



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO EM OCEANOGRAFIA**

LARA RAPHAELE SILVA DE CARVALHO

**PADRÕES ESPACIAIS DAS ASSEMBLÉIAS
MACROBENTÔNICAS AO LONGO DOS SISTEMAS
ESTUARINOS DO RIO SÃO PAULO E DO RIO
MATARIPE, BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

Salvador
2011

LARA RAPHAELE SILVA DE CARVALHO

**PADRÕES ESPACIAIS DAS ASSEMBLÉIAS
MACROBENTÔNICAS AO LONGO DOS SISTEMAS
ESTUARINOS DO RIO SÃO PAULO E DO RIO
MATARIPE, BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

Monografia apresentada ao Curso de Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. FRANCISCO BARROS

Co- Orientador (a): Prof. (a) Dr. (a) VANESSA HATJE

Salvador
2011

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço aos meus pais, JOANA ANGÉLICA e PAULO CESAR, por serem meus heróis, maiores exemplos de determinação, dedicação e humildade, que sempre me apoiaram e são os principais responsáveis pela realização de mais um sonho meu.

Ao meu orientador, FRANCISCO BARROS, por todos esses anos de ensinamentos, oportunidades, confiança e amizade, e por ter acreditado em mim.

Ao meu irmão, DIEGO, por SEMPRE me apoiar e ter sido o principal responsável por me incentivar a cursar Oceanografia.

Ao meu companheiro e grande amigo, IGOR ANDRADE, com quem muito aprendi e dividi momentos únicos.

A minha amiga RAISSA, por todos esses anos de amizade e de momentos de muita alegria.

Aos meus queridos amigos VIVIAN e GABRIEL, por seus conselhos, ensinamentos e amizade.

A SAMARA, não só pelas ajudas técnicas, como também por todos os momentos de descontração cheios de abraços.

A YURI, pelo companheirismo durante todo o período de construção desse projeto.

Aos meus colegas e amigos do LEB, DANTE, BRUNO, MARCOS, PATRÍCIA... Pelas dicas, pelo incentivo e pelos sorrisos.

Aos meus colegas e amigos do LOQ, ADRIANE e PUMBA, por me ajudarem com os dados de química.

A professora VANESSA HATJE pela co-orientação e pelos dados fornecidos para a construção desse trabalho.

Ao professor GUILHERME LESSA, pela boa vontade de sempre em tirar minhas dúvidas.

Agradeço ao CNPq e PIBIC pela bolsa de iniciação científica concedida a mim durante a realização dos projetos nos quais esta monografia está inserida e, também ao projeto INOMEPRONEX e ao Projeto Baía de Todos os Santos, pelo apoio financeiro.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente me ajudaram e torceram pela realização desse trabalho.

Muito Obrigada!

“Nothing happens unless first a dream...”

Carl Sandburg

Sumário

1. INTRODUÇÃO	6
2. OBJETIVO	10
3. METODOLOGIA	11
3.1 Área de estudo.....	11
3.2 Amostragem.....	12
3.3 Procedimentos de Laboratório	15
3.4 Análises estatísticas.....	16
4. RESULTADOS	17
4.1 Parâmetros físico-químicos e granulometria	17
4.2. Assembléias Bentônicas.....	26
5. DISCUSSÃO	36
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	42
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
8. ANEXO	49

Resumo

Organismos macrozoobentônicos estuarinos respondem a diversas variáveis ambientais, como salinidade, tamanho dos grãos de sedimento, bem como a contaminantes. No presente trabalho, a estrutura de distribuição da macrofauna bentônica nas regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo foi descrita de maneira a verificar a existência de um padrão de substituição de táxons e a semelhança em relação aos diferentes sistemas estuarinos da Baía de Todos os Santos (BTS), bem como testar quais variáveis ambientais apresentam maior correlação com a estrutura da macrofauna bentônica. Estações amostrais foram distribuídas de forma a cobrir toda a extensão desses sistemas, e as coletas ocorreram em duas ocasiões (janeiro e setembro de 2010). Um total de 2.489 organismos foram coletados. A salinidade variou muito pouco nesses sistemas e a composição do sedimento apresentou uma grande variação entre janeiro e setembro. Os metais em janeiro apresentaram maiores concentrações na região mais externa dos estuários. Arsênio e Cu ultrapassaram o TEL, e suas fontes podem estar relacionadas com atividades de refino e despejo de esgotos domésticos, respectivamente. O padrão de substituição de táxons observado em outros sistemas estuarinos da BTS, não foi observado no presente trabalho, e um maior número de indivíduos e de táxons foram observados nas estações com maior influência marinha. As correlações entre as frações seixo, grânulo e finos e as assembleias bentônicas (BIOENV) nas regiões estuarinas do Mataripe e do São Paulo, bem como a interpretação dos gráficos de distribuição das frações granulométricas relacionando-os com os gráficos de frequência das famílias sugerem a importância da heterogeneidade do sedimento na distribuição de organismos bentônicos. De maneira geral, sedimentos mais heterogêneos apresentam maior riqueza em ambos sistemas estuarinos, no entanto algumas estações amostrais heterogêneas mais internas apresentam pequeno número de táxons, sugerindo a possibilidade de outras variáveis não determinadas apresentarem maior influência nessas regiões (e.g. contaminantes orgânicos e matéria orgânica). O presente estudo mostra a necessidade de trabalhos manipulativos que abordem as relações entre heterogeneidade e estrutura da macrofauna bentônica a fim de auxiliar em trabalhos futuros de investigação de impactos antropogênicos, bem como em estudos de monitoramento ambiental.

Palavras chave: Substituição de táxons; heterogeneidade do sedimento; contaminantes.

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são conhecidos como zonas de transição onde a água do mar encontra-se com a água doce oriunda da drenagem continental. Esses sistemas têm sido definidos de diferentes maneiras na literatura, e diversos critérios são utilizados, tais como a diluição da água do mar, geomorfologia, características de maré, entre outras (KENNISH, 2002; McLUSKY e ELLIOT, 2004; KAISER *et al.*, 2005). Perillo (1995) em seu livro “*Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*” discute diferentes definições de estuário propostas por diversos autores e propõe a seguinte definição:

“Estuário é um corpo d’água costeiro semi-fechado que se estende até o limite efetivo de influência da maré, dentro do qual a água do mar que penetra a partir de uma ou mais conexões com o mar aberto, ou qualquer outro corpo d’água salino costeiro, é significativamente diluída com a água doce oriunda da drenagem continental, e podem sustentar espécies biológicas eurihalinas por uma parte ou por todo o ciclo de vida delas.”

Em sistemas estuarinos, fatores incluindo regime de marés, descarga fluvial, ventos e geomorfologia geram variações consideráveis em termos de salinidade, características sedimentares e composição química, incluindo gases dissolvidos e nutrientes (e.g. KENNISH, 2002; McLUSKY e ELLIOT, 2004). Tais variações resultam na criação de diversos tipos de habitat e determinam a variabilidade das comunidades bióticas em diferentes escalas (e.g. KENNISH, 2002; BARROS *et al.*, 2009).

Essas zonas de transição apresentam complexas interações entre a propagação da maré, geomorfologia, e a descarga fluvial resultando em contínuas mudanças nas variáveis físico-químicas (PERILLO, 2009) que podem afetar a distribuição, a sobrevivência e a função dos organismos (KAISER *et al.*, 2005). Portanto, devido a essa alta variabilidade ambiental, os estuários são considerados sistemas aquáticos naturalmente estressantes (KAISER *et al.*, 2005; ELLIOT e QUINTINO, 2007).

Os sistemas estuarinos representam um dos ambientes mais importantes da zona costeira, sendo uma das áreas mais produtivas do planeta (KENNISH, 2002), servindo de berçário para muitas espécies e como hábitat para diversas outras (KAISER *et al.*, 2005). Adicionalmente, essas regiões estão intimamente relacionadas a processos de ciclagem e exportação de matéria orgânica, e frequentemente são capazes de sustentar ecossistemas adjacentes, principalmente

devido aos altos níveis de nutrientes no sedimento e na coluna d'água (McLUSKY e ELLIOT, 2004).

A importância desses ecossistemas não se restringe ao contexto ecológico, sendo uma região altamente valorizada pelo homem (CONSTANZA *et al.*, 1997), utilizada para diversas atividades tais como pesca, recreação e instalação de portos e indústrias. Dessa forma, ambientes estuarinos são suscetíveis a atividades antropogênicas (e.g. rápido crescimento populacional, desenvolvimento costeiro, poluição), as quais podem alterar diversos habitats estuarinos e causar mudanças na estrutura e na dinâmica de comunidades biológicas (SNELGROVE, 1998), contribuindo muitas vezes para um declínio da biodiversidade. Essa influência de distúrbios antropogênicos em áreas estuarinas vem aumentando com o passar dos anos, e provavelmente será mais intensa nos próximos anos (KENNISH, 2002).

Diversos grupos biológicos têm sido utilizados a fim de avaliar perturbações causadas pelo homem (ROGERS e GREENAWAY, 2005). Dentre eles, os organismos bentônicos têm sido amplamente estudados e utilizados como ferramenta de monitoramento ambiental e avaliação de impactos em sistemas marinhos, apresentando algumas vantagens em relação a outros grupos biológicos (i.e. sedentarismo, ciclos de vida relativamente longos, uma variedade de espécies que exibem diferentes respostas ao estresse natural ou antropogênico) (PEARSON e ROSENBERG 1978; BILYARD, 1987; BORJA *et al.*, 2000).

Os organismos macrozoobentônicos compreendem um grupo de espécies fortemente relacionado com o sedimento (KAISER *et al.*, 2005), desempenhando papéis importantes em diversos processos ecológicos nos ecossistemas aquáticos. Invertebrados bentônicos de sedimentos inconsolidados podem estar envolvidos em processos de ciclagem de nutrientes, dispersão de poluentes, aeração do sedimento, produção secundária entre outros (SNELGROVE, 1998). Sendo assim, assembléias bentônicas de sedimentos não consolidados são consideradas elementos chave em ecossistemas marinhos (BILYARD, 1987), e em função disso a avaliação da diversidade desses organismos em sedimentos marinhos é de extrema importância (SNELGROVE, 1998).

Organismos bentônicos em sistemas estuarinos geralmente apresentam uma baixa diversidade quando comparada a outros sistemas ecológicos, sendo que poucas espécies são capazes de sobreviver sob condições tão estressantes. De maneira geral, um menor número de espécies ocorre em regiões estuarinas intermediárias, aumentando em direção as regiões marinhas (McLUSKY e ELLIOT, 2004; KAISER *et al.*, 2005). Esse padrão de distribuição

tem sido observado para comunidades bentônicas em diversos trabalhos em estuários tropicais (e.g. HATJE *et al.*, 2006; BARROS *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2009), bem como em estuários de regiões temperadas (YSEBAERT *et al.*, 2003; LU *et al.*, 2008), e pode ser atribuído ao aumento do estresse fisiológico causado por um aumento na amplitude de variação da salinidade (ATTRILL, 2002).

Diversos estudos de padrões de distribuição de assembléias macrozoobentônicas têm sido realizados (e.g. LEGENDRE *et al.*, 1997; DETHIER e SCHOCH, 2004; ANDERSON, 2008; DAUER *et al.*, 2008). Muitos deles sugerem que as relações entre assembléias e variáveis ambientais, como salinidade e profundidade (DAUER *et al.*, 2008) e tipo de sedimento (ANDERSON, 2008), juntamente com interações biológicas (i.e. competição e predação), são os fatores que estruturam os padrões espaciais de espécies bentônicas (LEGENDRE *et al.*, 1997).

Underwood *et al.* (2000) afirmaram que processos ecológicos não podem ser adequadamente investigados se os padrões ecológicos não são bem descritos, já que o principal objetivo da investigação ecológica é compreender e explicar fenômenos naturais e processos ecológicos. Assim, a caracterização dos padrões de distribuição ao longo de gradientes estuarinos pode auxiliar na compreensão das relações entre a distribuição dos organismos e as variáveis ambientais, bem como medir a extensão dos potenciais efeitos de impactos antropogênicos na estrutura de assembléias bentônicas (BARROS *et al.*, 2009), sendo fundamental para o desenvolvimento da ecologia estuarina (YSEBAERT *et al.*, 2003).

De maneira geral, tem sido observada uma relação entre a distribuição de organismos e as localidades dentro dos sistemas estuarinos (alto, médio e baixo estuário), seja em termos de vegetação (KHEDR, 1998), assembléias de peixes (GORDO e CABRAL, 2001), bem como para organismos bentônicos (YSEBAERT *et al.*, 2003; LU *et al.* 2008). Bulger *et al.*, (1993) e Bate *et al.* (2002) discutiram a zonação estuarina horizontal como consequência do gradiente de salinidade, no entanto outros autores afirmam que somente uma variável não é capaz de explicar os padrões faunísticos no espaço e no tempo (SNELGROVE e BUTMAN, 1994; YSEBAERT *et al.*, 2003; McLUSKY e ELLIOT, 2004; SOUSA *et al.*, 2006; BARROS *et al.*, 2009). Elliot e Whitfield (2011) sugeriram que a hidromorfologia é o maior controlador do funcionamento de um ecossistema estuarino e que a salinidade é apenas uma das condições que podem afetar a distribuição das assembléias biológicas.

Alguns estudos foram realizados nos sistemas estuarinos da Baía de Todos os Santos (BTS), como nos principais tributários, o Rio Paraguaçu (BARROS *et al.*, 2008), o Rio Subaé (HATJE *et al.*, 2006) e o Rio Jaguaripe (BARROS *et al.*, 2009). Esses estuários apresentaram semelhanças na distribuição da riqueza e abundância de alguns organismos bentônicos, sendo percebido um padrão de substituição de táxons desde o alto estuário ao baixo estuário (i.e. região com alta salinidade). Todavia, existe uma lacuna de trabalhos ao longo de estuários menores da região, como nos rios São Paulo e Mataripe.

Venturini *et al.* (2008) e Vanin *et al.* (2011) trabalharam em áreas próximas as desembocaduras dos rios Mataripe e São Paulo, investigando a distribuição das assembléias macrozoobentônicas e a relação delas com características do sedimento. No entanto, não existem dados sobre as assembléias bentônicas, bem como de contaminantes nas regiões internas desses sistemas.

2. OBJETIVO

Descrever o padrão das assembleias bentônicas para as regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo, de maneira a verificar a existência de um padrão de substituição de táxons e a semelhança em relação aos diferentes sistemas estuarinos da BTS, bem como testar quais variáveis ambientais apresentam maior correlação com a estrutura da macrofauna bentônica.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A origem da Baía de Todos os Santos (BTS) e a estruturação das suas paisagens costeiras são resultado fundamentalmente das variações eustáticas do nível do mar durante o Cenozóico. Em períodos de nível do mar baixo (e.g. durante o Quaternário, posição do nível do mar em cerca de 30 m abaixo do nível atual) ocorreram processos de erosão e reestruturação da rede de drenagem da zona costeira. Esses processos levaram ao rebaixamento topográfico das regiões ocupadas por rochas sedimentares e, em intervalos de nível do mar alto como o atual, essas áreas foram inundadas dando origem a BTS (DOMINGUEZ E BITTENCOURT, 2009).

