de origem marinha e de origem fecal por esgotos domésticos.

A análise CCA aplicada às variáveis da campanha de verão indicou que os dois primeiros eixos explicaram 76% da variação dos dados (FIGURA 15). As variáveis que melhor explicaram os padrões de distribuição observados para os poliquetas *Magelona papillicornis*, *Poecilochaetus trilobatus*, *Spiophanes missionensis*, *Aricidea taylori* e *Eunoe serrata* foram as concentrações dos indicadores orgânicos de contaminação por esgoto e de origem marinha e os teores de COT, MO e CaCO_3 . *Mediomastus californiensis* apresentou forte correlação com os teores de β -sitosterol, indicador de matéria orgânica de origem continental presente em maior concentração no setor médio no Canal da Cotinga.

Esses resultados indicam uma melhor correlação das variáveis biológicas com o gradiente de contaminação por esgotos, que se apresenta mais nítido no período de verão.

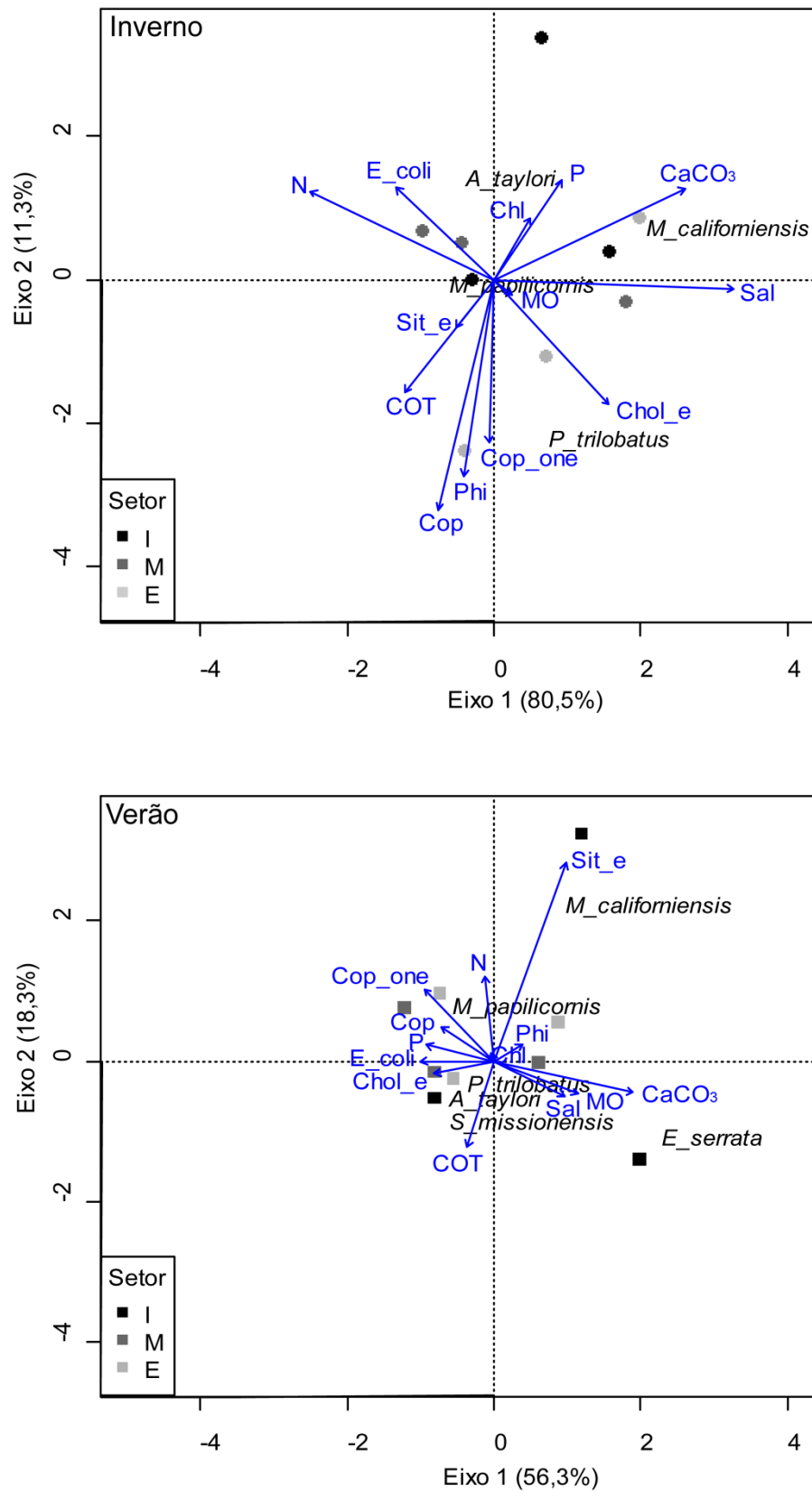


FIGURA 15. Gráfico resultante da análise CCA com os vetores das variáveis ambientais e indicadores de contaminação por esgoto: matéria orgânica (MO), fósforo e nitrogênio orgânico total (P e N), CaCO₃, salinidade (Sal), clorofila a (Chl), tamanho médio (Phi), *Escherichia coli*, coprostanol (Cop), colesterol (Chol_e), coprostanona (Cop_one) e β-sitosterol (Sti_e) e os táxons mais abundantes nos períodos de inverno e verão entre os setores (I = interno, M = médio e E = externo).

Uma ANOVA hierárquica foi aplicada às densidades das seis espécies numericamente dominantes, indicando diferenças significativas em todas as escalas espaciais adotadas (quilômetros, centenas de metros, dezenas de metros e metros), dependendo da espécie considerada (TABELA 6).

Os setores 1 e 2 foram caracterizados por altas densidades dos poliquetas comedores de depósito de superfície *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori*, que apresentaram padrões semelhantes de variação, mais significativa entre locais no inverno e entre pontos no verão (TABELA 6, FIGURA 16 e 17). Suas variações acompanharam a distribuição do percentual de silte e argila no sedimento, bem como as altas concentrações de matéria orgânica de origem fecal e terrestre e altas concentrações de clorofila *a*.

A densidade do capitelídeo detritívoro *Mediomastus californiensis* variou significativamente entre setores, com altas densidades no setor 3 no inverno e no setor 2 no verão (TABELA 6, FIGURA 16 e 17), padrão semelhante ao observado para as concentrações de COT, CaCO₃ e matéria orgânica de origem marinha e terrestre.

A densidade de *Poecilochaetus trilobatus*, detritívoro de superfície, foi maior nos setores 1 e 2 no inverno, mas no verão foi maior no setor 3. Apesar da significativa variação entre setores, as variações mais significativas se deram na escala dos locais em ambos os períodos amostrais (TABELA 6, FIGURA 16 e 18).

Spiophanes missionensis e *Eunoe serrata* não foram consideradas na análise de inverno, pois não se adequaram ao pressuposto da homogeneidade das variâncias, devido às suas baixas densidades. Já no verão, as densidades das duas espécies variaram significativamente na escala das centenas de metros e das dezenas de metros, sendo maiores no setor 3 (TABELA 6, FIGURA 18).

Em resumo, a estrutura das associações de poliquetas foi fortemente condicionada pela variabilidade em pequena escala (entre réplicas) principalmente no inverno e pela variabilidade nas maiores escalas espaciais (entre setores e locais) principalmente no verão.

