



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

YURI COSTA

**AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE MACROFAUNA BENTÔNICA E
SALINIDADE NOS ESTUÁRIOS DO PARAGUAÇU, JAGUARIBE E SUBAÉ
(BAÍA DE TODOS OS SANTOS)**

**Salvador
2013**

YURI COSTA

**AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE MACROFAUNA BENTÔNICA E
SALINIDADE NOS PRINCIPAIS ESTUÁRIOS DA 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: Me. Marcos Krull

Salvador

2013

AGRADECIMENTOS

Agradeço a meus pais e Michelle Lisboa pelo incentivo de sempre, principalmente a Edinalva Maria de Jesus, minha mãe, pelo exemplo de vida.

Ao meu orientador Francisco Barros, por me acolher na família LEB (Laboratório de Ecologia Bentônica) por todos esses anos de campos e PIBIC's, contribuindo grandemente para minha formação acadêmica, profissional e pessoal.

A Marcos Krull, meu co-orientador e amigo, que muito contribuiu para este trabalho com suas críticas, provocações e sugestões.

A Guilherme Lessa, Vanessa Hatje e Saulo Spanó pelo exemplo de profissionalismo em campo que sempre me servirá como inspiração.

A todos os professores que contribuíram para minha formação e que serão sempre lembrados na aplicação de cada aprendizado, Elianne Omena, Charbel, Miguel Accioly, Landim, Hebe, Ronan, Paulo Mafalda.

Aos manos da família LEB, pelos momentos extremamente agradáveis de 'trabalho' nos campos e no laboratório, Wagner Magalhães, Gabriel Barros, Rafa, Gilson, Alice Loiola, Lara Raphaele, Balbi, Alice Reis, Dante, Amoras, Anchieta, Adriana, Ricardo e Taisinha.

Aos primos do LOQ, Gabriel Cotrim, 'Samuel' (Pumbêra), Adriele Leite e Gilmara Eça.

Aos amigos de sempre, Xenna, Tonhão, Jackeline Veloso, Nara, Carine, Dani, Marcelo Caetano, Kropa, Danilo Cerqueira, Daniel Amorim. E a todos aqueles que escreveram momentos especiais nas páginas da minha história e nunca serão esquecidos, meu sincero,

Muito Obrigado!

“Eu não sei o que eu possa parecer para o mundo; mas para mim eu pareço ter sido apenas como um garoto brincando na praia, e me divertindo de vez em quando encontrando uma pedra arredondada ou uma concha mais bonita que as comuns, enquanto o grande oceano da verdade repousa desconhecido perante mim”.

Isaac Newton

Resumo

Os estuários são zonas de transição, onde a água doce da drenagem continental mistura-se com a água do mar resultando em uma das áreas mais produtivas do globo. Apesar de produtivos e altamente valorados, os estuários são ecossistemas extremamente ameaçados pelo crescimento populacional, urbanização e industrialização. Alguns autores consideram os estuários como um dos ecossistemas mais resilientes do globo. Um dos principais paradigmas da ecologia estuarina é o modelo de Remane (1934) construído para ilustrar a distribuição da macrofauna bentônica no Mar Báltico. O modelo conceitual de Remane, por ser bastante intuitivo, foi utilizado para explicar a diminuição do número de táxons em diferentes ambientes (i.e. mares salobros e estuários) e diferentes grupos taxonômicos (e.g. algas, zooplâncton, macrobentos). Recentemente, resultados que vão de encontro ao modelo de Remane suscitaram uma discussão sobre os limites de validade do modelo. No estudo de oito anos de coleta (n=10 campanhas) do macrozoobentos dos estuários da Baía de Todos os Santos (BTS), os resultados para distribuição da riqueza (número de famílias) foram confrontados com o modelo de Remane. De maneira geral, i) da região marinha até a zona mesohalina os resultados apresentaram concordância com o modelo, ii) O aumento do número de táxons da zona mesohalina em direção à água doce, previsto pelo modelo, não foi observado para nenhuma das campanhas e iii) diferenças no padrão de circulação do báltico em relação à BTS, aliada a limitações fisiológicas dos organismos de água doce, associadas à baixa especiação, impedindo que estes organismos tolerem pequenas variações de salinidade, poderiam explicar as diferenças entre os resultados. Diferenças entre os padrões de distribuição do número de táxons ao longo do estuário que não possuem aparentemente ligação direta com a salinidade poderiam ser explicadas pela distribuição de sedimentos finos. Investigações teóricas sobre características ecológicas que diferem estuários e mares salobros (e.g. Padrão de riqueza, abundância, circulação e distribuição de sedimentos) são sugeridos. O presente estudo contribui apresentando de forma sucinta o padrão de distribuição da riqueza para os sistemas estuarinos da BTS, comparando com modelos clássicos de classificação de estuário baseado na salinidade (Venice) e zonas do estuário definidas por salinidade e granulometria (Carriker, 1967) e um dos principais paradigmas da ecologia estuarina foi confrontado (i.e. modelo de Remane) identificando similaridades e diferenças quando aplicados nos sistemas da BTS.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	07
2 OBJETIVO	12
3 METODOLOGIA	13
3.1 Área de estudo	13
3.2 Aquisição dos dados	14
3.3 Tratamento dos dados	16
3.3.1 Salinidade	16
3.3.2 Granulometria	17
3.3.3 Modelo descritivo da riqueza (n de famílias) em função da salinidade	17
4 RESULTADOS	19
4.1 Salinidade	19
4.2 Granulometria	22
4.3 Macrofauna bentônica	26
4.4 Distribuição dos táxons	29
5 DISCUSSÃO	31
5.1 Salinidade	31
5.2 Granulometria	32
5.3 Fauna	24
5.4 Distribuição dos táxons	38
6 CONCLUSÃO	39
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APRENDICE A	47
APRENDICE B	48
APRENDICE C	49

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são zonas de transição, onde a água doce da drenagem continental mistura-se com a água do mar resultando em uma das áreas mais produtivas do globo (Kennish, 2002). O rápido crescimento populacional e o desenvolvimento desordenado na zona costeira são apontados como as principais causas dos impactos ecológicos nos estuários (Kennish, 2002) sendo que poucos estuários se encontram próximos à sua condição natural (Edgar *et al.*, 2000). Historicamente, muitos estuários foram utilizados para a construção de barragens e portos, além de receberem efluentes domésticos e industriais (DeWitt, 1989; McLusky, 1993), o que pode comprometer o funcionamento de muitos desses ambientes (Hodgkin, 1994; Kennish, 2002).

Os estuários são considerados um dos ambientes mais valorizados em termos de serviços ambientais, especialmente no que se refere à ciclagem de nutrientes, regulação de distúrbios, controle biológico e produção de alimentos (Costanza *et al.*, 1997). Apesar das diferentes pressões antrópicas, os estuários são considerados por alguns autores como um dos ecossistemas mais resilientes do planeta (Mcclusky & Elliott, 2004).

Os estuários são caracterizados por apresentar variações de salinidade ao longo de um eixo longitudinal, oceano-continente, que podem ser bastante variáveis temporal e espacialmente. Podem apresentar também, gradientes de granulometria, turbidez, nutrientes (e.g. fósforo, nitrito, nitrato), variação da altura da maré, circulação e gradiente de densidade gerado pela progressiva diluição ou concentração da água salgada estuário adentro. Os processos dominantes são aqueles associados com o transporte de sedimentos e turbidez, juntamente com uma grande variedade de modificações químicas (McLusky, 1993).

Uma das mais aceitas classificações de setores de salinidade dentro de um estuário foi proposta para as águas salobras do mar Báltico por Redeke em 1935 (ver Remane, 1971). Nessa classificação, Redeke dividiu os ambientes salobros a partir da 'água doce' (salinidades abaixo de 0,21 ppm), 'Oligohalina' (0,21 - 1,84 ppm), 'Mesohalina' (1,84 - 18 ppm), 'Polyhalina' (18 - 30 ppm) e 'água marinha' para salinidades maiores de 30 ppm. Diante das diversas divisões apresentadas por diferentes autores, convencionou-se o *Venice System* (Anon, 1958). Esse modelo de classificação foi proposto no Simpósio Internacional para Classificação de Águas Salobras e contou com a participação de pesquisadores das áreas de limnologia e ciências biológicas que padronizaram os termos e limites entre o ambiente de água doce e marinho.

As classificações de estuário muitas vezes incluem além dos gradientes físicos, químicos e sedimentológicos, gradientes ecológicos (Kjerfve, 1989), ou a condição de ser um ambiente capaz de sustentar espécies eurihalinas por uma parte ou por todo o ciclo de vida dessas espécies (Perillo, 1995). Diante das diversas possibilidades de se definir estuários, diversos autores ressaltaram a importância da definição de limites ecológicos nos estuários (e.g. Remane & Schlieper, 1971; Perillo, 1995; Kjerfve, 1989).

O estudo dos padrões biológicos constitui uma eficiente ferramenta para acessar o status do ambiente e inferir sobre processos (Underwood *et al.*, 2000; Muniz *et al.*, 2010). Além dos fatores abióticos (e.g. gradientes de salinidade e granulométrico) os estuários também podem ser caracterizados do ponto de vista biológico. O estudo da distribuição de grupos de organismos (e.g. macrobentos, fitoplâncton, macroalgas) em estuários é historicamente utilizado como meio de acessar o *status* ambiental desses ecossistemas (Muniz *et al.*, 2004; Rogers & Greenaway, 2005).

Entre os diversos grupos utilizados na caracterização ambiental, os organismos da macrofauna bentônica apresentam a vantagem de possuir ciclos de vida relativamente longos, ampla distribuição, mobilidade limitada (i.e. sedentarismo), grande diversidade (e.g. anelídeos, crustáceos, moluscos, sipunculas), possuem ciclo de vida em íntima relação com substrato e apresentam respostas previsíveis frente a alterações ambientais (Heip *et al.*, 1992; Stark *et al.*, 2003; Kaiser *et al.*, 2005). Adicionalmente, os organismos da macrofauna bentônica representam uma importante ligação trófica entre os produtores e os níveis tróficos superiores (e.g. crustáceos e peixes) (Sarda *et al.*, 1995).

Diversos estudos de padrões de distribuição da macrofauna em função de fatores ambientais foram realizados avaliando a relação destes organismos com a profundidade (e.g. Dauer *et al.*, 2008), tipo de sedimento (e.g. Anderson, 2008) e salinidade (Remane & Schlieper, 1971; Hardwick-Witman *et al.*, 1983). Juntamente com interação entre os organismos (e.g. predação e competição), estes fatores são responsáveis pela distribuição das espécies bentônicas (Barnes, 1989; Legendre *et al.*, 1997; Lu & Jeffrey, 2008). Tendo em vista que a salinidade é apontada como fator mais importante da distribuição da macrofauna em estuários (e.g. Remane, 1935; Attrill, 2002), alguns autores sugerem que as zonas de salinidade devem ser consideradas ao avaliar o padrão de distribuição destes organismos (Bald *et al.*, 2005; Muxika *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2008). Além da tolerância das espécies a diferentes salinidades, é importante avaliar a tolerância de diferentes táxons à variação da salinidade (Blaber, 1973). Entretanto, poucos estudos que avaliam a tolerância da

macrofauna bentônica à variação de salinidade foram conduzidos (Whitfield *et al.*, 2012).

Remane (1934) propôs um modelo de distribuição de riqueza ao longo do gradiente de salinidade que se tornou um dos principais paradigmas da ecologia estuarina (Whitfield *et al.*, 2012) (Figura 1a). Nesse modelo conceitual é observada a diminuição do número de espécies tanto da região marinha, quanto da fluvial em direção ao estuário indicando a existência de uma região onde o modelo prevê um mínimo de espécies, esta última chamada “*Arteminimum*”. Segundo o autor, essa região de menor número de espécies não ocorre na metade da distância entre a montante e a jusante, mas sim próxima à região de água doce, isto é, entre 5 e 8 de salinidade. A região onde ocorre esse intervalo de salinidade foi chamada posteriormente de “*Horohalinicum*” (Kinne, 1971) e representa o local de maior estresse fisiológico tanto para organismos marinhos quanto para organismos de água doce. Ainda segundo Remane (1971), essa assimetria da curva da riqueza, ou seja, a diminuição do número de táxons mais acentuada próxima à região menos salina é devida ao comportamento de espécies marinhas e de água doce frente à variação de salinidade. Assim, em um pequeno aumento da salinidade, ocorre uma diminuição das espécies de água doce a uma taxa muito maior que a diminuição das espécies marinhas com a diminuição da salinidade.

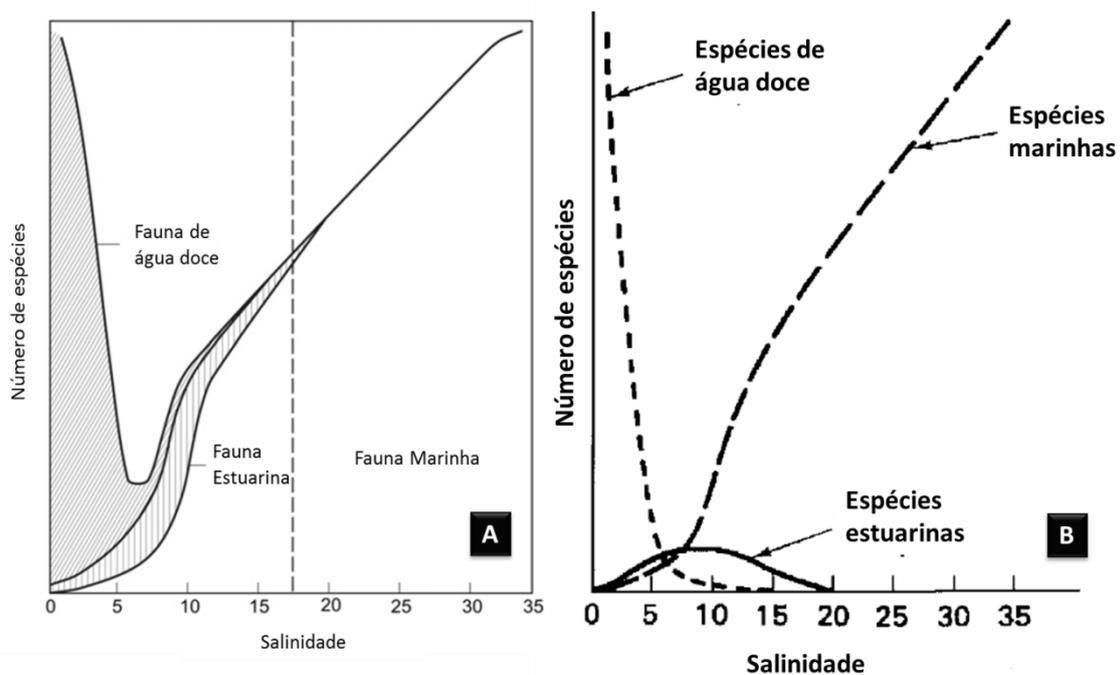


Figura 1. Diagrama ou Modelo conceitual de Remane (1934) (A) e revisão do modelo por Barnes (1974) (B) da relação entre riqueza da macrofauna bentônica com a salinidade. Neste

diagrama conceitual é observada a diminuição da fauna marinha com a diminuição da salinidade e da fauna de água doce com aumento da salinidade. Além de apresentar o comportamento da fauna destes dois ambientes distintos frente à variação espacial da salinidade, prevê a existência de uma região onde a diversidade atinge valores mínimos. Prevê também a existência de espécies estuarinas (i.e. espécies que residem exclusivamente no estuário) (Figuras: Whitfield *et al.*, 2012).

Esse modelo foi elaborado baseado em vários registros individuais para macrofauna bentônica da região do infralitoral e intermareal e um esforço foi feito para eliminar o efeito de outros fatores naturais (e.g. profundidade e granulometria) e representar a relação entre o número total de espécies e salinidade somente (Remane & Schlieper, 1971; Whitfield *et al.*, 2012).

O modelo de Remane pode ser dividido em três partes conceituais (Barnes, 1974; Attrill & Rundle, 2002; Telesh *et al.*, 2011; Whitfield *et al.*, 2012): i) Diminuição da fauna da região mais influenciada pela água marinha (i.e. zona euhalina) no sentido da diminuição da salinidade, ii) Diminuição da fauna de regiões mais influenciadas pela água doce (i.e. zonas limnética e oligohalina) em direção à região marinha e iii) *Artenminimum* ou região com mínimo de espécies em uma região intermediária do estuário próxima a zona oligohalina na qual é prevista a diminuição tanto dos organismos de água doce quanto marinhos e a presença de espécies exclusivas do estuário residentes na zona mesohalina.

Segundo Barnes (1989), após a divulgação do diagrama de Remane (1934) não houve discussão suficiente quanto aos limites de aplicação do modelo e diversas críticas são apresentadas com resultados que muitas vezes contradizem as previsões do modelo.

Telesh *et al.*, (2011) em estudos com zoo e fitoplâncton na região pelágica do Mar Báltico observaram no 'Horohalimum' um padrão inverso ao previsto pelo modelo teórico de Remane, ou seja, maior número de espécies onde era esperado encontrar um 'Artenminimum', indicando que para grupos taxonômicos diferentes dos utilizados na construção do modelo (i.e. macrozoobentos) o padrão exibido pode ser completamente diferente.