A BTS é a segunda maior baía do Brasil e possui uma rede de drenagem cuja área total é de aproximadamente 60.500 km². A BTS é composta por bacias de drenagem de tamanhos variados, desde 55.317 km², referente ao Rio Paraguaçu, a pequenas bacias de 37 km² (Rio São Paulo) e 11,07 km² (Rio Mataripe). Entre esses extremos estão ainda o Rio Jaguaripe (1.480 km²) e o Rio Subaé (465 km²).

Os sistemas estuarinos dos rios São Paulo e Mataripe possuem cursos reduzidos, com vazões médias de, respectivamente, 1,169m³/s e 0,356m³/s, e estão localizados na região Norte da Baía de Todos os Santos (Fig. 1). Esses sistemas são compostos por uma região de manguezal que vem sofrendo atividades impactantes, pois é receptora de efluentes industriais e de poluentes principalmente aqueles associados com atividades de exploração, transporte e refino de petróleo.

O Rio São Paulo tem sua nascente no município de São Francisco do Conde, desaguando na BTS no sentido Norte-Sul. Esse sistema é afetado principalmente por efluentes industriais e domésticos oriundos dos municípios de São Francisco do Conde e Candeias, que não possuem estação de tratamento de esgoto. Adicionalmente, a atividade industrial na bacia do Rio São Paulo é caracterizada por indústrias de exploração de petróleo e gás, refino de petróleo, usinas siderúrgicas e fabricação de fertilizantes (CRA, 2004). O Rio Mataripe, por sua vez, está sujeito principalmente a atividades industriais relacionadas ao refino de petróleo, estando localizada em sua foz a Refinaria Landulpho Alves (RLAM) (Fig. 2). A foz desse

sistema é uma região de baixa circulação hidrodinâmica, na qual altas concentrações de contaminantes são encontradas (CRA, 2004).

De maneira geral, existem relativamente pouca informação acerca da contaminação nas regiões adjacentes aos rios São Paulo e Mataripe e estas indicam a presença de compostos de petróleo e/ou derivados, bem como de metais (CRA, 2004). Trabalhos pretéritos indicaram que as condições dos sedimentos próximos a Refinaria Landulpho Alves e na desembocadura desses rios influenciam negativamente as assembléias bentônicas (VANIN *et al.*, 2011; VENTURINI *et al.*, 2008). Esses trabalhos sugeriram uma influência dos derivados de petróleo sobre a estrutura das assembléias bentônicas, de forma mais intensa próxima à RLAM e à foz do Rio São Paulo, decrescendo em direção a localidades mais distantes.



Figura 1. Imagem de satélite da área de estudo, zonas estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo próximo a RLAM

3.2 Amostragem

As amostras foram coletadas em janeiro de 2010 e setembro de 2010 ao longo dos sistemas estuarinos dos rios Mataripe e São Paulo (Fig. 1). Foram distribuídas 10 estações amostrais ao longo do estuário do Rio São Paulo e oito estações no Rio Mataripe, de forma a cobrir toda extensão estuarina.

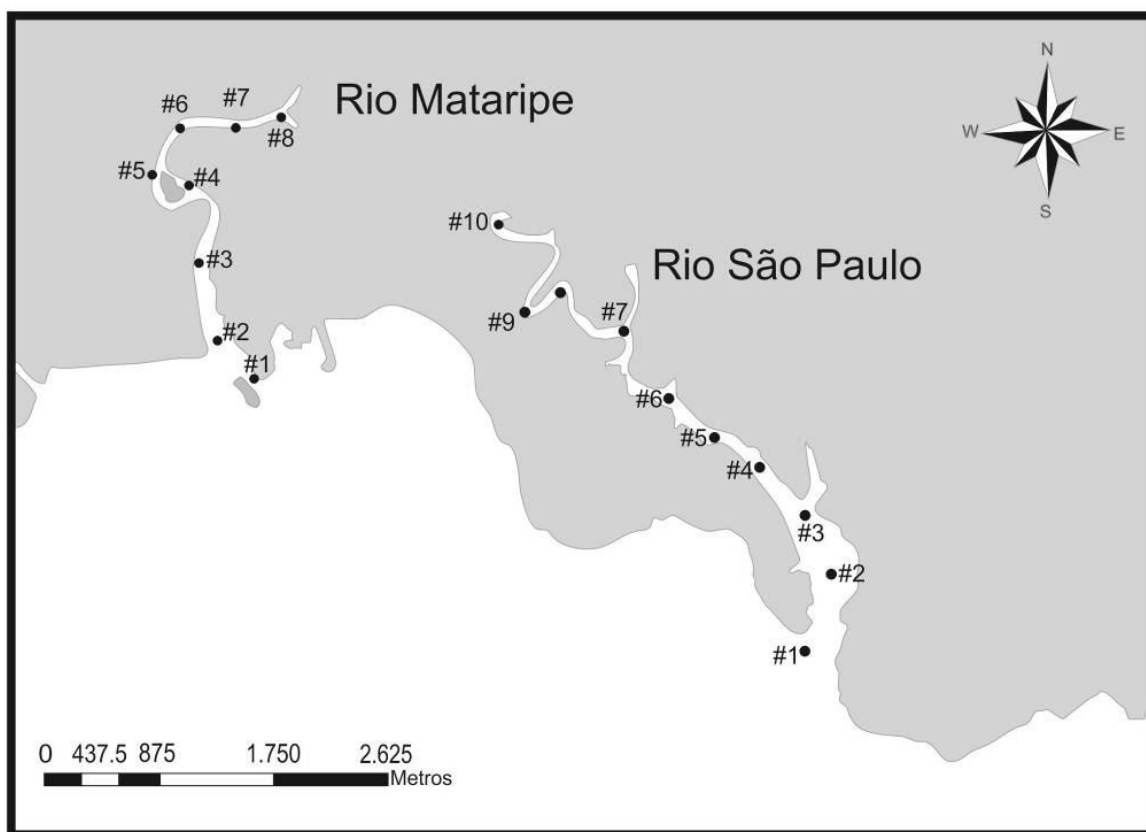
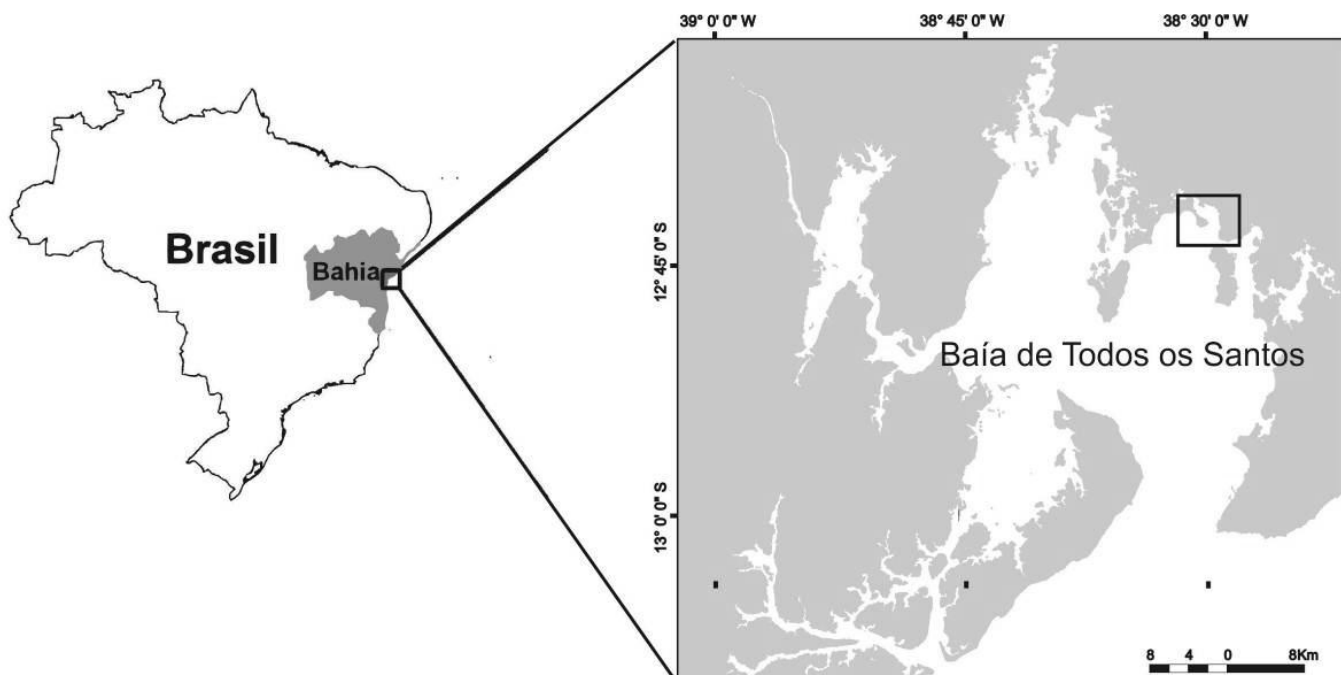


Figura 2. Mapa de localização da área de estudo com a posição das estações de amostragem distribuídas ao longo das regiões estuarinas do Rio Mataripe (1- 8) e Rio São Paulo (1- 10).

Em cada estação foi determinada a profundidade e a salinidade. Em janeiro de 2010 foram registradas as salinidades de superfície e em setembro de 2010 foram as salinidades de superfície e de fundo.

Para a caracterização da macrofauna bentônica cada estação foi subdividida em dois sítios (distantes aproximadamente 20 metros), nos quais foram coletadas quatro amostras de sedimento em cada (Fig. 3), resultando em um total de 144 amostras (80 no Rio São Paulo e 64 no Rio Mataripe) em cada período de amostragem. As coletas foram realizadas por mergulhadores utilizando-se amostradores (*corers*) de PVC (10 cm de diâmetro x 15 cm de profundidade). As amostras foram lavadas *in situ* com malha de 0,5 mm, armazenadas em sacos plásticos e preservadas em álcool 70%. Em seguida elas foram transportadas ao Laboratório de Ecologia Bentônica (IBIO-UFBA) e congeladas.

Para a análise granulométrica, em cada estação amostral foi retirada uma porção de sedimento, coletado com auxílio de um busca fundo Van Veen e transportadas para o Laboratório de Ecologia Bentônica, IBIO-UFBA. Adicionalmente, utilizando-se o mesmo busca fundo, foi coletada uma amostra superficial de sedimento a fim de determinar a concentração de metais para o período de janeiro. O sedimento superficial foi retirado do centro do Van Veen, utilizando uma colher de plástico e sendo armazenado em recipientes plásticos descontaminados. As amostras foram congeladas ainda em campo e transportadas para o Laboratório de Oceanografia Química (LOQ-UFBA), no qual foram realizadas as etapas de pré-tratamento e leitura das concentrações dos metais.

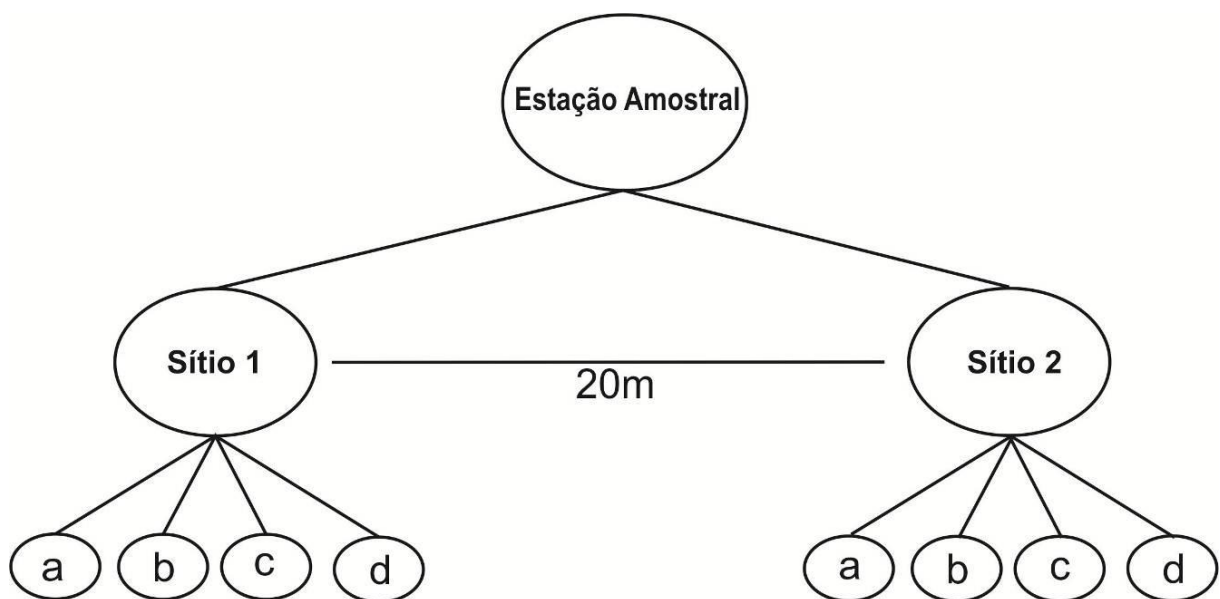


Figura 3. Esquema do delineamento utilizado na coleta de amostras de sedimento a fim de caracterizar as assembléias bentônicas das zonas estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo.

3.3 Procedimentos de Laboratório

As amostras destinadas ao estudo da macrofauna bentônica foram novamente lavadas sob malha de 0,5 mm e triadas com auxílio de microscópios estereoscópicos. Após a triagem, os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível. Uma vez triados e identificados, os espécimes foram preservados em álcool a 70%.

A análise granulométrica consistiu em submeter as amostras de sedimento aos seguintes tratamentos: 1º) lavagem das amostras utilizando-se malha 0,063 mm, a fim de separar a fração fina; 2º) secagem em estufa até peso constante; 3º) peneiramento em um conjunto de malhas utilizando um agitador eletro-magnético durante 10 minutos em uma coluna com peneiras de 4; 2; 1; 0,50; 0,25; 0,125 e 0,063 mm; 4º) pesagem das frações parciais.

No Laboratório de Oceanografia Química ocorreram as etapas de pré-tratamento e análise de metais. As amostras de sedimento superficial foram divididas em fração total e fina através do peneiramento à úmido com o auxílio de uma malha de 0,063 mm. Posteriormente, a parcela menor do que 0,063 mm foi seca em liofilizador e triturada em moinho de bolas (Moinho modelo SPEX 8000M). O acondicionamento final foi feito em recipientes plásticos descontaminados à temperatura ambiente e armazenados em embalagens tipo ziploc.

As extrações dos metais (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn e V) foram realizadas nas frações fina e total utilizando agitador orbital. A digestão das amostras para análises foi realizada através da adição de HCl (1 mol.l^{-1}) em tubos de PTFE (Politetrafluoretileno) em temperatura ambiente durante um período de 12 horas. Após a extração, as amostras foram submetidas à centrifugação à 2500 rpm, a fim de separar as fases líquida e sólida. Os elementos foram determinados a partir do sobrenadante, utilizando-se um espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES) com vista axial (VISTA PRO, Varian, Mulgrave, Australia). Brancos e alíquotas de materiais de referência para sedimentos estuarinos foram preparados e analisados da mesma forma que as amostras. Mais detalhes metodológicos sobre as análises químicas podem ser encontrados em HATJE et al (2006).