TABELA 6. ANOVA hierárquica para as densidades das espécies mais frequentes em agosto de 2008 e março de 2009. gl: graus de liberdade; QM: quadrados médios. * Escalas de variação significativa: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

Fonte de variação	Inverno				Verão		
	gl	QM	F	p	QM	F	p
<i>Magelona papillicornis</i>							
Setor: (S)	2	30,459	0,732	0,519	12,591	2,608	0,153
Local: (L(S))	6	41,597	18,884	**	4,828	2,346	0,075
Ponto: (P(L(S)))	18	2,203	1,667	*	2,058	3,913	**
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	1,322			0,526		
<i>Aricidea taylori</i>							
Setor: (S)	2	8,377	0,815	0,486	26,281	2,523	0,16
Local: (L(S))	6	10,275	10,355	**	10,416	2,902	*
Ponto: (P(L(S)))	18	0,992	1,589	0,07	3,589	9,316	**
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	0,624			0,385		
<i>Mediomastus californiensis</i>							
Setor: (S)	2	23,255	42,507	**	10,783	6,122	*
Local: (L(S))	6	0,547	0,4	0,87	1,761	2,418	0,068
Ponto: (P(L(S)))	18	1,369	1,718	*	0,728	1,317	0,191
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	0,797			0,553		
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>							
Setor: (S)	2	3,578	0,805	0,49	10,851	4,571	0,062
Local: (L(S))	6	4,446	6,726	**	2,374	3,466	**
Ponto: (P(L(S)))	18	0,661	1,037	0,426	0,685	1,627	0,066
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108	0,638			0,421		
<i>Spiophanes missionensis</i>							
Setor: (S)	2				7,045	0,929	0,445
Local: (L(S))	6				7,586	3,54	**
Ponto: (P(L(S)))	18				2,143	3,205	**
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108				0,669		
<i>Eunoe serrata</i>							
Setor: (S)	2				20,936	3,276	0,109
Local: (L(S))	6				6,391	4,75	**
Ponto: (P(L(S)))	18				1,346	4,092	**
Réplica (resíduo): (R(P(L(S))))	108				0,329		

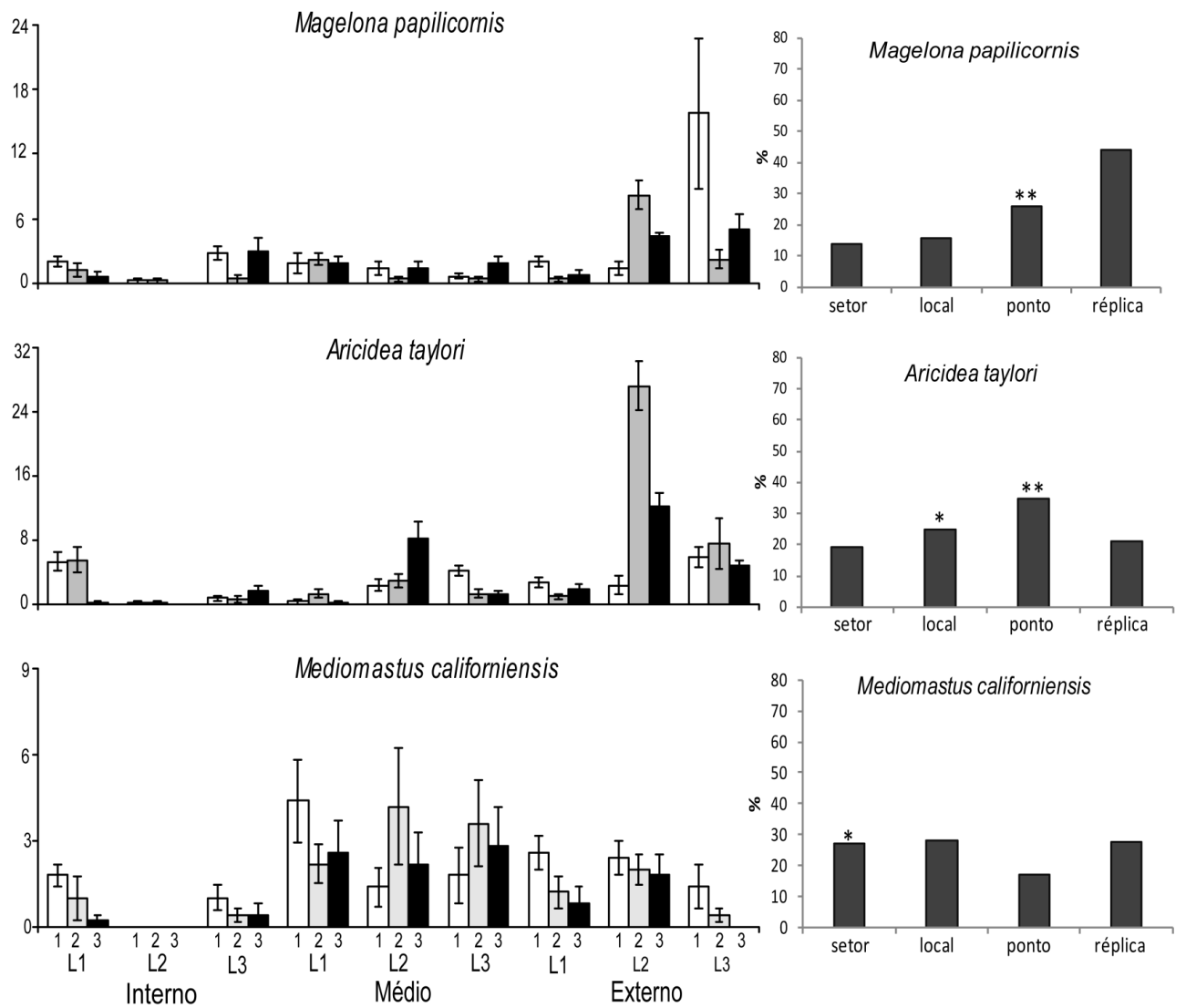


FIGURA 17. Variabilidade espacial na densidade média ($\pm 1DP$) das espécies numericamente dominantes e os componentes de variação das escalas espaciais extraídos da análise de variância hierárquica no período de verão/09. Valores representados em porcentagem de variação. *Escala de variação significativa da ANOVA aninhada: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