Attrill (2002), apresentou suas críticas ao modelo de Remane (1934) e propôs um modelo matemático para estuários. Para o autor existem diferenças entre o ambiente para o qual o modelo foi proposto (Mar Báltico) e sua aplicação em estuários (e.g. ausência do regime de circulação forçado por maré) (Pritchard, 1967). O modelo não permite o teste de padrões de diversidade (e.g. comparação entre estuários) devido a limitação na definição dos eixos (i.e. eixo 'y' categórico e eixo 'x' que possui grandes

variações em diferentes escalas temporais para estuários, podendo variar em ciclos de maré e sazonalmente por exemplo). Considerando que a variação da salinidade é um fator mais importante que a salinidade absoluta na distribuição dos organismos, Attrill (2000) propôs um modelo linear baseado na média da variação da salinidade para qualquer ponto do estuário (eixo 'x') e média da diversidade-alfa (eixo 'y'). O modelo apresentou uma relação significativa, linear negativa da salinidade com a diversidade-alfa. Segundo o autor, o modelo apresentado permite inclusive gerar previsões e comparações entre estuários tropicais e temperados. O autor enfatiza ainda a necessidade de testar esse modelo quantitativo em outros sistemas (i.e. tropicais) e grupos de organismos (e.g. peixes).

Recentemente, três dos principais sistemas estuarinos na Baía de Todos os Santos (BTS) foram estudados (i.e. Paraguaçu, Subaé e Jaguaripe) (Hatje *et al* 2006; Barros *et al.*, 2008, 2009, 2012) e diversos padrões foram identificados, como aumento dos sedimentos grossos em direção à montante, substituição de táxons da macrofauna bentônica ao longo do gradiente e diminuição do número dessas espécies com a diminuição da salinidade.

Em um recente trabalho de revisão do modelo de Remane, Whitfield *et al.*, (2011) apresentaram uma discussão utilizando diversos sistemas estuarinos ao redor do globo e uma variedade de táxons. Entretanto, o modelo proposto apresenta a propriedade de ser um modelo geral, não fazendo distinção entre o padrão esperado para ambientes do tipo '*Brackish water*' (água salobra) que apresentam gradiente estático, permitindo a penetração no estuário de espécies de água doce até a zona mesohalina (i.e. salinidade em torno de 18) e estuários segundo definições clássicas que apresentam salinidade variável em função do efeito da circulação forçada por marés. O autor apresenta ao final, um modelo revisado o qual não contempla os distintos padrões apresentados ou seja, a inexistência do aumento da riqueza devido a presença da fauna de água doce em salinidades entre 5 e 0. Carecendo, portanto, de uma definição que contemple sistemas estuarinos tropicais como os da BTS.

2 OBJETIVO

Investigar o padrão de distribuição da riqueza (número de táxons) dos organismos bentônicos em gradientes de salinidade estuarinos, utilizando dados dos estuários da Baía de Todos os Santos (i.e. Paraguaçu, Subaé e Jaguaripe) para construção de um modelo teórico de distribuição da riqueza e discutir a aplicação do modelo de Remane nestes estuários.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A Baía de Todos os Santos (BTS) é a segunda maior baía do Brasil (Figura 2). Do ponto de vista geológico está inserida na sub-bacia sedimentar do Recôncavo é classificada como bacia do tipo 'rifte', resultado da fragmentação dos continentes. Segundo Dominguez & Bittencourt., 2009, a Baía de Todos os Santos é uma feição transitória, presente apenas nos raros intervalos de nível de mar alto, como no presente momento, ocorridos nas últimas centenas de milhares de anos. Segundo Lessa *et al.*, 2009, a Baía de Todos os Santos é um sistema estuarino típico com morfologia formada por movimentos tectônicos em uma área delimitada pelas falhas geológicas de Salvador e de Maragogipe. De maneira geral a BTS é rasa, com profundidade média de 9,8 m e profundidade máxima de 70 m, no paleovale do rio Paraguaçu. O regime pluviométrico é marcado por duas estações definidas como período seco (setembro a fevereiro) e chuvoso ou úmido (março a agosto). Comparativamente a outras baías, a BTS recebe menor influência fluvial, que resulta numa coluna d'água bem misturada (Cirano & Lessa, 2007).

O aporte de água doce na BTS pela drenagem continental tem nos rios Paraguaçu, Subaé e Jaguaripe seus principais tributários, sendo que o Paraguaçu contribui com quase a totalidade (92,1%) da área de drenagem, o Jaguaripe em segundo (3,6%) e o Subaé (1,1%), enquanto os outros cursos d'água periféricos somam (3,2%) (Lessa *et al.*, 2009). O controle da vazão do rio Paraguaçu pela represa Pedra do Cavalo localizada 16 km acima da Baía de Iguape e em operação desde 1986 é um fator importante com implicações diretas na dinâmica da BTS (Genz, 2006). Devido à variabilidade climática natural a vazão do Paraguaçu afluente à represa no período de 1987 a 2003 foi cerca de 20% menor que a média histórica e a descarga média da represa para este período foi cerca de 80% da descarga fluvial, que corresponde a 54% da descarga fluvial média anual para BTS (Op. cit.). A contribuição efetiva de água doce dos rios Jaguaripe e Dona para a BTS é bastante limitada, devido à localização da desembocadura próxima ao mar (Lessa *et al.*, 2009). O rio Subaé tem sua importância, além do aporte de água doce para BTS, associada a sua contribuição como fonte de contaminação por Cd e Pb para BTS (Hatje *et al.*, 2009) oriunda da indústria de beneficiamento de minério de chumbo Plumbum que atuou nas proximidades do rio Subaé entre os anos de 1960 e 1993.

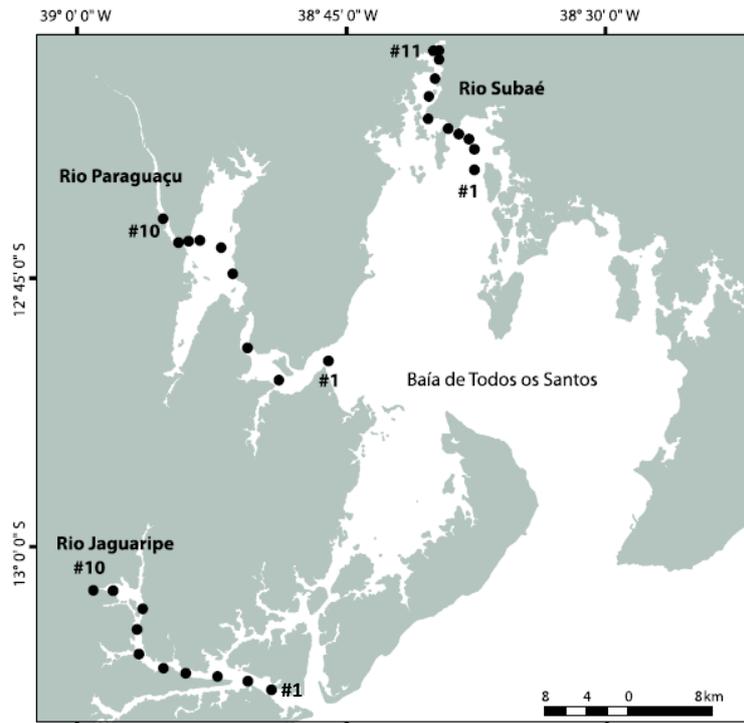


Figura 2. Área de estudo e distribuição das estações amostrais ao longo dos principais tributários da Baía de Todos os Santos (Barros *et al.*, 2009).

3.2 Aquisição dos dados

Os dados físicos e biológicos foram obtidos a partir de diversos projetos de pesquisa realizados pelo grupo Ecologia Marinha Tropical. Este grupo de pesquisa desenvolve trabalhos nos estuários da BTS desde 2004, adquirindo dados de variáveis ambientais como salinidade, granulometria, profundidade, fluxo, contaminação (e.g. metais pesados, HPA's, etc.) e coletando amostras de sedimento para estudo da estrutura das assembleias da macrofauna bentônica. As coletas ocorreram em dois períodos distintos (i.e. seco e chuvoso) (Tabela 1).

Tabela 1. Cronograma das campanhas de coleta nos estuários da BTS em dois períodos pluviométricos distintos (seco e chuvoso) ao longo de sete anos de estudo.

PERÍODO	ESTUÁRIO	2004	2005	2006	2007	2009	2010	2011
SECO	PARAGUAÇU		DEZ					
CHUVOSO	PARAGUAÇU		MAI					JUN
SECO	JAGUARIPE				AGO			
CHUVOSO	JAGUARIPE			MAI			JUL	
SECO	SUBAÉ			MAR		DEZ		ABR
CHUVOSO	SUBAÉ	JUN						

O delineamento para aquisição dos dados biológicos em cada campanha consistiu na coleta de amostras de sedimento contendo a macrofauna bentônica em 10 estações amostrais para os estuários do Paraguaçu e Jaguaripe e 11 estações para o Subaé (Figura 2). Cada estação foi dividida em dois sítios de coleta distantes cerca de 20 metros onde foram coletadas as réplicas das amostras. Nos estuários dos Subaé e Jaguaripe as coletas foram realizadas com auxílio de mergulhadores (Figura 3a) utilizando amostrador do tipo 'core' (0,008 m²) (Figura 3b), onde, em cada sítio foram coletadas quatro réplicas, somando oito réplicas por ponto, totalizando 80 amostras (n = 80) no Jaguaripe e n = 88 amostras no Subaé que possui 11 estações amostrais. No estuário do Paraguaçu, devido a dificuldades de amostragem por mergulhador, uma vez que este apresenta profundidades de até 40 metros em alguns pontos de coleta, as amostras foram coletadas com auxílio de um buscador de fundo do tipo van Veen (0,05 m²) (Figura 3c), com três réplicas por sítio (n = 60). As amostras de sedimento contendo a macrofauna foram lavadas em campo em malha de 0,5mm, fixadas em álcool 70% e congeladas. No Laboratório de Ecologia Bentônica-UFBA as amostras foram triadas em microscópio estereoscópio, identificadas até a menor resolução taxonômica possível, os espécimes preservados em álcool diluído a 70% e armazenados. Adicionalmente, uma amostra de sedimento foi coletada em cada estação de coleta para análise granulométrica segundo o método descrito por Suguiú (1973).

A salinidade foi obtida através de medidas da salinidade superficial e na coluna d'água em cada campanha de coleta, utilizando uma sonda multiparâmetros (Hidrolab[®]) e refratômetro (Figura 3d). Apesar de terem sido realizados perfis verticais com sonda multiparâmetros para algumas coletas, assumimos aqui a classificação dada por Lessa et al., 2009 que considerou os sistemas estuarinos da BTS como '*bem misturados*'.



Figura 3. Coleta de dados biológicos por mergulhador (a) utilizando 'corer' ($0,05 \text{ m}^2$) (b) e por van Veen (área= $0,008 \text{ m}^2$) (c) e medida de salinidade com refratômetro (d).

3.3 Tratamento dos dados

3.3.1 Salinidade

Os dados dos períodos secos e chuvosos foram representados em um gráfico do tipo 'box plot' da salinidade superficial para avaliar o padrão de distribuição dos dados ao longo das estações amostrais.

Foi utilizada uma análise de cluster utilizando critério de Ward utilizando os dados não transformados da média, mediana, segundo e terceiro quartis, valores máximos e mínimos e desvio padrão com base na matriz de similaridade com distância Euclidiana. Assim, as estações amostrais dos diferentes estuários puderam ser comparadas por sua semelhança em relação à salinidade e agrupadas segundo intervalos de salinidade da convenção de Venice (Tabela 2).

A análise de Cluster foi realizada utilizando o ambiente R versão 2.14.1 (R Development Core Team, 2011).

Tabela 2. Modelo de classificação de corpos d'água marinhos de acordo com a salinidade (Anon, 1958).

ZONA	SALINIDADE
Limnética	<0,5
Oligohalina	0,5 – 5
Mesohalina	15 – 18
Polyhalina	18 -30
Euhalina	30 – 40
Hipersalina	>40

3.3.2 Granulometria

Os dados de granulometria foram analisados no software de análises e gráficos sedimentológicos Sysgran versão 3.0 (Camargo, 2006) através da classificação de Folk & Ward (1957). A caracterização sedimentológica foi realizada de forma exploratória através da construção de gráficos da distribuição das frações cascalho, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina e lama (<0,063mm). Adicionalmente, foi representado junto ao gráfico das frações granulométricas os dados de seleção, como uma medida indireta da heterogeneidade do sedimento.

A classificação do tamanho médio do grão analisados no Sysgran versão 3.0 (Camargo, 2006) foi obtido para cada campanha amostral de cada estuário, em seguida foi realizada uma média de cada fração granulométrica entre estas campanhas. Por fim foi realizada uma análise com a média global de cada sistema. Os resultados de classificação nominal em cada estação amostral foram comparados ao modelo de classificação das zonas nos estuários baseado na salinidade e granulometria (Carricker, 1967) (Tabela 3). Este modelo descritivo relaciona cada zona do estuário baseada na salinidade e características sedimentológicas com o tipo de fauna habitando cada zona.

Tabela 3. Classificação do tipo de sedimento em cada zona do estuário, baseada nos intervalos de salinidade e tipo de sedimento (modificado de Carricker, 1967).

DIVISÃO	SUBSTRATO	SALINIDADE	ZONA
Rio	Cascalho	<0,5	Limnética
Montante	Areia grossa/ média	0,5 - 5	Oligohalina
Estuário superior	Lama ¹	15 - 18	Mesohalina
Médio estuário	Lama com alguma areia	18 -30	Polihalina
Estuário inferior	Areia/ lama ²	30 - 40	Euhalina
Jusante	Areia/ seixo	>40	Hipersalina

¹Região com correntes mínimas, favorecendo a deposição.

²Dependente das correntes de maré

3.3.3 Modelo descritivo da riqueza (número de famílias) em função da salinidade

O modelo descritivo da diminuição da riqueza baseado na resolução taxonômica de família foi elaborado a partir da média do número de táxons dos três estuários para cada zona de salinidade, definida pela análise de agrupamento. Inicialmente os níveis taxonômicos inferiores a família (i.e. gênero e espécie) foram reclassificados ao nível de família e os níveis superiores (e.g. classe, ordem, etc.) foram mantidos. Em

seguida, para cada estuário, foi calculado o número de táxons para cada estação amostral e a média entre as campanhas de coleta. Por fim, construído um gráfico da riqueza nas zonas da convenção de Venice (Anon, 1958) utilizando os resultado do *cluster*.

4 RESULTADOS

4.1 Salinidade

A distribuição da salinidade superficial para os três estuários, utilizando os dados do período seco e chuvoso registraram salinidades máximas que podem chegar próximas a 40 na região com maior influência marinha (Figura 4). Nas estações amostrais próxima à montante, isto é, com maior influência da água doce foi registrada salinidade zero para os estuários do Subaé e Jaguaripe e próximas a zero (0,6 na estação amostral 10 para o período chuvoso) para o Paraguaçu. Em relação ao Paraguaçu e ao Subaé o estuário do Jaguaripe registrou com mais frequência valores próximos a zero na estação mais interna (i.e. #10) (Apêndice A). De maneira geral as salinidades no período seco foram superiores às do período chuvoso, sendo o estuário do rio Subaé o que apresentou maior variação da salinidade entre o período seco e chuvoso.

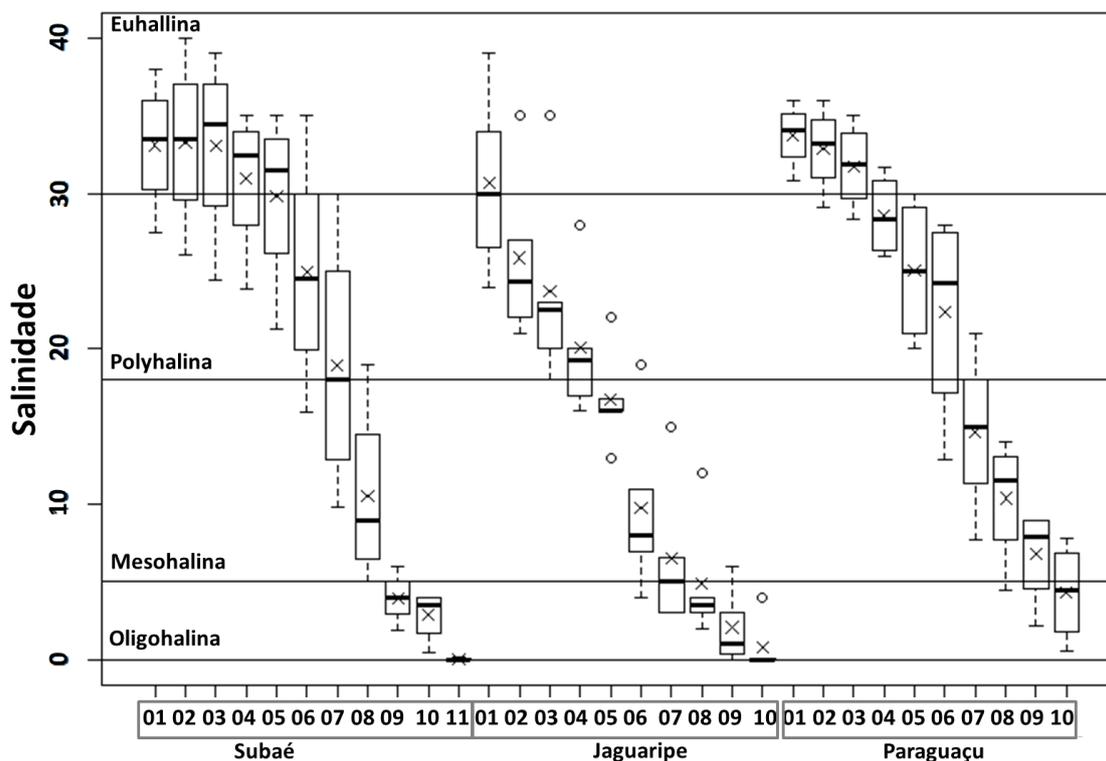


Figura 4. Box plot da salinidade superficial ao longo das estações amostrais para os principais estuários da BTS utilizando dados do período seco e chuvoso. Neste gráfico o "x" representa a média, a barra horizontal interna a mediana, topo e base do polígono representam o primeiro e terceiro quartis, linhas tracejadas correspondem a valores de máximos e mínimos e os círculos indicam possíveis *outliers*.