3.4 Análises estatísticas

A fim de observar o padrão de distribuição da macrofauna bentônica ao longo das zonas estuarinas estudadas, foram confeccionados gráficos de frequência para os táxons que correspondem aos 80% mais abundantes nas duas ocasiões de amostragem, bem como gráficos do número de táxons e do número de indivíduos ao longo das estações amostrais. Adicionalmente, os dados das assembléias bentônicas foram submetidos à técnica de ordenação Escalonamento Multidimensional Não- Métrico (nMDS) a fim de ordenar as estações amostrais através de matrizes de similaridade (distância de Bray- Curtis, dados não foram transformados).

A partir dos dados de granulometria foram confeccionados gráficos de frequência das frações por estação amostral, a fim de avaliar a distribuição das frações granulométricas ao longo dos sistemas estuarinos, bem como a seleção e assimetria. Adicionalmente, a Análise de Componentes Principais (PCA) foi empregada aos dados das frações granulométricas, de salinidade e profundidade nas duas campanhas de amostragem, bem como às concentrações de metais em janeiro (normalizados e dados transformados em $\log(x+1)$).

O BIOENV foi aplicado a fim de avaliar quais variáveis ambientais melhor explicam a distribuição da macrofauna bentônica. Análises separadas foram aplicadas as duas ocasiões de coleta, sendo que os dados referentes às concentrações de metais foram incluídos apenas na primeira campanha. Os dados foram tratados utilizando os softwares Excel 2010 e Primer 6.

4. RESULTADOS

4.1 Parâmetros físico-químicos e granulometria

Durante os dois períodos de coleta, os valores de salinidade variaram relativamente pouco nos estuários do Rio Mataripe (36-39 em janeiro e 34-37 em setembro) e do Rio São Paulo (28-39 em janeiro e 24-38 em setembro) (Fig. 4), bem como a profundidade, que variou entre 0,6 m e 3,5 m na região estuarina do Rio Mataripe e entre 1,4 m e 5,4 m no Rio São Paulo.

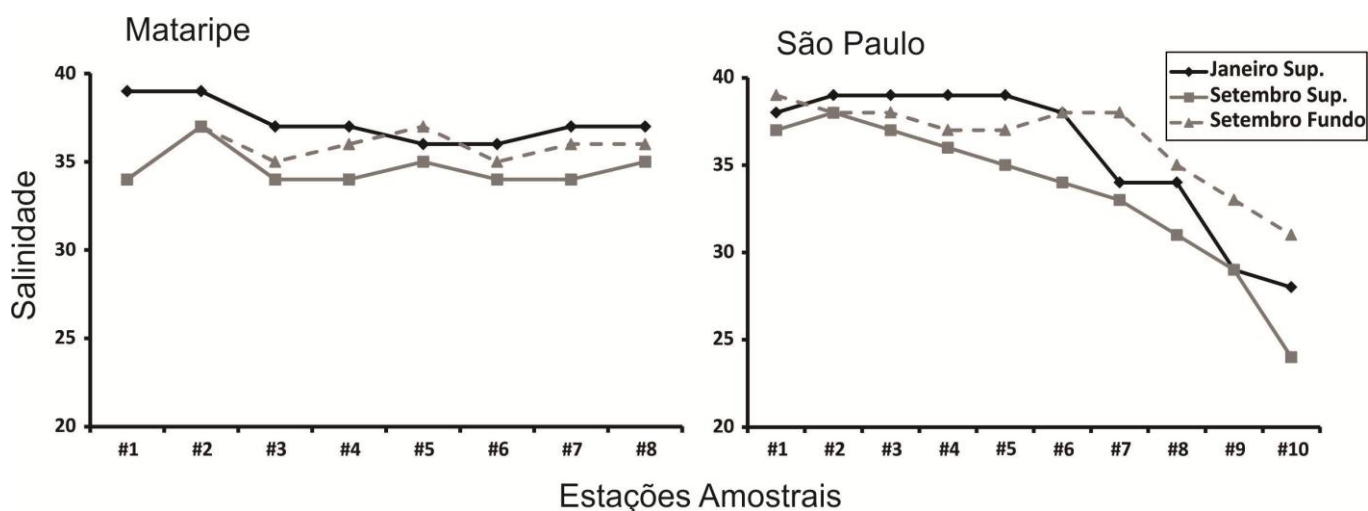


Figura 4. Valores de salinidade ao longo das regiões estuarinas do Rio São Paulo e do Rio Mataripe, respectivamente.

Em relação à classificação granulométrica, as frações apresentaram importantes variações ao longo das estações e entre as ocasiões de amostragem nos dois sistemas (Fig. 5). No estuário do Rio Mataripe a fração areia foi predominante no período de janeiro com exceção das estações amostrais #07 e #08, nas quais a fração finos apresentou maior porcentagem. Em setembro a fração finos predominou nas estações #01, #06 e #07, a fração areia nos pontos #03, #04 e #08, e a fração seixo na estação #02 (Fig. 5). Comparando as ocasiões de coleta, ocorreu um aumento da fração finos nas estações #06, #07 e mais acentuadamente em #01, adicionalmente, pouca variação foi observada nos pontos #02, #03 e #05.

No primeiro período de coleta no estuário do Rio São Paulo a fração seixo dominou apenas a estação #01 (aproximadamente 40%) e #08, areia nos pontos #02, #03 e #05, como

areia fina e muito fina, e nas estações #07 e #10, como areia muito grossa e grossa, enquanto a fração finos apresentou maior porcentagem em #04, #06 e #09 (Fig. 6). Em setembro apenas na estação #08 ocorreu o predomínio da fração seixo, enquanto as estações #01, #03 e #05 apresentaram maior porcentagem de finos. A fração areia predominou nos pontos #02, #04, #06, #07 e #09, como areia média e fina e na estação #10 como areia grossa (Fig. 06).

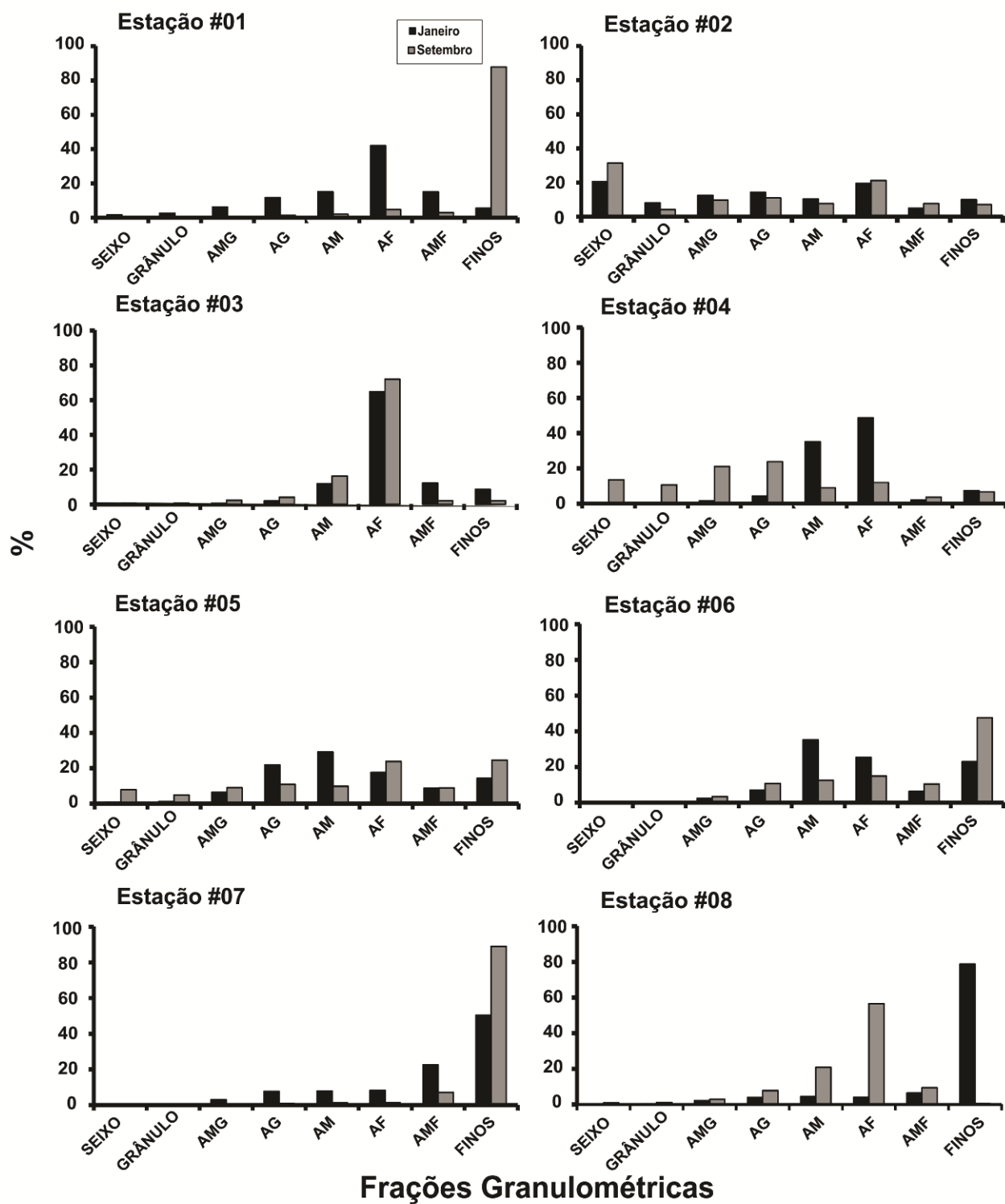


Figura 5. Porcentagem das frações granulométricas (AMG: Areia Muito Grossa, AG: Areia Grossa, AM: Areia Média, AF: Areia Fina, AMF: Areia Muito Fina, FINOS: Silte e Argila) nas oito estações amostrais (#01 - #08) na zona estuarina do Rio Mataripe nas duas ocasiões de coleta (Janeiro e Setembro).

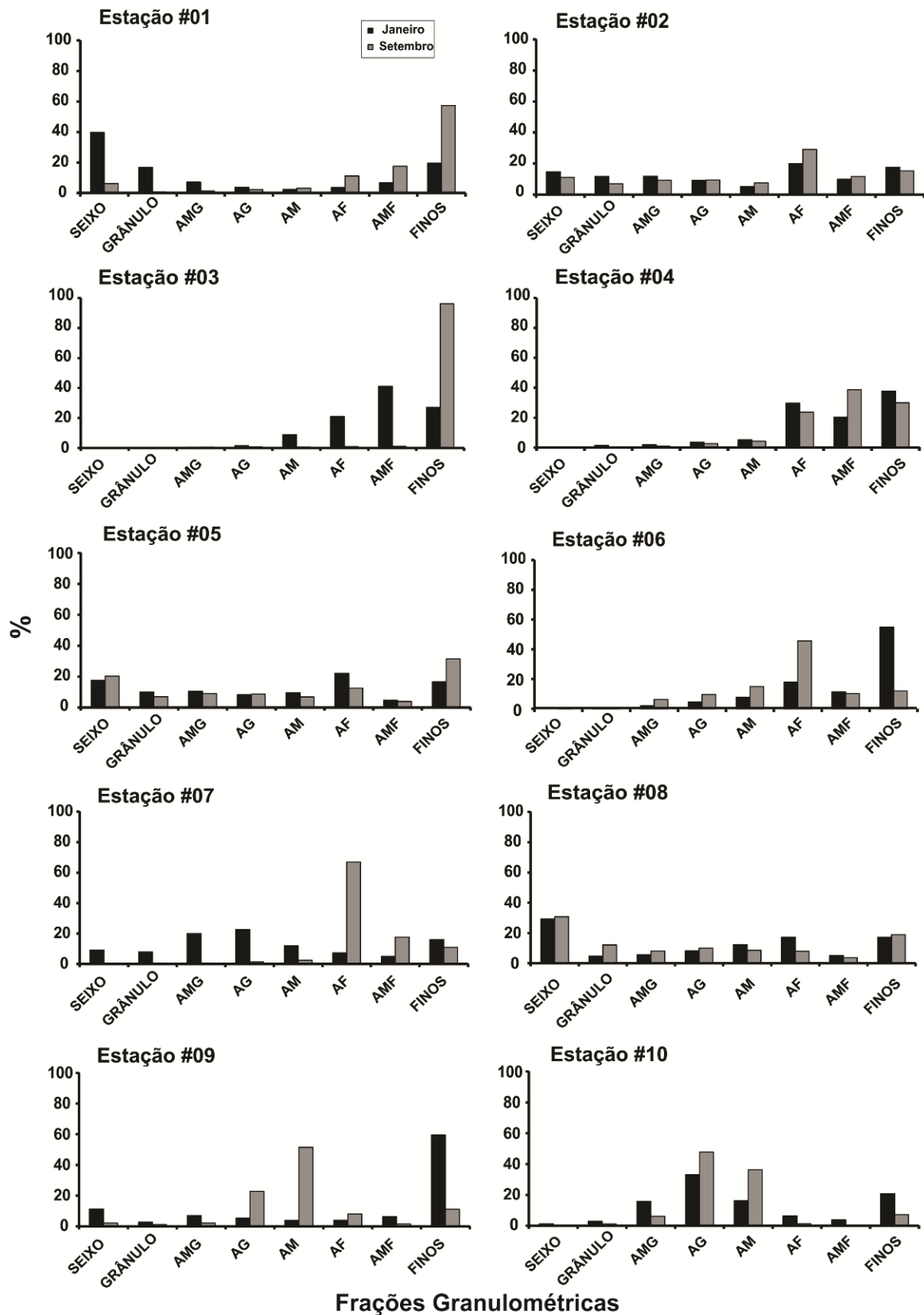


Figura 6. Porcentagem das frações granulométricas (AMG: Areia Muito Grossa, AG: Areia Grossa, AM: Areia Média, AF: Areia Fina, AMF: Areia Muito Fina) nas dez estações amostrais (#01 - #10) na zona estuarina do Rio São Paulo nas duas ocasiões de coleta (Janeiro e Setembro).

Os metais determinados foram As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn e V. Em geral, no primeiro período de coleta, o sedimento das regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo apresentaram concentrações de metais abaixo dos valores de referência TEL (Threshold Effects Levels, i.e. a concentração abaixo da qual a ocorrência de efeitos adversos é esperada que ocorra apenas raramente), ERL (Effects Range- Low, i.e. nível a partir do qual a toxicidade começa a ser observada em espécies sensíveis) e AET (Apparent Effect Threshold, i.e. o nível a partir do qual são sempre esperados efeitos adversos à biota) (BUCHMAN, 2008).

