

MARCELO GRUMACH FALCÃO

**A ICTIOFAUNA EM PLANÍCIES DE MARÉ NAS BAÍAS DAS
LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ, PARANÁ.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre, pelo Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas-Área Zoologia, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach.

Curitiba

2004

Termo de aprovação

**A ICTIOFAUNA EM PLANÍCIES DE MARÉ NAS BAÍAS DAS
LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ, PARANÁ.**

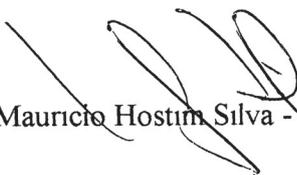
por

Marcelo Grumach Falcão

Dissertação aprovada em 18 de fevereiro de 2005, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores



Dr Henry Louis Spach - UFPR



Dr Mauricio Hostim Silva - UNIVALI



Dr Rodrigo Santiago Godefroid - UNIANDRADE

Este trabalho é dedicado a todos os que de alguma forma me ajudaram. Em especial aos meus avôs e a minha bisavó que não puderam estar ao meu lado, mas me ensinaram muitas coisas.



“O saber é saber que nada se sabe. Esta é a definição do verdadeiro conhecimento”.

Confúcio

AGRADECIMENTOS

Esta parte é a mais difícil de se escrever, pois infelizmente posso ter esquecido alguém, não que esta pessoa não tenha sido importante, durante esta ou outra fase da minha vida, mas e que devido a minha fraca memória simplesmente esqueci. Então se seu nome não está aqui, me desculpe.

Ao Curso de Pós-Graduação em Zoologia e ao Centro de Estudos do Mar (CEM-UFPR) por possibilitarem o desenvolvimento deste trabalho.

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida durante estes dois anos.

Ao Projeto INSTITUTO DO MILÊNIO – RECOS, por permitir a minha participação no desenvolvimento deste projeto.

Aos funcionários do CEM Ruth, Lalá, Roney, Zé e Josias, pelo apoio e ajuda na logística, sem os quais as coletas não sairiam.

Ao Professor Marco Fábio, pelas conversas, e por ele permitir a utilização de sua tabela com informações sobre os peixes da região.

Ao Laboratório de Física Marina pela ajuda na confecção dos mapas.

Ao Henry, pela orientação e acima de tudo pela grande amizade nestes dois anos de convivência, na qual aprendi muitas coisas não somente de peixes, mas da vida, durante as várias conversas que tivemos.

Aos colegas de laboratório Gui, Robert, Helen, Zé, Mari, Fabi, César e Chileno, pela enorme colaboração neste trabalho e por todos os momentos agradáveis no laboratório e principalmente fora dele.

Aos companheiros da República, Kleber e Daniel, por toda a “bagunça organizada” que era a casa.

Aos amigos Marcelão, Garraffa, Ricardo, Germinal e Orlei pelos Churrascos, Futebol & Cia. realizados em Pontal.

Ao Ricardo Queiroz pela correção do Abstract e pelas conversas sobre Sampa e futebol.

Aos amigos de Curitiba Reis, Jú, Rafa, Cassi, Ingo, Elaine, Fafá, Carlão e Fabio pelos momentos de descontração e pelas festas. E também aos amigos de Sampa, pois apesar da distância a amizade continua.

Ao meu irmão Rodrigo (Kinha) pelas piadas, pelo companheirismo e pelas brincadeiras.

A minha namorada Michelle, por compreender a minha ausência e minha vida corrida de pesquisador, me apoiar e incentivar, escutar minhas reclamações e pelos momentos felizes que passei e continuarei a passar ao seu lado.

Um agradecimento especial aos meus pais Silvia e Roberto, que sem eles não seria nada. MUITO OBRIGADO pelo grande incentivo, por todas as oportunidades, pelo enorme carinho, compreensão, durante toda a minha vida. Por me ensinar muitas coisas que levarei para sempre comigo.

A todas essas pessoas VALEU, este trabalho não sairia sem a ajuda de vocês.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DAS PRANCHAS DE FOTOS	xv
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	5
2.1. Objetivo geral	5
2.2. Objetivo específico	5
3. ÁREA DE ESTUDO	6
4. MATERIAL E MÉTODOS	10
4.1. Coleta de dados	10
4.2. Processamento dos dados	11
5. RESULTADOS	16
5.1. Parâmetros sedimentológicos e físico-químicos	16
5.2. Ictiofauna	25
5.2.1. Estrutura	25
5.2.2. Variação temporal e espacial	37
5.3. Ictiofauna como bioindicador ambiental	58
6. DISCUSSÃO	72
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84

LISTA DE TABELAS

1	VALORES PERCENTUAIS DA QUANTIDADE DE CaCO_3 E MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE NAS ANÁLISES SEDIMENTOLÓGICAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ	18
2	VALORES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS POR ÁREA, PONTO E MÊS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ. SAL.- SALINIDADE, TEMP- TEMPERATURA DA ÁGUA ($^{\circ}\text{C}$) E SAT. OD%-PORCENTAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA	20
3	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS DAS BAÍAS DE LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	21
4	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS E POR PONTO DA SALINIDADE NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	21
5	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA TEMPERATURA DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	22
6	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DO PH NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	22
7	RESULTADO DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA CONCENTRAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	22
8	LISTA DE FAMÍLIAS E ESPÉCIES CAPTURADAS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (EM ORDEM ALFABÉTICA SEGUNDO NELSON, 1994)	26

9	LISTA DAS 10 ESPÉCIES DOMINANTES EM PESO NAS CAPTURAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	27
10	NÚMERO DE EXEMPLARES (N), COMPRIMENTO PADRÃO EM mm (CP) E DESVIO PADRÃO, TAMANHO MÍNIMO E MÁXIMO E ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO (A = ADULTO, J = JUVENIL). DOS PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	28
11	FREQÜÊNCIA POR SEXO E ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL POR MÊS E PONTO NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (F= FÊMEA, M= MACHO, A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)	33
12	NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL DOS PEIXES COLETADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)	35
13	SÍNTESE DAS INFORMAÇÕES DISPONÍVEIS SOBRE AS FAMÍLIAS, GÊNEROS E ESPÉCIES DE PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ, COM SEUS RESPECTIVOS NOMES VULGARES (D= DEMERSAL, P= PELÁGICA, M= MARINHA, ME= MARINHA E ESTUARINA, E= ESTUARINA). SÍNTESE BASEADA EM REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	36
14	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE MANN-WHITNEY U COMPARANDO AS MÉDIAS POR PONTO DO PESO DA CAPTURA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)	45

15	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE MANN-WHITNEY U COMPARANDO AS MÉDIAS POR PONTO DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)	45
16	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> TUKEY (MESES) E MANN-WHITNEY U (PONTO) COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS E POR PONTO DO NÚMERO DE ESPÉCIES NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)	46
17	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA RIQUEZA DE MARGALEF NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	46
18	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA DIVERSIDADE SHANNON-WIENER NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	47
19	RESULTADOS DO TESTE <i>A POSTERIORI</i> DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DE PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)	47
20	ANÁLISE DE SIMILARIDADE DE PERCENTAGEM (ANOSIM) MOSTRANDO A CONTRIBUIÇÃO MÉDIA DAS ESPÉCIES PARA A SIMILARIDADE MÉDIA INTERNA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	48
21	ANÁLISE DE SIMILARIDADE DE PERCENTAGEM (ANOSIM) MOSTRANDO A CONTRIBUIÇÃO MÉDIA DAS ESPÉCIES PARA A DISSIMILARIDADE MÉDIA INTERNA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	48

LISTA DE FIGURAS

1	MAPA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ	9
2	MAPA DA BAÍA DAS LARANJEIRAS COM OS PONTOS DE COLETA	13
3	MAPA DA BAÍA DE PARANAGUÁ COM OS PONTOS DE COLETA	13
4	DIAGRAMA DE SHEPARD-CLASSIFICAÇÃO SEDIMENTOLÓGICA BASEADA NOS RESULTADOS DA ANÁLISE DE GRANULOMETRIA	19
5	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E DOS PONTOS DE COLETAS SOBRE OS PARAÂMENTROS ABIÓTICOS DA BAÍA DAS LARANJEIRAS	23
6	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA SOBRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS DA BAÍA DE PARANAGUÁ	24
7	FREQÜÊNCIA ABSOLUTA POR CLASSE DE COMPRIMENTO PADRÃO DOS PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (L= LARANJEIRAS E P= PARANAGUÁ)	29
8	FREQÜÊNCIA ABSOLUTA POR CLASSE DE COMPRIMENTO PADRÃO DOS EXEMPLARES DAS ESPÉCIES <i>Atherinella brasiliensis</i> (A), <i>Mugil</i> SP. (B), <i>Sphoeroides greeleyi</i> (C), <i>Anchoa parva</i> (D), <i>Anchoa tricolor</i> (E) E <i>Eucinostomus argenteus</i> (F) PARA AS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ E TAMBÉM PARA AS DUAS BAÍAS JUNTAS (L= LARANJEIRAS E P= PARANAGUÁ)	31