Através da análise de agrupamento (Figura 5), as estações amostrais foram classificadas inicialmente em dois grupos principais, o primeiro grupo formado pelas zonas euhalina e polihalina e um segundo grupo formado pelas zonas mesohalina e oligohalina. Em seguida, houve a formação de subgrupos correspondendo às zonas de salinidade da convenção de Venice (Anon, 1958), neste nível do agrupamento as estações amostrais do estuário do Paraguaçu classificadas na zona euhalina foram #01, #02, #03, polihalina (#04, #05, #6), mesohalina (#07 e #08) e zona oligohalina (#09 e #10). Para o estuário do rio Subaé cinco das onze estações foram agrupadas na zona euhalina (#01, #02, #03, #04, #05), duas na região polihalina (#06 e #07), uma na zona mesohalina (#08) e duas na zona oligohalina (#09, #10 e #11). O estuário do Jaguaripe apresentou apenas uma estação amostral na zona euhalina (#01), a maioria das estações amostrais deste estuário foram agrupadas nas zonas polihalina (#02, #03, #04 e #05) e oligohalina (#07, #08, #09 e #10). Na zona mesohalina apenas uma estação amostral foi classificada (#06).

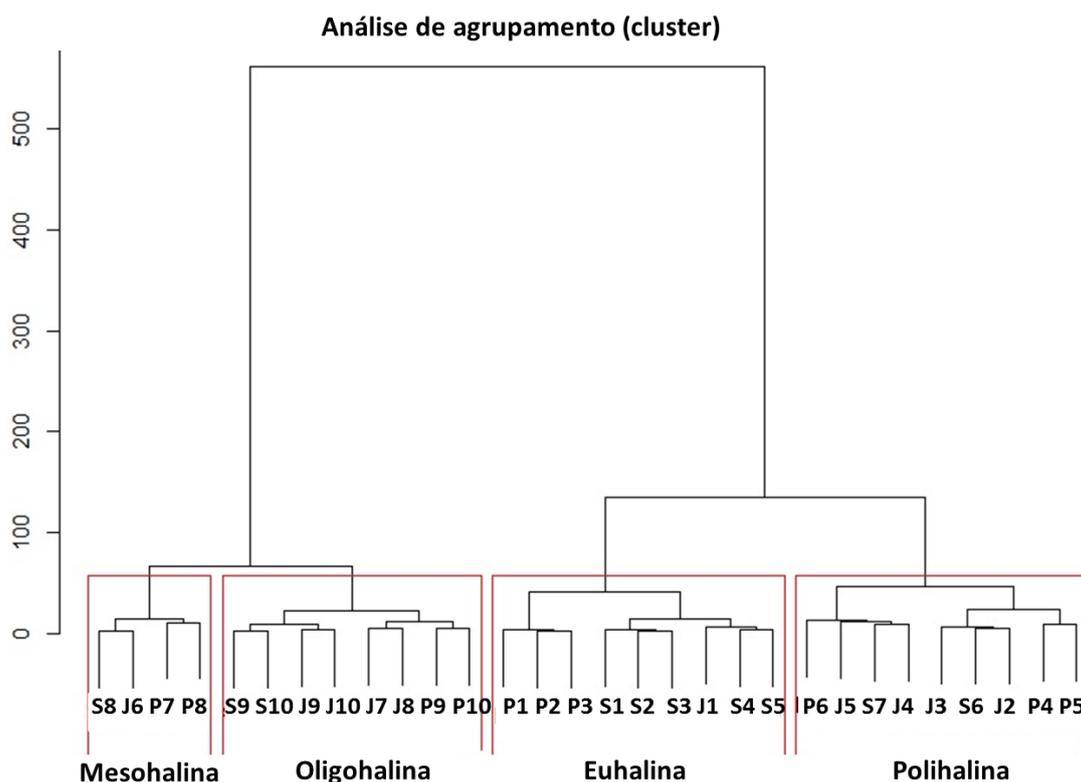


Figura 5. Análise de agrupamento (cluster) pelo método de Ward das estações amostrais dos estuários do Paraguaçu (P), Jaguaripe (J) e Subaé (S) baseado no critério de divisão das zonas de salinidade de Venice (Anon, 1958).

Analisando a classificação de Venice no mapa (Figura 6), foi observado que as estações amostrais classificadas na zona euhalina correspondem à região da desembocadura dos estuários e, portanto, sob influência direta das águas com características marinhas provenientes da BTS (Paraguaçu e Subaé), e no caso do Jaguaripe, maior influência da região marinha adjacente. Para os três estuários a zona polihalina possuiu grande extensão e a zona mesohalina ocupou uma região restrita, com apenas uma (Paraguaçu e Jaguaripe) ou duas (Subaé) estações amostrais. As estações registradas na zona oligohalina estão localizadas na região mais à montante (i.e. sob maior influência da água doce).

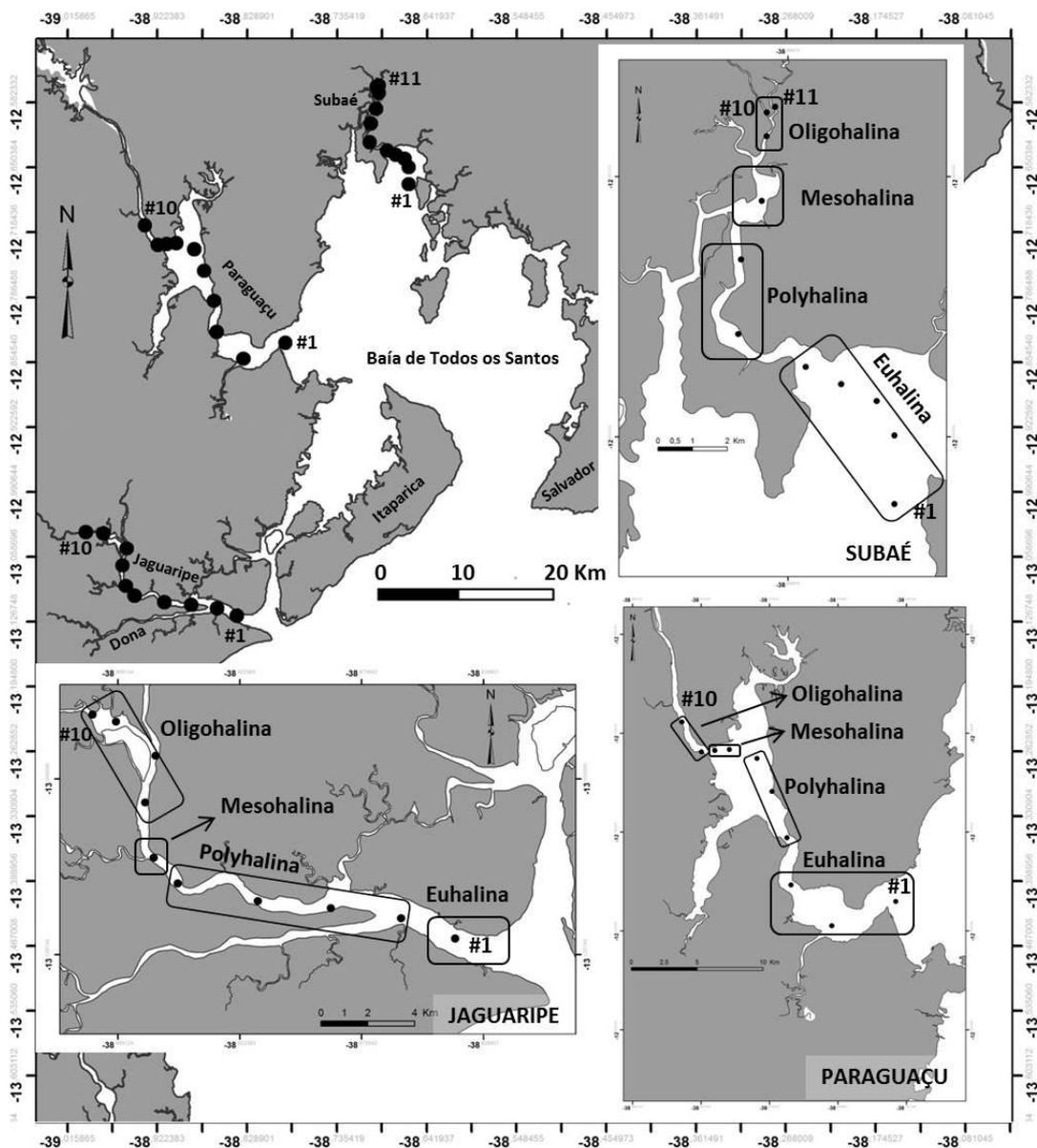


Figura 6. Estações amostrais ao longo dos principais estuários da Baía de Todos os Santos, classificadas pelo modelo de Venice (Anon, 1958).

4.2 Granulometria

De maneira geral, nas estações amostrais dos estuários da BTS houve predomínio das frações arenosas (e.g. areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina e areia muito fina), com ocorrência de frações com maior diâmetro do grão (e.g. cascalho e seixo) e sedimentos lamosos (e.g. silte e argila) (Figura 7).

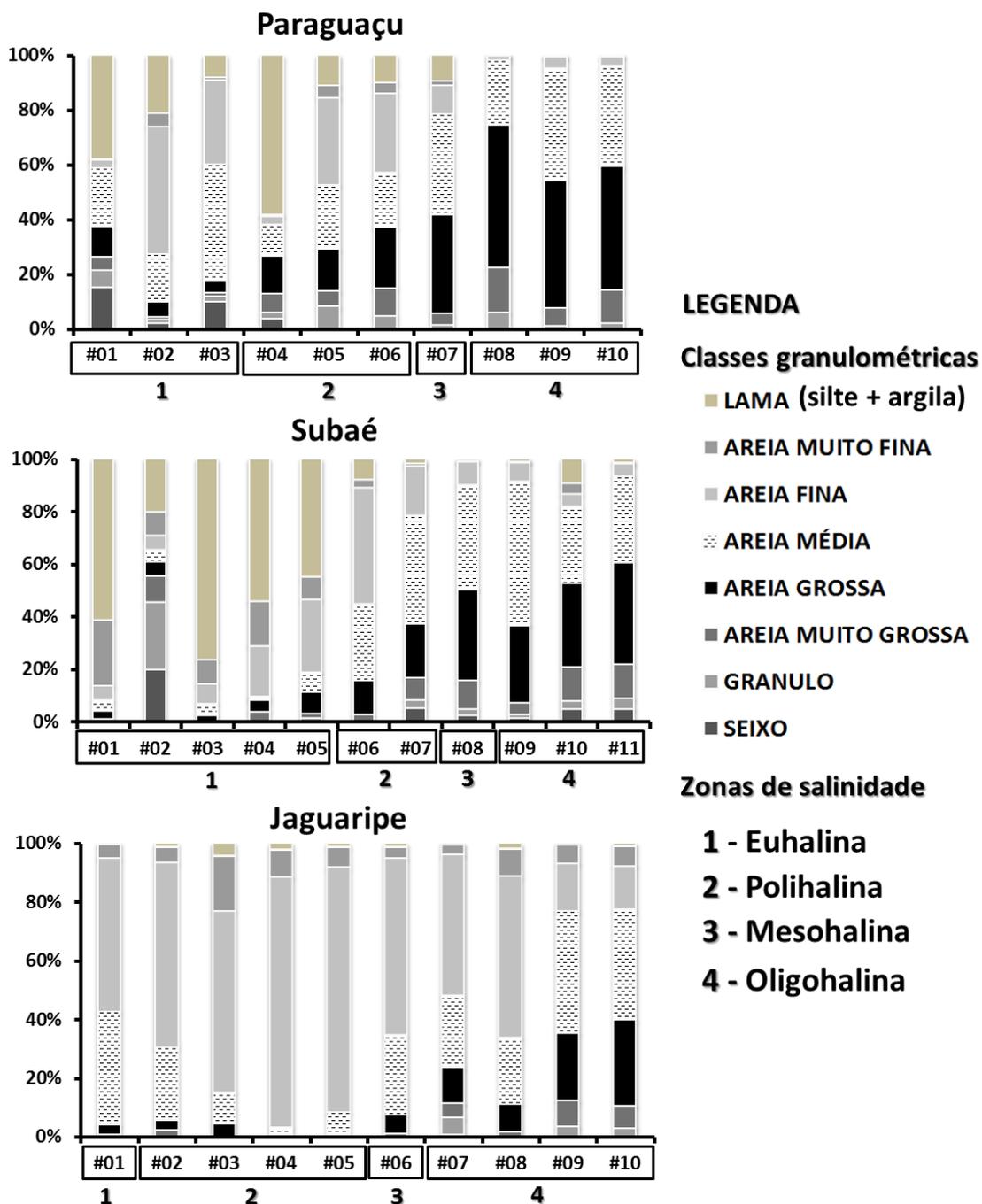


Figura 7. Distribuição das principais frações granulométricas ao longo do estuário.

Foi observado para os três estuários que houve um aumento do tamanho médio do grão em direção à montante e uma diminuição no sentido inverso, caracterizando um gradiente do tamanho médio do grão ao longo dos estuários. Observando a distribuição da fração areia média ao longo dos estuários foi visto para o Paraguaçu e Subaé que a transição das frações ao longo do estuário ocorre de maneira linear para todas as campanhas (Apêndice B). Para o Jaguaripe foi observado o predomínio das frações mais finas (i.e. areia fina, areia muito fina e lama) em quase todas as estações amostrais (i.e. de #01 a #08).

Entre as frações grossas (areia grossa, areia muito grossa e cascalho) e finas (areia fina, muito fina e lama), as que mais apresentaram variação ao longo das estações amostrais foram areia grossa, que exibiu uma clara tendência de aumento em direção a montante (Figura 8) e lama, onde o padrão inverso foi observado, com aumento dessas frações em direção à jusante.

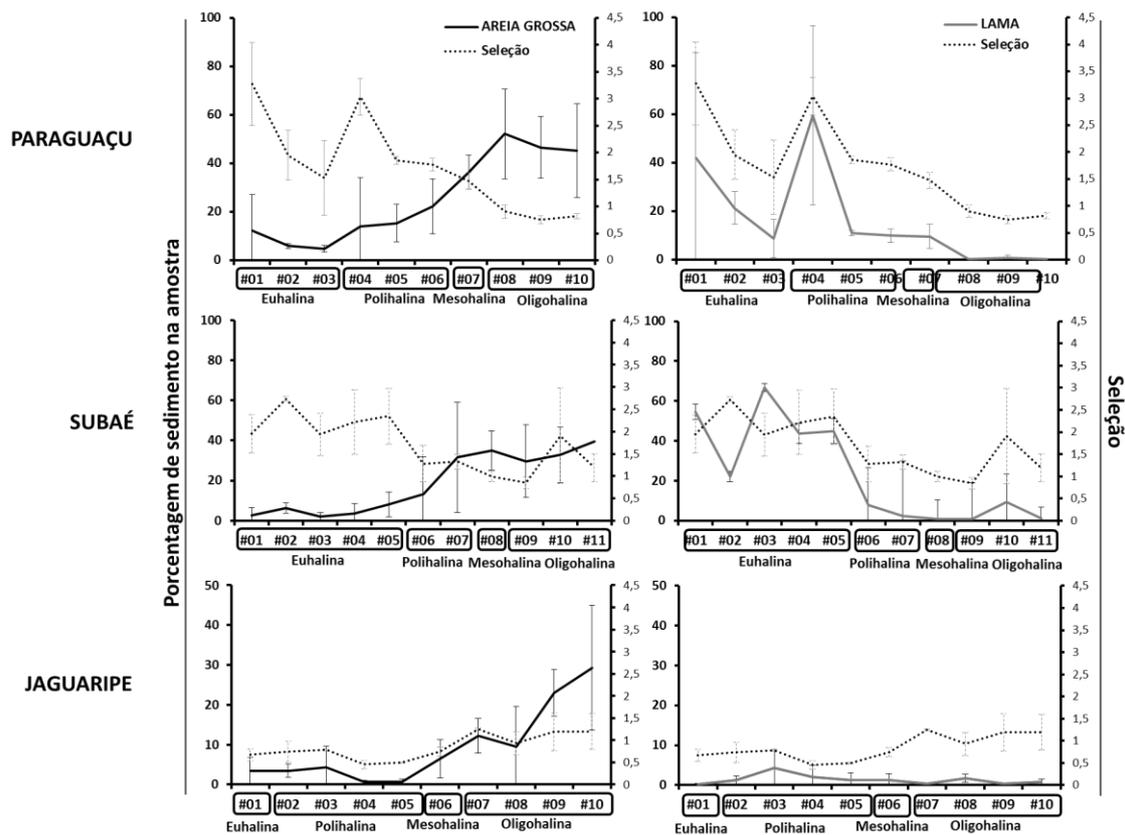


Figura 8. Distribuição média e desvio padrão das frações granulométricas areia grossa, lama (silte e argila) e da seleção ao longo das estações amostrais dos estuários da BTS. Resultados obtidos a partir da média entre as campanhas.