O Arsênio apresentou valores iguais e acima do TEL nas estações #01 e #03 do Mataripe (Fig. 7), e menores em toda a extensão do estuário do Rio São Paulo. A concentração do Co apresentou valores superiores ao AET em uma estação (#01) no Mataripe (estação #01) enquanto Cu e o Mn excederam limites (TEL, ERL e AET) em ambas os sistemas estuarinos. O Cu apresentou concentrações acima do TEL, ultrapassando o limite do ERL no São Paulo (estações #01 e #7) e o Mn apresentou valores acima do AET no Mataripe (#01, #02, #03 e #04) e no São Paulo (#01 e #02).

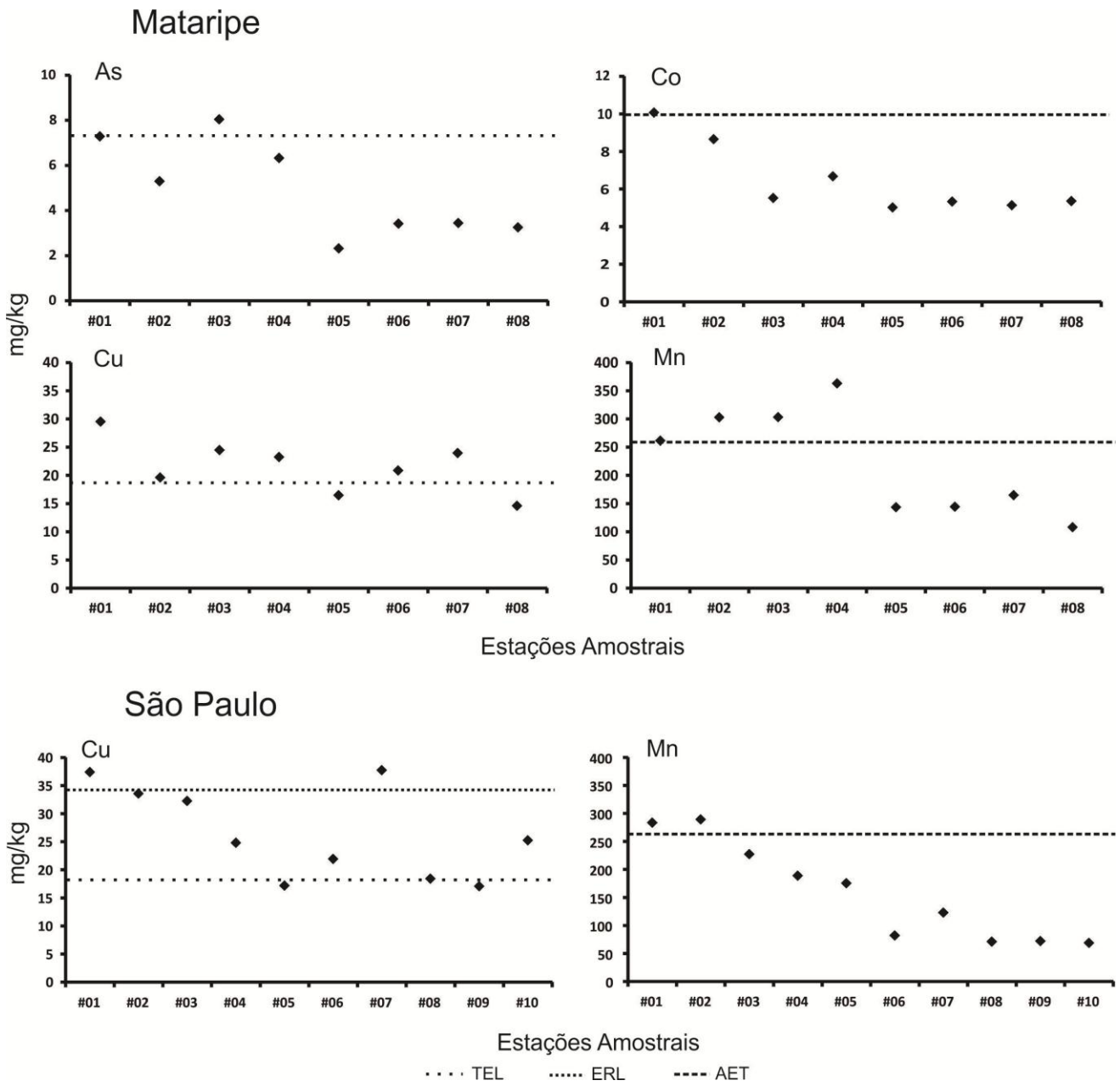


Figura 7. Concentrações de Arsênio (As) e Cobalto (Co) para a zona estuarina do Rio Mataripe, e concentrações de Cobre (Cu) e Manganês (Mn) ao longo das regiões estuarinas dos rios Mataripe (#01- #08) e São Paulo (#01- #10), em Janeiro. TEL, ERL e AET são indicados na figura.

A figura 8 apresenta as ordenações das frações granulométricas (ACP) para os dois sistemas estuarinos, em janeiro e setembro. Os resultados mostraram uma fraca correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros componentes principais. No sistema do Rio São Paulo em janeiro os coeficientes lineares não foram maiores que 0,5 e em setembro apenas a fração seixo apresentou coeficiente acima desse valor ($r = 0,538$). Por sua vez, na primeira ocasião de amostragem apenas as variáveis grânulo ($r = 0,502$) e Areia Fina ($r = -0,585$) mostraram valores acima de 0,5, enquanto em setembro nenhuma variável apresentou coeficientes lineares acima desse valor. De maneira geral, o primeiro Componente Principal esteve correlacionado positivamente com variáveis granulométricas que indicam maior heterogeneidade. Para a segunda ocasião de coleta em ambos os estuários, o segundo Componente Principal reforça essa ordenação também no sentido positivo (#02, #04 e #05 no Mataripe e #02, #05 e #08 no São Paulo).

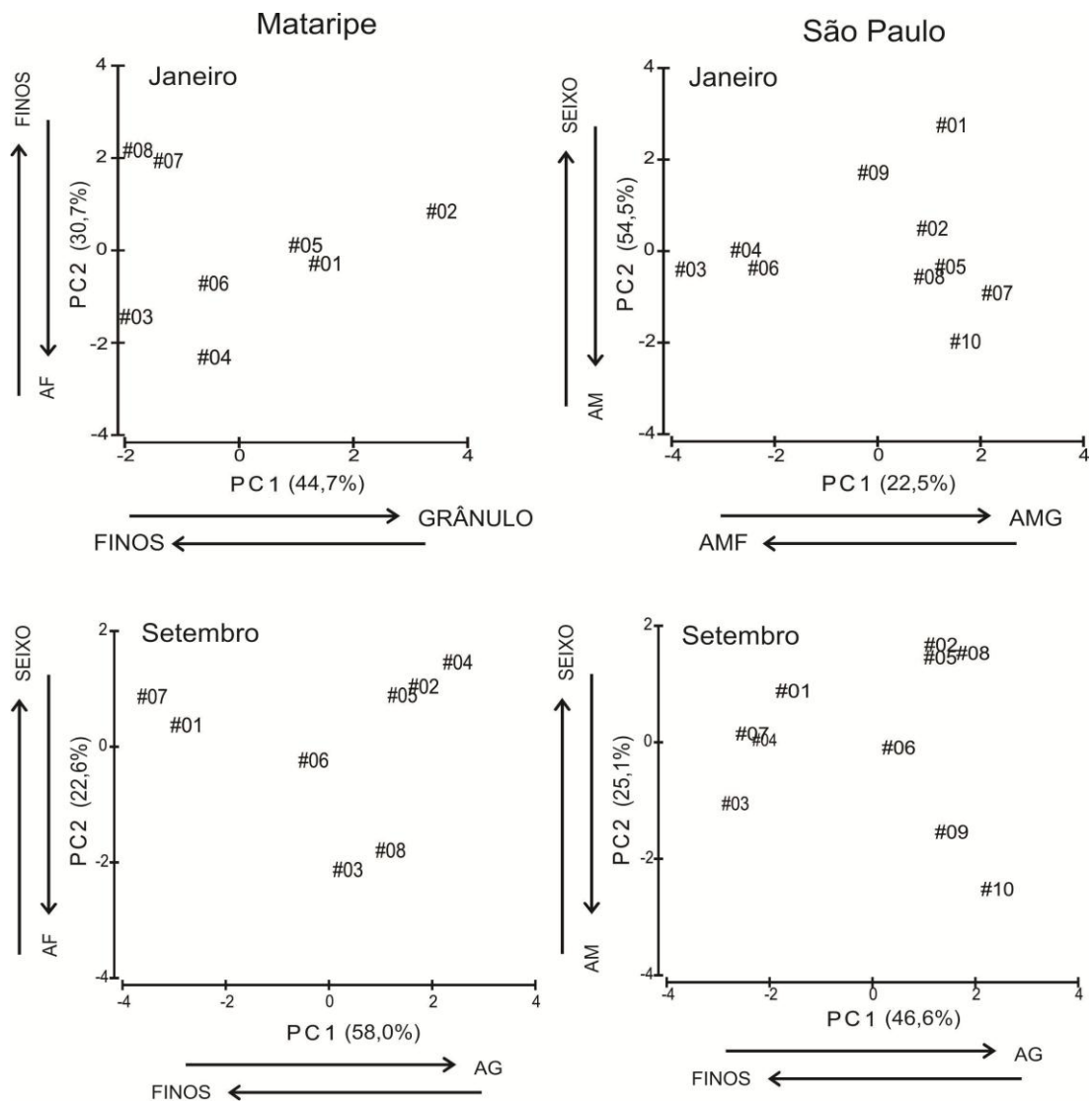


Figura 8. Análise de Componentes Principais para o sedimento (AMG:Areia Grossa, AG: Areia Grossa, AM: Areia Média, AF: Areia Fina, AMF: Areia Muito Fina) nas estações amostrais da região estuarina do Rio Mataripe (#01- #08) e do Rio São Paulo (#01 - #10), nas duas ocasiões de coleta.

A Tabela 1 mostra os coeficientes lineares referentes às Análises de Componentes Principais, utilizando-se dados das frações granulométricas, concentrações dos metais, bem como valores de salinidade e profundidade dos dois sistemas estuarinos em janeiro. Os resultados apresentaram correlações fracas e não significativas entre as variáveis ambientais ($r < 0,5$) e os dois primeiros componentes principais (Fig. 9). Os metais apresentaram correlação negativa com o CP1, ordenando estações com maiores concentrações de metais à esquerda dos gráficos (#01- #04 nas duas regiões estuarinas). No entanto, a estação amostral #07 na zona estuarina do Rio São Paulo aproxima-se dos pontos à jusante na ordenação, principalmente devido a maior concentração de Pb, Zn e Cu em relação às demais estações.

Tabela 1. Resultados das Análises de Componentes Principais (CP 1 e CP2), indicando em negrito os valores das variáveis que apresentam maior correlação com os eixos, para as estações estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo, em Janeiro.

Variáveis	Mataripe		São Paulo	
	CP1	CP2	CP1	CP2
Seixo	-0,15	0,359	0,024	-0,228
Grânulo	-0,147	0,367	-0,051	-0,284
AMG	-0,04	0,404	0,09	-0,375
AG	0,05	0,357	0,121	-0,359
AM	0,03	-0,006	0,075	-0,154
AF	-0,174	-0,104	-0,119	0,211
AMF	0,003	-0,078	-0,199	0,315
Finos	0,194	-0,058	0,159	0,318
As	-0,28	-0,127	-0,324	0,066
Ba	-0,221	0,269	0,043	-0,15
Cd	-0,285	-0,087	-0,325	-0,077
Co	-0,264	0,181	-0,098	-0,292
Cr	-0,29	-0,099	-0,318	0,003
Cu	-0,235	-0,152	-0,275	-0,152
Fe	-0,295	0,018	-0,323	-0,071
Mn	-0,254	-0,011	-0,314	0,041
Ni	-0,277	0,078	-0,159	-0,126
Pb	-0,193	-0,313	-0,229	-0,207
Zn	-0,269	-0,183	-0,243	-0,181
V	-0,202	-0,288	-0,266	-0,021
Salinidade	-0,263	0,179	-0,252	0,182
Profundidade	0,132	-0,106	-0,13	0,238

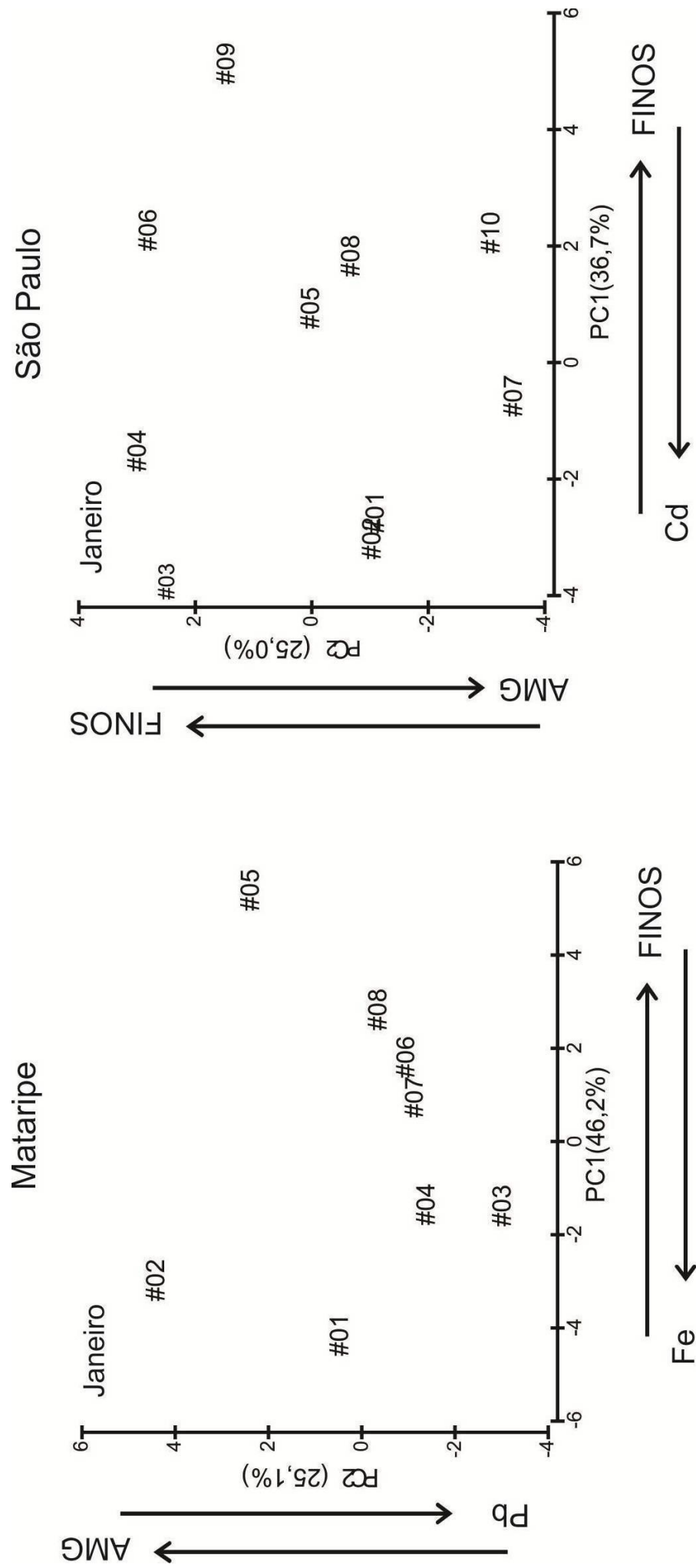


Figura 9. Análise de Componentes Principais para o sedimento e concentração de metais nas estações amostrais da região estuarina do Rio Mataripe (#01 - #08) e do Rio São Paulo (#01 - #10) em janeiro.