9	FREQÜÊNCIA PORCENTUAL DE INDIVÍDUOS POR ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL NAS AMOSTRAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)	32
10	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARAMÉTRICA (F) E NÃO PARAMÉTRICA (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DE PESO DE CAPTURA, NÚMERO DE INDIVÍDUOS E NÚMERO DE ESPÉCIES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	41
11	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARAMÉTRICA (F) E NÃO PARAMÉTRICA (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DO ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF, ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	42
12	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DE KRUSKAL-WALLIS (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DE PESO DE CAPTURA, NÚMERO DE INDIVÍDUOS E NÚMERO DE ESPÉCIES NA BAÍA DE PARANAGUÁ	43
13	RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DO ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF, ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DE PARANAGUÁ	44
14	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 7 TAXA DOMINANTES, NA BAÍA DAS LARANJEIRAS (Ag- AGOSTO, O- OUTUBRO, D- DEZEMBRO, F- FEVEREIRO, Ab- ABRIL E J- JUNHO)	49

15	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARTIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	50
16	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, BASEADO NOS DADOS DE CAPTURA DOS 16 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	51
17	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS	52
18	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE DOS 9 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ	53
19	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ	54
20	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 15 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ	55
21	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ	56
22	DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 20 TAXA DOMINANTES NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	57

23	VALORES DA ESTATÍSTICA W CORRESPONDENTE A 48 CURVAS ABC DE CADA PONTO E MÊS DE COLETA	59
24	PLOTAGEM ABC DE AGOSTO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	60
25	PLOTAGEM ABC DE OUTUBRO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	61
26	POLTAGEM ABC DE DEZEMBRO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	62
27	PLOTAGEM ABC DE FEVEREIRO NAS PLANÍCIES DE MARÉ DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	63
28	PLOTAGEM ABC DE ABRIL NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	64
29	PLOTAGEM ABC DE JUNHO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	65
30	CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DA DOMINÂNCIA CUMULATIVA PERCENTUAL (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	66
31	CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DA DOMINÂNCIA CUMULATIVA PERCENTUAL (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ	67
32	PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ	68

33	PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ	69
34	PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS	70
35	PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ	71

LISTA DAS PRANCHAS DE FOTOS

- 1 FOTOS DAS ESTAÇÕES DE COLETA NA BAÍA DAS LARANJEIRAS (1= PONTO 1- 48°24'21''/25°19'37'', 2= PONTO 2- 48°25'25''/25°21'55'', 3= PONTO 3- 48°25'01''/25°23'07'' E 4= PONTO 4- 48°25'15''/25°24'47'') 14

- 2 FOTOS DAS ESTAÇÕES DE COLETA DA BAÍA DE PARANAGUÁ (1= PONTO 5- 48°32'39''/25°30'28'', 2= PONTO 6- 48°29'37''/25°30'48'', 3= PONTO 7- 48°29'19''/25°30'58'' E 4= PONTO 8- 48°25'40''/25°33'19'') 15

RESUMO

Apesar do grande volume de informações sobre a ictiofauna em áreas rasas dos estuários, na região deste estudo faltam informações sobre quais espécies e como elas utilizam os ecótonos marginais do Estuário Baía de Paranaguá, Paraná. No sentido de ampliar os conhecimentos sobre a ictiofauna de planícies de maré, foram feitas coletas bimestrais ao longo de um ano, em oito planícies de maré, quatro na Baía de Paranaguá e quatro na Baía das Laranjeiras, através de arrastos com rede do tipo picaré. Foram capturados um total de 11992 indivíduos pertencentes a 22 famílias e 52 **taxa**. As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Carangidae, Engraulidae e Gerreidae, com exceção da primeira, as demais também apresentaram juntamente com Atherinopsidae e Tetraodontidae dominância em número de indivíduos. Poucos **taxa** foram dominantes: *Atherinella brasiliensis* (43,27%), *Mugil* sp. (12,90%), *Anchoa tricolor* (10,42%), *Eucinostomus argenteus* (7,55%), *A. parva* (6,74%), *Anchoa* sp. (4,54%), *Sphoeroides greeleyi* (3,76%), *Poecilia vivipara* (2,49%) e *S. testudineus* (1,68%), com os demais **taxa** presentes com baixa frequência de ocorrência (<1% da captura total). Entre 45 espécies capturadas em ambas as Baías, 31 espécies apresentaram somente indivíduos jovens enquanto 12 apresentaram tanto indivíduos jovens e (quanto) adultos. Dessas, 26 espécies (57,78 %) são pelágicas e respondem pela maior parte da captura em número de exemplares. A maioria das espécies é marinha-estuarina (31 espécies), oito são estuarinas e seis são marinhas. A maioria das espécies coletada tem baixa ou média importância econômica na pesca local. A análise de escalonamento MDS demonstrou para a Baía das Laranjeiras que não há uma separação entre os meses de coleta e também entre os quatro pontos amostrados. A Baía de Paranaguá segue a mesma tendência, havendo também homogeneidade espaço-temporal. A análise conjunta das duas áreas mostra uma relativa separação entre elas, resultado de diferenças na composição da ictiofauna das baías. Os parâmetros univariados como riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, não evidenciaram diferenças estruturais nas assembleias de peixes. As curvas de abundância geométrica revelaram o comprometimento ambiental das planícies próximas a cidade e o porto de Paranaguá e em frente a uma vila de pescadores. As curvas de abundância ranqueada e de porcentagem cumulativa indicaram a existência de distúrbio ambiental somente na Baía de Paranaguá em todos os meses de coleta, exceção a fevereiro, provavelmente devido ao recrutamento. As curvas de abundância e biomassa (ABC) e as curvas ABC parcial mostraram na Baía de Paranaguá impacto moderado nos meses de agosto, outubro, dezembro e junho, forte em fevereiro e ausência de impacto em abril. A estatística W corroborou os resultados obtidos com as curvas ABC.

ABSTRACT

Despite the considerable amount of information concerning ichthyofauna on estuarine tidal flats, there is a lack of information about species composition and how they relate to the environment, in the marginal ecotones from Paranaguá Bay, Paraná. In order to broaden the knowledge about the ichthyofauna on tidal flats, four areas in Paranaguá Bay, and other four areas in the Laranjeiras Bay were studied, by means of beach trawls. There were sampled 11,992 fish, belonging to 22 families and 52 **taxa**. Carangidae, Engraulidae and Gerreidae were the families which presented largest number of species. Engraulidae and Gerreidae, along with Atherinopsidae and Tetraodontidae presented dominance, considering number of individuals. A few **taxa** were dominant: *Atherinella brasiliensis* (43,27%), *Mugil* sp. (12,90%), *Anchoa tricolor* (10,42%), *Eucinostomus argenteus* (7,55%), *A. parva* (6,74%), *Anchoa* sp. (4,54%), *Sphoeroides greeleyi* (3,76%), *Poecilia vivípara* (2,49%) e *S. testudineus* (1,68%). Others taxa were present at low frequency of occurrence (<1% of total capture). Among 45 species caught in both bays, 31 presented only juvenile fish, while 12 presented juveniles and adults. From those, 26 species (57,78%) are pelagic and represented the majority of number of individuals. Thirty-one species were identified as being marine-estuarine, eight as estuarine and six as marine. Most species have low commercial value. The MDS analysis didn't show significant differences among months and areas within Laranjeiras and Paranaguá bays. When both bays are compared, however, a relative separation may be observed, due to differences on their ichthyofauna composition. Univariate parameters like Species Richness, Shannon-Wiener Diversity Index and Pielou evenness didn't show structural differences in fish assemblages. The geometric abundance curve showed the environmental compromise of the tidal flat close to Paranaguá city and harbor, and in front of one of the fishing communities. Ranked and cumulative percentage curves showed the existence of environmental disturbance only in Paranaguá Bay at all months, except in February, probability due to recruitment. The ABC and partial ABC curves showed strong impacts in February, moderate impact in August, October, December and June, and no impact in April. The W statistic corroborated the results obtained with ABC curves.