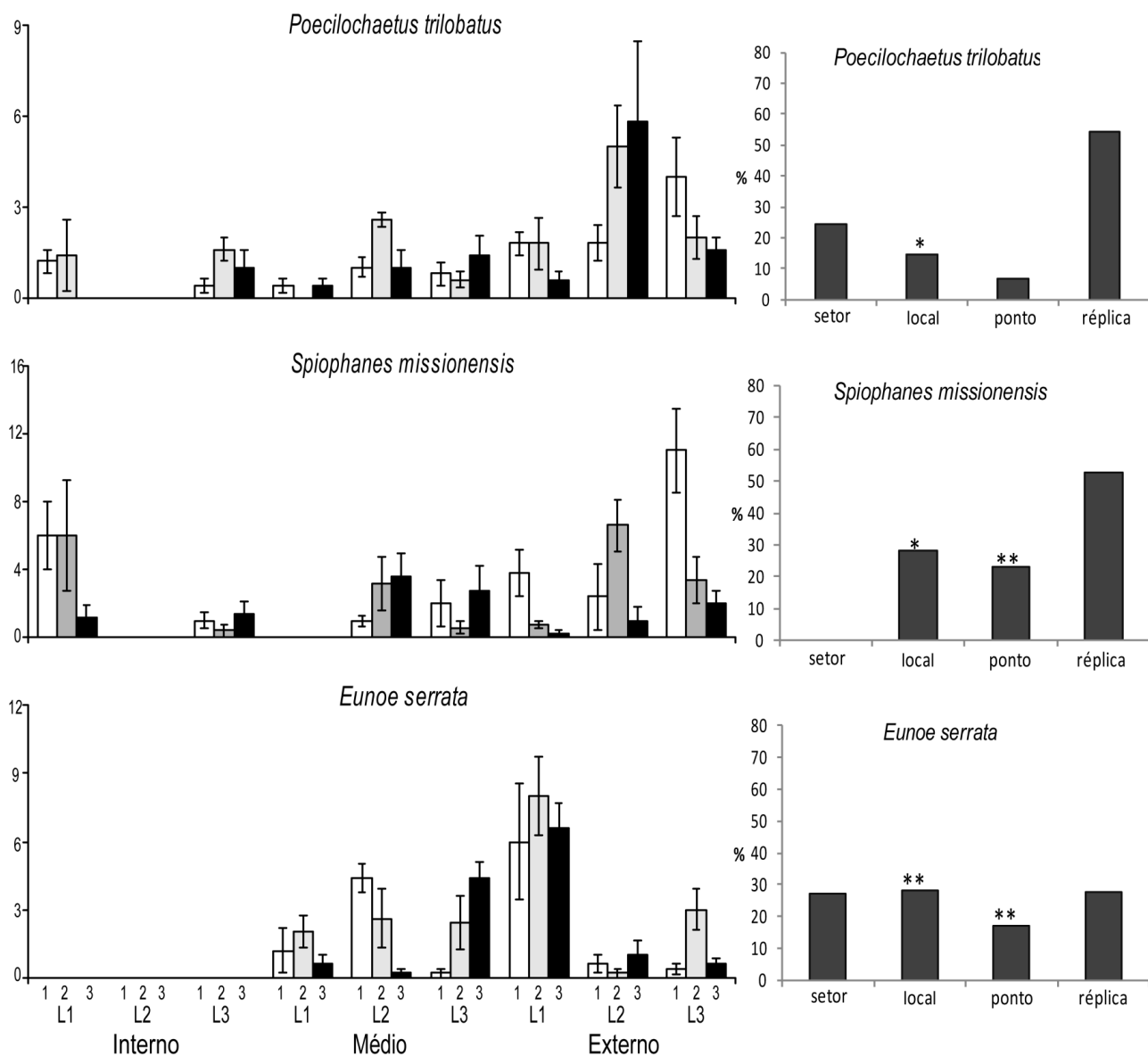


FIGURA 18. Variabilidade espacial na densidade média ($\pm 1DP$) das espécies numericamente dominantes e os componentes de variação das escalas espaciais extraídos da análise de variância hierárquica no período de verão/09. Valores representados em porcentagem de variação. *Escala de variação significativa da ANOVA aninhada: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

4. DISCUSSÃO

A variabilidade biológica em diferentes escalas de espaço e tempo é essencial para integrar a multiplicidade de processos que estruturam as associações bêmicas (CHAPMAN *et al.*, 2010). Nesse sentido a adoção de um desenho experimental hierarquizado espacialmente, com escalas que variam de centímetros a quilômetros, mostrou-se essencial para avaliar as respostas dos atributos da associação local às características ambientais e aos indicadores de contaminação por esgoto doméstico. Neste estudo, a abordagem hierárquica evidenciou uma elevada variabilidade na distribuição das associações de poliquetas em diferentes escalas espaciais nos períodos de inverno e verão ao longo do Canal da Cotinha. A variabilidade espacial foi maior na escala de centímetros durante o inverno, mas as escalas de locais e setores (centenas de metros a quilômetros) assumiram maior importância no verão, quando o gradiente de contaminação se expressou com maior intensidade.

Muitos trabalhos sobre distribuição da fauna bêmica e suas respostas às condições de eutrofização ainda se baseiam em amostragens espaciais restritas a uma única escala ou a escalas de quilômetros e dezenas de quilômetros (MORRISEY *et al.*, 1992; HATJE *et al.*, 2006; MUNIZ *et al.*, 2010). No entanto, os organismos do macrobentos mostram uma considerável variação em pequenas escalas, de centímetros a dezenas de metros, que pode ser primariamente atribuída a respostas comportamentais ao habitat e às interações entre indivíduos (UNDERWOOD *et al.*, 2000).

A distribuição espacial dos invertebrados bêmicos ao longo de gradientes estuarinos é fortemente governada por gradientes ambientais, definidos por variações na salinidade e profundidade, além das características do sedimento, como o tamanho do grão (BARROS *et al.*, 2008; UNDERWOOD *et al.*, 2000). Estes gradientes “naturais” são em geral a maior fonte de variabilidade da fauna estuarina. Por outro lado, como exemplificado por este estudo, a introdução de nutrientes e matéria orgânica proveniente dos efluentes derivados das atividades antrópicas pode ser uma importante causa de estresse, assumindo maior importância na regulação das associações bêmicas. Estes processos de poluição reconhecidamente alteram as condições ambientais e provocam mudanças na diversidade e abundância das associações macrobêmicas (DAUER *et al.*, 2000; ELIAS *et al.*, 2003; VENTURINI & TOMMASI, 2004).

A análise hierárquica reconheceu um padrão de distribuição fortemente agregado, evidente em pequena escala espacial, com densidades, riqueza e diversidade de espécies exibindo marcada variabilidade entre réplicas, particularmente no inverno. A elevada

variabilidade na densidade de organismos bênticos em pequena escala espacial tem sido reportada de forma recorrente na literatura (MORRISEY *et al.*, 1992; YSEBAERT & HERMAN, 2002; CHAPMAN *et al.*, 2010). Este padrão de agregação pode ser indicativo de condições ambientais mais estáveis em períodos de inverno, quando a carga de nutrientes e o despejo de efluentes são menores.

A análise hierárquica também indicou que as características texturais e conteúdo orgânico do sedimento variaram em todas as escalas espaciais adotadas. Os valores de phi foram exceção, já que não apresentaram diferenças significativas entre as escalas amostradas, pois quase todos os pontos amostrados foram classificados como areia fina ou muito fina.

O estudo das associações de poliquetas num ambiente estuarino como o canal da Cotinga é especialmente complexo devido às condições hidrodinâmicas, deposição e remobilização sedimentar e influência das fontes pontuais (rios e canais de drenagem) e difusas (águas de escoamento superficial) de introdução de matéria orgânica. No entanto, foi observado que variações introduzidas pelo gradiente de variabilidade natural foram menos significativas, na medida em que as características texturais dos fundos locais e os teores de matéria orgânica se mostraram similares ao longo do canal.

A descarga de contaminantes orgânicos por esgotos e o aporte de diferentes tipos de matéria orgânica podem mascarar a extensão do gradiente de contaminação, mais evidente no setor interno, como mostrado por MARTINS *et al.* (2010). A partir do setor médio esse gradiente torna-se menos evidente, devido à diluição e dispersão dos contaminantes em direção à desembocadura da baía de Paranaguá.

A composição específica das associações de poliquetas foi basicamente similar ao longo do canal, mas afetada pelo gradiente de contaminação no setor interno no verão, quando houve uma marcada redução na densidade e da riqueza de espécies. De fato, os resultados apresentados pela análise BIO-ENV indicaram que os marcadores orgânicos de contaminação por esgoto serviram como bons *proxies* da variação das associações de poliquetas. As respostas da fauna acompanharam um aumento da carga de nitrogênio, da produção primária (expressa pelos teores de clorofila), da concentração de esteróis fecais e da densidade de coliformes totais e *E. coli*. Isto indica uma intensificação da eutrofização na parte mais interna do canal durante o período de verão, quando há um aumento na quantidade de esgotos gerados e lançados por descargas fluviais, e maior entrada de nutrientes e compostos orgânicos pelas águas de drenagem continental diretamente relacionada à precipitação, gerando flutuações sazonais das influências antrópicas sobre o sistema estuarino. Os rios Itiberê e dos Correias,

região dos pontos do setor interno, recebem grande parte do esgoto não tratado da cidade de Paranaguá. Além da vazão constante desses efluentes, a crescente urbanização próxima as margens destes rios contribuem com a introdução de matéria orgânica no ambiente (MARTINS *et al.*, 2010).