4.2. Assembléias Bentônicas

Um total de 2.489 indivíduos foi coletado nos estuários dos rios Mataripe e São Paulo, considerando janeiro e setembro, sendo que os grupos mais abundantes foram Polychaeta (72% do número total de indivíduos), Crustacea (12%) e Mollusca (14%). Comparando os dois períodos de amostragem, foi possível observar uma redução do número de indivíduos no estuário do Rio Mataripe (aproximadamente 50%), e uma redução ainda maior na região estuarina do Rio São Paulo (aproximadamente 90%), o qual apresentou também uma diminuição de cerca de 60% do número de táxons (Tab. 2).

Tabela 2. Número de indivíduos, número de táxons e número de indivíduos dos grupos Polychaeta, Crustacea e Mollusca em Janeiro e Setembro para os sistemas estuarinos dos rios Mataripe e São Paulo.

	Rio Mataripe		Rio São Paulo	
	Janeiro	Setembro	Janeiro	Setembro
Nº de Indivíduos	973	444	967	105
Nº de Táxons	34	29	59	22
Nº de Indivíduos de Polychaeta	879	315	571	33
Nº de Indivíduos de Crustacea	47	91	165	4
Nº de Indivíduos de Mollusca	47	38	214	68

No que se refere ao número de indivíduos e número de táxons ao longo das zonas estuarinas, os rios Mataripe e São Paulo apresentaram, de maneira geral, um decréscimo em direção à montante (Fig. 10). Os maiores valores para o número de indivíduos e de táxons no estuário do Rio Mataripe foi encontrado na estação #02 em janeiro e nas estações #02 e #04 em setembro. No que se refere ao sistema do Rio São Paulo, os maiores valores para o número de indivíduos e de táxons foram encontrados nas estações #01 e #02 na primeira ocasião de coleta. Na segunda campanha no Rio São Paulo, a estação amostral #02 apresentou o maior número de indivíduos, principalmente devido à contribuição da família Veneridae (39 indivíduos).

As figuras 11 e 12 mostram os táxons mais abundantes, os quais representam cerca de 80% do número total de indivíduos amostrados em cada ocasião para a zona estuarina do Rio Mataripe e do Rio São Paulo, respectivamente. Para o Rio Mataripe, o primeiro período de coleta tem como táxons mais abundantes os poliquetas das famílias Cirratulidae, Nereididae e Capitellidae, enquanto na segunda campanha os táxons mais abundantes foram os poliquetas

das famílias Spionidae, Capitellidae, Ophelidae, Cirratulidae, e Orbiniidae, os anfípodes das famílias Corophiidae e Melitidae, e o decápoda da família Upogebiidae.

Os grupos taxonômicos mais abundantes na amostragem de janeiro na região estuarina do Rio São Paulo foram os poliquetas das famílias Sabellidae, Cirratulidae, Paraonidae, Pilargidae, Nereididae, Spionidae, Capitellidae, Syllidae e Orbiniidae, bem como os bivalves das famílias Tellinidae, Veneridae e Corbulidae, o molusco Chitonidae, e os anfípodes das famílias Aoridae, Corophiidae e Ischyroceridae. No segundo período de amostragem, os bivalves Tellinidae, Veneridae, Solecurtidae, Nuculidae, Cardiidae e Mytilidae, juntamente com os poliquetas Spionidae, Capitellidae e Goniadidae representam 80% do número de indivíduos na zona estuarina do Rio São Paulo.

De maneira geral, os táxons que representam 80% do total do número de indivíduos na região estuarina do Rio Mataripe ocorrem nas primeiras quatro estações amostrais (à jusante), com exceção das famílias Capitellidae e Spionidae, que ocorrem ao longo de todo o sistema. Comparando-se as duas ocasiões de coleta, é possível observar o desaparecimento dos poliquetas da família Nereididae em setembro, bem como o aparecimento de outras famílias, a exemplo da Ophelidae e o decápoda Upogebiidae.

Em relação à zona estuarina do Rio São Paulo, é possível observar para a maioria das famílias uma maior ocorrência nas estações de maior salinidade, com exceção da família Pilargidae, distribuída ao longo de todo o sistema, os anfípodes Aoridae, Corophiidae e Ischyroceridae, bem como poliqueta Orbiniidae (maior abundância nos pontos #01, #02, #07 e #09), e os bivalves Nuculidae e Cardiidae (maior número de indivíduos nas regiões intermediárias do sistema).

Adicionalmente, quando os dois períodos de amostragem são comparados é possível observar uma redução importante da maioria dos táxons em setembro, com o desaparecimento da família mais abundante do período de janeiro (Sabellidae) e de outros táxons (Nereididae, Ischyroceridae, Chitonidae e Corophiidae).

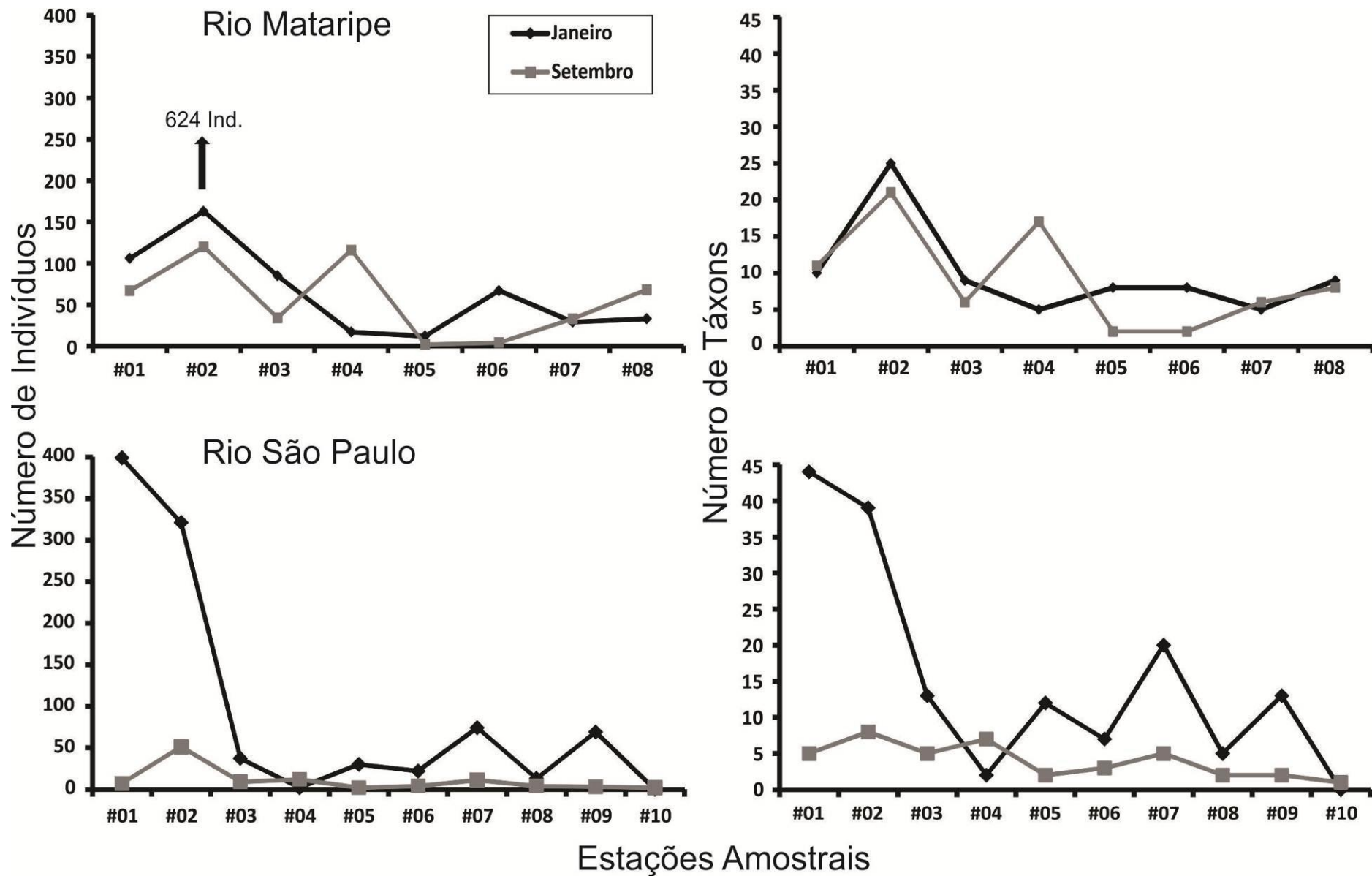


Figura 10. Distribuição do Número de Indivíduos e do Número de Táxons ao longo das zonas estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo.

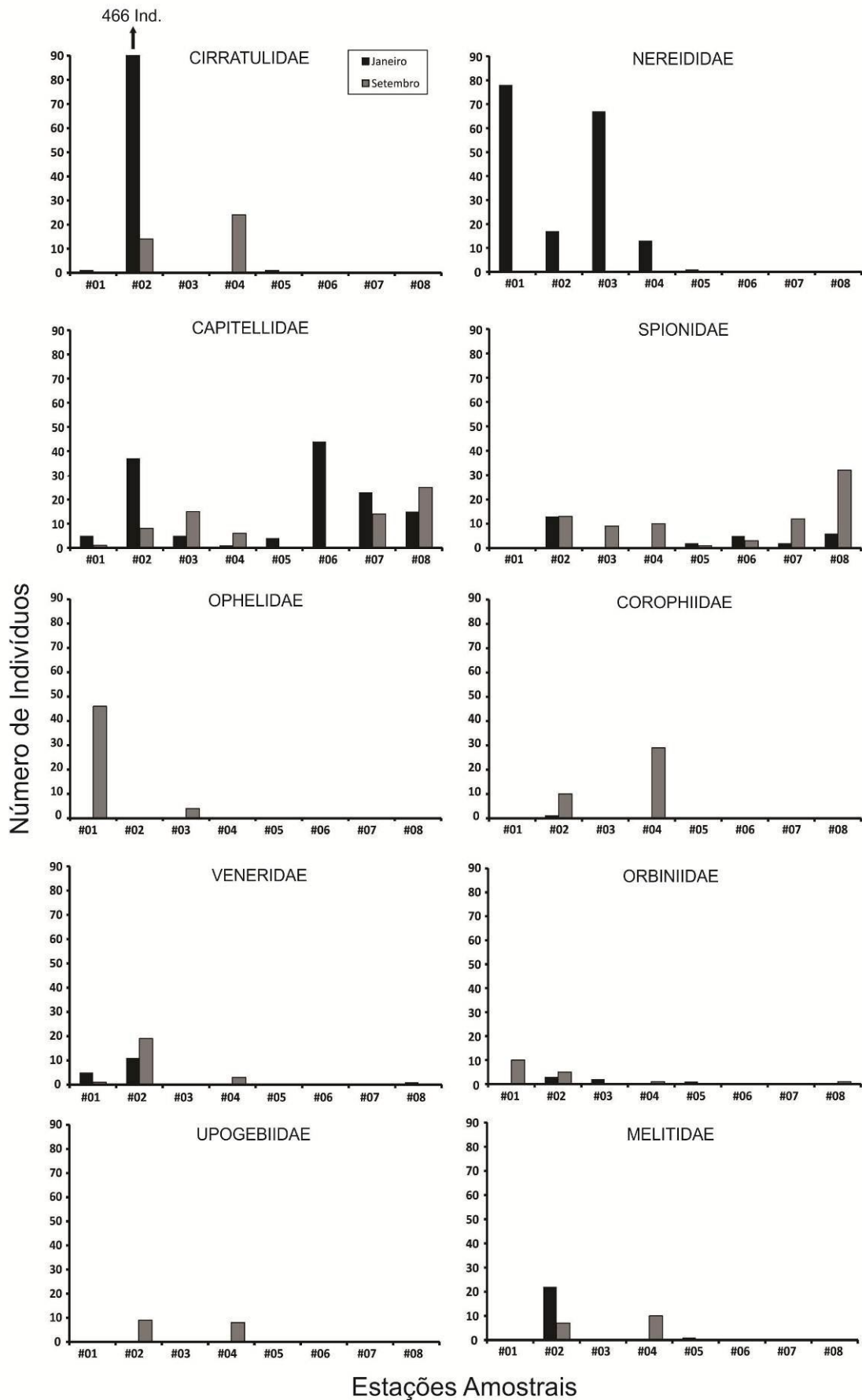


Figura 11. Distribuição espacial dos táxons mais abundantes (80% do total) ao longo da zona estuarina do Rio Mataripe, confeccionados a partir do número de indivíduos em cada estação (n=8), nas duas ocasiões de coleta (janeiro e setembro).

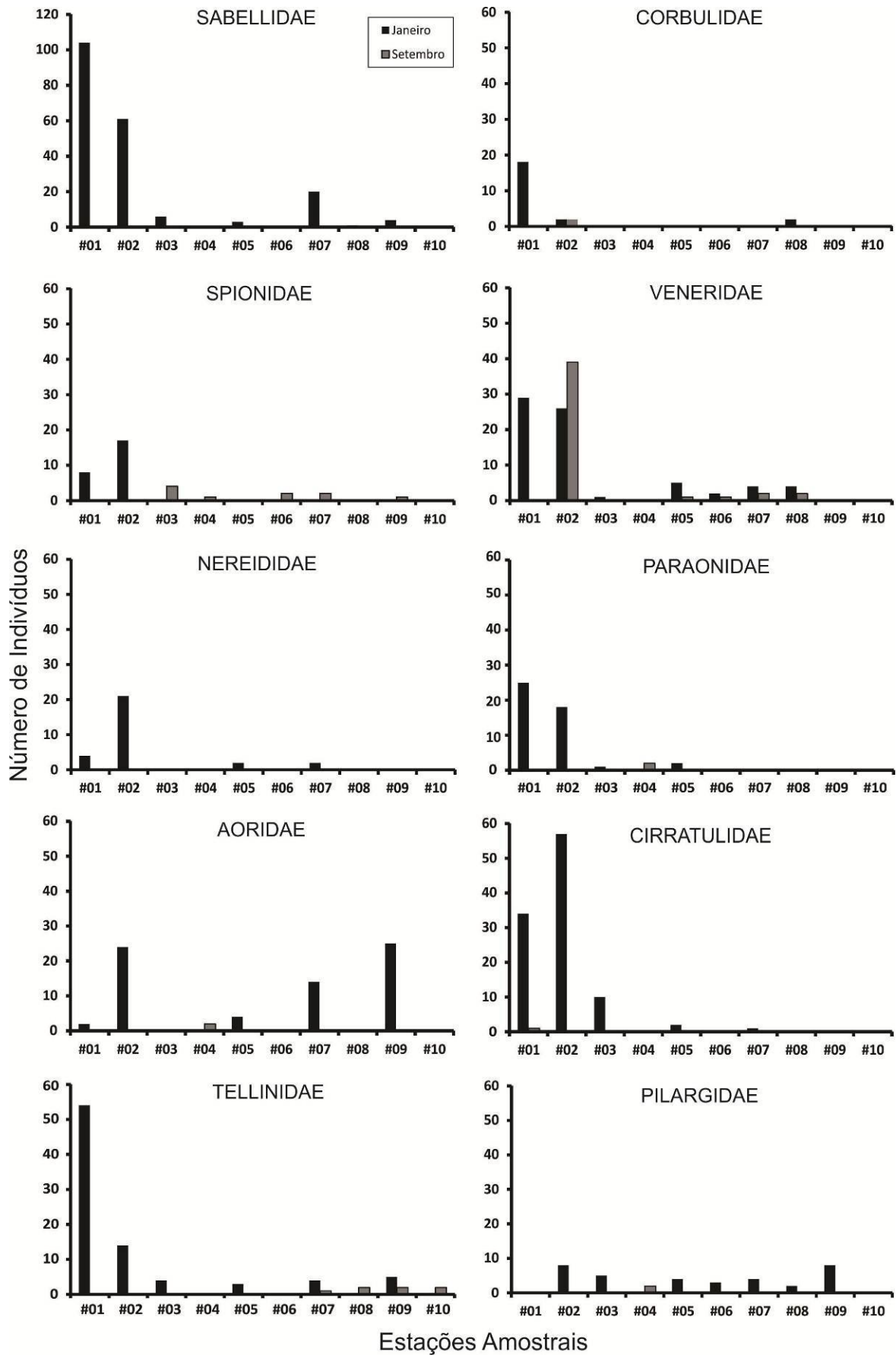


Figura 12. Distribuição espacial dos táxons mais abundantes (80% do total) ao longo da zona estuarina do Rio São Paulo, confeccionados a partir do número de indivíduos em cada estação (n=10), nas duas ocasiões de coleta (janeiro e setembro). Continua.