1. INTRODUÇÃO

A definição mais largamente citada para estuário na literatura científica foi a dada por Pritchard em 1967, como estuário sendo um corpo de água semi-fechado que tem uma livre conexão com o mar aberto e dentro a água marinha sofre diluição pelo aporte de água continental (DAY JR *et al.*, 1989 e ELLIOTT & McLUSKY, 2002). Portanto a característica mais fundamental de um estuário é a interação que ocorre no seu interior entre a água salgada e doce, e por isso é muito comum a classificação pela salinidade, relatando graus de mistura entre essas duas massas de água. Em um típico estuário, a salinidade diminui do oceano para o rio, permitindo assim a subdivisão em áreas dependendo da salinidade apresentada: uma área com alta salinidade é chamada de polihalina, com salinidades médias constitui a parte mesohalina, e a região de menor salinidade, oligohalina (DAY JR *et al.*, 1989).

Os estuários são locais com variações espaciais e temporais contínuas (ELLIOTT & McLUSKY, 2002). Diversas variáveis ambientais, além da salinidade, apresentam mudanças gradativas desde o mar até o interior do estuário, tais como: a turbidez da água, composição química da coluna d'água incluindo a mudança na quantidade e tipos de nutrientes dissolvidos, na quantidade de oxigênio e outros gases dissolvidos, no pH e na composição dos sedimentos.

Além de serem muito dinâmicos, pois sofrem grandes variações em períodos curtos e longos (KUPSCHUS & TREMAIN, 2001), os estuários estão entre os sistemas mais produtivos. Nestes ambientes ocorrem diferentes processos alternados de produção e consumo, que permitem certa estabilidade ecológica, apesar das grandes variações nos parâmetros ambientais. A combinação da alta produtividade e a presença de áreas rasas proporciona uma variedade de habitats favoráveis que suportam diversas espécies de organismos em vários estágios do ciclo de vida, adaptados às pressões ambientais, cuja origem pode ser marinha, dulcícola ou terrestre (YANES-ARANCIBA, 1986).

Devido a essa variação de fatores ambientais presentes nos estuários, é que diversos ecossistemas são formados, tais como: gamboas, mangues, bancos de

marismas, praias, costões rochosos e planícies de maré, onde podem se fixar várias espécies de animais e vegetais.

As marismas costeiras são constituídas por um complexo de redes de planícies de maré, com características heterogêneas em termos de profundidade e regime de maré (DESMOND *et al.*, 2000), além da composição do seu substrato. Esse ecossistema apresenta uma diversidade de componentes biológicos que incluem comunidade de vegetais, microbiótica, plâncton, invertebrados e peixes (MITSCH & GOSSELINK, 1993). Esta diversidade é importante, pois segundo LAFFAILLE *et al.* (2000) um grande número destes animais depende, por curtos ou longos períodos do seu ciclo de vida, da intensa produtividade primária e de refúgios providenciados pelas plantas vasculares. NAGELKERKEN *et al.* (2000) relatam que muitos estudos em várias partes do mundo demonstraram a importância dos manguezais e dos bancos de marismas para os peixes, onde estão presentes com uma alta diversidade e abundância, utilizando esses ambientes nos estágios iniciais ou durante todo o ciclo de vida (LAFFAILLE *et al.*, 2000). Esses e outros ecótonos estuarinos são utilizados pela ictiofauna para a reprodução, forrageamento, berçário e migração (WEINSTEIN, 1979; BLABER & BLABER, 1980; WEINSTEIN *et al.*, 1980; LONERGAN *et al.*, 1986; TZENG & WANG, 1992 e YANES-ARANCIBA *et al.*, 1993 in BLANC *et al.*, 2001).

Além da distribuição espacial das espécies de peixes garantirem uma não uniformidade ao longo de diversos pontos do estuário, há ainda a variação temporal, que atua sobre a primeira (OLIVEIRA-NETO *et al.*, 2004). As variações espaciais e temporais na exploração destes habitats podem reduzir a competição trófica entre as espécies e entre os estágios que tem uma dieta similar e conseqüentemente favorece o crescimento de ambas. Entender a função de cada habitat (estuário, bancos de marismas e planícies de maré) e suas relações, especialmente seus efeitos na abundância, movimentos e crescimento dos organismos, é essencial para gerenciar o ecossistema (LAFFAILLE *et al.*, 2000).

Por os peixes serem um componente dominante da macrofauna da biota estuarina, muitos estudos têm focado nos modelos de distribuição, pois muitos

mecanismos acabam influenciando a distribuição dos peixes dentro do sistema estuarino (MARTINO & ABLE, 2003). Para BLANC *et al.* (2001) e vários autores os parâmetros ambientais mostram um efeito significativo na estruturação da comunidade de peixes dentro de um sistema costeiro marinho, sendo os principais parâmetros: temperatura (ROGERS & MILLER, 1996 e LAROCHE *et al.*, 1997), salinidade (THIEL *et al.*, 1995; ROGERS & MILLER, 1996 e LAROCHE *et al.*, 1997), concentração de oxigênio dissolvido (LOUIS *et al.*, 1995 e DEEGAN *et al.*, 1997), profundidade (LAEDSGAARD & JOHNSON, 1995) e características morfológicas do substrato (JENKIS & WHEATLEY, 1998 e GARCIA-CHARTON & PEREZ-RUFALA, 1998).

Geralmente as zonas costeiras mundiais estão debaixo de estresse como resultado das atividades humanas que incluem sobrepesca e turismo, bem como a urbanização, agricultura, aquíicultura e desenvolvimento industrial que causam poluição (RAZ-GUZMAN & HUIDOBRO, 2002). Muitos estuários no mundo já estão comprometidos por estas atividades, como os pequenos estuários na costa de Natal, África do Sul (BEGG, 1978 in BLABER *et al.*, 1984 e COOPER *et al.*, 1994), alguns estuários típicos da Europa como o de Tagus em Portugal (COSTA & ELLIOTT, 1991 e COSTA & CABRAL, 1999), o de Forth na Escócia (COSTA & ELLIOTT, 1991) e o de Humber, no Reino Unido (MARSHALL & ELLIOTT, 1998), mas neste sentido, pouco se conhece sobre os estuários da costa brasileira.

Os indicadores ambientais são definidos como medidas físicas, químicas, biológicas ou sócio-econômicas que melhor representam os elementos-chaves de um complexo ecossistema (WARD *et al.*, 1998). Eles podem ser qualitativos ou quantitativos, embora os quantitativos sejam mais utilizados para conduzir ações de gerenciamento (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002). Usando indicadores, é possível se avaliar a condição fundamental do ambiente, sem a necessidade de se descrever toda a complexa estrutura do sistema.

Muitos grupos de organismos têm sido sugeridos e usados como indicadores de alterações ambientais e ecológicas (KARR *et al.*, 1986). Na literatura científica sobre impacto no meio ambiente a atenção é mais voltada para o macrobentos, no entanto

WHITEFIELD (1996) afirma que existem muitos aspectos negativos com relação a este grupo. Embora nenhum grupo seja preferido pelos biólogos, parece que peixes, pássaros e plantas têm recentemente recebido a maior parte das atenções (SCHAEFFER *et al.*, 1985; MORRISON, 1986; FAUSCH *et al.*, 1990 e DENNISON *et al.*, 1993).

Os habitats estuarinos, e a assembléia de peixes associada a eles são potencialmente impactados por muitas ações antropogênicas que podem ter uma influência direta nos recursos alimentares, distribuição, diversidade, reprodução, abundância, crescimento, sobrevivência e comportamento tanto das espécies de peixes residentes quanto das migratórias. A relação direta e indireta entre as comunidades ictiofaunísticas e os impactos humanos nos estuários reforçam a escolha deste grupo taxonômico como um indicador biológico que pode auxiliar na formulação de objetivos de qualidade ambiental e ecológica, e estabelecer padrões de qualidade ambiental e ecológica para esses sistemas.