Outro padrão geral importante foi observado para seleção, que apresentou tendência de aumento em direção à jusante para os estuários do Subaé e Paraguaçu e diminuição em mesmo sentido para o estuário do Jaguaripe. A seleção mensura a contribuição em massa de cada fração granulométrica em uma dada amostra de sedimento, sendo, portanto uma medida de dispersão. Valores baixos de seleção indicam o predomínio de determinada fração em uma amostra enquanto valores altos indicam uma distribuição menos uniforme ou maior 'heterogeneidade' da amostra. Para o rio Jaguaripe, apesar de apresentar pouca variação do valor de seleção, foram observados maiores valores de seleção nas estações próximas à montante. As amostras das estações #07, #09 e #10 deste estuário foram classificadas como '*pobrememente selecionadas*' enquanto as estações #04 e #05 foram classificadas como '*bem selecionados*'. Para o Paraguaçu as estações #01 e #04 possuíram maiores valores de seleção e foram classificadas como '*muito pobrememente selecionado*', indicando a existência de variados tipos de sedimento (e.g. areia média, areia muito fina, cascalho, silte etc.), enquanto as amostras das estações #09 e #10 que apresentaram valores baixos de seleção foram classificadas como '*moderadamente selecionadas*' indicando um ambiente com predomínio das frações arenosas. Para o Subaé o valor mais alto para seleção foi registrado na estação amostral #02 e foi classificado como '*muito pobrememente selecionado*' e o menor valor foi registrado na estação nove, sendo classificado como '*moderadamente selecionado*'.

Além do predomínio das frações arenosas, foi observado o acúmulo de sedimentos lamosos (silte e argila) predominantemente na zona polihalina para o estuário do Paraguaçu e na zona euhalina para o estuário do Subaé. O Jaguaripe manteve valores muito baixos de sedimento lamoso com um pequeno aumento na zona polihalina. Comparando os dados de granulometria obtidos para os estuários da BTS com o modelo clássico de classificação dos estuários baseado na salinidade e granulometria de Carriker (1967) (Tabela 4), foi observado para os três estuários a diminuição do tamanho médio do grão das zonas da região à montante em direção à jusante. Uma diferença importante em relação ao modelo de Carriker (1967) é a zona de ocorrência das frações lamosas, que segundo o autor corresponde à zona mesohalina, enquanto para os estuários da BTS ocorreu nas zonas polihalina (Paraguaçu e Jaguaripe) e euhalina no estuário do Subaé.

Tabela 4. Comparação entre o modelo de classificação de zonas dos sistemas estuarinos proposto por Carriker (1967) e os resultados obtidos para os estuários da BTS.

DIVISÃO	SUBSTRATO	SALINIDADE	ZONA	PARAGUAÇU	JAGUARIFE	SUBAÉ
Rio	Cascalho	<0,5	Limnética			
Montante	Areia grossa/ média	0,5 - 5	Oligohalina	Areia grossa	Areia média	Areia grossa
Estuário superior	Lama ¹	15 - 18	Mesohalina	Areia grossa	Areia fina	Areia grossa
Médio estuário	Lama com alguma areia	18 -30	Polihalina	Areia fina	Areia fina	Areia média
Estuário inferior	Areia/ lama ²	30 - 40	Euhalina	Areia fina	Areia fina	Areia muito fina
Jusante	Areia/ seixo	>40	Hipersalina			

¹Região com correntes mínimas, favorecendo a deposição.

²Dependente das correntes de maré

4.3 Macrofauna bentônica

Foram coletados 6010 organismos nas dez campanhas nos três estuários (Tabela 5). O número máximo de táxons coletado foi 53 na campanha de no Paraguaçu e o mínimo foi 23 táxons no Jaguaripe. De maneira geral foram coletados em média 600 indivíduos por campanha, com o máximo de 1624 indivíduos no Paraguaçu e mínimo no Subaé em 2006 (189 indivíduos).

Tabela 5. Número de organismos e número de táxons coletados nos principais estuários da BTS.

CAMPANHA	IND.	TAXONS	POLYCHAETA		MOLLUSCA		CRUATACEA		OUTROS		LARVA DE INSETO	
			IND	FAMÍLIAS	IND	FAMÍLIAS	IND	FAMÍLIAS	IND	FAMÍLIAS	IND	FAMÍLIAS
PGmai05	666	43	183	18	277	10	172	7	34	6	0	0
PGdez05	631	53	231	17	263	12	69	11	68	13	0	0
PGjun11	1624	27	1002	20	169	3	388	2	65	2	0	0
JGmai06	552	23	483	14	7	2	43	4	19	2	0	0
JGago07	698	38	658	19	15	7	14	7	11	5	0	0
JGjul10	617	40	546	21	8	6	20	9	30	3	13	1
SBjun04	396	37	230	18	116	6	23	9	27	4	0	0
SBmar06	189	36	117	15	44	10	6	4	22	7	0	0
SBdez09	426	25	410	16	8	2	5	3	3	2	0	0
SBabr11	211	25	73	14	132	6	3	3	2	1	1	1

Dos organismos coletados, a maioria pertenceu aos grupos Polychaeta (total de 3933 indivíduos e média de 17 táxons por campanha), Mollusca (1039 ind.; 6 táxons), Crustácea (743 ind.; 6 táxons) e outros grupos como Cnidária, Sipuncula, Branchiostomidae que obteve 281 indivíduos e média de cinco táxons coletados em cada campanha. Adicionalmente, foi registrada ocorrência de larvas de inseto da família Chironomidae no Jaguaripe e Subaé. Esse organismo foi o único registro de fauna tipicamente de água doce observado no infralitoral dos estuários da BTS.

A campanha que apresentou maior número de indivíduos em relação às outras coletas (Paraguaçu, junho de 2011) teve entre os táxons mais abundantes famílias de poliquetas e crustáceos. Nesta coleta apenas seis táxons somaram cerca de 60% da abundância total, entre eles o Isópoda Cirolanidae (22% da abundância total) e cinco famílias de poliquetas somando 38% da abundância total. Dos 363 indivíduos da família Cirolanidae, 359 ocorreram na zona Oligohalina do Paraguaçu em 2011.

Entre os poliquetas mais abundantes encontrados, foram registradas as famílias Spionidae, Nereididae e Cirratulidae. Os Cirratulidae foram registrados principalmente na zona euhalina, enquanto os Nereididae foram registrados principalmente na zona oligohalina. A família Spionidae, apresentou distribuição ampla no estuário do Paraguaçu com maior abundância na zona polihalina, no Jaguaripe os Spionidae apresentaram maiores abundâncias na zona oligohalina e euhalina.

O padrão geral apresentado pela fauna foi de tendência de diminuição juntamente com a diminuição da salinidade (Figura 9). Utilizando valores médios para salinidade e número de táxons foi observada a mesma tendência de diminuição para os três estuários. Sendo o Jaguaripe o estuário que apresenta o menor número de táxons na estação #10.

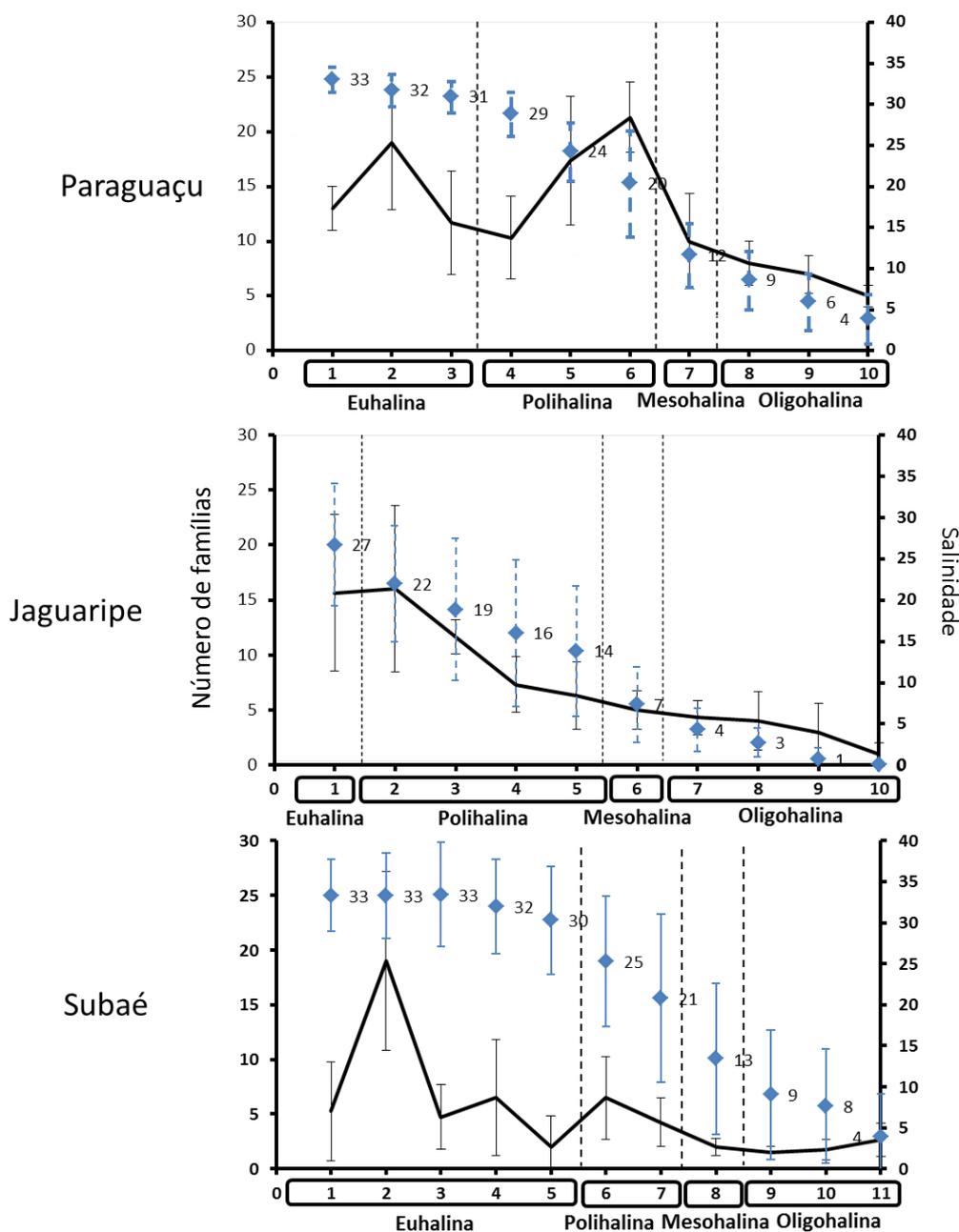


Figura 9. Distribuição do número de famílias e salinidade médias ao longo das estações amostrais nas zonas de salinidade (Anon, 1958) para os principais estuários da BTS. A linha representa o número de famílias e os losangos representam a salinidade média.

Algumas estações no médio estuário (zona polihalina) apresentaram um aumento do número de táxon em relação a zona euhalina. Este aumento do número de táxons foi

evidente para os estuários do Paraguaçu (estações amostrais #05 e #06) e Subaé (#06) e menos perceptível para o Jaguaripe (#02). Algumas estações da zona euhalina no estuário do rio Subaé apresentaram valores baixos de riqueza, sendo a estação #2 a mais rica de todo o sistema (Figura 9).

Ao representar o número médio de táxons nas zonas de salinidade segundo a convenção de Venice (Anon, 1958) também foi observada a tendência de diminuição desse número de táxons da região marinha (euhalina) até a região mais influenciada pela água doce (oligohalina) para os três estuários (Figura 10).

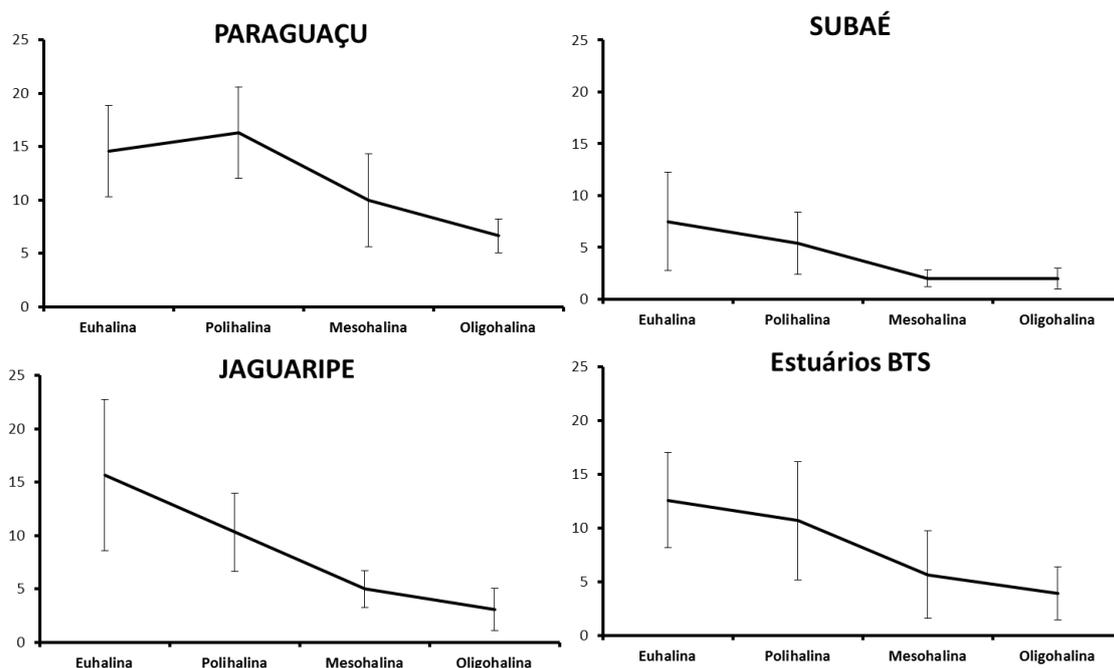


Figura 10. Distribuição da riqueza (número de famílias) média e desvio padrão nas zonas de salinidade da convenção de Venice (Anon, 1958) dos principais estuários da BTS e média entre estes estuários (BTS).

Para o estuário do rio Jaguaripe a diminuição do número de táxons entre as zonas ocorreu de maneira suave enquanto para o estuário do Subaé houve uma diminuição mais acentuada do número médio de táxons entre a zona polihalina e oligohalina. Particularmente, para o estuário do Paraguaçu foi observado o aumento do número médio de táxons na zona polihalina, em seguida o padrão de diminuição foi novamente observado da zona Polihalina para Mesohalina e Oligohalina.

4.4 Distribuição dos táxons

Analisando a distribuição dos táxons mais abundantes ao longo das zonas de salinidade (Figura 11) foi observado que para diferentes coletas, em diferentes estuários, alguns táxons ocorreram em regiões específicas no estuário.

O poliqueta da família Cirratulidae foi encontrado principalmente na zona euhalina e polihalina, enquanto o poliqueta da família Magelonidae foi registrado quase exclusivamente na zona polihalina, também ocorrendo, em algumas campanhas na zona euhalina. Já o poliqueta da família Nereididae e o molusco bivalve Veneridae ocuparam principalmente a zona oligohalina, sendo encontrados também em outras zonas do estuário (e.g. euhalina e polihalina). Na distribuição dos táxons mais abundantes em zonas de salinidade do estuário para todas as campanhas (Apêndice C) foi observado que a maioria dos táxons mais abundantes, se distribuíram preferencialmente na zona euhalina e polihalina, principalmente Crustáceos, poucos organismos foram registrados na zona mesohalina e os organismos que foram registrados na zona oligohalina atingiram, em alguns casos, altos valores de abundância. Adicionalmente, registros de larvas de inseto foram realizados na zona oligohalina (Tabela 5).