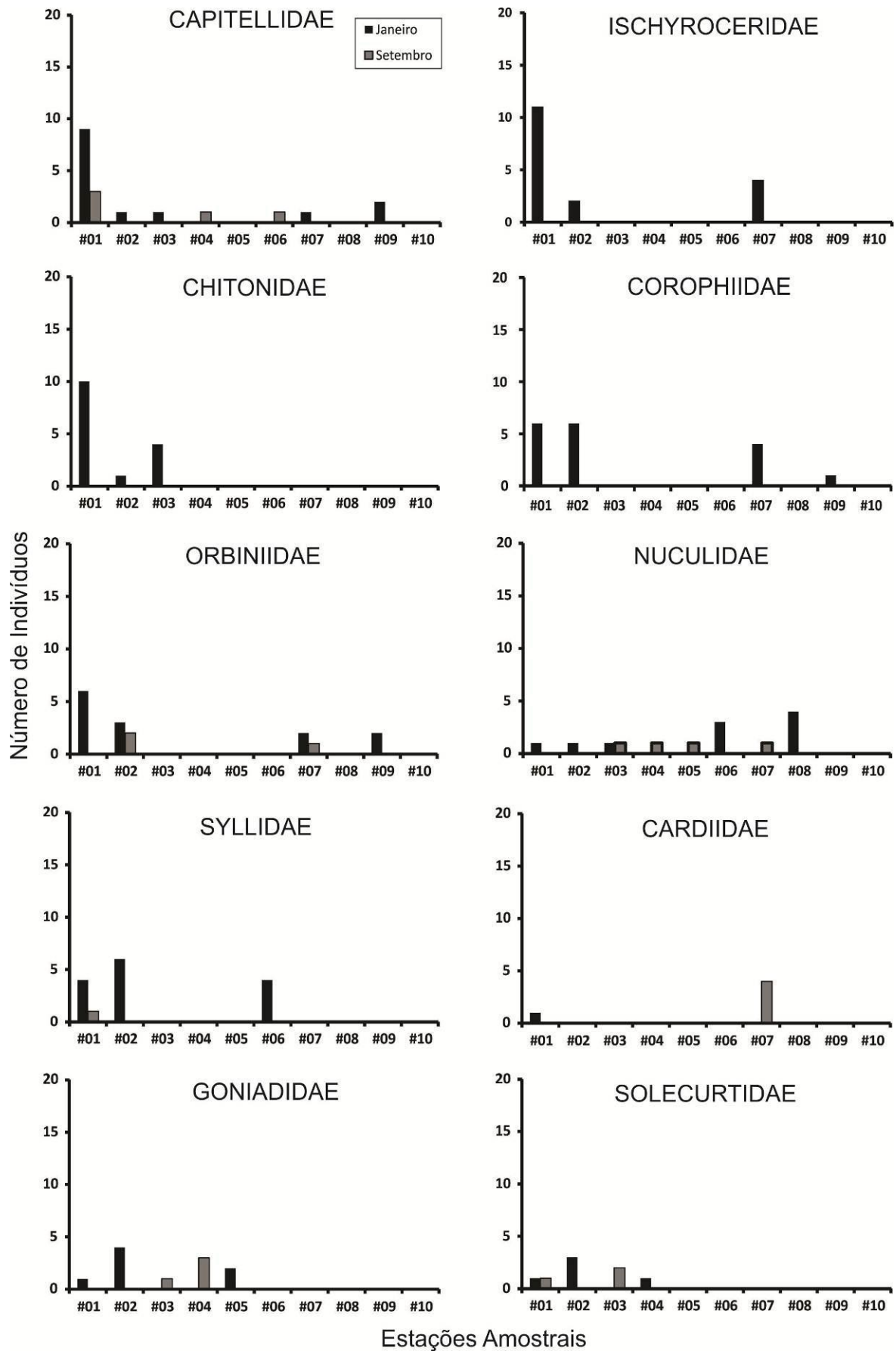


Figura 12 (continuação). Distribuição espacial dos táxons mais abundantes (80% do total) ao longo da zona estuarina do Rio São Paulo, confeccionados a partir do número de indivíduos em cada estação (n=10), nas duas ocasiões de coleta (janeiro e setembro).

Os nMDS foram gerados para as duas zonas estuarinas estudadas em ambos períodos de amostragem (Fig. 13 e 14). Nas ordenações as distâncias entre as estações amostrais são proporcionais à similaridade faunística entre elas. Dessa forma, estações de coleta mais próximas indicam maior similaridade entre as assembléias bentônicas. Em relação à região estuarina do Mataripe em janeiro, a estação #02 apresenta uma notável dissimilaridade das demais estações, o que está relacionado principalmente à família do poliqueta Cirratulidae que ocorreu com grande abundância (466 indivíduos) nesse ponto de coleta. Outros dois grupos foram observados, (i) as estações #01, #03 e #04, com maior abundância da família Nereididae e (ii) #05, #06, #07 e #08, caracterizadas principalmente pela presença dos táxons Capitellidae e Spionidae, que apresentam maior número de indivíduos, comparado ao grupo anterior. Adicionalmente, mais uma ordenação nMDS foi gerada retirando a estação #02 para melhor observar a distribuição das demais estações (ver *subset* figura 13).

A ordenação referente à segunda ocasião de coleta do Mataripe apresentou a formação de dois grupos e uma importante dissimilaridade entre eles e o ponto amostral #01, o que está relacionado à presença do poliqueta Opheliidae (46 indivíduos de um total de 50) nessa estação. Adicionalmente, as estações #05 e #06 apresentam-se mais similares entre si quando comparadas às demais estações (#02, #03, #04, #07 e #08), o que pode ser explicado pela presença das famílias Capitellidae e Spionidae nessas últimas estações. Outra ordenação também foi realizada para esse período não utilizando os dados da estação #01.

A zona estuarina do São Paulo no primeiro período de coleta apresenta claramente a dissimilaridade da estação #10, bem como da estação #04. Nesse caso, no ponto amostral #10 não ocorreu nenhum organismo e a estação #04 apresentou apenas dois indivíduos. As demais estações se agruparam de acordo com o *subset* apresentado na figura 14, criado a partir de uma nova ordenação nMDS. Esse *subset* apresenta as estações #01 e #02 mais próximas, e relativamente, mais afastadas das demais, o que pode ser resultado das maiores abundâncias da maioria das famílias terem acontecido nesses locais.

Em setembro a estação amostral #02 mostrou o maior número de indivíduos (51 indivíduos), tornando-a mais afastada das demais, principalmente devido à abundância do bivalve da família Veneridae. Nesse mesmo período, é possível observar também uma distância maior da estação #01 em relação às demais, o que pode ser explicado pela ausência das famílias Tellinidae (#07, #08, #09 e #10), Veneridae (#02, #05, #06, #07 e #08), Spionidae (#03, #04, #06 e #07) e Goniadidae (#03 e #04), bem como a presença do poliqueta da família Syllidae apenas nessa estação.

As análises do BIOENV foram geradas a partir da relação entre as variáveis ambientais e as assembleias bentônicas para cada zona estuarina em janeiro. Para o Mataripe a melhor combinação significativa foi com a fração grânulo, a fração finos e os metais Ba e Mn ($\rho = 0,726$; $p = 0,04$). Adicionalmente, a melhor combinação para a região estuarina do Rio São Paulo foi com a fração Seixo, a fração Areia Fina e os metais Co e Cr, no entanto essa foi fraca e não significativa ($\rho = 0,373$, $p > 0,05$). Para o segundo período de coleta, as análises (sem a concentração de metais) apresentaram baixas correlações, e não significativas.

Mataripe

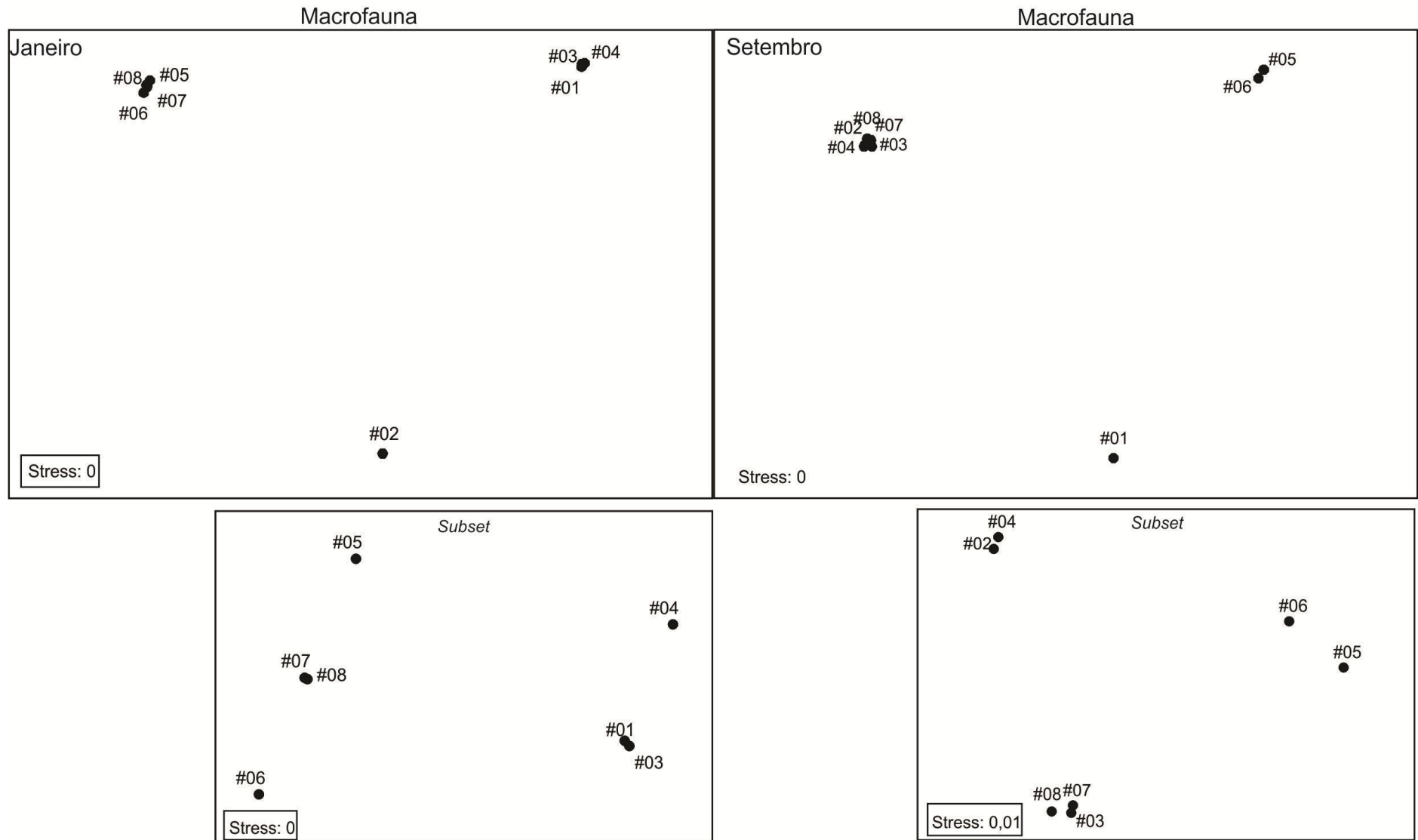


Figura 13. nMDS confeccionado com as amostras da macrofauna bentônica ao longo das oito estações amostrais (#01- #08) da região estuarina do Rio Mataripe para as duas ocasiões de coleta (Janeiro e Setembro). *Subsets* confeccionados a partir de uma nova ordenação não incluindo as estações #02 e #01, para janeiro e setembro, respectivamente