2. OBJETIVO

1.2.1. OBJETIVO GERAL

Descrever as comunidades ictiicas em planícies de maré das Baías de Laranjeiras e Paranaguá.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a variação temporal e espacial das comunidades de peixes de planícies de maré das Baías das Laranjeiras e Paranaguá;

Identificar alterações ecológicas não naturais no padrão de variação da ictiofauna nas duas áreas.

3. ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (Figura 1), situado na costa paranaense entre 25°16' e 25°34' S e 48°17' e 48°42' W, apresenta uma área total de 612 Km², e faz parte da grande interconexão do sistema estuarino subtropical que inclui o sistema Baía de Iguape-Cananéia no sudeste do estado de São Paulo (LANA *et al.*, 2000). O CEP é definido como um sistema estuarino composto por dois braços de água, um formado pelas baías de Paranaguá e Antonina (260 Km²) e outro pelas baías de Laranjeiras e Pinheiros (200 Km²) (LANA *et al.*, 2000). Constituindo assim dois eixos, um leste-oeste (com as duas primeiras baías) e outro norte-sul (com as demais baías). É classificado como um estuário parcialmente misturado do tipo B (KNOPPERS *et al.*, 1987), e segundo LANA *et al.* (2000) apresenta um padrão de circulação e de estratificação que variam entre as estações do ano e as marés são semidiurna com desigualdade diurna.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é definido como Cfa (BIGARELLA, 1979; ANGULO, 1992 e IPARDES, 1990). Segundo SÁ (2003) o período chuvoso inicia-se no final da primavera e dura a maior parte do verão (fevereiro ocorre a maior precipitação), enquanto que o período seco começa no final do outono permanecendo até o final do inverno (julho e agosto), interrompido às vezes, por pequenos e fracos períodos chuvosos no início do inverno. A média anual de precipitação é de 2.500mm com máxima de 5.300mm (LANA *et al.*, 2000). Os ventos dominantes na região são provenientes dos quadrantes leste e sudeste, com velocidade média de 4,0 m.s⁻¹ e máxima de 25,0 m.s⁻¹. A umidade relativa do ar é de 85% e a temperatura média do ar é de aproximadamente 21 °C (LANA *et al.*, 2000).

A Baía de Paranaguá localiza-se no eixo leste-oeste com uma extensão de aproximadamente 45 Km e largura máxima de cerca de 7 Km (DISARÓ, 1995) e apresenta a sua esquerda a Baía de Antonina e a direita o Oceano Atlântico. A Baía das Laranjeiras está situada no eixo norte-sul, tem uma extensão de aproximadamente 30 Km com 13 Km de largura máxima (DISARÓ, 1995) e apresenta em sua extremidade mais interna a Baía de Guaraqueçaba, à direita a Baía dos Pinheiros e à

esquerda as Enseadas do Benito e do Itaqui, que recebem a descarga dos rios Guaraqueçaba, Serra Negra, Açungui, Tagaçaba e o Morato, com exceção do último, os demais são todos rios de pequeno porte (DISARÓ, 1995 e MAACK, 1981 in BRANDINI, 2000).

A entrada e saída da água do mar na Baía de Paranaguá, ocorre principalmente pelo canal da Galheta, enquanto que na Baía das Laranjeiras, além de entrar pelo canal da Galheta, isto também acontece pelo Canal Norte, e próximo a Ilha das Cobras, ocorre a mistura da água proveniente destas duas entradas (DISSARÓ, 1995).

O CEP possui diversas vilas de pescadores e algumas cidades, sendo a maior destas a cidade de Paranaguá. Devido a isso, diversas ações antrópicas ocorrem neste estuário, causando de alguma forma danos ao meio ambiente e conseqüentemente a fauna. Nesta área, segundo SÁ (2003) coexistem diversas atividades: urbana, portuária, industriais (fertilizantes, estocagem de produtos químicos, granéis), dragagens, atividades pesqueiras e muitas outras.

Na Baía de Paranaguá, com relação às atividades portuárias desenvolvidas no entorno da cidade de Paranaguá, existe um terminal de cargas, que possui um intenso movimento de navios ao longo do ano. Além da presença do porto, a cidade de Paranaguá sofre com problemas decorrentes da urbanização. Por isso MIRANDA (2004) afirma que os impactos nesta região estão vinculados as atividades pesqueiras, poluição orgânica e química além dos impactos provenientes das atividades portuárias. Dos pontos amostrados nesta baía, os três primeiros estariam em áreas sob o efeito mais direto da cidade e do porto de Paranaguá. O ponto 5 fica próximo aos terminais da FOSPAR, Petrobrás e Catalina e da desembocadura do Rio Nhanha que passa pela Vila Guarani, um bairro com ocupação urbana desordenada e inúmeras moradias sem tratamento de esgoto. Os pontos 6 e 7 ficam próximos do porto e na entrada do Rio Itiberê que corta a cidade de Paranaguá e recebe esgoto doméstico e industrial. Por outro lado, o ponto 8 apesar da distância de Paranaguá, pode receber efeitos indiretos, principalmente através do corpo hídrico.

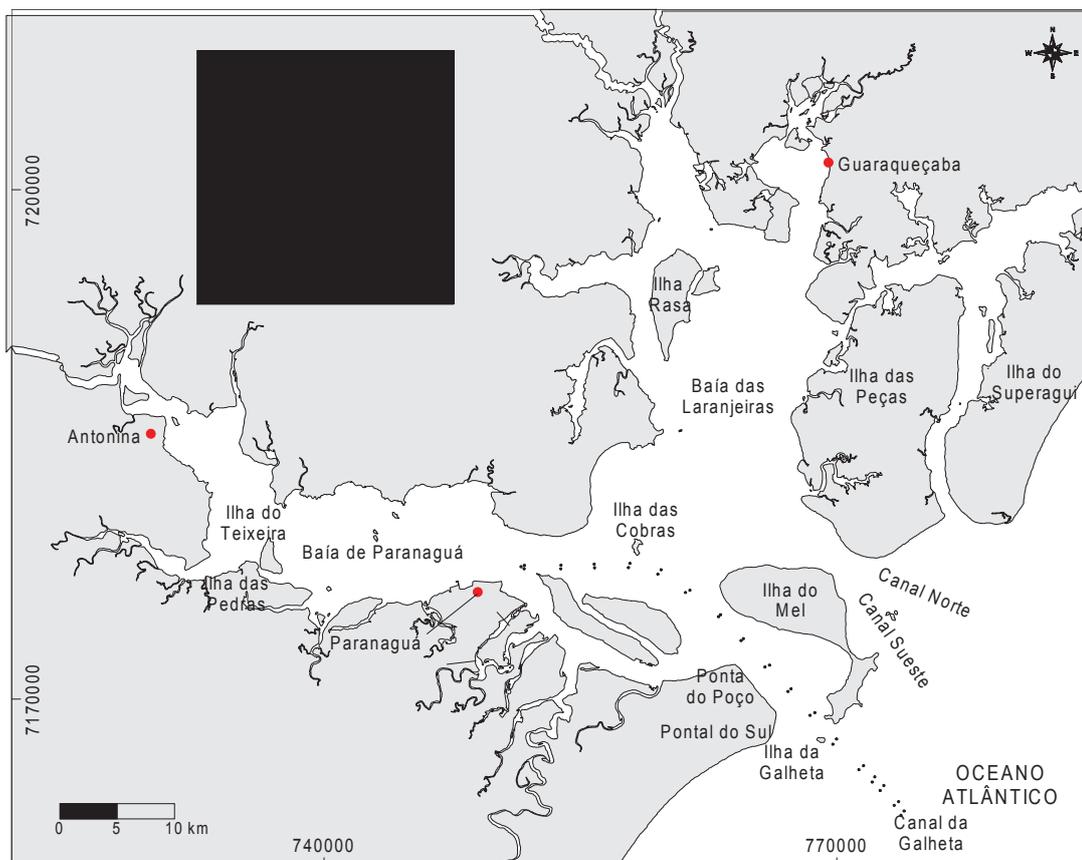
Embora a Baía das Laranjeiras sofra a influência da cidade de Guaraqueçaba, o sistema apresenta um reduzido grau de perturbação antrópica, principalmente devido a

seu difícil acesso, quando comparado às Baías de Paranaguá e Antonina, que recebem uma maior carga de efluentes (domésticos e industriais) e sofrem diversas perturbações provenientes das atividades portuárias (BRANDINI, 2000).