O ambiente bêntico é influenciado pelo tipo de sedimento, conteúdo de matéria orgânica e hidrodinâmica local, como velocidade das correntes. O acúmulo de sedimentos finos pode indicar uma baixa energia ambiental, com tendências para maior concentração de matéria orgânica (NEWELL, *et al.*, 2001). Nesse sentido, a dominância de sedimentos finos correlacionou-se positivamente com a concentração de matéria orgânica, indicando condições de baixa energia características do setor polihalino da Baía de Paranaguá (NETTO & LANA, 1997). A ANOVA aninhada indicou variações na escala de centenas de metros para as porcentagens de MO e silte e argila no verão de 2009. O conteúdo de matéria orgânica foi mais alto do que o observado em outros estudos em áreas urbanas e industriais em zonas costeiras e estuarinas (DELL'ANNO *et al.*, 2002, BIGOT *et al.*, 2006; MUNIZ *et al.*, 2010).

O aporte de material fecal pode influenciar decisivamente o teor de carbono orgânico total, afetando processos reguladores essenciais no ecossistema bêntico, como fluxo de energia, metabolismo e degradação da matéria orgânica, como observado nos locais sob influência direta do esgoto no rio Itiberê. No entanto, a variabilidade espacial em pequena escala dos poliquetas ao largo do Canal da Cotinga não se correlacionou significativamente com a distribuição da matéria orgânica de origem antrópica, a não ser nos meses de verão, quando o sistema se tornou mais eutrofizado. Da mesma forma, é pouco provável que a variação biológica se deva primariamente às características texturais dos sedimentos de fundo, dominados por sedimentos finos, que se mostraram bastante homogêneas ao longo do canal. É provável que processos de competição e predação, atividades de bioturbação e processos hidrodinâmicos sítio-específicos (TRUSH, 1991; CHAPMAN & TOLHURST, 2007), não avaliados neste estudo, possam ter sido responsáveis pela elevada variabilidade em pequena escala. A importância das menores escalas espaciais para explicar os padrões de diversidade e abundância reforça a necessidade de incorporar múltiplas escalas hierárquicas em amostragens bênticas, para melhor entendimento dos padrões e processos ecológicos e para identificar mudanças nas associações em respostas aos distúrbios antrópicos (OLABARRIA & CHAPMAN, 2001).

A baixa diversidade da fauna e a elevada densidade de algumas poucas espécies, reconhecidas como oportunistas, são recorrentes em regiões com forte influência de esgotos, caracterizadas geralmente por sedimentos finos, elevados teores de matéria orgânica e baixa

oxigenação (ELÍAS *et al.*, 2001; VENTURINI *et al.*, 2004). Estas características de estresse ambiental afetam o desenvolvimento das associações e podem favorecer a dominância de espécies mais resistentes, na sua maioria de hábitos detritívoros, como observado em locais dos setores 1 e 2, particularmente no inverno, quando a qualidade ambiental foi maior. Nestes setores foram registradas densidades mais elevadas das espécies *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori*. Um padrão similar foi descrito por SORDO (2008), que encontrou altas densidades de *Magelona papillicornis* em pradarias de *Halodule wrightii* na Ilha do Mel, relacionando estas densidades a teores mais elevados de matéria orgânica e seston. Espécies das famílias Paraonidae, Cirratulidae e Magelonidae foram reconhecidas como resistentes à contaminação por esgotos em sedimentos contaminados por emissários submarinos no Mar Mediterrâneo (DEL-PILAR-RUSO *et al.*, 2009). É provável que a elevada disponibilidade de matéria orgânica no setor 1 tenha favorecido até certo ponto o estabelecimento e recrutamento dessas espécies, sob as condições ambientais mais favoráveis de inverno. Por outro lado, o aumento da condição de eutrofização no período de verão pode ter sido responsável pela acentuada diminuição da diversidade e da abundância de poliquetas neste mesmo setor.

Estas alterações não podem ser atribuídas somente à maior disponibilidade de matéria orgânica de origem fecal e ao estresse ambiental derivado. Variações na estabilidade física dos sedimentos causada por freqüentes atividades de dragagem, a própria hidrodinâmica local e a contaminação por outros tipos de poluentes, como metais pesados, podem também afetar estas associações (SÁ *et al.*, 2006 ; CHOUERI *et al.*, 2009).

O gradiente de contaminação ambiental não é contínuo ao longo de todo o canal da Cotinga, havendo evidências de uma marcada compressão no setor 1, provavelmente por causa da dinâmica local, que promove rápida dispersão e diluição dos contaminantes. A análise de componentes principais mostrou que, tanto no inverno quanto no verão, o setor 1 foi caracterizado por concentrações mais elevadas de esteróides fecais (coprostanol e coprostanona), nitrogênio, *E. coli* e carbono orgânico total no sedimento. No entanto, este padrão foi mais evidente no verão, quando o aporte de esgotos e a vazão dos rios e gamboas que deságuam no canal é maior durante o período mais chuvoso (LANA *et al.*, 2001). Já os setores 2 e 3, mais próximos da desembocadura da baía e com maior salinidade, apresentaram altos teores de CaCO_3 , e maiores concentrações de MO, P_{total} , e esteróis de origem terrestre (β -sitosterol) e marinha (colesterol), associados a um maior percentual de grãos finos no sedimento.

Há pouco consenso em relação aos valores de referência da concentração de coprostanol necessária para indicar a contaminação por esgoto. Alguns autores consideram níveis de coprostanol acima de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suficiente para associar positivamente a entrada de esgotos domésticos no ambiente (WRITER *et al.*, 1995), enquanto Gonzalez-Oreja and Saiz-Salinas (1998) sugeriram que concentrações de coprostanol superiores a $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ são suficientes para caracterizar os sedimentos contaminados por esgotos. Os teores de coprostanol superiores a estes limites indicaram forte contaminação no setor interno do canal da Cotinga. Os rios Itiberê e Correias, localizados no setor interno do canal, recebem grande parte do esgoto sem tratamento proveniente de Paranaguá e a progressiva urbanização próxima a margem desses rios contribui com o aporte de matéria orgânica de origem antrópica (Martins *et al.*, 2010).

Apesar disto, as concentrações de coprostanol encontradas nesse estudo foram baixas quando comparadas com outros sistemas estuarinos brasileiros. Na Baía de Guanabara as concentrações de coprostanol nos sedimentos atingiram $40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (CARREIRA *et al.*, 2004), $40,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (CORDEIRO *et al.*, 2008) e $36,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, (SANTOS *et al.*, 2008), na Baía de Santos, MARTINS *et al.*, (2008a) registraram valores de até $8,51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de coprostanol próximo ao emissário de esgoto e no Rio Capibaribe (Recife) as concentrações médias foram de $3.03 \pm 2.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Fernandes *et al.*, 1999). A razão epicoprostanol/coprostanol permite estimar o grau de tratamento do efluente descartado em uma área (referência). Os valores registrados no canal da Cotinga foram inferiores a 0,20, indicando a falta de tratamento dos efluentes que atingem os sedimentos da região.

Os maiores valores de colestanol nos setores interno e médio sugerem um grande aporte de nutrientes, uma alta atividade bacteriana e o desenvolvimento de condições de hipoxia no sedimento. O colestanol é formado por biossíntese planctônica (Fernandes *et al.*, 1999), pela transformação diagenética do coprostanol em sedimentos contaminados e pela hidrogenação do colesterol em condições anóxicas (Jeng and Han, 1994).

Neste sentido, considerando somente as concentrações de coprostanol, epicoprostanol e coprostanona e os seus declínios progressivos em direção ao setor externo no Canal da Cotinga, já seria possível inferir a presença de um gradiente de contaminação orgânica por esgotos domésticos.