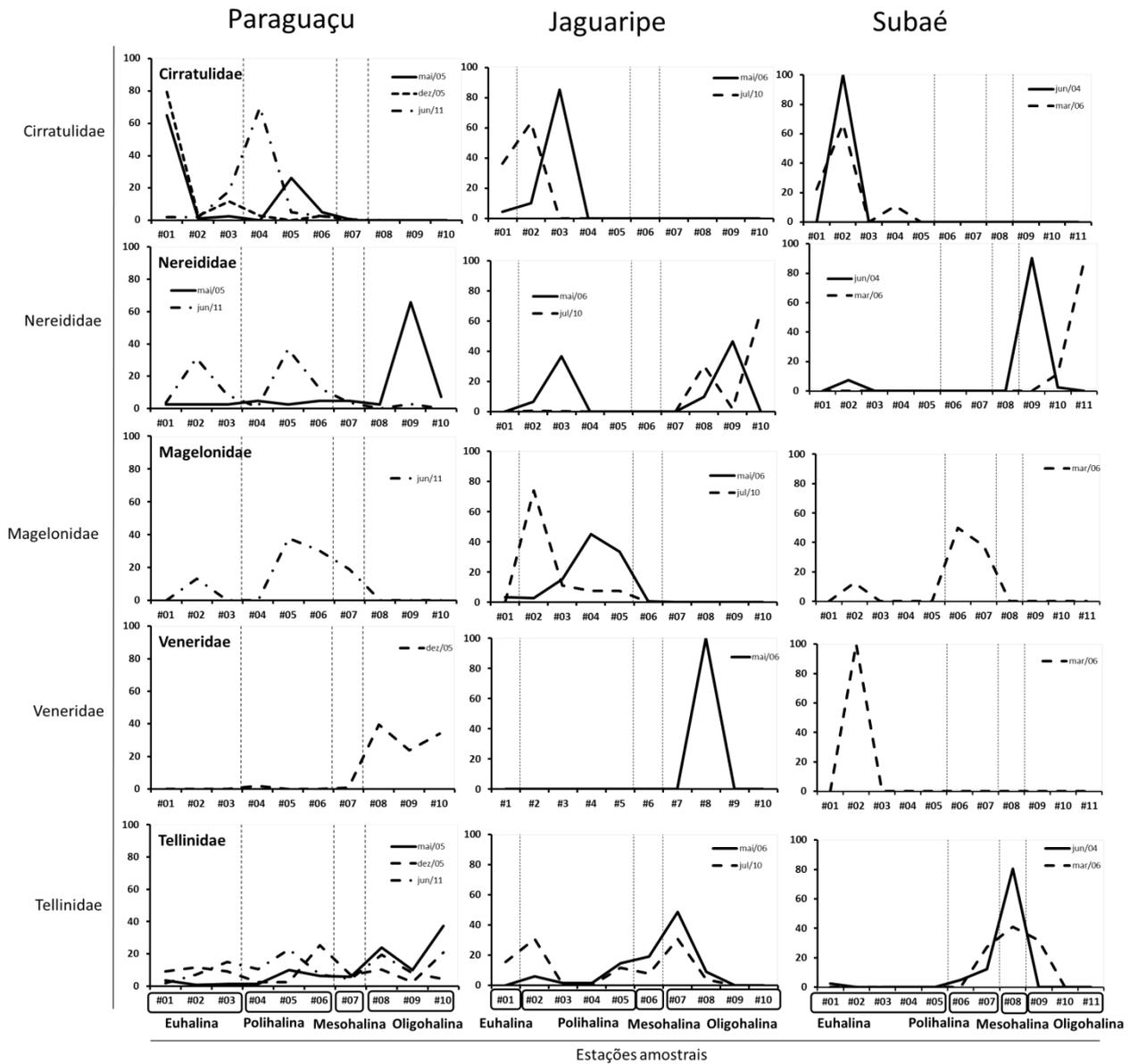


Figura 11. Distribuição dos táxons mais abundantes ao longo das zonas de salinidade. O eixo x representam as estações amostrais classificadas segundo a convenção de Venice (Anon, 1958), o eixo 'y' a abundância relativa de um determinado táxon em relação à sua própria abundancia no estuário, apresentado em porcentagem.

5 DISCUSSÃO

5.1 Salinidade

A diferença da variação de salinidade encontrada entre os estuários pode estar associada à combinação de fatores como profundidade e área superficial do espelho d'água (Mclusky & Elliot, 2004).

Os baixos valores de salinidade e número de táxons registrados para o Jaguaripe na estação amostral mais interna (i.e. #10) em relação ao Paraguaçu e Subaé pode estar relacionado com a localização desta estação. É possível que para o Jaguaripe a estação #10 esteja mais próxima do limite de penetração da água marinha que para os outros estuários. O que sugere a necessidade de incluir mais estações amostrais em direção à montante no Paraguaçu e Subaé, a fim de melhorar a compreensão a cerca da influência das baixas salinidades na distribuição e ocorrência dos táxons. No caso específico do Paraguaçu, o efeito do barramento sobre a biota. A menor contribuição do fluxo por barramento promove maior penetração de águas mais salinas no estuário (Genz, 2006). Barramentos também podem causar alterações na razão de crescimento de bivalves e desequilíbrio dessas assembleias (Schone *et al.*, 2003) e foi apontado como uma das causas do estuário do Paraguaçu possuir sedimentos oligotróficos (i.e. com baixos níveis de nutriente) (Barros *et al.* 2008). Dessa forma, a inclusão de mais estações de coleta à montante contribuiria no sentido de aumentar o conhecimento sobre o efeito do fluxo sob condições controladas (i.e. barragens).

Os elevados valores de salinidade registrados na zona euhalina do Subaé pode estar associado a estas estações amostrais estarem localizadas em uma grande área rasa que favorece a evaporação (Dyer & Ramamoorthy, 1967). Cirano & Lessa (2007) estudando vários setores da BTS registraram salinidade máxima na parte interna da Baía de Aratu, associando esse valor máximo às altas taxas de evaporação.

A zona mesohalina ocorreu nos três estuários e, apesar de apresentar intervalo de salinidade equivalente à zona polihalina (i.e. 12 unidades de salinidade para zona polihalina e 13 para mesohalina) e a distância entre as estações amostrais possuir valor muito próximo, apresentou poucas estações nesta categoria. O baixo número de estações na zona mesohalina, pode estar relacionado com a baixa energia dos rios frente ao regime de circulação típico para BTS (i.e. dominado por correntes de maré) (Cirano & Lessa, 2007). Nas simulações de circulação para o Paraguaçu foi identificada nesta região a formação de forte gradiente de salinidade para diversos cenários de liberação de água pela barragem (Genz, 2006).

5.2 Granulometria

O padrão de aumento dos sedimentos grossos em direção à montante e inverso para os sedimentos lamosos (i.e. aumento em direção à jusante) é esperado para estuários dominados por maré (Dalrymple *et al.*, 1992) como no caso dos estuários da BTS (Lessa *et al.*, 2009). Este padrão de transição dos sedimentos foi pouco proeminente para o Jaguaripe. O padrão de distribuição das classes granulométricas ocorre em função da diminuição da intensidade do fluxo dos rios frente à energia contrária proveniente da penetração da onda de maré (Lessa, 1991) e aumento da área de escoamento (Suguiu, 1973; Dalrymple *et al.*, 1992), diminuindo o transporte da areia grossa e favorecendo, ao mesmo tempo a deposição de sedimentos finos. O Paraguaçu e Jaguaripe apresentaram maiores quantidades de sedimentos finos na zona polihalina enquanto o Subaé apresentou essas frações lamosas na zona euhalina. Essa diferença pode estar associada ao aumento da área de escoamento na região das estações amostrais da zona euhalina do Subaé. Adicionalmente, é possível que a região onde está inserida a desembocadura do Subaé pertença a um local que favoreça a deposição na BTS.

O grau de seleção dos sedimentos pode ser associado a mecanismos de transporte das partículas sedimentares, sendo este, dependente da hidrodinâmica (Grochowski *et al.*, 1993; Veiga *et al.*, 1995). O grau de seleção ou selecionamento aumenta com o transporte, tendo como consequência um decréscimo de classes granulométricas mais finas em locais com maior capacidade de transporte (Suguiu, 1973). Os maiores valores para seleção (i.e. ambiente mais heterogêneo) foram registrados para estação #4 do Paraguaçu (zona oligohalina) e estações da zona euhalina do Subaé. O estuário do Jaguaripe não apresentou grande variação no valor de seleção comparado ao Paraguaçu e Subaé. Assim, é possível inferir que o Jaguaripe apresenta fluxo mais homogêneo em relação ao Paraguaçu e Subaé.

No Paraguaçu a maior ocorrência dos sedimentos lamosos foi registrada na estação #04 (zona polihalina), local onde também foi registrado maior heterogeneidade dos sedimentos (i.e. maior valor de seleção). Esta estação amostral está localizada próxima a uma região de 'estrangulamento' do fluxo (Genz, 2006), onde ao longo da seção mais estreita é esperado que o fluxo se intensifique e nas regiões com maior área de escoamento ocorra deposição (Dyer, 1986). Para o Subaé, com exceção da estação #02 (zona euhalina), as outras quatro estações amostrais da zona euhalina foram predominantemente lamosas.

Comparando os resultados gerais de granulometria com o modelo de Carriker (1967), foi observado que o padrão geral previsto pelo modelo, isto é, predomínio de areia grossa à montante, seguida de diminuição do tamanho médio do grão até uma região de acúmulo de sedimentos finos (lama) e novamente aumento do tamanho médio dos grãos em direção à jusante de fato ocorre para o Paraguaçu e Subaé, levando-se em conta a distribuição de areia grossa e lama. Entretanto, comparando em relação às zonas de salinidade foi observado que em direção à jusante ocorre a diminuição progressiva do tamanho médio do grão nos três estuários. Esses resultados diferem do proposto pelo modelo de Carriker (1967) nas zonas de ocorrência dos depósitos lamosos, o que pode estar associado aos diferentes regimes de circulação entre a BTS e estuários para os quais o modelo foi construído. O predomínio da maré de vazante na BTS, expresso pela distorção da onda de maré, produz diferenças entre as marés de enchente, mais longas e vazante, mais curtas (Lessa *et al.*, 2009) pode contribuir para o deslocamento da zona de deposição dos sedimentos finos.

5.3 Fauna

A alta dominância de moluscos, crustáceos e principalmente poliquetas nos estuários da BTS é um resultado esperado tanto para estuários tropicais quanto temperados (e.g. Hutchings, 1998; Lu & Jeffrey., 2008; Nebra *et al.*, 2011;). Ainda de maneira geral, os estuários do Paraguaçu, Jaguaripe e Subaé apresentaram valores de número de táxons em média muito próximos, enquanto o número de indivíduos foi duas vezes maior para o Jaguaripe em relação ao Subaé e o Paraguaçu foi três vezes maior que o Subaé, suscitando que a dimensão do estuário pode ser responsável por essa diferença (Michaelis *et al.*, 1992).

Comparando os resultados obtidos para este estudo com o modelo conceitual de Remane (1935) foram avaliados os limites deste modelo conceitual para os estuários da BTS. O padrão geral apresentado para os três estuários em todas as coletas foi de diminuição do número de famílias da macrofauna bentônica ao longo do gradiente de salinidade em direção à jusante. Apesar de utilizar a resolução taxonômica de família, para macrofauna bentônica não é esperado o padrão para riqueza seja alterado pela escolha desta resolução taxonômica. Diversos trabalhos demonstraram resultados similares entre as resoluções taxonômicas família e espécie (e.g. De Biasi *et al.*, 2003; Tataranni *et al.*, 2009).

Considerando que o modelo de Remane (1934) pode ser subdividido (Barnes, 1989; Attrill, 2002; Tellesh *et al.*, 2011), a análise do modelo pode ser realizada considerando seus principais constituintes conceituais (i.e. diminuição da fauna de água doce, marinha e *Artenminimum*). Confrontando o resultado geral com o modelo de Remane (1934), foi observado que o modelo apresenta consistência com os resultados obtidos para os estuários da BTS até o limite da zona mesohalina (i.e. salinidades superiores a 5), onde a partir deste, em direção à montante os resultados para BTS divergem do modelo. O padrão de diminuição da riqueza é um resultado esperado e observado na literatura tanto para estuários (Attrill & Rundle, 2002; Whitfield *et al.*, 2012) quanto mares salobros (e.g. Remane, 1971; Bleich *et al.*, 2011; Schubert *et al.*, 2011; Tellesh *et al.*, 2011). Diversos autores atribuem a diminuição da riqueza da região marinha em direção à água doce ao estresse fisiológico causado aos organismos marinhos submetidos a salinidades inferiores às encontradas na região marinha (e.g. Remane, 1934; Deaton & Greenberg, 1986; Attrill & Rundle, 2002; Mclusky & Elliott, 2004; Barros *et al.*, 2012; Whitfield *et al.*, 2012). Assim, para os estuários da BTS foi observada a diminuição do número de táxons com a diminuição da salinidade. Adicionalmente, foram encontrados organismos tipicamente marinhos na zona

euhalina (e.g. Nereididae, Tellinidae) também sendo registrados em diversas zonas do estuário até a zona oligohalina, onde nesta região os táxons citados apresentaram maiores abundâncias (Barros *et al.*, 2009).

Quanto à diminuição da fauna de água doce, Remane (1971) sugere que *‘as espécies de água doce, em sua maioria, apesar da ancestralidade marinha, não são capazes de habitar água salobra’*, indicando a existência de um caráter evolutivo envolvido na limitação das espécies de água doce para colonizar o estuário. Assim,

‘o sucesso adaptativo para condições de salinidade extremamente diluídas, é acompanhado em todos dos grupos que possuem essa tolerância, por uma irreversível perda a tolerância a pequenos aumentos de salinidade’ (Deaton & Greenberg, 1986).

Os autores acima sugerem que os mecanismos adaptativos desenvolvidos pelas espécies de água doce para habitar ambientes com baixa salinidade não são acompanhados por mecanismos que tornem essas espécies menos sensíveis à variação da salinidade, devido a esses táxons serem mais generalistas em termos de especiação em relação aos organismos exclusivos de água doce (Remane, 1971; Deaton & Greenberg, 1986). Enquanto alguns organismos marinhos (e.g. copepodas e isópodas) possuem mais plasticidade genética para transitar entre o esses ambientes (Khlebovich & Abramova, 2000; Dunlop *et al.*, 2008).

Mares salobros como no caso do Mar Báltico apresentam diferenças marcantes em relação a estuários da BTS, principalmente quanto ao tipo de regime de circulação, no caso do Mar Báltico, forçada pelo vento e nível da água (Mclusky & Elliot 2004); enquanto na BTS, circulação forçada por correntes de maré (Cirano & Lessa 2007). Devido à ausência do regime de marés e o controle de circulação pelos contornos em função da sua grande área, o Báltico foi excluído da definição de estuário (Pritchard, 1967). Como consequência, o Báltico apresenta centenas de quilômetros de regime de salinidade estável, permitindo que animais marinhos e de água doce colonizem zonas de baixa salinidade (Barnes, 1989; Mclusky & Elliot 2004; Whitfield., *et al* 2012), também observado para outros corpos de água salobra de menor dimensão (e.g. Lagunas) (Yamamuro, 2000).

Além do estresse causado pela diminuição da salinidade ao longo do estuário, a variação local ou flutuação da salinidade devem ser consideradas para explicar a diminuição do número de táxons em estuários (Blaber, 1973; Attril, 2002), sendo que

poucos estudos que avaliam a tolerância a flutuações de salinidade foram realizados (Whitfield *et al.*, 2012). Considerando a flutuação da salinidade, é possível que a ausência de espécies típicas de água doce nas regiões de baixa salinidade no estuário (i.e. zona oligohalina) seja em função deste fator. Attril & Rundle (2002) mostraram que o mínimo de diversidade para macrofauna e meiofauna ocorreu em regiões onde foram registradas salinidades médias de cerca de 10 e que esta região foi também submetida a grandes flutuações na salinidade. Em estudo com macrofauna bentônica, De Jonge (1974) mostrou que a riqueza foi alta para estuários com baixo coeficiente de variação da flutuação de salinidade. Caracterizando mais uma evidência de que a variação local ou flutuação de salinidade possa atuar como um forte fator de exclusão de táxons.

No caso específico da BTS, não foi observado aumento do número de táxons em salinidades inferiores a 5 pela presença de táxons tipicamente de água doce na zona oligohalina, divergindo do previsto pelo modelo de Remane (1934). Podendo ser formulada a hipótese de que devido a alta sensibilidade das espécies da água doce ao aumento da salinidade, estas seriam excluídas de estuários com circulação forçada por marés devido a flutuações da salinidade, não observadas para mares salobros como Báltico.

Em 1935, um ano após a publicação do diagrama de Remane (1934), Alexander apresentou um diagrama similar, porém não idêntico ao de Remane elaborado para o estuário de Tay, na Escócia. Diferentemente do diagrama apresentado por Remane (1934), não apresenta aumento da fauna em direção a água doce (Whitfield *et al.*, 2012). No Mar Báltico, um padrão de distribuição com diminuição da fauna, no qual não é observado aumento do número de espécies em salinidades inferiores a 5 foi mostrado por Zettler *et al.*, (2007).

Em relação à previsão de uma região com um mínimo de espécies (*Artenminimum*) (Remane, 1934), uma vez que os estuários da BTS não apresentaram aumento do número de táxon a partir da zona mesohalina em direção à água doce, não foi determinada qualquer região a partir da qual o número de espécies aumentaria como propõe o modelo. Fato que também pode ser atribuído à limitação fisiológica dos organismos de água doce (Dunlop *et al.*, 2008) frente a variações de salinidade as quais os estuários da BTS são submetidos (Lessa *et al.*, 2009).