São Paulo

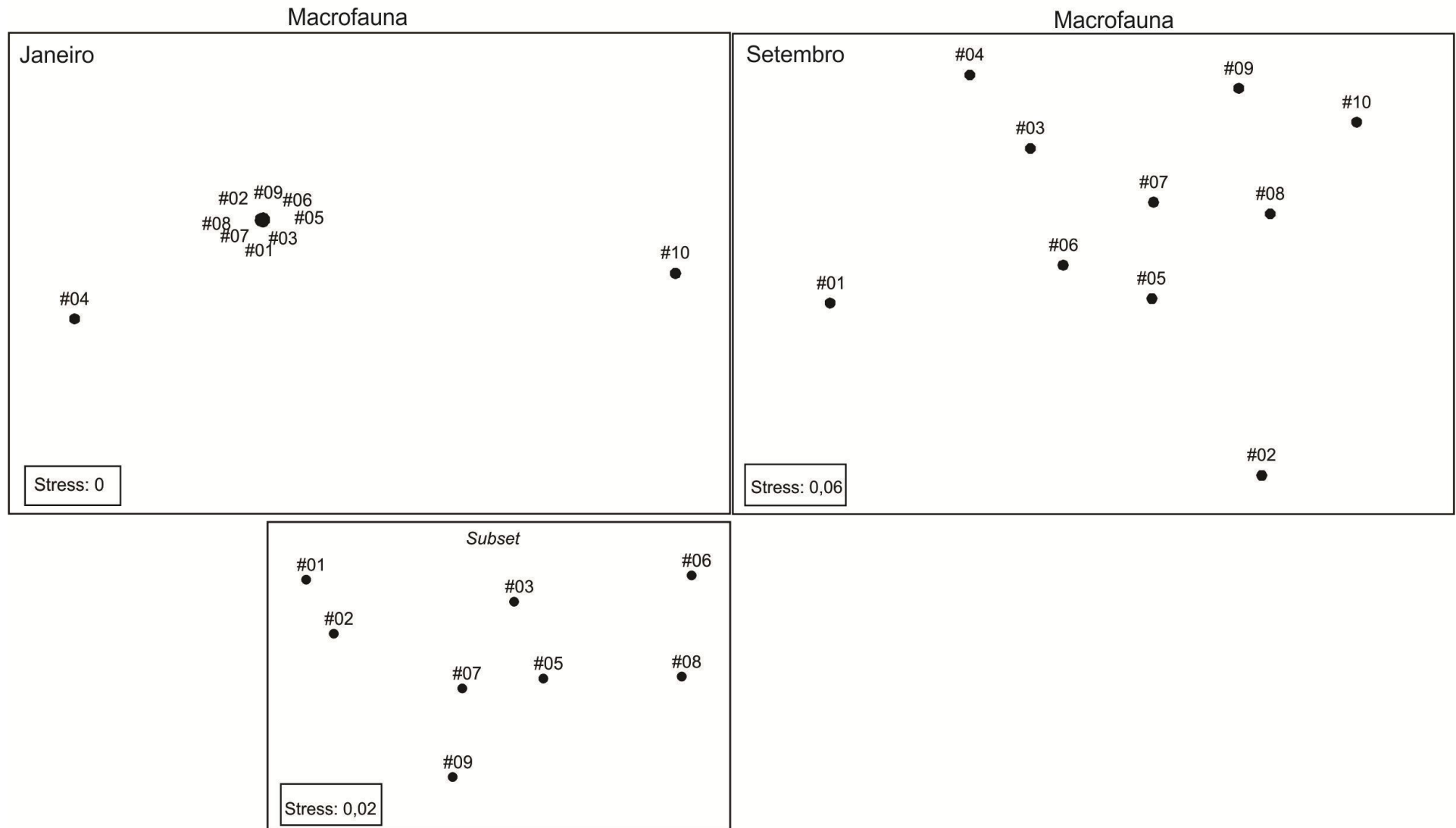


Figura 14. nMDS confeccionado com as amostras da macrofauna bentônica ao longo das dez estações amostrais (#01- #10) da região estuarina do Rio São Paulo para as duas ocasiões de coleta (Janeiro e Setembro). *Subset* para janeiro confeccionado a partir de uma nova ordenação não incluindo as estações #04 e #10.

5. DISCUSSÃO

Ambientes estuarinos são conhecidos na literatura por apresentarem “comunidades fisicamente controladas”, nos quais condições ambientais variam amplamente expondo os organismos a um forte estresse fisiológico (KAISER *et al.*, 2005; McLUSKY e ELLIOT, 2004). Tradicionalmente, a salinidade é reconhecida como um dos fatores mais importantes na determinação do padrão de distribuição de assembléias bentônicas (BULGER *et al.*, 1993; YSEBAERT *et al.*, 2003; McLUSKY e ELLIOT, 2004; ZETTLER *et al.*, 2007; BARROS *et al.*, 2009), e a habilidade fisiológica dos organismos diante da variação da salinidade têm sido visto como chave para a sobrevivência de espécies em estuários e de sua distribuição dentro desses sistemas (KAISER *et al.*, 2005).

No que se refere ao número de táxons ao longo das zonas estuarinas, de maneira geral, é observado um decréscimo em direção às estações amostrais mais internas, com menor influência marinha. Esse padrão tem sido observado em alguns estudos (LU *et al.*, 2008; YSEBAERT *et al.*, 2003), incluindo o Rio Paraguaçu (BARROS *et al.*, 2008), o Rio Subaé (HATJE *et al.*, 2006) e o Rio Jaguaripe (BARROS *et al.*, 2009), e tem sido atribuído por diversas vezes à redução da salinidade em direção à montante. Em relação às zonas estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo, a variação da salinidade é menor, não sendo comparável aos grandes estuários da BTS. Todavia, Lu *et al.* (2008) verificaram, em um gradiente com pouca variação de salinidade (estuário de Richibucto, Canadá), um decréscimo da riqueza de espécies de locais de maior para menor salinidade, conforme observado no presente estudo.

Nos sistemas estuarinos dos rios Paraguaçu, Jaguaripe e Subaé (BTS) foi observado um padrão de substituição de táxons ao longo do gradiente estuarino. Esse padrão consiste em maiores abundâncias de alguns invertebrados nas regiões de menores salinidades (e.g. poliquetas da família Nereididae), outros táxons dominando em áreas com valores de salinidade intermediários a baixos (e.g. bivalves da família Tellinidae) e outros grupos mais abundantes em regiões com maior influência marinha (e.g. poliquetas da família Cirratulidae) (BARROS *et al.*, 2009). No entanto, a distribuição das famílias nas regiões estuarinas do Mataripe e do São Paulo não apresentou esse padrão de substituição de táxons, estando a maior abundância e número de táxons em regiões de maior influência marinha.

A zonação ecológica horizontal em estuários (i.e. das regiões de maior influência marinha em direção à montante) vem sendo observada em diversos trabalhos (KHEDR, 1998; GORDO e CABRAL, 2001; YSEBAERT *et al.*, 2003; MAGGIORE e KEPPEL, 2007) e a

sua existência atribuída principalmente ao gradiente de salinidade (BULGER *et al.*, 1993; BATE *et al.*, 2002). Dessa forma, é plausível se pensar que pequenos gradientes de salinidade não apresentam um padrão de substituição de espécies, todavia, um estudo realizado por Lu *et al.* (2008) observou que a distribuição da macrofauna apresenta um padrão de zonação horizontal de acordo com as localizações ao longo do estuário (alto, médio e baixo estuário), apesar da pequena variação espacial da salinidade (21,2 – 25,2). Isso nos remete à necessidade de uma maior investigação de padrões macrobentônicos em sistemas estuarinos de menor dimensão, dada à importância do entendimento de processos ecológicos a partir da descrição adequada de padrões ecológicos (UNDERWOOD *et al.*, 2000), bem como da escala em sistemas altamente dinâmicos (ELLIOTT e WHITFIELD, 2011).

Por sua vez, diversos estudos (SNELGROVE e BUTMAN, 1994; YSEBAERT *et al.*, 2003; McLUSKY e ELLIOT, 2004; SOUSA *et al.*, 2006; DAUER *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2009) afirmaram que somente uma variável não é capaz de explicar os padrões faunísticos no espaço e no tempo, e um número diferente de fatores pode estar envolvido, assim como fatores antropogênicos que podem influenciar negativamente as comunidades bentônicas (PEARSON e ROSENBERG 1978; PAGLIOSA e BARBOSA, 2006; VENTURINI *et al.*, 2008; VANIN *et al.*, 2011), bem como características do sedimento que podem explicar parte significativa da estrutura das assembléias ainda não explicada por outras variáveis (YSEBAERT *et al.*, 2003).

No presente trabalho as correlações entre as frações seixo, grânulo e finos e as assembleias bentônicas (BIOENV) nas regiões estuarinas do Mataripe e do São Paulo, bem como a interpretação dos gráficos de distribuição das frações granulométricas relacionando-os com os gráficos de frequência das famílias, sugerem a importância da heterogeneidade do sedimento na distribuição de organismos bentônicos.

Diversos estudos discutiram e documentaram a relação de características sedimentares e assembleias bentônicas. Etter e Grassle (1992) estudaram a relação entre diversidade de espécies e a diversidade de tamanho de partículas de sedimento em regiões de mar profundo, e sugeriram que essa relação é positiva e que esse fenômeno pode ser uma característica geral de comunidades de sedimentos não consolidados. Ellingsen (2002) documentou que o número de espécies está relacionado positivamente com a fração silte/argila e a seleção em um ambiente de plataforma continental, bem como Lu *et al.* (2008) verificaram tal relação para um ambiente estuarino. Sousa *et al.* (2006) sugeriram ainda que uma maior diversidade

encontrada no estuário Lima, em Portugal, pode ocorrer como consequência de uma maior heterogeneidade de habitats.

Sedimentos heterogêneos quando comparados a sedimentos homogêneos fornecem habitats complexos os quais disponibilizam uma maior variedade de nichos (GRAY, 1974), conseqüentemente contribuindo com a heterogeneidade e complexidade da estrutura de habitats e afetando a diversidade e a abundância de espécies em muitos sistemas (ETTER e GRASSLE, 1992; UNDERWOOD e CHAPMAN, 1989; ELLINGSEN, 2002; PAZ *et al.*, 2008; GRAY e ELLIOT, 2009; ZILLI e MARCHESE, 2011). A heterogeneidade do sedimento está diretamente relacionada à mistura dos diferentes tamanhos de classes, à composição (siliciclástico ou carbonático), bem como à seleção, a qual mede o grau de espalhamento das frações granulométricas (i.e. o espalhamento dos diferentes tamanhos de grão) (HOLLAND e ELMORE, 2008). Adicionalmente, assimetrias negativas nos gráficos de distribuição das frações granulométricas (Fig. 05 e 06) indicam maior porcentagem de seixos, o que confere uma maior heterogeneidade de habitat, por outro lado, assimetrias negativas conferem maiores porcentagens de finos (silte e argila) e menor heterogeneidade.

Para as regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo foram observadas estações amostrais que apresentavam sedimentos mal selecionados (i.e. maior heterogeneidade), além de uma notável variação da composição sedimentar entre os períodos de janeiro e setembro, o que não foi observado nos maiores tributários da BTS (BARROS *et al.*, 2008; HATJE *et al.*, 2006; BARROS *et al.*, 2009). Adicionalmente, estações caracterizadas por um maior espalhamento das frações granulométricas parecem estar relacionadas com maior diversidade de táxons.

A estação amostral #02, no sistema estuarino do Rio Mataripe (ver fig. 05), apresentou o sedimento mais pobremente selecionado nas duas ocasiões de coleta, o que pode explicar o maior número de táxons (ver fig. 10) em relação às demais estações. A influência da heterogeneidade do sedimento sobre a riqueza de táxons pode ser observada também quando os períodos de amostragem são comparados para estação #04. Em setembro um maior espalhamento dos diferentes tamanhos de grão, com presença de frações mais grosseiras de origem biodetrítica, conferiu um maior número de táxons nessa estação (e.g. ETTER e GRASSLE, 1992).

Para a zona estuarina do Rio São Paulo, a redução da heterogeneidade do sedimento no segundo período de amostragem (ver fig. 06), com maior porcentagem de frações mais

finas em algumas estações (#01, #03 e #07), podem ajudar a explicar a diminuição do número de táxons comparando-se as duas ocasiões de coleta. No entanto, de maneira geral, a influência da heterogeneidade de sedimento sobre o número de táxons parece não ser um dos fatores mais importantes em estações amostrais mais à montante nas regiões estuarinas aqui estudadas (e.g. estações #05 e #08 na zona estuarina do Rio São Paulo mostram-se heterogêneas nas duas ocasiões de amostragem em termo de composição sedimentar e apresentam baixos valores de número de táxons), sugerindo a possibilidade de outras variáveis não determinadas apresentarem maior influência nessas regiões (e.g. contaminantes orgânicos e matéria orgânica).

A contaminação é uma das principais consequências da influência antropogênica em regiões costeiras, e entre os principais contaminantes encontrados nesses ambientes estão os metais. Uma vez no ambiente aquático, os metais são depositados nos sedimentos de fundo, formando reservatórios relativamente estáveis, o que pode causar efeitos adversos à biota associada ao sedimento, bem como a organismos pelágicos (HATJE *et al.*, 2009). Adicionalmente, compostos orgânicos oriundos de efluentes domésticos e de atividades industriais podem influenciar negativamente assembleias bentônicas (PEARSON e ROSENBERG 1978; PAGLIOSA e BARBOSA, 2006; VENTURINI *et al.*, 2008; HATJE *et al.*, 2009; GRAY e ELLIOT, 2009; VANIN *et al.*, 2011).

Existem diversas fontes de contaminantes na Baía de Todos os Santos (e.g. indústrias químicas, petroquímicas, metalúrgicas, bem como esgotamentos domésticos não tratados) (CRA, 2004; HATJE *et al.*, 2009), sendo que próximo as zonas estuarinas dos rios São Paulo e Mataripe encontra-se uma das mais antigas refinarias de petróleo do Brasil, a Refinaria Landolfo Alves Mataripe (RLAM), instalada nos anos 50 e que ainda continua em operação.

Como foi visto nos resultados, as maiores concentrações dos metais estão nas regiões de maior influência marinha para ambas as regiões estuarinas do presente trabalho no período de janeiro, sugerindo um aporte externo desses contaminantes, ao contrário do que ocorre nos principais tributários da BTS, principalmente o Subaé, o qual é fonte de diversos contaminantes para a baía (CRA, 2004; HATJE *et al.*, 2006). As concentrações de As no sistema do Rio Mataripe foram acima do TEL para estações de maior influência marinha, assim como para regiões adjacentes (CRA, 2004), sugerindo atividades como o refino de petróleo como fontes desse metal (HATJE *et al.*, 2009).

Os valores de Cu acima do TEL e ERL para as regiões estuarinas do São Paulo e do Mataripe no período de janeiro indicam a influência de esgotamento doméstico lançado sem tratamento e possível toxicidade para organismos. Essa é uma fonte reconhecida para Cu, que apresenta maiores valores para a zona estuarina do Rio São Paulo o qual recebe maiores descargas domésticas oriundas dos municípios de Candeias e São Francisco do Conde (CRA, 2004). O Mn também apresentou altas concentrações nas regiões à jusante desses sistemas, ultrapassando o nível do AET, no entanto tem sido registrado que a Baía de Todos os Santos (BTS) é naturalmente enriquecida por esse metal (CRA, 2004; HATJE *et al.*, 2006).

As regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo estão localizadas em uma das regiões mais impactadas da BTS (ver Hatje *et al.*, 2009). As correlações dos metais apresentadas nas ACP's sugerem um aporte de compostos inorgânicos oriundo de atividades realizadas na BTS. Adicionalmente, a finalização dos resultados das concentrações de metais do segundo período de coleta poderá ajudar a entender melhor a relação entre os contaminantes inorgânicos e as assembleias, a qual se apresentou fraca para janeiro. Por sua vez, amostras destinadas a determinação de orgânicos também deverão ser analisadas para segunda campanha e é esperado que contribuam com maiores explicações em termos de estrutura de assembleias bentônicas (e.g. VENTURINI *et al.*, 2008; VANIN *et al.*, 2011).

Condições ambientais potencialmente adversas para a macrofauna bentônica foram documentadas para região leste e nordeste da BTS (VENTURINI e TOMMASI, 2004; CRA, 2004; VENTURINI *et al.*, 2008; VANIN *et al.*, 2011), principalmente impactos de poluição crônica por óleo. Adicionalmente, alguns táxons apresentam capacidade de degradar e excretar contaminantes (FORBES *et al.*, 1996) e a presença e distribuição desses táxons, denominados de oportunistas, pode auxiliar no entendimento de impactos antrópicos em ambientes marinhos.