A Baía das Laranjeiras encontram-se circundada por várias categorias de Unidades de Conservação protegidas por leis estaduais, federais e internacionais como a APA de Guaraqueçaba (BRANDINI, 2000). Esta Baía apresenta ocupações urbanas ao longo da sua área, na sua maioria pequenas vilas de pescadores, que desenvolvem uma pesca artesanal com pequenos barcos e canoas. O ponto 1 estava localizado em frente a ponta do Lanço, o ponto 2 nas proximidades da vila de Mariana e Almeida e o ponto 4 em frente a vila do Pasto, vilas que apresentam uma baixa densidade demográfica (ANDRIGUETTO-FILHO *in* MIRANDA, 2004).

Segundo ÂNGULO & ARAÚJO (1996), as planícies de maré, ecótonos amostrados nesse estudo, são ambientes de sedimentação pelas marés, com pequena declividade e delimitada pela maré, compreendida entre a preamar e baixa-mar (GLOSSÁRIO DE ECOLOGIA, 1997). São locais que ficam submersos regularmente pela ação das marés, declividades que representam uma zona de transição entre a os ambientes terrestres e marinhos, geralmente delimitados por uma faixa estreita de marisma ou mangue e o mar (REISE, 1985 *in* SANTOS *et al.*, 2002). Ocorrem principalmente no interior dos complexos estuarinos, são constituídas principalmente por sedimentos arenoso-argiloso com teores variáveis de matéria orgânica (ÂNGULO & ARAÚJO, 1996). No Paraná, a maior parte desses locais está coberta por mangue e também marismas.

FIGURA 1-MAPA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ



4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. COLETA DOS DADOS

Foram realizadas seis amostragens, essas ocorreram a cada dois meses em oito planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá, sendo quatro na Baía de Laranjeiras (Figura 2 e Prancha 1) e quatro na Baía de Paranaguá (Figura 3 e Prancha 2). Em cada planície amostrada foram realizados três arrastos consecutivos de 15m cada, com duas redes tipo picaré, uma de 9m x 2,5m, com laterais com malha de 13mm e o saco com malha de 5mm, e outra de 15m x 1,60m, com laterais com malha de 13mm e o saco com malha de 5mm. Dois arrastos foram realizados com a primeira rede e um com a segunda.

No laboratório, os peixes foram identificados até o menor **taxon** possível, pesados (g), medidos nos comprimentos total e padrão (mm) e através de uma abertura longitudinal na região ventral foi feita a identificação macroscópica do sexo e do estágio de maturidade gonadal com base na escala proposta por VAZZOLER (1996). Os dados biométricos foram obtidos em até no máximo 50 indivíduos por espécie e amostra, sendo o excedente contabilizado para biomassa em número e peso.

Nas duas áreas de estudo, além das coletas de peixes, também foram coletados indicadores físico e químicos da água de superfície (temperatura, salinidade, pH e concentração de O₂) e sedimentológicos (granulometria e matéria orgânica) em cada planície amostrada. A temperatura foi medida utilizando-se um termômetro de mercúrio, para medir a salinidade utilizou-se um refratômetro de mão ATAGO S/MILL, o pH foi medido através do pHmetro portátil digital-pH 206 e a concentração de oxigênio dissolvido foi estimado através do método descrito por Winkler (GRASSHOFF *et al.*, 1983). Os sedimentos foram coletados com um cano de PVC com aproximadamente 15cm de comprimento e 5cm de diâmetro, duas amostras em cada ponto de coleta, uma na margem e outra no fundo a aproximadamente 10m da margem. A análise do sedimento foi realizada pelo método de análise granulométrica por pipetagem e peneiramento (CARVER, 1971).

4.2. PROCESSAMENTO DOS DADOS

Na análise dos parâmetros físicos e químicos foi utilizada a Análise de Variância unifatorial (ANOVA), sempre que a hipótese nula era rejeitada, o teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado para identificar que médias diferenciavam significativamente ($p < 0,05$) (SOKAL & ROHLF, 1995). Na análise sedimentológica foi utilizado o programa SYSGRAN, desenvolvido pelo Dr. Mauricio Camargo do Centro de Estudos do Mar-UFPR.

Para a descrição dos padrões de variação da ictiofauna, além do número de **taxa**, número de indivíduos e o peso total de captura, utilizou-se conjuntamente os índices de riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') e equitatividade de Pielou (J). Os padrões temporais e espaciais, quando atendidos os pressupostos, foram testados através da ANOVA e o teste *a posteriori* de Tukey, caso contrário utilizava-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e de Mann-Whitney U (SOKAL & ROHLF, 1995).

Para avaliar as variações espaciais e temporais na estrutura da comunidade de peixes, utilizou-se a Análise de Agrupamento (Cluster) e a técnica de ordenação MDS (não métrico) (JOHNSON & WICHERN, 1992). Na análise temporal foram utilizadas as espécies que apresentaram capturas em número acima de 1% do total e estiveram presentes em no mínimo 3 meses. Na avaliação das diferenças espaciais foram utilizadas as espécies que ocorreram em uma frequência mínima de 0,5% do total de cada baía, e foram capturadas em no mínimo 2 planícies. Na análise comparativa entre as duas baías, utilizaram-se as espécies selecionadas pelos métodos descritos acima. Os dados da variação temporal, foram transformados pela raiz quarta, diminuindo-se a influência dos taxa mais numerosos.

O propósito das representações gráficas da distribuição é de extrair informações sobre os padrões das abundâncias relativas das espécies, sem reduzir essa informação a uma estatística sumária, como os índices ecológicos (CLARKE & WARWICK, 1994). Diferentemente dos métodos multivariados estas distribuições podem extrair características universais da estrutura da comunidade, que não são função de um taxa

específico presente e podendo assim serem relacionados a diferentes níveis de estresse biológico (CLARKE & WARWICK, 1994). A possibilidade de estresse foi avaliada através das curvas de abundância de espécies ranqueadas e porcentagem cumulativa, de K-dominância (ABC e ABC reduzido) e estatística W (CLARKE & WARWICK, 1994).

As estações do ano foram definidas como se segue: verão (dezembro e fevereiro), outono (abril), inverno (junho e agosto) e primavera (outubro). Os dados foram processados nos programas estatísticos Statistica Versão 6.1 e PRIMER 5.1.