O conteúdo de matéria orgânica e β -sitosterol obtidos no setor 2 no canal da Cotinga podem estar associados ao aporte fluvial do rio Guaraguaçu, principal rio da planície litorânea com mais de 30 km de extensão (DEPINÉ & OKA FIORI 2005), sugerindo um aporte de material terrígeno, na medida em que este composto é associado à matéria orgânica de origem

continental (VOLKMAN *et al.*, 1998). O rio Guaraguaçu também é uma clara fonte de nutrientes e contaminantes para o canal da Cotinga. Altas densidades de coliformes totais e *E. coli*, além de concentrações de feofitina muito superiores à clorofila no sedimento, sugerem um aumento da produtividade e da sedimentação de partículas orgânicas ocasionadas por impactos antrópicos (DELL'ANO *et al.*, 2002). Neste sentido, o aporte de contaminantes do rio Guaraguaçu contribui para aumentar a complexidade do gradiente de contaminação ao longo de todo o canal, evitando que ele se comporte de forma linear e contínua.

As maiores concentrações de colesterol registradas no setor 3 estão claramente relacionadas com as condições mais marinhas, já que este esterol é um dos principais constituintes da matéria orgânica marinha (VOLKMAN, 1986).

Os resultados deste estudo enfatizaram a importância em se avaliar a variabilidade biológica e os fatores ambientais em diferentes escalas espaciais, incorporando desenhos amostrais hierarquizados. A utilização da análise hierárquica permitiu uma melhor compreensão das variações das associações de poliquetas ao longo do canal da Cotinga sob influência de um gradiente ambiental e de contaminação. Porém, para que as variações em pequena escala das associações de poliquetas sejam corretamente correlacionadas com as variações nas características do sedimento, é necessário ajustar as múltiplas escalas espaciais de variação de parâmetros biológicos e físico-químicos. Nesse estudo, as variações das associações na menor escala adotada (entre réplicas) não puderam ser correlacionadas com as variações no sedimento na mesma escala, por razões logísticas. Devido a rápida dispersão e as baixas concentrações dos marcadores orgânicos de contaminação por esgoto em relação a outros estuários, e a presença de outros tipos de matéria orgânica que favoreceram a estabilização de associações diferenciadas em ambos os setores, não foi possível distinguir a magnitude das respostas de espécies oportunistas, em termos de enriquecimento orgânico, como sugerido por PEARSON & ROSENBERG (1978), como ocorre em regiões comprovadamente eutrofizadas. No entanto, este estudo evidenciou que as espécies *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori* podem ser utilizadas como espécies indicadoras de condições moderadas de contaminação em estudos de monitoramento ambiental, particularmente em situações de perturbações antrópicas, como a poluição orgânica por esgotos. O conhecimento da composição e da variabilidade espacial e temporal de animais bênticos é essencial para o adequado planejamento de programas de monitoramento de ambientes costeiros. Particularmente em estuários, caracterizados por uma alta variabilidade, a incorporação destas múltiplas escalas é fundamental para a compreensão dos impactos induzidos pelo homem e para a aplicação de

programas de monitoramento ambiental eficientes (Rosenberg et al., 2009). Portanto, recomenda-se a incorporação de abordagens hierárquicas temporais, juntamente com as espaciais, em estudos de gradientes de contaminação, para avaliar de forma mais consistente as variabilidades sazonais e inter-anuais de associações bêmicas em áreas com influência de contaminantes orgânicos.

5. CONCLUSÃO

Este estudo evidenciou a marcada influência do gradiente de contaminação ao longo do Canal da Cotinga sobre as associações de poliquetas. O gradiente de contaminação ambiental detectado não é contínuo, havendo evidências de uma marcada compressão no setor interno, provavelmente por causa da dinâmica local, que promove rápida dispersão e diluição dos contaminantes provenientes do Rio Itiberê. Variações introduzidas pelo gradiente de variabilidade natural foram menos significativas para explicar a variabilidade da fauna, na medida em que as características texturais dos fundos locais e os teores de matéria orgânica se mostraram similares ao longo do canal. A presença de atividade bacteriana e altas concentrações de esteróis fecais estão fortemente relacionadas ao crônico despejo de efluentes nas proximidades de Paranaguá.

A análise espacial hierárquica indicou que a diversidade e a densidade de poliquetas variaram em todas as escalas espaciais investigadas, de centímetros a quilômetros. A amostragem hierárquica mostrou que a escala de centímetros foi a que mais contribuiu para a variabilidade da fauna durante período mais estável de inverno, como provável resposta das associações à disponibilidade de diferentes tipos de matéria orgânica, às características texturais dos sedimentos e a processos ecológicos intrínsecos aos padrões estruturais como predação e competição. Por outro lado, escalas mais amplas tiveram maior importância na distribuição das associações no verão, quando se intensificaram as condições de eutrofização. Neste período, a densidade, número de espécies e diversidade foram menores nos locais próximos a fonte de contaminação, quando o gradiente de contaminação na escala de quilômetros foi nitidamente detectado.

O presente trabalho enfatiza a necessidade de incorporação de delineamentos amostrais hierarquicamente replicados para a correta avaliação dos padrões de distribuição de espécies potencialmente indicadoras de contaminação. Como estes gradientes normalmente interagem com gradientes de variabilidade natural, a adoção de uma perspectiva multiescalar contribui para um melhor reconhecimento dos processos primariamente responsáveis pelos padrões de variação, além de determinar quais escalas espaciais são mais apropriadas para a amostragem de animais bênticos em futuras atividades de monitoramento.

6. REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral. Ecol.** 26: 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. **PERMANOVA Permutational multivariate analysis of variance. A computer program.** Department of Statistics University of Auckland. p. 1-24, 2005.
- BARROS, F. HATJE, V., FIGUEIREDO, M. B. MAGALHÃES, W. F., DÓREA, H. S., EMÍDIO, E. S. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 78, n. 30, p. 753-762, 2008.
- BELAN, T.A. Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. **Mar. Env. Res.** V. 57, p. 89–101, 2003.
- BIGOT, L., CONAND, C., AMOUROUX, J.M., FROUIN, P., BRUGGEMANN, H., GRÉMARE, A., 2006. Effects of industrial outfalls on tropical macrobenthic sediment communities in Reunion Island (Southwest Indian Ocean). **Mar. Pollut. Bull.**, v. 52, 865–880.
- BRAUN, J. A. F. **Avaliação da Contaminação Urbana do Complexo Estuarino de Paranaguá através da análise de Esteróides.** 93 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica), Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2006.
- CAMARGO, M. G. Sysgran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências.**, Curitiba, v. 36, n.2, p. 345-352, 2006.
- CARDELL, M.J., SARDÁ, R., ROMERO, J. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. **Acta Oecolog.** v. 20, p. 343–351. 1999.
- CARDOSO, P. G.; RAFFAELLI, D.; LILLEBØ, A. I.; VERDELHOS, T.; PARDAL, M. A. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 76, p. 553 - 565, 2008.
- CARREIRA, R.S., WAGENER, A.L.R., READMAN, J.W. Sterols as markers of sewage contamination in a tropical urban estuary (Guanabara Bay, Brazil): space–time variations. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 60, p. 587–598, 2004.

CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J. Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitats in mangrove forests. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** v. 343, p. 96–109, 2007.

CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J.; MURPHY, R. J.; UNDERWOOD, A. J. Complex and inconsistent patterns of variation in benthos, micro-algae and sediment over multiple spatial scales. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 398, p. 33 – 47, 2010.

CHOUERI, R. B., CESAR, A., TORRES, R.J., ABESSA, D. M. S., MORAIS, R. D., PEREIRA, C. D. S., NASCIMENTO, M. R. L., MOZETO, A. A., RIBA, I., DELVALLTS., T. A. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Souther Brazil. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 72, p. 1824-1831, 2009.