O *Artenminimum* (Remane, 1934) funcionaria, segundo (Kinne, 1971), como uma barreira ecológica (*Horohalanicum*) tanto para espécies marinhas quanto de água doce. Na tentativa de explicar o mecanismo causador dessa diminuição, foi formulada a

teoria de que na salinidade entre 5 e 8 ocorrem mudanças acentuadas nas razões iônicas como efeito da diluição da água do mar na água doce (Khlebovich, 1968). Comparando a distribuição de riqueza prevista pelo modelo com a distribuição dos táxons nos estuários da BTS foi observado que não houve uma mudança brusca na diminuição da fauna na salinidade entre 5 e 8, evidenciando que tanto o conceito de *Horohalanicum* quanto *Artenminimum* não se aplicam a estes estuários. De fato, reanalizando os mesmos dados utilizados por Khlebovich (1968), Deaton & Greenberg (1986) observaram que mudanças na composição iônica ocorrem suavemente na salinidade entre 5 e 8, enquanto para salinidades inferiores a 2, essas mudanças são muito acentuadas, sugerindo que o *Horohalanicum* não possui bases teóricas para sustentá-lo.

Outra previsão associada ao *Artenminimum* é a existência de uma fauna estritamente estuarina a qual estaria mais adaptada a habitar a zona mesohalina e lidar com as mudanças mais bruscas entre o ambiente marinho e de água doce (Remane, 1934). Barnes (1989) sugere que limitações fisiológicas associadas a salinidade somente não podem ser apontadas como principal fator responsável pelo *Artenminimum* e sugere que a ocorrência de substrato lamoso, predação por juvenis de peixe e competição interespecífica podem ser fatores responsáveis pela diminuição do número de espécies na zona mesohalina. Ainda segundo o autor, a fauna presente nesta região é composta principalmente por espécies de moluscos, crustáceos e poliquetas marinhas eurihalinas com afinidade com sedimentos finos. Comparando o sugerido acima por Barnes (1989) com a previsão de maior ocorrência de sedimentos lamosos para zona mesohalina, proposta pelo modelo Carriker (1967) suscita que investigações acerca da influência do tipo de sedimentos (e.g. lama, areia) nas zonas onde ocorre o mínimo de espécies devem ser realizadas. Adicionalmente, evidências da inexistência de uma fauna estritamente estuarina são apresentadas por Barnes (1989) e outros autores associam sua formulação ao forte endemismo presente no Báltico (Tellesh et al., 2011; Remane, 1971). Comparando com os estuários da BTS, apenas um táxon tipicamente de água doce (i.e. larva de inseto da família Chironomidae) foi registrado na zona oligohalina. Esses resultados suscitam estudos que avaliem a ausência no estuário de organismos tipicamente de água doce baseado na hipótese de exclusão destes organismos por estresse causado pela variação de salinidade.

5.4 Distribuição dos táxons

Por fim, analisando a distribuição dos táxons mais abundantes nas zonas de salinidade (Venice) e comparando com a distribuição dos sedimentos foi inferido para alguns destes táxons as características das zonas preferenciais para cada táxon. Sendo assim, o poliqueta da família Cirratulidae apresentou preferencia por estações das zonas euhalinas e polihalina onde houve maior heterogeneidade do sedimento com predomínio de sedimentos lamosos. De fato, na descrição das diversas espécies da família Cirratulidae em estuários ao redor do globo, este organismos está associado a sedimentos lamosos onde ocorre mistura de sedimentos (Christie, 1984.)

O poliqueta da família Nereididae apresentou preferencia por estações na zonas oligohalina, polihalina e euhalina com maior concentração de areia grossa e menor conteúdo de lama. Diversas espécies pertencentes a esta família possuem distribuição associada ao substrato arenoso com presença de lama (Hutchings, 1991).

Tellinidae ocorreu principalmente nas estações das zonas mesohalina e oligohalina, distribuindo-se no Paraguaçu ao longo de todo estuário nas estações de maior heterogeneidade do sedimento onde ocorreu predomínio da areia grossa. Registros do bivalve do gênero *Macoma* (família Tellinidae) foram realizados associados a diversos tipos de substrato, principalmente cascalho, areno-lamosos (Tenório & Oliveira, 2001)

Veneridae ocorreu nas zonas oligohalina e euhalina em estações amostrais onde foi registrada maior heterogeneidade do sedimentos predomínio de areia grossa em relação às frações lamosas. Este táxon está relacionado a habitats como praias arenosas, areno-lodosas, manguezais e fundos arenosos em ambientes coralíneos, apresentando uma preferencia por diversos tipos de substrato (Denadai et al., 2006)

6 CONCLUSÃO

Apesar dos sistemas da BTS apresentarem diferentes dimensões, histórico de contaminação por metais (i.e. Subaé), ocupação, entre outros, os padrões encontrados são bastante consistentes no tempo.

A aplicação do modelo de Venice (Anon, 1958) nas estações amostrais distribuídas ao longo da porção estuarina dos principais tributários da BTS apresentou resultados consistentes, agrupando em zonas de salinidade as estações amostrais, permitindo que um ponto de comparação entre os três estuários fosse estabelecido.

O padrão de diminuição da riqueza (número de famílias) com a diminuição da salinidade foi evidente para os três estuários, ocorrendo diminuição brusca da riqueza nos estuários dos rios Paraguaçu e Subaé coincide com as estações onde foi registrado maior conteúdo de lama. Para o Paraguaçu, na estação #07 (zona mesohalina) foi observada diminuição acentuada do número de táxons associada a fortes gradientes de salinidade. É possível que esta diminuição esteja associada à baixa tolerância de alguns táxons a intensas flutuações na salinidade. No caso do Jaguaripe e Subaé não foi observado para a zona mesohalina quedas acentuadas no número de táxons que tenham alguma relação com a salinidade.

O modelo de Carriker (1967) prevê que a zona mesohalina é o local de acumulação de sedimentos lamosos em estuários. Esta região coincide com a zona de ocorrência do *Artenminimum* (mínimo de espécies) (Remane, 1934). Para os estuários da BTS, com exceção do Jaguaripe, as zonas de acumulação de sedimentos lamosos coincidiram com as estações onde ocorreram diminuições abruptas no número de táxons. Neste estuário não foram registradas diminuições abruptas nos valores de riqueza que se deu de maneira linear. Dessa forma, é proposto que sejam realizadas investigações relativas à influência das frações mais finas do sedimento (i.e. lama) no padrão de diversidade em gradientes estuarinos.

Comparando a distribuição do número de táxons ao longo do gradiente de salinidade dos sistemas estuarinos da BTS com o modelo conceitual de Remane (1934), diferenças importantes foram observadas. i) A curva apresenta aumento do número de espécies com o aumento da salinidade somente, ii) não foi observada a presença de um 'Artenminimum' em nenhuma região de salinidade entre 5 e 7 ('horohalimum'). Analisando essas questões, Conclui-se que o modelo clássico de Remane (1934) não pode ser utilizado para explicar a distribuição do número de táxons da macrofauna bentônica para salinidades inferiores a cinco. Adicionalmente, são recomendados

estudos que comparem os padrões de distribuição da riqueza da macrofauna, para sistemas do tipo Brackish Water (mares salobros) e estuários, de forma a perceber qual a influência da classificação desses corpos d'água costeiros nos estudos ecológicos.

O presente estudo contribui apresentando de forma sucinta o padrão de distribuição da riqueza para os sistemas estuarinos da BTS, comparando com modelos clássicos de classificação de estuário baseado na salinidade (Venice) e zonas do estuário definidas por salinidade e granulometria (Carriker, 1967) e um dos principais paradigmas da ecologia foi confrontado (i.e. modelo de Remane) identificando similaridades e diferenças quando aplicados nos sistemas da BTS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M. J., 2008. Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species's distributions along environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, p. 16- 27.
- ANON, S., 1958. Symposium on the Classification of Brackish Waters, Venice. 585 **Archive of Oceanography and Limnology**, v.11, p. 8-14.
- ATTRILL M. J., 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 262-269.
- ATTRILL, M.J., RUNDLE, S.D. 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 929–936
- BALD, J., BORJA, Á., MUXIKA, I., FRANCO, J., VALENCIA, V., 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern 593 Spain). **Marine. Pollution. Bulletin**. v. 50, p. 1508-1522.
- BARNES, R.S.K., 1974. Estuarine Biology. Edward Arnold, London
- BARNES, R. S. K., 1989. What, if anything, is a brackish-water fauna?. **Transactions of the Royal Society of Edinburgh: Earth Sciences**, 80, p. 235-240.
- BARROS, F., HATJE, V., FIGUEIREDO, M.B., MAGALHÃES, W.F., DÓREA, H., EMÍDIO, E.S., 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.78, p. 753-762.
- 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.
- BARROS, F., CARVALHO, G.C., COSTA, Y., HATJE, V., 2012. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. **Marine Environmental Research**. v. 81, p. 41-52
- BLABER, S.J.M., 1973. Temperature and salinity tolerance of juvenile *Rhabdosargus holubi* (Steindachner) (Teleostei: Sparidae). **Journal of Fish Biology**. v.5, p.593-599
- BLEICH, S POWILLEIT, M SEIFERT, T GRAF, G. 2011 β -diversity as a measure of species turnover along the salinity gradient in the Baltic Sea, and its consistency with the Venice System.**Marine Ecology Progress Series**. v.436: p.101–118.
- BORJA, A., BRICKER S.B, DAUER, D.M., DEMETRIADES, N.T., FERREIRA, J.G., FORBES, 617 A.T., HUTCHINGS, P., JIA, X., KENCHINGTON, R., CARLOS MARQUES, J., ZHU, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. **Marine. Pollution. Bulletin**. V. 56, p. 1519- 1537

- CAMARGO, M. G., 2006. Sysgran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**. v. 36(2), p. 371-378.
- CARRIKER, M. R. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. In G. H. Lauff (ed.), **Estuaries, American Association for the Advancement of Science**. Washington. p. 442-487
- CIRANO, M., LESSA, G.C., 2007. Oceanographic Characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**. v. 25, p. 363-387.
- 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.
- CHRISTIE, G., 1984. A new species of Tharyx (Polychaeta: Cirratulidae) from five estuaries in north-east England. **Sarsia** v.69, p. 69-73.
- DALRYMPLE, R.; CANADA, W.; ONTARIO K L.; ZAITLIN, B. A.; 1992. Estuarine Facies Models: Conceptual Basis and Stratigraphic Implications: PERSPECTIVE. **Journal of sedimentary petrology**, v. 62. , nº. 6, p. 1130-1146
- DAUER, DANIEL M; LLANSÓ, ROBERTO J. LANE, MICHAEL F. 2008. Depth-related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA. **Ecological Indicators** v. 8, p. 417-424
- DEATON, L. E. & GREENBERG, M. J. 1986 There is no horohalinicum. **Estuaries**. v. 9, p. 2-30.
- DeBIASI, A.M., BIANCHI, C.N., MORRI, C., 2003. Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 58, p.99 - 106.
- DeJONGE, V.N., 1974. Clasification of brackish coastal inland waters. **Hydrobiology. Bulletin**. v.8, p. 29-39
- DENADAI, M.R., ARRUDA, E.P., DOMANESCHI, O. AND AMARAL, A.C.Z. – 2006 Veneridae (Mollusca, Bivalvia) da costa norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v6.
- Dewitt, Theodore H, 1989. Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v. 8, p 1035-1048
- 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.
- DUNLOP, J. E., HORRIGAN, N., MCGREGOR, G., KEFFORD, B. J., CHOY, S., PRASAD, R. 2008. Effect of spatial variation on salinity tolerance of macroinvertebrates in Eastern Australia and implications for ecosystem protection trigger values. **Environmental Pollution**. v.151 p. 621-630.

- DYER, K. R. 1986. Coastal and Estuarine Sediment Dynamics. Wiley, Chichester, p. 342.
- DYER, K. R. & RAMAMOORTHY, K. 1967. Salinity and water circulation Vellar Estuary.
- EDGAR, G. J., BARRETT, N. S., GRADDON, D. J., LAST, P. R. 2000. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, v. 92, p. 383-397.
- FOLK, R. L., AND WARD, W. C. (1957). Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27, 3–26.
- GENZ, F. (2006) Avaliação dos efeitos da Barragem de Pedra do Cavalo sobre a circulação estuarina do Rio Paraguaçu e Baía de Iguape. **Tese de doutorado, Curso de Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal da Bahia, Brasil**, 266 p.
- GROCHOWSKI, N. T. L., COLLINS, M. B., BOXALL, S. R., SALOMON, J. C., BRETON, M., LAFITE, R., 1993. Sediment Transport Pathways in the Eastern English Channel. **Oceanologica Acta**, v. 16, n^o. 5-6, p. 531-537.
- HARDWICK-WITMAN, MORGAN N J, ARTHUR C MATHIESON. 2011. Intertidal Macroalgae and Macroinvertebrates: Seasonal and Spatial Abundance Patterns Along an Estuarine Gradient ". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 6, p. 113-129
- 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.
- HEIP, C., BASFORD, D., CRAEYMEERSCH, J.A., 1992. Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. **ICES Journal of Marine Science** v. 49, p. 13–22.
- HUTCHINGS, P. A., & A. REID, 1991. The Nereididae (Polychaeta) from Australia—Leonnates, Platynereis and Solomononereis. **Records of the Australian Museum**. v. 43, p. 47–62.
- 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.
- HODGKIN, E. P., 1994. Estuaries and coastal lagoons. In: Hammond, L. S., Synnot, R. N. (Eds.), **Marine Biology**. Longman Cheshire, Melbourne, p. 315-332.

- HUTCHINGS, P., 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. **Biodiversity and Conservation**. v.7, p. 1133–1145.
- KENNISH, M. J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 78- 107.
- KJERFVE, B., 1989. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: Day Jr., J.W.; Hall, C.A. S.; Kemp, W.M.; Yañes-Arancibia, A. (Eds.) **Estuarine Ecology**. New York, John Wiley and Sons, p.47-78.
- KINNE, O. 1971 Marine ecology. A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters, Vol 1: Environmental factors, Part 2. Wiley Interscience, London
- KHLEBOVICH V.V 1968 Some peculiar features of the hydro- chemical regime and the fauna of mesohaline waters. **Mar Biol** 2:47–49.
- KHLEBOVICH, V.V. ABRAMOVA, E.N. 2000 Some problems of crustacean taxonomy related to the phenomenon of horo- halinicum. **Hydrobiologia**. v.417:p.109–113
- LEGENDRE, P., THRUSH, S.F., CUMMINGS, V.J., DAYTON, P.K., GRANT, J., HEWIITT, 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.
- LESSA, G. C. 1991. Dinâmica de maré e transporte de sedimentos no canal de itajuru - laguna de araruama (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**. v.21, p. 378-386.
- LESSA, G. C.; Cirano, M.; Genz F.; Tanajura, C.A.S; Silva, R.R. 2009. Oceanografía Física. In: HATJE, V.; ANDRADE, J. B. (Eds.). Baía de Todos os Santos – aspectos oceanográficos, Salvador: **EDUFBA**, p. 207-241.
- LU, L G & JEFFREY, J. B , 2008 Macrofaunal Spatial Patterns in Relationship to Environmental Variables in the Richibucto Estuary, New Brunswick, Canada **Estuaries and Coasts**. v. 31, p. 994-1005
- McLUSKY, D. S., 1993. Marine and estuarine gradients - an overview. **Netherlands journal of aquatic ecology**. v. 27 p. 489-493.
- McLUSKY, D. S., ELLIOT, M., 2004. The estuarine environment. In: McLUSKY, D. S., ELLIOT, M. **The Estuarine Ecosystem - ecology, threats, management, Oxford University Press (Eds.)**, p. 1-18.
- MICHAELIS, H., FOCK, H., GROTHJAHN, M., POST, D., 1992. The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. **Neth J Sea Reseach**. v. 30 p. 201–207
- MUXIKA, I., BORJA, A., BALD, J., 2007. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status,

according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**. V.55, p. 16–29.

NEBRA, A., CAIOLA, N., IBÁÑEZ, C., 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. **Scientia Marina** v. 75, p. 577-584.

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.

PRITCHARD, D. W., 1967. What is an estuary: physical viewpoint. In: Pritchard, D. W., 1967 (Eds). **Estuaries. American Association for the Advancement of Science**. p.3-5

R DEVELOPMENT CORE TEAM., 2011. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**. ISBN 3-762 900051-07-0, URL: <<http://www.R-project.org/>>

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

REMANE, A., 1934. Die Brackwasserfauna. **Verhandlungen Der Deutschen Zoologischen Gesellschaft**. v. 36, p. 34-74.

REMANE, A. & SCHLIEPER, C. The Biology of Brackish Water, **John Wiley and Sons, New York**, 372 pp. 1971.

SARDA, R., FOREMAN, K., VALIELA, I., 1995. Macrofauna of a southern New England salt marsh: seasonal dynamics and production. **Marine Biology** v.121, p. 431–445.