FIGURA 2-MAPA DA BAÍA DAS LARANJEIRAS COM OS PONTOS DE COLETA

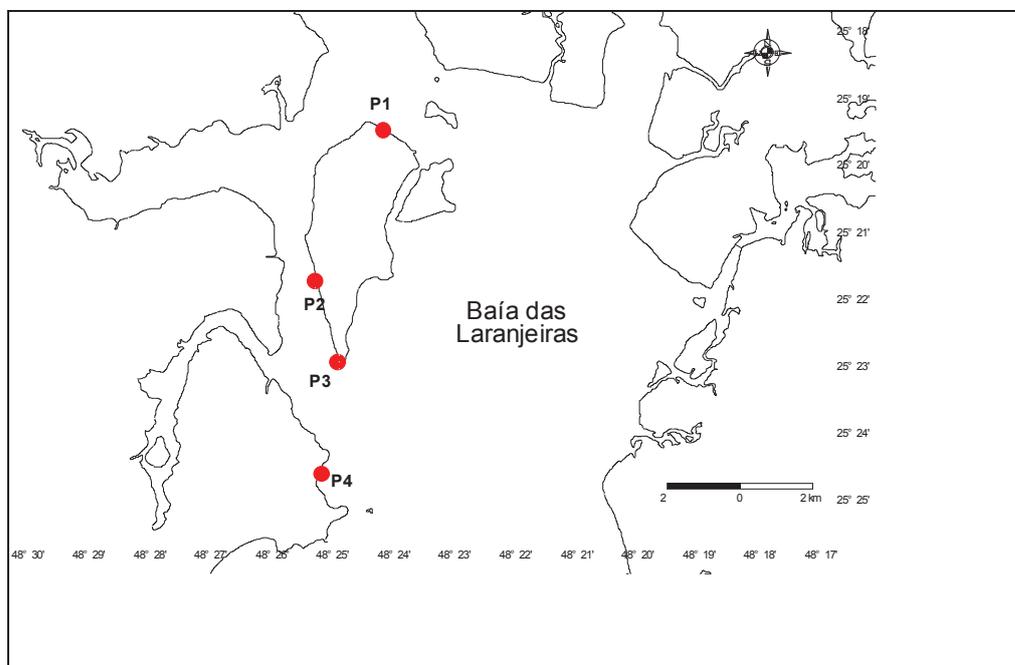
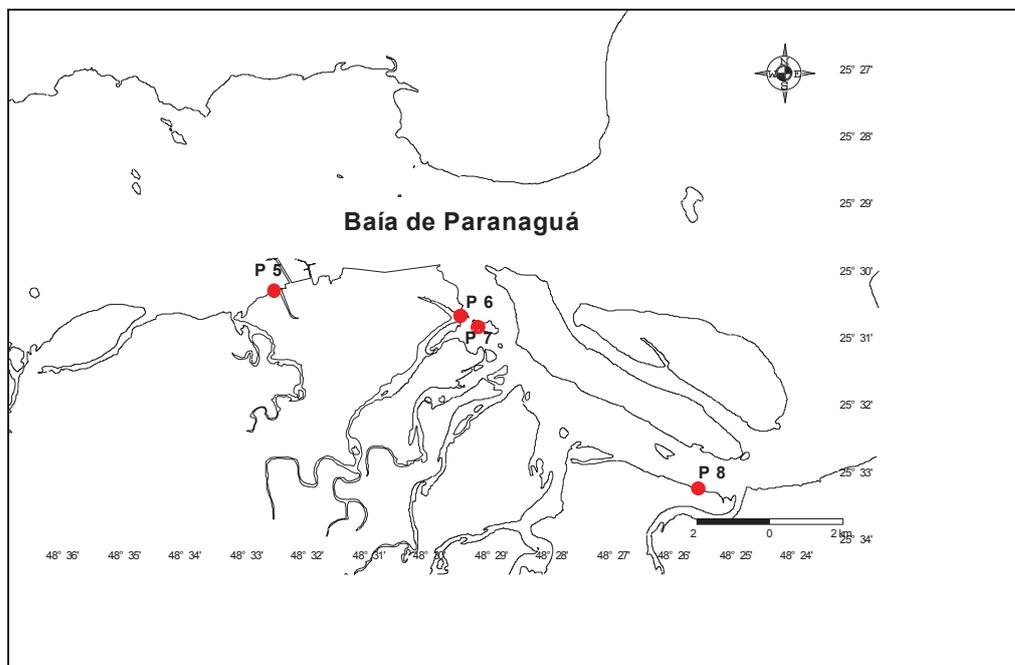
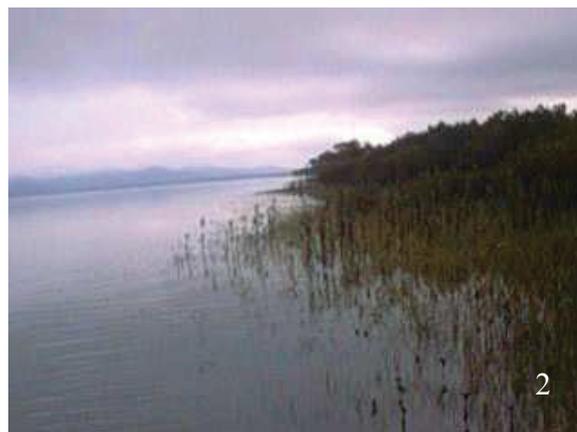


FIGURA 3-MAPA DA BAÍA DE PARANAGUÁ COM OS PONTOS DE COLETA



PRANCHA 1-FOTOS DAS ESTAÇÕES DE COLETA NA BAÍA DAS LARANJEIRAS (1= PONTO 1- $48^{\circ}24'21''/25^{\circ}19'37''$, 2= PONTO 2- $48^{\circ}25'25''/25^{\circ}21'55''$, 3= PONTO 3- $48^{\circ}25'01''/25^{\circ}23'07''$ E 4= PONTO 4- $48^{\circ}25'15''/25^{\circ}24'47''$)



PRANCHA 2-FOTOS DAS ESTAÇÕES DE COLETA DA BAÍA DE PARANAGUÁ (1= PONTO 5- $48^{\circ}32'39''/25^{\circ}30'28''$, 2= PONTO 6- $48^{\circ}29'37''/25^{\circ}30'48''$, 3= PONTO 7- $48^{\circ}29'19''/25^{\circ}30'58''$ E 4= PONTO 8- $48^{\circ}25'40''/25^{\circ}33'19''$)



5. RESULTADOS

5.1. PARÂMETROS SEDIMENTOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS

A análise do sedimento de todos os pontos de coleta em ambas as Baías, mostrou que os grânulos são menores que 3%, caracterizando as planícies como locais compostos por areia ou arenito, com predominância de areia (Figura 4). Os resultados da quantidade de CaCO_3 e de matéria orgânica presente no substrato amostrado, são apresentados na tabela 1. Na Baía das Laranjeiras o sedimento das estações 2 e 3 são mais ricos em matéria orgânica, o mesmo acontecendo nas estações 5 e 8 da Baía de Paranaguá. Nenhuma tendência espacial foi observada com relação à porcentagem de CaCO_3 .

Os dados gerais dos parâmetros físicos e químicos da água são apresentados na tabela 2. Observa-se que a salinidade variou de 13‰ a 29‰ com uma média de $24‰ \pm 3,38$ em todos os pontos ao longo dos meses, sendo significativamente diferente entre os meses em ambas as áreas de estudo e entre os pontos só nas Laranjeiras (Tabela 3). Apresentou o maior valor médio no mês de agosto em relação a abril em Laranjeiras e em de um modo geral menor no verão e outono em comparação ao inverno e primavera em Paranaguá (Figuras 5 e 6, tabela 4). É possível observar que há um aumento gradativo da salinidade do ponto mais interno (1) ao mais externo da Baía de Laranjeiras, resultado de uma maior influencia da drenagem continental na área interna e da água costeira no ponto 4 (Figura 5, tabela 4). Com relação à Baía de Paranaguá, embora as médias não sejam diferentes estatisticamente (Tabela 3), o ponto mais externo (8) também apresentou uma salinidade maior do que os pontos mais internos (5, 6 e 7) provavelmente por estar sob influência direta da água costeira, enquanto que os demais estariam sob influência direta dos Rios Nhanha (Ponto 5) e Itiberê (Pontos 6 e 7).

A temperatura da água variou entre 16°C e 28°C com uma média de $23,01^\circ\text{C} \pm 3,67$ na região durante o período amostrado. Foram significativas as diferenças entre os meses, mas não entre os pontos de coleta (Tabela 3). As médias mais altas de

temperatura ocorreram em dezembro, fevereiro e abril em ambas as baías estudadas, com a menor média em junho, um mês típico de inverno (Figuras 5 e 6, tabela 5).

O pH teve uma variação entre 7,10 a 8,87 com uma média de $8,05 \pm 0,32$ nas duas baías (Tabela 2), com diferenças significativas entre todos os meses (Tabela 3), sendo maiores as médias mensais nos meses de abril e junho no período amostrado (Figuras 5 e 6, tabela 6). Na Baía de Paranaguá, apesar de em média não serem diferentes, os menores valores de pH foram observados nos pontos 5, 6 e 7 devido ao maior aporte de água com uma grande quantidade de matéria orgânica dissolvida proveniente dos rios Nhanha e Itiberê, responsáveis pela captação da rede de esgoto da cidade de Paranaguá, outro fator que pode ter contribuído são as instalações portuárias e industriais nas proximidades desses pontos de coleta (Figura 6).

O oxigênio dissolvido apresentou uma variação de 25,80% a 124,22% com uma média de $86,42\% \pm 16,42$, e diferenças significativas somente entre os meses de coletas na Baía de Laranjeiras (Tabela 3). A baía de Paranaguá, embora as médias não sejam significativamente diferentes, observa-se um aumento crescente na concentração de oxigênio dissolvido do ponto 5 até o ponto 8 (Figura 6). Isso pode ser atribuído aos processos de decomposição de matéria orgânica proveniente dos rios Nhanha e Itiberê, que deságuam diretamente sobre as planícies 5, 6 e 7, rios que captam o esgoto proveniente da cidade de Paranaguá, ou de efluentes portuários e industriais nas proximidades desses locais de coleta.