CHOUERI, R.B., CESAR, A., ABESSA, D.M.S., TORRES, R.J., RIBA, I., PEREIRA, C.D.S., NASCIMENTO, M.R.L., MORAIS, R.D., MOZETO, A.A., DELVALLS, T.A. Harmonised framework for ecological risk assessment of sediments from ports and estuarine zones of North and South Atlantic. **Ecotoxicology** 19, 678-696, 2010.

CLARKE, R.K., AINSWORTH, M., A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 92, p. 205–219, 1993.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** 2ed. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 2001.

COMMITO J. A., DOW W., GRUPE B. M. Hierarchical spatial structure in soft-bottom mussel beds. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** v. 330, p. 27–37, 2006.

COSTA JR., O. S. NIMMO, M., ATRILL, M. J. Coastal nutrification in Brazil: A review of the role of nutrient excess on coral reef demise. **J. South Am. Earth Sci.**, v. 25, p. 257 -270.

CORDEIRO, L. G. S. M., CARREIRA, R. S., WAGENER, A. L.R. Geochemistry of fecal sterols in a contaminated estuary in southeastern Brazil. **Org. Geoch.** v. 39, p. 1097–1103, 2008.

DANULAT, E.; MUNIZ, P.; GARCÍA-ALONSO, J.; YANNICELLI, B. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 44, p. 554–565, 2002.

DAUER, D. M.; RANASINGHE, J. A.; WEISBERG, S. B. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. **Estuaries.** V. 23, p. 80–96, 2000.

DEPINÉ, P. & OKA FIORI, C. Análise ambiental da área do sambaqui do Guaraguaçu, município de Pontal do Paraná, litoral do estado do Paraná, Brasil.

R. RA'E GA, Curitiba, n. 9, p. 107-122, 2005. Editora UFPR.

DELL'ANNO, A., MEI, M. L., PUSCEDDU, A., DANOVARO, R. Accessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 44, p. 611-622, 2002.

DEL-PILAR-RUSO, Y.; DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A.; LOYA-FERNÁNDEZ A.; FERRERO-VICENTE L. M.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 58, p. 765–786, 2009.

DOLBETH, M., CARDOSO, P. G., FERREIRA, S. M., VERDELHOS, T., RAFFAELLI, D., PARDAL, M. A. Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 54, p. 576-585, 2007.

ELÍAS, R.; BREMEC, C. S.; VALLARINO, E. A. Polychaete Assemblages in a Southern Shallow Shelf Affected by Sewage Discharge. **Rev. Chil. Hist. Nat.**, v. 74, p. 523-531, 2001.

ELÍAS, R.; RIVERO, M. S.; VALLARINO, E. A. Sewage impact assessment based on the composition and distribution of Polychaetes associated to intertidal mussel beds of the Southwestern Atlantic shore. **Iheringia**. v. 93, n. 3, p. 309-318, 2003.

FARIA, J.C & DEMETRIO, C. G. B. . **bpca: Biplot of multivariate data based on Principal Components Analysis**. ESALQ, USP, Brasil, 2009.

FATTORE, E., BENFENATI, E., MARELLI, R., COOLS, E. & FANELLI, R. (1996). Sterols in sediment samples from Venice Lagoon, Italy. **Chemistry**. **33**, 2383-2393.

GRASSHOFF, K; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of Seawater Analysis**, 2° ed. Revised and extended. ed. Verlag Chemie: Weinheim. 1983.

GRIMALT, J. O.; FERNANDEZ, P.; BAYONA, J. M.; ALBAIGES, J. Assessment of fecal sterols and ketones as indicators of urban sewage inputs to coastal water. **Environ. Sci. Technol.** v. 24,p. 357, 1990.

HATJE, V., BARROS, F., FIGUEIREDO, D.G., SANTOS, V.L.C.S., PESO-AGUIAR, M.C. Trace metal contamination and benthic assemblages in Subae' estuarine system, Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 52, p. 969–987, 2006.

HERMAN, P. M. J.; MIDDELBURG, J. J.; VAN DE KOPPEL, J.; HEIP, C. H. R. Ecology of estuarine macrobenthos. **Adv. Ecol. Res.** V. 29, p.195–240, 1999.

HEWITT, J. E.; ANDERSON, M. J.; THRUSH, S. F. Assessing and monitoring ecological community health in marine systems. **Ecol. Applications**, v. 15, n. 3, p. 942–953, 2005.

HEWITT, J. E.; THRUSH, S. F.; LEGENDRE, P.; CUMMINGS, V. J., NORKKO, A. Integrating heterogeneity across spatial scales: interactions between *Atrina zelandica* and benthic macrofauna. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**,v. 239, p. 115–128, 2002.

HYLAND, J., BALTHIS, L.W., KARAKASSIS, I., MAGNI, P., PETROV, A., SHINE, J.R., VESTERGAARD, O., WARWICK, R. Organic carbon content of sediments as an indicator of benthic stress. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**,v. 295, 91–103. 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
Disponível em < www.ibge.gov.br> Acesso em: 28 de outubro de 2009.

JENG, W.L.; HAN, B.C. Coprostanol in a sediment core from the anoxic Tan-Shui Estuary, Taiwan. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 42, 727-735, 1996.

KAWAKAMI, S. K.; MONTONE, R. C. An Efficient Ethanol-Based Analytical Protocol to Quantify Faecal Steroids in Marine Sediments. **J. Braz. Chem. Soc.** 2002, v. 13, p. 226.

KOLM, H. E.; SCHOENENBERGER, M. F.; PIEMONTE, M. R.; SOUZA, P. S. A.; SCÜHLI, G. S.; MUCCIATTO, M. B.; MAZZUCO, R. Spatial variation of bacteria in surface waters of Paranaguá and Antonina Bays, Paraná, Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, Curitiba, v. 45, n. 1, p. 27 - 34, 2002.

KOLM, H.E., SANTOS, P.R.N.M., SAUUTTER, K.D. Bacteria in water and sediments of Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. **Tropical Oceanography** 35, 51-69, 2007.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer, p. 131 – 145, 2001.

LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**. v. 73, p. 1943–1967, 1992.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** v. 12, p. 343-346, 1967.

MACHADO, E. C., DANIEL, C. B., BRANDINI, N., QUEIROZ, R. L. V. Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate matter in Paranaguá Bay, PR, Brazil. **Nerítica**, v.10, 2000.

MACHADO, W., CARVALHO, M.F., SANTELLI, R.E., MADDOCK, J.E.L. Reactive sulfides relationship with metals in sediments from an eutrophicated estuary in Southeast Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 49, p. 89-92, 2004.

MARTINS, C. C. Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da baía de Santos, São Paulo. **Química Nova**, v.31(5), p. 1008-1014, 2008.

MARTINS, C. C., BRAUN, J.A.F., SEYFFERT, B. H., MACHADO, E. C., FILLMAN, G. Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). **Mar. Pollut. Bull.**, 2010.

MOJTAHID, M.; JORISSEN, F.; PEARSON, T. H. Comparison of benthic foraminiferal and macrofaunal responses to organic pollution in the Firth of Clyde (Scotland). **Mar. Pollut. Bull.**, v. 56, p. 42–76, 2008.

MORRISEY, D. J.; HOWITT, L.; UNDERWOOD, A. J.; STARK, J. S. Spatial variation in soft-sediment benthos. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 81, p.197–204, 1992a.

MUDGE, S. M. & D. G. LINTERN Comparison of sterol biomarkers for sewage with other measures in Victoria Harbour, B.C. Canada. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 48, p.27-38, 1999.

MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. More about taxonomic sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. **Ocean Sci. J.** v. 40, p. 127-143, 2005.

MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S.; MARTINS, C. C.; MONTONE, R. C.; BÍCEGO, M. C. Trace metals and organic compounds in the benthic environment of a subtropical embayment (Ubatuba Bay, Brazil). **Mar. Pollut. Bull.**, v. 52, p. 1090–1117, 2006.

P. MUNIZ, N. VENTURINI, M. HUTTON, N. KANDRATAVICIUS, A. PITA, E. BRUGNOLI, L. BURONE B, F. GARCÍA-RODRÍGUEZ. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. **Journal of Sea Research.** 2010.

NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J., ROBINSON, J.E. Animal-sediment relationships in coastal deposits of the eastern English Channel. **J. Mar. Biol. Ass. UK**, V. 81, p. 1–9, 2001.

OLLABARIA, C.; CHAPMAN, M. G. Comparison of patterns of spatial variation of microgastropods between two contrasting intertidal habitats. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 220, p. 201–211, 2001.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; HARA, B.; SIMPSON, G.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H.; WAGNER, H. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-0. Disponível em :<http://cran.r-project.org>, <http://vegan.r-forge.r-project.org>, 2010.

PAGLIOSA, P. R.; BARBOSA, F. A. R. Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. **Biol. Cons.** v 129, p. 408 – 417, 2006.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 50, p. 965–974, 2005.

PAIVA, P. C. Spatial and Temporal Variation of a Nearshore Benthic Community in Southern Brazil: Implications for the Design of Monitoring Programs. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 52, p. 423–433, 2001.

PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** v. 16, p. 229-311, 1978.

PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., 2009. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-93. <http://www.R-project>.

POCKLINGTON, P.; P.G. WELLS. Polychaetes. Key taxa for marine environmental quality monitoring. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 24, p. 593-598, 1992.

R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051- 07-0, <http://www.R-project.org>

SÁ, F., MACHADO, E. C., ANGULO, R. J., VEIGA, F. A., BRANDINI, N. Arsenic and heavy metals in sediments near Paranaguá Port, Southern Brazil. **J. Coast. Res.** Special Issue, v. 39, p. 1066-1068, 2006.

SANTOS, E. S., CARREIRA, R. S., KNOPPERS, B. A. Sedimentary sterols as indicators of environmental conditions in southern Guanabara Bay, Brazil. **J. Braz. Oceanogr.** v. 56 (2), p. 97-113, 2008.

SAUNDERS, J. E.; AL ZAHED, K. M.; PATERSON, D. M. The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai Creek (UAE). **Mar. Pollut. Bull.**, v. 54, p. 1715 -1723, 2007.

SORDO, L. **Alterações na estrutura e funcionamento de um banco de *Halodule wrightii* (cymodoceaceae) durante um florescimento massivo de epífitas na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. Dissertação. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra. 2008, 73 pag.

STRICKLAND J. L. H.; PARSONS T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Bulletin of Fisheries Research., Board Can. 1972.

SUGUIO K. **Introdução à sedimentologia**. Editora Edgard Blucher Ltda. EDUSP, 1973.

THRUSH, S. F., LAWRIE, S. M., HEWITT, J. E., CUMMINGS, V. J. The problem of Scale: Uncertainties and implications for soft-bottom marine communities and the assessment of human impacts. *In*: GRAY, J. S., AMBROSE, W. G., SZANIAWSKA, A (Eds.), **Biogeochemical Cycling and Sediment Ecology**. Dondrecht: Kluwer Academic Publishers, p 195–209. 1999.

UNDERWOOD AJ. **Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance**. University Press, Cambridge. 1997.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; CONNELL, S. D. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** v. 250, p.97–115, 2000.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. Design and analysis in benthic surveys. *In*: Eleftheriou, A., McIntyre, A. (Eds.), **Methods for study of marine benthos**. Blackwell Science, Oxford, pp. 1-42. 2005.

VENTURINI, N., TOMMASI, L.R. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 48, p. 97–107, 2004.

VENTURINI, N.; MUNIZ, P.; RODRIGUEZ, M. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. **Mar. Biol.** V. 144, p. 119–126, 2004.

VOLKMAN, J.K., BARRET, S.M., BLACKBURN, S.I., MANSOUR, M.P., SIKES, E.L. AND GELIN, F. Microalgal biomarkers: a review of recent research developments. **Org. Geoch.** V. 29 (5-7), p. 1163-1179, 1998.

WRITER, J. H., LEENHEER, J. A., BARBER, L. B., AMY, G. L., CHAPRA, S. C. Sewage contamination in the upper Mississippi River as measured by the faecal sterol, coprostanol. **Water Res.**, v. 29, p. 1427-1436, 1995.

YSEBAERT, T.; HERMAN, P. M. J. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 244, p. 105–124, 2002

ANEXOS

ANEXO I - Parâmetros físico-químicos em cada um dos locais nos setores 1, 2 e 3, no inverno e verão. Fósforo total (P-total em mg.g⁻¹), Nitrogênio total (N-total em mg.g⁻¹), Carbono orgânico total (COT em mg.g⁻¹), concentração de clorofila e feofitina em µg.g⁻¹ de sedimento seco e salinidade (Sal) e temperatura (T em °C) da água de fundo.

Setor	Local	Período	P-total (mg.g ⁻¹)	N-total (mg.g ⁻¹)	COT (mg.g ⁻¹)	Clorofila (µg.g ⁻¹)	Feofitina (µg.g ⁻¹)	Sal	T (°C)
S1	L1	ago/08	0,003	0,50	26,22	2,34	3,07	26	21
		mar/09	0,014	3,91	17,47	0,61	0,00	22	28
	L2	ago/08	0,009	1,15	23,68	0,64	0,00	24	22
		mar/09	0,002	1,22	26,81	1,09	0,81	22	28
	L3	ago/08	0,006	0,54	26,38	2,07	3,53	26	22
		mar/09	0,008	3,84	18,71	1,15	1,33	23	28
S2	L1	ago/08	0,005	1,33	20,88	0,88	3,81	27	21
		mar/09	0,010	3,10	18,55	1,19	1,14	27	27
	L2	ago/08	0,010	1,10	23,41	1,69	3,97	27	21
		mar/09	0,008	2,32	23,08	1,14	0,98	27	27
	L3	ago/08	0,011	1,04	21,81	1,96	4,21	27	21
		mar/09	0,011	1,91	23,84	0,31	1,30	28	27
S3	L1	ago/08	0,009	0,37	19,20	0,94	0,72	28	21
		mar/09	0,008	1,13	24,82	1,34	0,00	29	27
	L2	ago/08	0,009	0,68	23,95	0,93	1,64	29	21
		mar/09	0,009	1,04	26,36	1,26	2,53	28	27
	L3	ago/08	0,010	0,52	23,30	0,79	1,42	29	21
		mar/09	0,010	1,20	26,72	1,27	0,80	28	27

ANEXO II - Classificação (AMF=areia muito fina; AF= areia fina; SM= silte médio; SG= silte grosso), Grau de seleção (MS= moderadamente selecionado; BS= bem selecionado; MBS= muito bem selecionado; PB= pobremente selecionado; MPS= muito pobremente selecionado) e percentagens de areia, silte, argila, matéria orgânica (M.O.) e carbonato de cálcio (CaCO₃) obtidos em todos os pontos dos três setores no canal da Cotinga em agosto de 2008 e março de 2009.