SCHUBERT, H., FEUERPFIL, P., MARQUARDT, R., TELESH, I., SKARLATO, S., 2011. Macroalgal diversity along the Baltic Sea salinity gradient challenges Remane's species-minimum concept. **Marine Pollution Bulletin** v.62 p.1948–1956.

SCHÖNE, B.R., FLESSA, K.W., DETTMAN, D.L., GOODWIN, D.H, 2003. Upstream dams and downstream clams: growth rates of bivalve mollusks unveil impact of river management on estuarine ecosystems (Colorado River Delta, Mexico). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.58. p 715-726

STARK, J. S., RIDDLE, M. J., SNAPE, I., SCOLLER, R. C. 2003. Human impacts in Antarctic marine soft-sediment assemblages: correlations between multivariate biological patterns and environmental variables at Casey Station. **Estuarine and Coastal Shelf Science**, v. 56, p. 717-734.

SUGUIO, K. 1973. Introdução à sedimentologia. **São Paulo, Edgard Blucher, Ed Universidade de São Paulo**.

TATARANNI, M MALTAGLIATI, F.; FLORIS, A CASTELLI, A.; LARDICCI, C. 2009. Variance estimate and taxonomic resolution: an analysis of macrobenthic spatial

patterns at different scales in a Western Mediterranean coastal lagoon. **Marine Environmental Research**. v. 67. p. 219-229

TELESH I. V., SCHUBERT H., SKARLATO S., 2011. Revisiting Remane's concept: evidence for high plankton diversity and a protistan species maximum in the horohalinicum of the Baltic Sea. **Marine Ecology Progress Series** v.421. p. 1–11.

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.

VEIGA, F. A.; ÂNGULO, R. J.; LAMOUR, M. R.; BRANDINI, F. P.; SOARES, C. R. 2005. Aplicabilidade dos programas geradores de vetores de tendências de transporte de sedimento na porção sul do delta de desembocadura do complexo estuarino de paranaguá – PR (Tese de doutorado).

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

WHITFIELD, A.K., ELLIOTT M., BASSET ,A., BLABER S.J.M., WEST, R.J., 2012. Paradigms in estuarine ecology e A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. Estuarine, **Coastal and Shelf Science** v.97 p.78-90.

YAMAMURO, M., 2000. Abundance and size distribution of sublittoral meiobenthos along estuarine salinity gradients. **Journal of Marine Systems** v.26 p. 135–143

APÊNDICE A

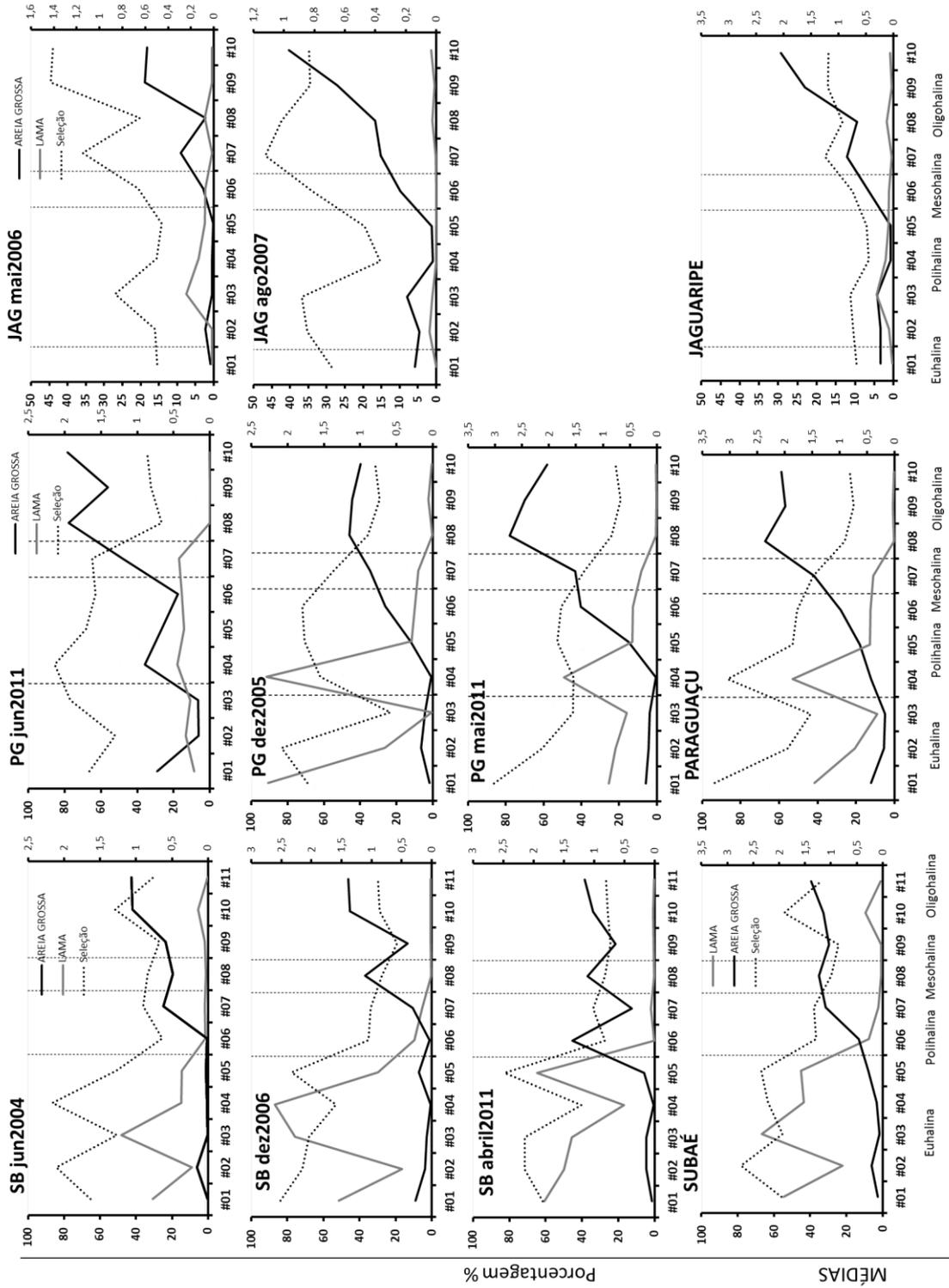
Dados de salinidade para os estuários dos rios Paraguauçu, Jaguaripe e Subaé nos períodos seco e chuvoso.

PERÍODO	SISTEMA	Estações Amostrais										
		#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11
CHUVOSO	Jaguaripe	34,0	27,0	23,0	20,0	16,0	7,0	3,0	2,0	0,0	0,0	0,0
CHUVOSO	Jaguaripe	30,0	21,0	18,0	17,0	16,0	4,0	3,0	4,0	3,0	0,0	0,0
SECO	Jaguaripe	26,5	24,3	22,5	19,3	16,8	11,0	6,6	3,5	0,4	0,1	0,1
CHUVOSO	Jaguaripe	16,7	10,9	4,6	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
CHUVOSO	Paraguauçu	34,0	33,0	31,0	26,0	20,0	27,0	15,0	11,0	9,0	3,0	3,0
CHUVOSO	Paraguauçu	33,0	32,0	32,0	30,0	25,0	26,0	9,0	7,0	4,0	3,0	3,0
SECO	Paraguauçu	34,2	33,4	32,8	31,7	28,2	21,5	15,0	12,1	8,9	7,8	7,8
CHUVOSO	Paraguauçu	30,8	29,1	28,3	26,7	21,9	12,9	7,7	4,5	2,2	0,6	0,6
CHUVOSO	Subaé	33,0	33,0	34,0	32,0	31,0	24,0	16,0	8,0	4,0	3,0	0,0
SECO	Subaé	35,0	36,0	36,0	35,0	32,0	26,0	24,0	15,0	11,0	15,0	11,0
SECO	Subaé	37,9	38,1	39,4	37,0	37,0	35,3	33,5	25,7	19,3	12,1	4,5
CHUVOSO	Subaé	27,5	26,1	24,4	23,9	21,3	15,9	9,8	5,0	1,9	0,5	0,2

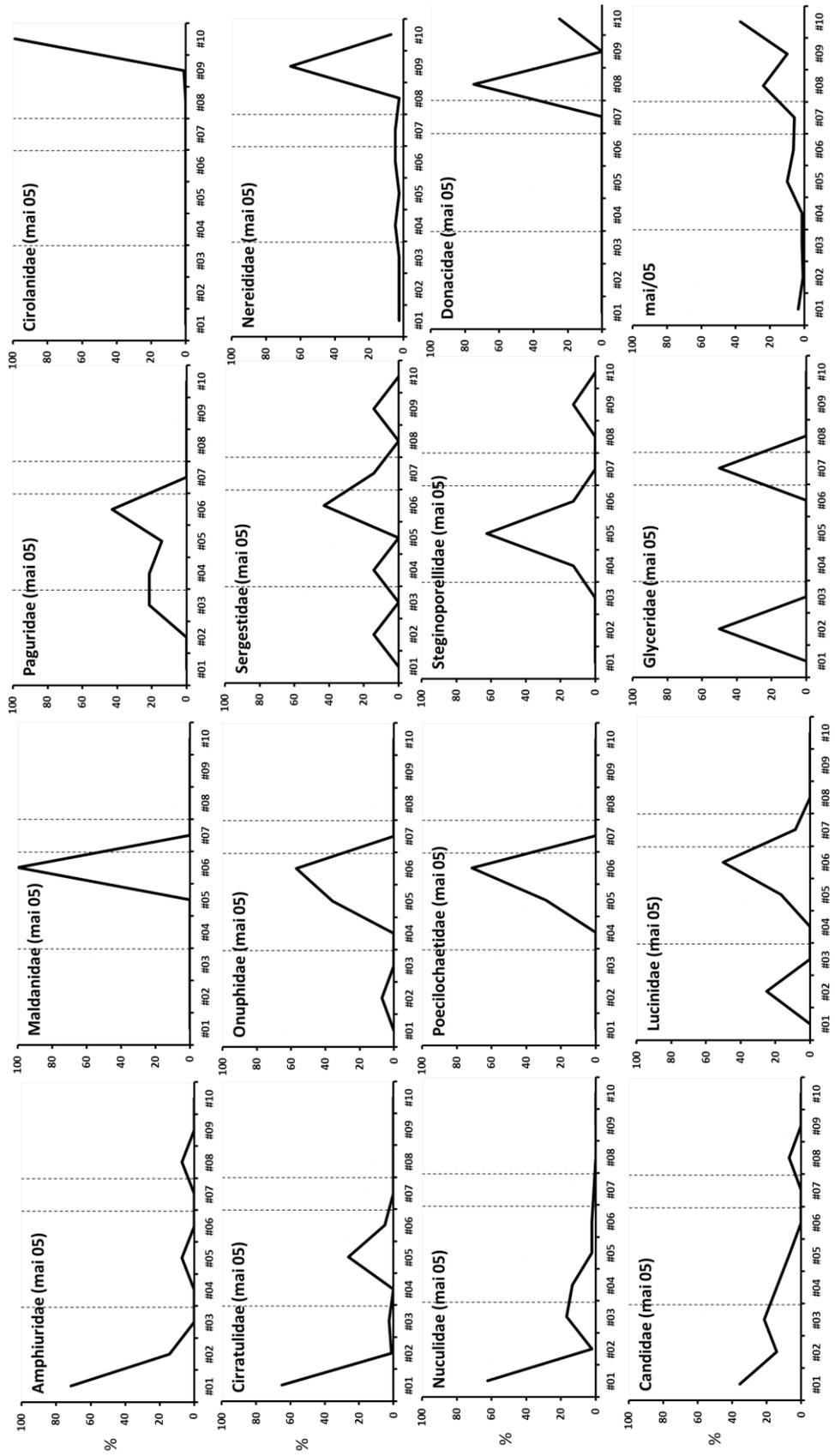
Foram incluídas duas campanhas de salinidade (uma para o Paraguauçu e outra para o Subaé), coletadas nas mesmas estações de coleta na maré baixa.

APENDICE B

Distribuição das frações granulométricas areia e lama (silte+argila) ao longo das estações amostrais.



APÊNCICE - C Distribuição dos táxons mais abundantes nas zonas de salinidade sa Convenção de Venice (Anon, 1959)



Estações amostrais

Figura 1. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Paraguauçu em maio de 2005

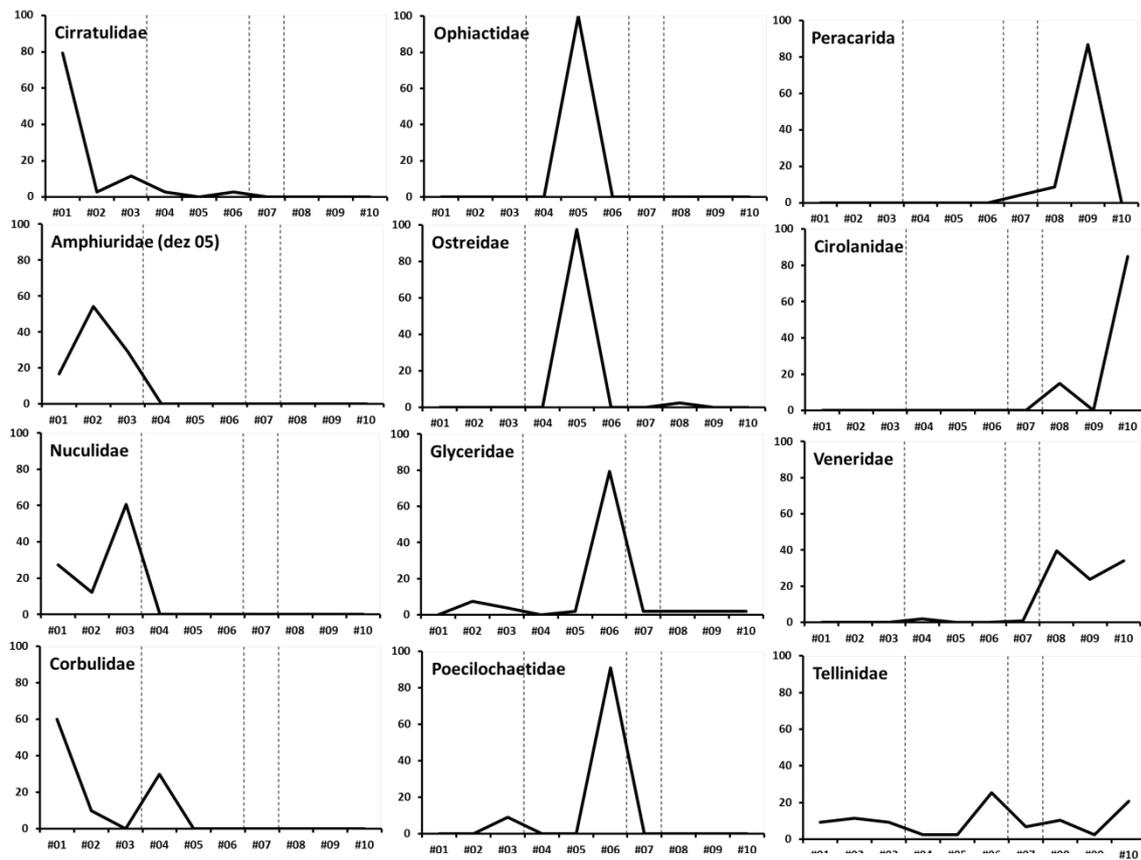


Figura 2. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Paraguçu em dezembro de 2005