TABELA 1-VALORES PERCENTUAIS DA QUANTIDADE DE CaCO_3 E MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE NAS ANÁLISES SEDIMENTOLÓGICAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ

Ponto	% CaCO_3	% Matéria Orgânica	Observação
1 ^a	3,22	0,69	
1B	3,01	1,42	
2 ^a	4,29	3,91	
2B	3,04	2,51	
3 ^a	2,40	5,53	Presença de fragmentos vegetais
3B	5,93	3,01	Presença de fragmentos de concha
4 ^a	2,12	0,53	
4B	4,33	2,20	Presença de fragmentos vegetais e de concha
5 ^a	4,52	3,66	Presença de fragmentos vegetais e de concha
5B	3,86	2,09	Presença de fragmentos vegetais e de concha
6 ^a	2,66	1,53	Presença de fragmentos vegetais
6B	2,26	1,35	Presença de fragmentos de concha
7 ^a	1,69	0,17	Presença de fragmentos de concha
7B	3,69	1,40	Presença de fragmentos de concha
8 ^a	3,41	2,63	Presença de fragmentos vegetais
8B	2,46	2,65	Presença de fragmentos vegetais

TABELA 2-VALORES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS POR ÁREA, PONTO E MÊS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ. SAL.- SALINIDADE, TEMP- TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) E SAT. OD%- PORCENTAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA

Área	Pontos	Mês	Sal.	pH	Temp.	Sat OD%
Laranjeiras	1	Agosto	24	7,96	20	93,98
		Outubro	13	7,7	18	72,69
		Dezembro	24	7,94	25	87,96
		Fevereiro	19	7,90	27	99,86
		Abril	16	8,77	24	77,29
		Junho	21	8,52	16	98,48
	2	Agosto	25	7,92	20	89,44
		Outubro	18	7,86	19	88,73
		Dezembro	25	8,15	25	78,64
		Fevereiro	22	8,11	26	124,22
		Abril	17	8,66	24	74,16
		Junho	26	8,26	17	100,43
	3	Agosto	27	7,99	20	83,8
		Outubro	23	7,89	19	100,44
		Dezembro	26	8,19	25	82,16
		Fevereiro	23	8,14	28	92,57
		Abril	20	8,48	25	78,06
		Junho	27	8,33	17	99,49
	4	Agosto	28	7,92	20	80,61
		Outubro	26	7,81	19	86,49
		Dezembro	26	8,36	25	99,62
		Fevereiro	23	8,23	26	98,25
		Abril	22	8,87	26	100,7
		Junho	25	8,36	17	116,04
Paranaguá	5	Agosto	24	7,57	20	25,8
		Outubro	27	7,39	18	80,79
		Dezembro	23	7,55	22	45,3
		Fevereiro	23	7,91	26	70,23
		Abril	20	8,27	24	77,28
		Junho	28	8,44	17	99,77
	6	Agosto	27	7,84	20	64,92
		Outubro	27	7,44	19	94,18
		Dezembro	22	7,10	25	71,16
		Fevereiro	21	7,82	27	73,48
		Abril	16	8,28	25	66,75
		Junho	26	8,13	17	81,11
	7	Agosto	28	8,09	20	89,66
		Outubro	28	7,62	19	90,31
		Dezembro	23	7,83	25	75,75
		Fevereiro	21	7,68	28	111,45
		Abril	17	8,20	25	64,02
		Junho	27	8,22	18	99,62
	8	Agosto	29	8,07	20	88,98
		Outubro	29	8,02	20	109,44
		Dezembro	28	8,09	25	90,85
		Fevereiro	27	7,87	28	82,81
		Abril	23	8,54	26	99,53
		Junho	29	8,19	18	111,71

TABELA 3-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS DAS BAÍAS DE LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

	Variável	Mês		Ponto	
		F	P	F	P
Baía das Laranjeiras	Salinidade	3,76	<0,05	3,14	<0,05
	Temperatura	167,14	<0,05	0,03	>0,05
	pH	22,49	<0,05	0,17	>0,05
	O ₂ dissolvido	3,14	<0,05	0,51	>0,05

	Variável	Mês		Ponto	
		F	P	F	P
Baía de Paranaguá	Salinidade	11,55	<0,05	0,97	>0,05
	Temperatura	74,19	<0,05	0,20	>0,05
	pH	9,03	<0,05	0,62	>0,05
	O ₂ dissolvido	2,04	>0,05	2,93	>0,05

TABELA 4-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAS E POR PONTO DA SALINIDADE NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (* p< 0,05)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Laranjeiras	Outubro	0,132251				
	Dezembro	0,999896	0,197154			
	Fevereiro	0,459605	0,961832	0,595986		
	Abril	0,044066*	0,991272	0,069329	0,732440	
	Junho	0,996929	0,284889	0,999896	0,732440	0,107203
Paranaguá	Outubro	0,994946				
	Dezembro	0,083209	0,030249*			
	Fevereiro	0,114454	0,042709*	0,999977		
	Abril	0,000523*	0,000272*	0,155295	0,114454	
	Junho	0,999295	0,999977	0,042709*	0,059870	0,000326*

	ponto	1	2	3	5	6	7
Laranjeiras	2	0,588921					
	3	0,097009	0,640250				
	4	0,049578*	0,439546	0,986144			

TABELA 5-RESULTADOS DO TESTE A POSTERIORI DE TUKEY, COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA TEMPERATURA DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* p< 0,05)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Laranjeiras	Outubro	0,096808				
	Dezembro	0,000157*	0,000157*			
	Fevereiro	0,000157*	0,000157*	0,009946*		
	Abril	0,000157*	0,000157*	0,992085	0,003064*	
	Junho	0,000162*	0,003064*	0,000157*	0,000157*	0,000157*
	Outubro	0,623476				