Setor	Local	Ponto	Classificação		Grau de seleção		% Areia		% Silte		% Argila		MO%		CaCO ₃ %	
			ago/08	mar/09	ago/08	mar/09	ago/08	mar/09	ago/08	mar/09	ago/08	mar/09	ago/08	mar/09	ago/08	mar/09
S1	L1	P1	AF	AMF	BS	PS	99,8	80,5	0,1	9,9	0,1	9,0	11,5	28,6	12,6	18,8
		P2	AF	AMF	BS	PS	99,7	82,6	0,2	10,4	0,1	6,4	12,8	17,4	14,0	17,2
		P3	AF	AF	MS	PS	99,4	81,5	0,2	5,1	0,1	2,8	14,0	20,4	15,4	29,7
	L2	P1	AF	AF	MBS	MBS	97,1	98,2	1,8	1,2	1,0	0,6	13,3	18,2	16,4	14,3
		P2	AF	AF	PS	MBS	87,2	97,7	3,4	1,5	1,9	0,8	18,9	17,6	27,3	6,1
		P3	AF	AF	MBS	MBS	96,7	98,7	2,1	0,8	1,1	0,5	13,5	18,1	15,2	11,3
	L3	P1	SM	AF	MPS	MS	35,0	92,2	42,0	5,5	22,9	2,3	16,6	28,8	17,7	17,8
		P2	AF	AMF	MS	MS	93,9	88,3	3,8	8,2	2,2	3,4	15,6	19,6	15,6	15,6
		P3	AMF	AMF	PS	MPS	81,5	74,3	12,7	18,1	5,7	7,5	16,1	25,8	22,2	25,6
S2	L1	P1	AF	AMF	PS	PS	84,6	84,2	9,5	9,9	5,8	5,7	23,2	26,5	24,2	23,0
		P2	AMF	AF	PS	PS	74,5	88,2	16,3	7,9	9,1	3,9	20,9	20,9	21,5	21,7
		P3	AF	AF	PS	PS	85,8	91,7	8,9	5,1	5,3	3,1	22,2	25,3	22,8	23,8
	L2	P1	AF	AF	PS	PS	80,7	83,95	11,2	10,8	8,1	5,3	18,6	18,5	18,8	23,0
		P2	AF	AF	PS	PS	85,8	87,5	8,6	7,8	5,6	4,3	22,5	16,8	27,7	21,7
		P3	AMF	AMF	PS	PS	80,6	80,1	11,5	13,4	7,7	6,5	14,7	18,1	18,4	23,8
	L3	P1	AF	AMF	PS	PS	86,0	90,6	8,9	5,6	4,1	3,6	21,2	12,7	20,9	20,5
		P2	AF	AMF	PS	PS	88,7	85,9	7,0	7,6	4,3	4,5	22,8	17,9	23,5	18,4
		P3	AF	AMF	MS	MPS	93,3	69,5	4,1	13,6	2,6	8,6	15,3	19,2	16,2	18,9
S3	L1	P1	AF	AMF	PS	PS	85,2	86,9	6,0	8,2	3,7	4,5	13,0	21,9	22,2	25,4
		P2	SG	AF	MPS	PS	62,5	83,4	23,8	9,8	11,5	4,7	16,1	32,5	20,6	24,3
		P3	AF	AF	MS	PS	92,4	82,1	5,2	8,1	2,5	4,9	22,2	26,5	23,8	28,0
	L2	P1	AF	AF	PS	MS	83,7	89,4	10,3	4,9	5,8	3,2	19,3	24,6	22,3	20,1
		P2	AF	AF	PS	PS	85,6	84,3	8,7	9,4	5,3	4,4	16,8	17,9	18,5	18,6
		P3	AM	AMF	MPS	PS	76,4	80,9	5,1	11,1	2,9	5,3	14,4	19,1	33,1	24,9
	L3	P1	AF	AF	PS	PS	78,8	93,7	8,2	3,3	5,4	2,3	16,5	20,2	31,5	8,2
		P2	AF	AF	PS	PS	85,1	89,2	6,1	6,1	3,8	4,5	18,3	18,0	26,8	21,2
		P3	AF	AF	PS	MS	90,9	92,9	4,0	3,8	2,5	2,0	16,8	23,0	22,3	16,0

ANEXO III - Contribuição de cada espécie para a similaridade média de Bray-Curtis entre os setores 1, 2 e 3 em agosto de 2008 e março de 2009.

Inverno			Verão		
Espécies	Contrib%	Cum.%	Espécies	Contrib%	Cum.%
<u>Setor 1 - Sim. Média: 22,18</u>			<u>Setor 1 - Sim. Média: 20,61</u>		
<i>Magelona papilicornis</i>	45,04	45,04	<i>Glycinde multidentis</i>	31,13	31,13
<i>Aricidea taylori</i>	14,52	59,56	<i>Aricidea taylori</i>	14,92	46,05
<i>Spiophanes missionensis</i>	11,04	70,59	<i>Magelona papilicornis</i>	13,38	59,44
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	6,94	77,53	<i>Spiophanes missionensis</i>	9,3	68,74
<i>Microspio pigmentata</i>	4,89	82,42	<i>Polydora websteri</i>	5,69	74,43
<i>Glycinde multidentis</i>	4,16	86,58	<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	5,57	80
<i>Terebellides anguicomus</i>	2,01	88,6	<i>Paraprionospio pinnata</i>	4,2	84,21
<i>Dispio remanei</i>	1,4	89,99	<i>Mediomastus californiensis</i>	3,87	88,08
<i>Goniada maculata</i>	1,3	91,3	<i>Orbinia latreilli</i>	2,73	90,81
<u>Setor 2 - Sim. Média: 38,31</u>			<u>Setor 2 - Sim. Média: 36,52</u>		
<i>Magelona papilicornis</i>	35,69	35,69	<i>Mediomastus californiensis</i>	18,3	18,3
<i>Aricidea taylori</i>	14,58	50,27	<i>Aricidea taylori</i>	16,57	34,86
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	12,36	62,64	<i>Eunoe serrata</i>	11,2	46,06
<i>Mediomastus californiensis</i>	7,35	69,98	<i>Magelona papilicornis</i>	10,06	56,12
<i>Magelona variolamelata</i>	4,81	74,79	<i>Paraprionospio pinnata</i>	7,67	63,79
<i>Terebellides anguicomus</i>	4,75	79,55	<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	7,02	70,81
<i>Spiophanes missionensis</i>	3,54	83,08	<i>Sthenelais limicola</i>	6,93	77,74
<i>Neanthes bruaca</i>	2,41	85,49	<i>Spiophanes missionensis</i>	4,31	82,05
<i>Armandia hossfeldi</i>	2,13	87,62	<i>Terebellides anguicomus</i>	3,62	85,67
<i>Paraprionospio pinnata</i>	1,92	89,54	<i>Magelona posterelongata</i>	2,4	88,08
<i>Owenia sundevalli</i>	1,29	90,82	<i>Magelona variolamelata</i>	2,33	90,41
<u>Setor 3 - Sim. Média: 37,45</u>			<u>Setor 3 - Sim. média: 41,01</u>		
<i>Magelona papilicornis</i>	20,48	20,48	<i>Aricidea taylori</i>	21,51	21,51
<i>Eunoe serrata</i>	19,32	39,8	<i>Magelona papilicornis</i>	13,93	35,43
<i>Mediomastus californiensis</i>	17,04	56,84	<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	12,98	48,41
<i>Mooreonuphis lineata</i>	9,07	65,91	<i>Spiophanes missionensis</i>	9,91	58,32
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	8,77	74,69	<i>Eunoe serrata</i>	9,37	67,69
<i>Aricidea taylori</i>	5,92	80,61	<i>Mediomastus californiensis</i>	7,1	74,8
<i>Syllis hyllebergi</i>	3,31	83,92	<i>Lumbrineris sp.</i>	6,57	81,37
<i>Laonice branchiata</i>	3,26	87,17	<i>Terebellides anguicomus</i>	5,09	86,46
<i>Terebellides anguicomus</i>	2,81	89,98	<i>Mooreonuphis lineata</i>	2,98	89,44
<i>Lumbrineris sp.</i>	1,89	91,87	<i>Neanthes bruaca</i>	1,1	90,54