Organismos da família Capitellidae são reconhecidos como espécies tolerantes/oportunistas (PEARSON e ROSENBERG 1978; FROUIN, 2000; MÉDEZ *et al.*, 2001), capazes de degradar HPAs (MÉNDEZ *et al.*, 2001) e foram encontrados na BTS em condições de alta concentração de compostos orgânicos (VENTURINI *et al.*, 2008). Na região estuarina do Rio Mataripe essa família, bem como a família Spionidae, característica de sedimento com altos conteúdos orgânicos (YOKOYAMA, 1995) apresentaram-se distribuídas ao longo de toda extensão estuarina, mesmo na ausência da maioria dos táxons em estações à montante. Adicionalmente, a família Cirratulidae, também característica de

locais organicamente enriquecidos (PEARSON e ROSENBERG 1978), apresentam grande abundância nas estações de maior influência marinha (466 indivíduos na estação #02 em janeiro).

Por sua vez, a zona estuarina do Rio São Paulo apresentou altas abundâncias da família Cirratulidae, principalmente na região à jusante, bem como os poliquetas das famílias Capitellidae, Spionidae e Orbiniidae, encontrados em sedimentos com altas concentrações de conteúdo orgânico (PEARSON e ROSENBERG 1978), e distribuídos também em estações amostrais mais internas do sistema estuarino.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesse trabalho, a distribuição das assembleias bentônicas foi investigada com o objetivo de se entender o padrão espacial desses organismos e como variáveis ambientais estão relacionadas a ele nas regiões estuarinas dos rios Mataripe e São Paulo. De acordo com os resultados, os padrões de distribuição da macrofuna bentônica nessas regiões não se assemelham ao padrão de substituição de táxons encontrado nos principais tributários da BTS e em outros estuários de regiões temperadas, o que nos remete à necessidade de maior investigação de sistemas estuarinos de menor dimensão, não apenas na BTS.

A partir dos resultados emergem questões importantes, como a influência da heterogeneidade do sedimento na estrutura de habitat e conseqüentemente na estrutura das comunidades bentônicas, bem como a fraca relação das concentrações de metais com as assembleias, sugerindo que outras variáveis, provavelmente de origem antrópica (e.g. compostos orgânicos de origem petrogênica), podem auxiliar no entendimento da distribuição e condição dos organismos nesses sistemas, dada a proximidade com áreas conhecidamente impactadas.

O presente estudo mostra a necessidade de trabalhos que investiguem as relações de variáveis ambientais em estuários e a estrutura da comunidade bentônica, principalmente em termos de heterogeneidade de sedimento, variação local de salinidade, e contaminação de inorgânicos e orgânicos. Para isso, experimentos manipulativos que abordem essas questões devem ser incentivados a fim de auxiliar em trabalhos futuros de investigação de impactos antropogênicos, bem como em estudos de monitoramento ambiental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. J., 2008. Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species's distributions along environmental gradient using canonical analysis and quantile regression aplines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 366, p. 16- 27.

ATTRILL, M. J., 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, v. 71, p. 262- 269.

BARROS, F; HATJE, V; FIGUEIREDO, M B ; MAGALHÃES, W. ; DORIA, H., 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 56, p. 363-369.

BARROS, F.; CRUZ, I. C. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. 2009. Ambiente bentônico. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. (Eds.). **Baía de Todos os Santos – aspectos oceanográficos**, Salvador: EDUFBA, p. 207-241.

BATE, G. C., WHITFIELD, A. K., ADAMS, J. B., HUIZINGA, P., WOOLDRIDGE, T. H., 2002. The importance of the river-estuary interface (REI) zone in estuaries. *Water SA*, v. 28, p. 271-280.

BILYARD, G.R., 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 18, p. 581–585.

BORJA, A., FRANCO, J., PÉREZ, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 40, p. 1100- 1114.

BULGUER, A. J., HAYDENB. P., MONACO, A. E., NELSON, D. M., McCORMICK-RAY, M. J., 1993. Biologically-Based Estuarine Salinity Zones Derived From a Multivariate Analysis. *Estuaries*, v. 16, p. 311- 322.

BUCHMAN , M.F., 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle, National Oceanic and Atmospheric Administration. p.1-34.

CONSTANZA, R., d'ARG, R., GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253 -260.

CRA, 2004. **Diagnóstico da Concentração de Metais Pesados e Hidrocarbonetos de Petróleo nos sedimentos e Biota da baía de Todos os Santos**. Volume I, Caracterização Geral da Baía de Todos os Santos.

DAUER, D. M.; LLANSÓ, R. J.; LANE M. F., 2008. Depth- related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA. *Ecological Indicators*, v. 8, p. 417- 424.

DETHIER, M. N., SCHOCH, G. C., 2004. The consequences of scale: assessing the distribution of benthic populations in a complex estuarine fjord. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 62, p. 253–270.

DOMINGUEZ, J. M. L., BITTENCOURT, A. C. S. P., 2009. Geologia. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. (Eds.). **Baía de Todos os Santos – aspectos oceanográficos**, Salvador: EDUFBA, p. 29- 64.

ELLINGSEN, K. E., 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. *Marine Ecology Progress Series*, v.232, p. 15-27.

ELLIOT, M., QUINTINO, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, p. 640–645.

ELLIOT, M., WHITFIELD, A. K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and man. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 94, p. 306–314.

ETTER, R. M., GRASSLE, J. F., 1992. Patterns of species diversity in the deep sea as a functions of sediment particle size diversity. *Nature*, v. 360, p. 576-578.

FORBES, V. E., FORCES, T. L., HOLMER, M., 1996. Inducible metabolism of fluoranthene by the opportunistic polychaeta *Capitella* sp. *Marine Ecology Progress Series*, v. 132, p. 63-70.

FROUIN, P., 2000. Effects of anthropogenic disturbances of tropical soft-bottom benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, v. 194, p. 39-53.

GORDO, L. S., CABRAL, H. N., 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia*, v. 459, p. 125-133.

GRAY, J. S., 1974. Animal-sediment relationship. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 12, p. 223-261.

HATJE, V; BARROS, F; FIGUEIREDO, D. G.; SANTOS, V. L. C. S., 2006. Trace metal contamination and benthic assemblages in Subaé estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 969-977.

HATJE, V., BÍCEGO, M. C., CARVALHO, G. C., ANDRADE, J. B., 2009. Contaminação Química. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. (Eds.). **Baía de Todos os Santos – aspectos oceanográficos**, Salvador: EDUFBA, p. 207-241.

HOLLAND, K. T., ELMORE P. A., 2008. A review of heterogeneous sediments in coastal environments. *Earth- Science Reviews*, v. 89, p. 116-134.

KAISER, M. J., ATTRILL, J. M., JENNINGS, S., THOMAS, D. N., BARNES, D. K. A., BRIERLEY, A. S., POLUNIN, N. V. C., RAFFAELLI, D. G., WILLIAMS, P. J. B., 2005. Estuarine Ecology. In: KAISER, M. J., ATTRILL, J. M., JENNINGS, S., THOMAS, D. N., BARNES, D. K. A., BRIERLEY, A. S., POLUNIN, N. V. C., RAFFAELLI, D. G.,

WILLIAMS, P. J. B (Eds.). **Marine Ecology- Processes, Systems, and Impacts**, New York: Oxford University Press, p. 151-187.

KENNISH, M. J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, v. 29, p. 78- 107.

KHEDR, A. H. A., 1998. Vegetation zonation and management in the Damietta estuary of the River Nilo. *Journal of Coastal Conservation*, v. 4, p. 79- 86.

LEGENDRE, P., THRUSH, S.F., CUMMINGS, V.J., DAYTON, P.K., GRANT, J., HEWITT, J.E., HINES, A.H., MCARDLE, B.H., PRIDEMORE, R.D., SCHNEIDER, D.C., TURNER, S.J., WHITLACH, R.B., WILKINSON, M.R., 1997. Spatial structure of bivalves in a sandflat: scale and generating processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 216, p. 99–128.

LU, L., GRANT, J., BARRELL, J., 2008. Macrofaunal Spatial Patterns in Relationship to Environmental Variables in the Richibucto Estuary, New Brunswick, Canada. *Estuaries and Coasts*, v. 31, p. 994–1005.

MAGGIORE, F., KEPPEL, E., 2007. Biodiversity and distribution of polychaetas and molluscs along the Dese estuary (Lagoon of Venice, Italy). *Hydrobiologia*, v. 588, p. 189-203.

McLUSKY, D. S., ELLIOT, M., 2004. The estuarine environment. In: McLUSKY, D. S., ELLIOT, M. (Eds.). **The Estuarine Ecosystem - ecology, threats, management**, Oxford University Press, p. 1-18.

McLUSKY, D. S., ELLIOT, M., 2004. Life in estuaries. In: McLUSKY, D. S., ELLIOT, M. (Eds.). **The Estuarine Ecosystem- ecology, threats, management**, Oxford University Press, p. 19-33.

MÉNDEZ, N., LINKE-GAMENICK, I., FORBES, V., E., BAIRD, D., J., 2001. Sediment processing in *Capitella* spp. (Polychaeta: Capitellidae): strain-specific differences and effects of the organic toxicant fluoranthene. *Marine Biology*, v. 138, p. 311-319.

PAGLIOSA, P. R., BARBOSA, F. A. R., 2006. Assessing the environmental-benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biological Conservation*, v. 129, p. 408-417.

PAZ, L., PATRÍCIO, J., MARQUES, J. C., BORJA, A., LABORDA, A.J., 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p. 1275-1283.

PEARSON, T.H., ROSENBERG, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 16, p. 229–311.

PERILLO, G. M. E., 1995. Definition and Geomorphologic Classifications of Estuaries. In: PERILLO, G. M. E. (Eds.). **Geomorphology and Sedimentology of Estuaries**. Elsevier Science, p. 17-48.

PERILLO, G. M. E., 2009. Biological- physical interactions in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 85, p. v-vi.

ROGERS, S.I., GREENAWAY, B., 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p. 9–19

SNELGROVE, P. V. R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, v. 7, p. 1123- 1132.

SNELGROVE, P. V. R., BUTMAN, C. A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: Cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 32, p. 111-117.

SOUSA, R., DIAS, S. ANTUNES, J. C., 2006. Spatial subtidal macrobenthic distribution to relation to abiotic conditions in the Lima estuary, NW of Portugal. *Hidrobiologia*, v. 559, p. 135–148.

UNDERWOOD, A. J., CHAPMAN, M. G., CONNELL, S. D., 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 250, p. 97–115.

VANIN, A. M. S. P., MUNIZ, P., LÉO, F. C., 2011. Benthic macrofauna structure in the northeast area of Todos os Santos Bay, Bahia state, Brazil: Patterns of spatial and seasonal distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 59, p. 27-42.

VENTURINI, N., TOMMASI, L. R., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaeta assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, p. 97- 107.

VENTURINI, N., MUNIZ, P., BÍCEGO, M. C., MARTINS, C. C., TOMMASI, L. R., 2008. Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: Integrating chemical and biological multivariate data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 78, p. 457- 467.

YOKOYAMA, H., 1995. Occurrence of *Paraprionospio sp.* (Form A) Larvae (Polychaeta: Spionidae) in Hypoxic Water of an Enclosed Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 40, p. 9- 19.

YSEBAERT, T., HERMAN, P.M.J., MEIRE, P., CRAEYMEERSCH, J., VERBEEK, H., HEIP, C.H.R., 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: Estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 57, p. 335–355.

ZETTLER, M. L., SCHIEDEK, D., BOBERTZ, B., 2007. Benthic biodiversity versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 258-270.

ZILLI, F. L., MARCHESE, M. R., 2011. Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river. *Hydrobiologia*, v. 663, p. 245-257.

8. ANEXO

Número de indivíduos para todos os táxons encontrados nos dois períodos de coleta (Janeiro e Setembro) para os rios Mataripe e São Paulo.

Táxons	Número de Indivíduos			
	Rio Mataripe		Rio São Paulo	
	Janeiro	Setembro	Janeiro	Setembro
CRUSTACEA				
APOLOCUS	-	-	9	-
AORIDAE	3	3	69	2
COROPHIIDAE	1	39	17	-
LEUCOTHOIDAE	-	-	2	-
ISCHYROCERIDAE	-	-	17	-
METILIDAE	23	17	2	-
AMPELISCIDAE	-	-	-	1
CAPRELLIDEA	1	1	3	-
XANTHIDAE	6	3	12	-
CALAPPIDAE	-	-	2	-
PORCELLANIDAE	-	-	2	-
TANAIDACEA SP1	-	-	5	-
TANAIDACEA SP2	-	-	6	-
ANTHURIDAE	-	-	11	-
CIROLANIDAE	-	-	1	-
MYSIDACEA	-	-	1	-
CALOCARIDIDAE	-	-	1	-
PYCNOGONIDA	4	-	1	-
PENAEIDAE JUVENIL	-	7	4	1
OCYPODIDAE	2	-	-	-
COPEPODA	2	-	-	-
CUMACEA	3	3	-	-
PORTUNIDAE	-	1	-	-
CARIDEA	2	-	-	-
UPOGEBIIDAE	-	17	-	-
MOLLUSCA				
VENERIDAE	17	23	71	45
TELLENIDAE	12	4	84	7
SOLECURTIDAE	3	6	5	3
NUCULANIDAE	-	-	1	-
NUCULIDAE	4	2	10	4
CARDIIDAE	-	-	1	4
MYTILIDAE	-	2	1	3
CORBULIDAE	6	1	22	2
ARCIDAE	1	-	1	-
NERITIDAE	2	-	3	-
CHITON	-	-	15	-
GLYCIMERIDIDAE	1	-	-	-
CAECUM	1	-	-	-
POLYCHAETA				
SABELLIDAE	15	-	199	-

PILARGIDAE	6	2	34	2
CAPITELLIDAE	134	69	14	5
ORBINIIDAE	6	17	13	3
CIRRATULIDAE	466	38	104	1
PARAONIDAE	24	8	46	2
SPIONIDAE	28	80	25	10
MAGELONIDAE	-	5	13	1
SILLYDAE	11	13	14	1
LUMBRINERIDAE	-	-	7	1
GONIADIDAE	3	3	7	4
STERNASPIDAE	-	4	3	1
GLYCERIDAE	1	12	2	2
SERPULIDAE	-	-	8	-
AMPHARETIDAE	-	-	2	-
HESIONIDAE	-	-	11	-
OPHELLIDAE	-	50	2	-
PHYLLODOCIDAE	-	-	3	-
EUNICIDAE	1	-	6	-
DORVILLEIDAE	4	8	12	-
NEREIDIDAE	176	-	29	-
TEREBELLIDE	-	-	9	-
TRICHOBRANCHIDAE	-	-	3	-
MALDANIDAE	2	6	4	-
COSSURIDAE	2	-	1	-
OUTROS				
ASCIDIA	-	-	7	-
SIPUNCULA	-	-	2	-
OPHIUROIDEA	-	-	2	-
OLIGOCHAETA	-	-	1	-
NEMERTINEA	-	-	5	-
TOTAL	973	444	967	105