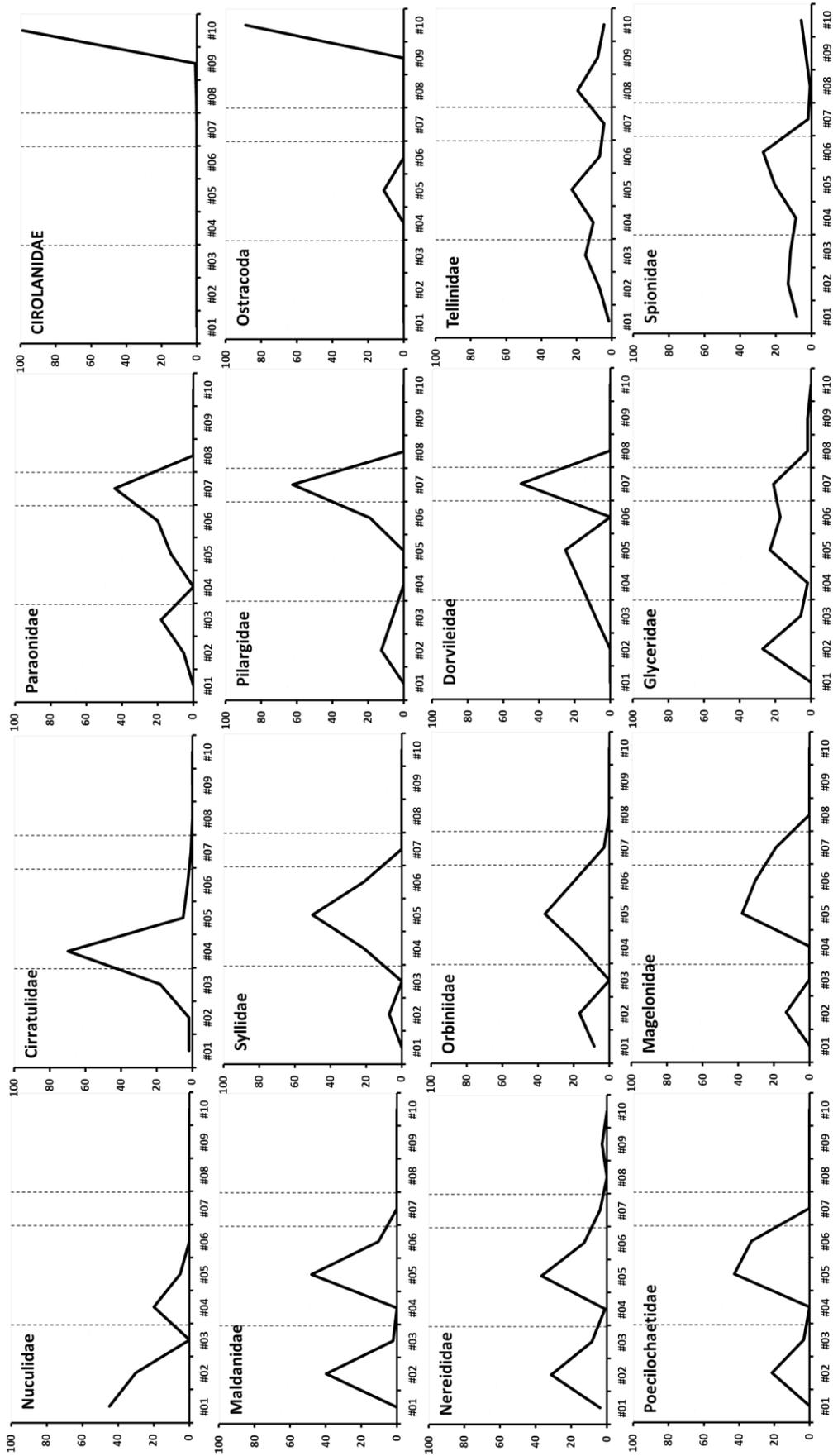


Figura 3. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Paraguaçu em junho de 2011

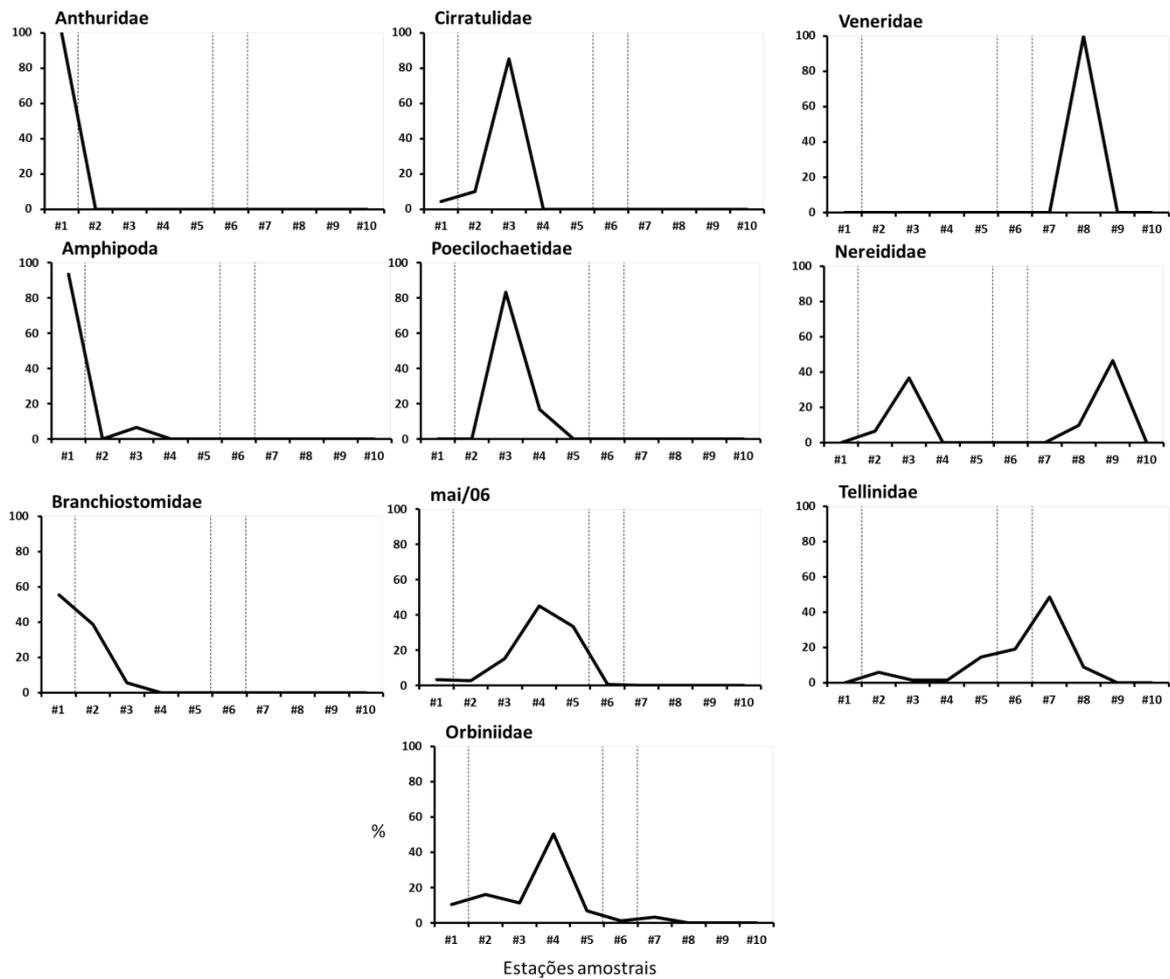


Figura 4. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Jaguaripe em maio de 2006

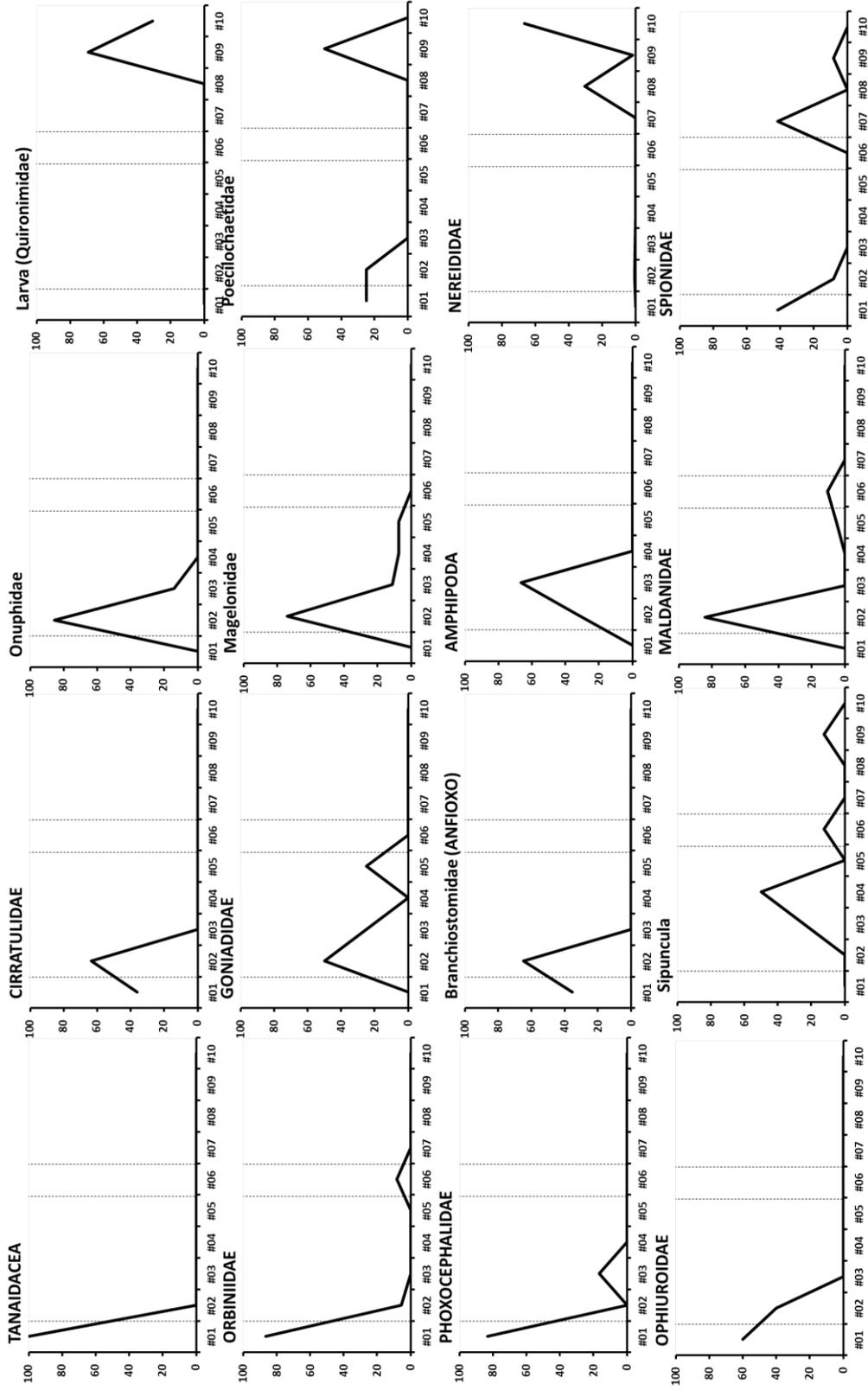


Figura 5. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Jaguaripe em julho de 2010

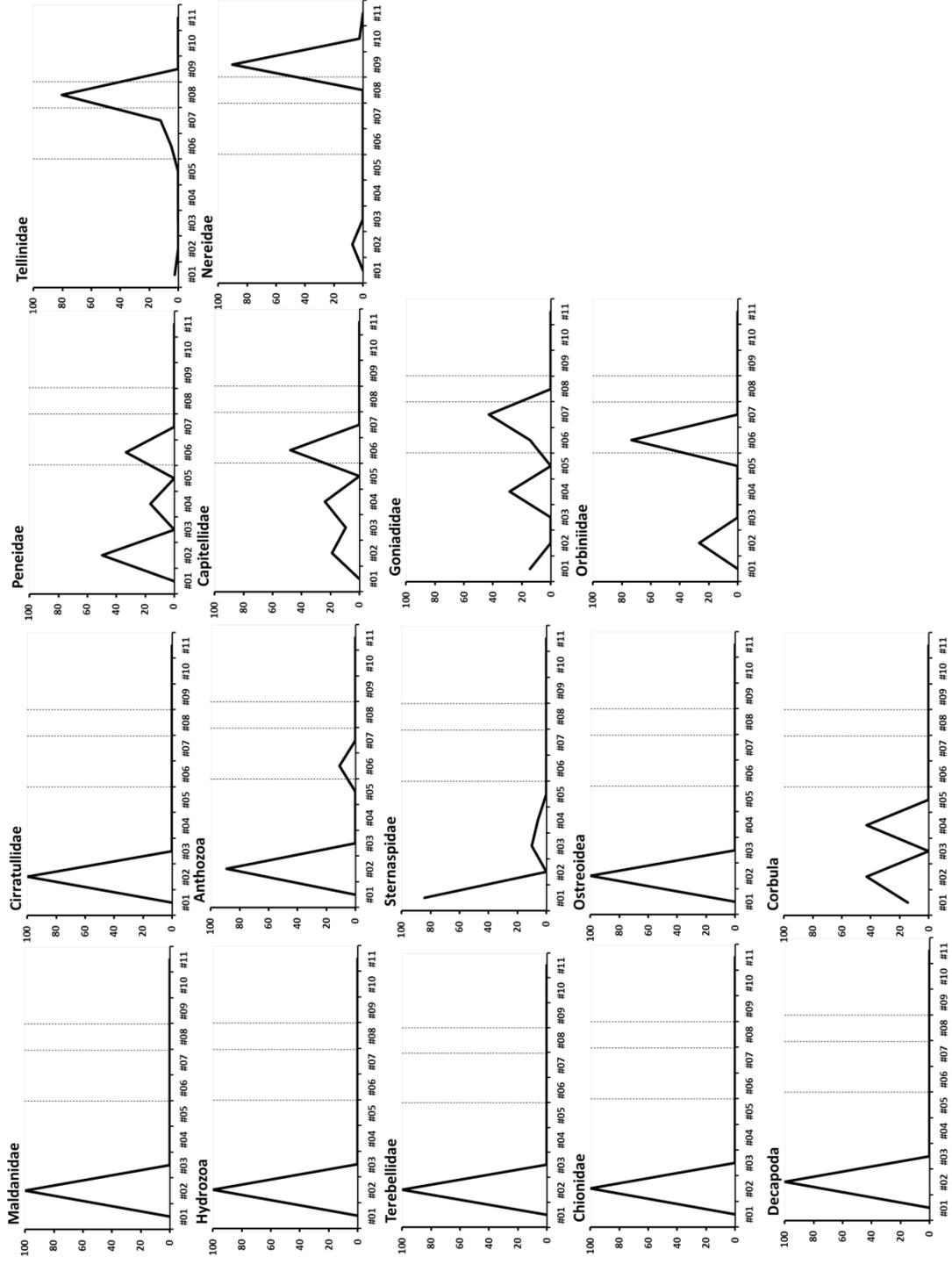


Figura 6. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Subaé em junho de 2004

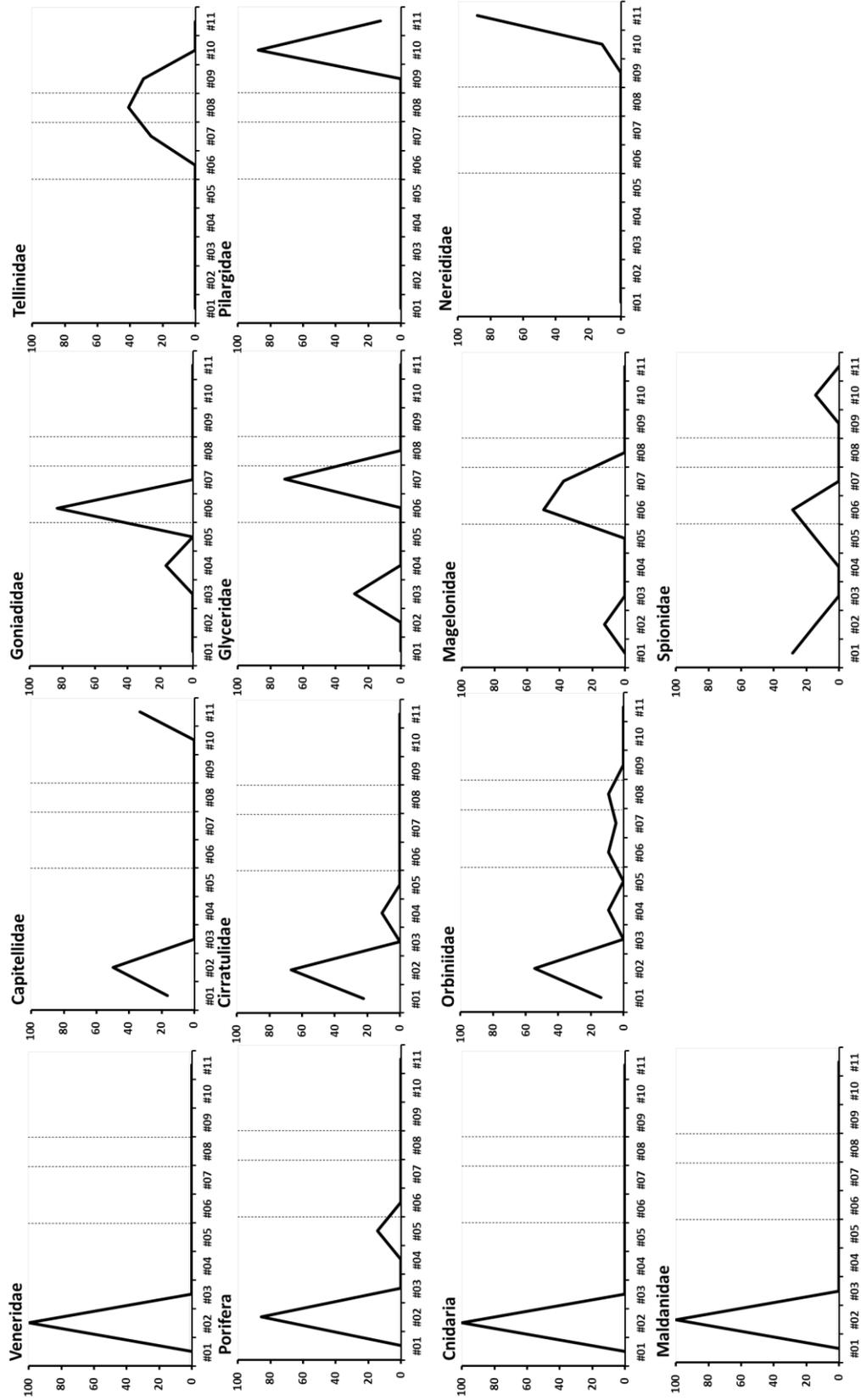


Figura 7. Distribuição dos táxons mais abundantes para o estuário do rio Paraguau em março de 2006.