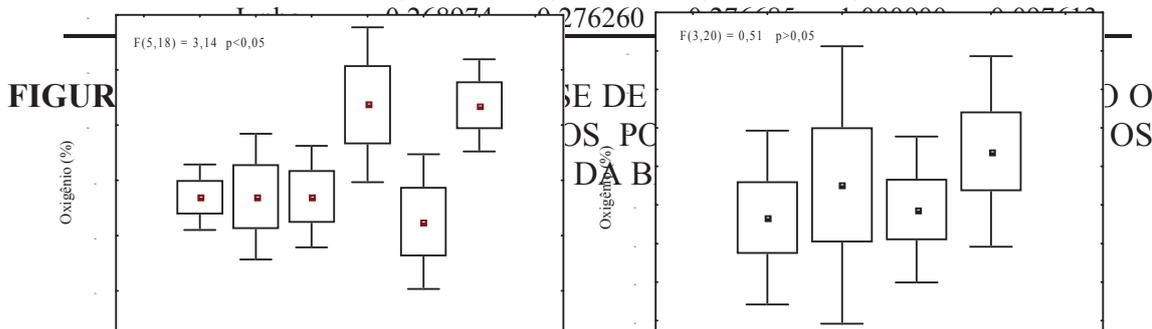
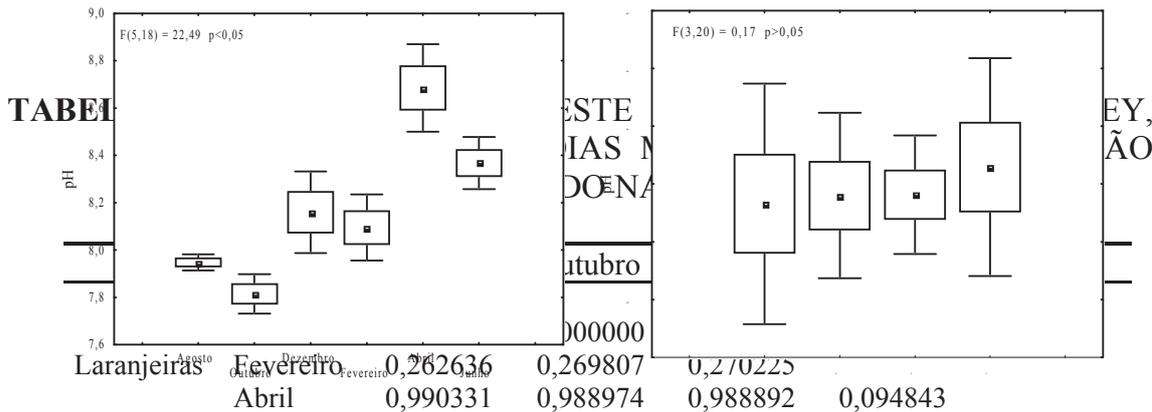
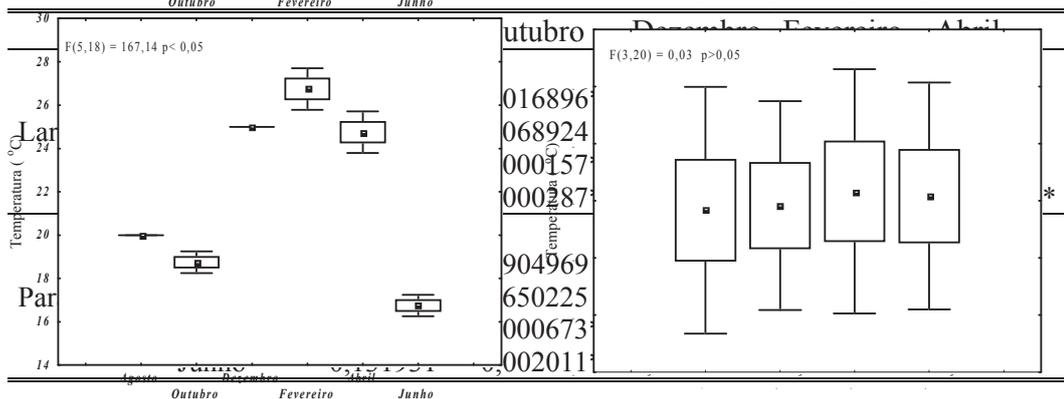
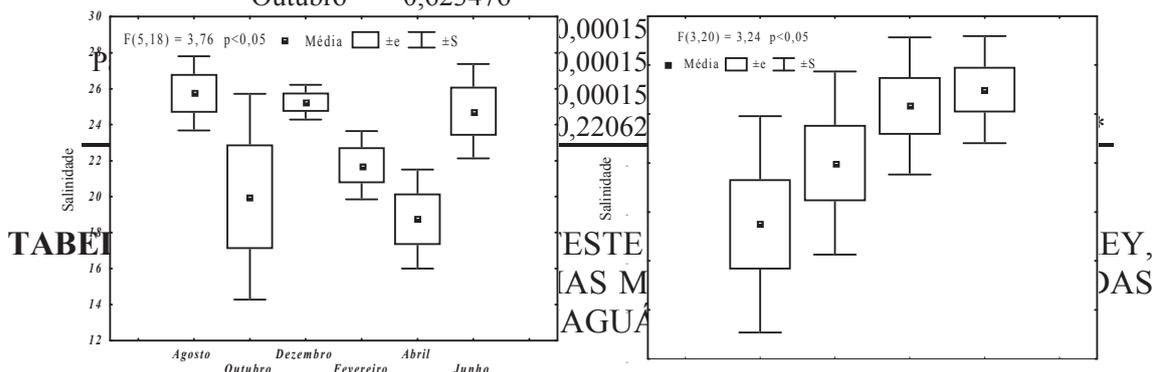
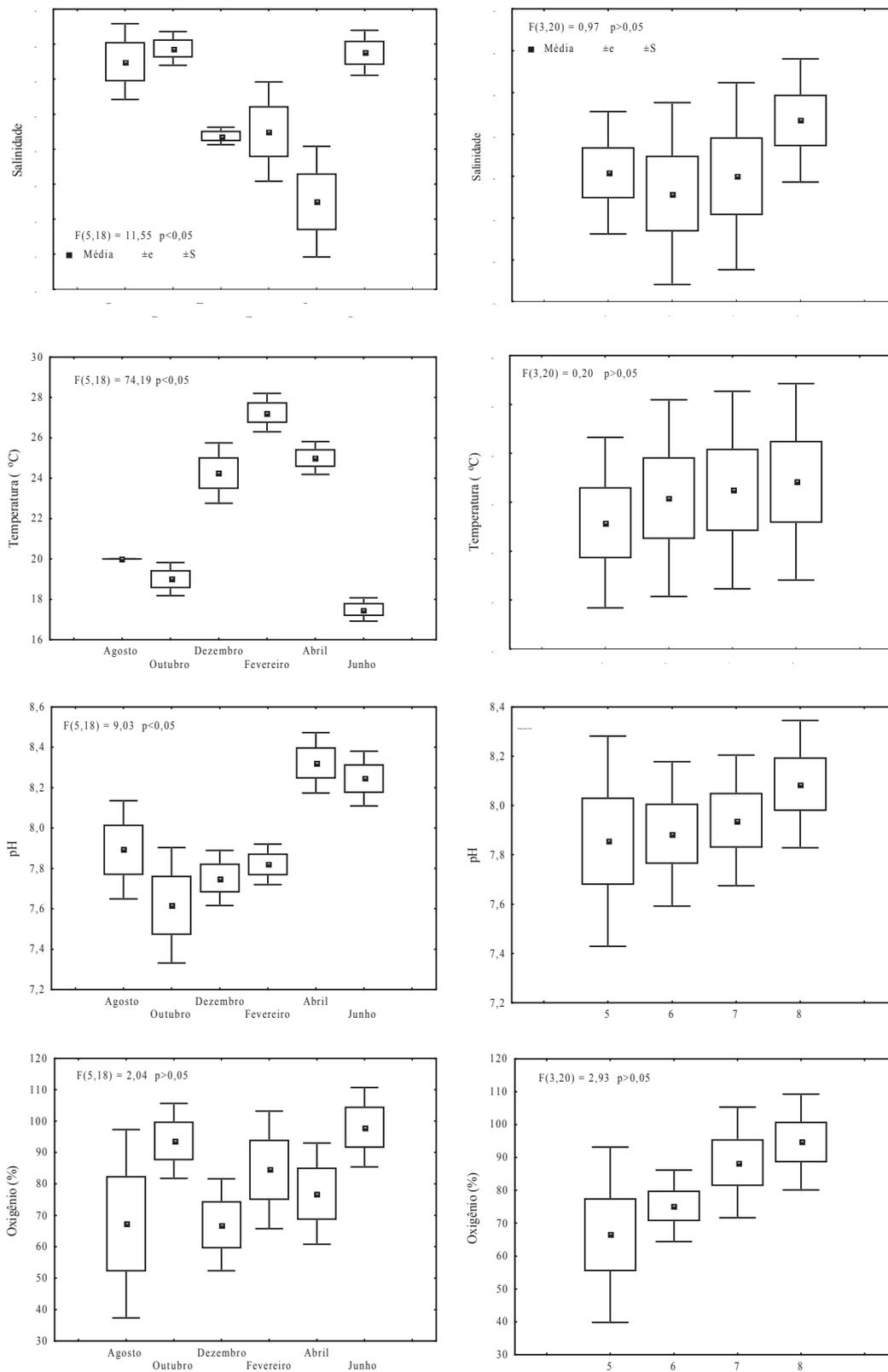


FIGURA 6-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA SOBRE OS PARÂMETROS ABIÓTIOS DA BAÍA DE PARANAGUÁ



5.2. ICTIOFAUNA

5.2.1. ESTRUTURA

Foram amostrados 11992 indivíduos, sendo 5653 (47,14%) na Baía de Laranjeiras e 6339 (52,86%) na Baía de Paranaguá de 52 **taxa** pertencentes a 22 famílias de peixes (Tabela 8).

Em ambas as Baías as famílias dominantes foram: Atherinopsidae, Engraulidae e Mugilidae, sendo que na Baía de Laranjeiras representaram 38,19% do total amostrado, com Engraulidae a mais capturada (19,57%), enquanto que na Baía de Paranaguá constituíram 41,95% do total capturado, com Atherinopsidae sendo responsável por 31,13%. Na Baía das Laranjeiras as famílias que apresentaram um maior número de espécies foram Carangidae com 8 espécies, seguida por Engraulidae (6 espécies) e Gerreidae (5 espécies). Na Baía de Paranaguá, as famílias Engraulidae e Gerreidae foram representadas por 5 espécies cada e Carangidae por 4 espécies (Tabela 8).

Na Baía de Laranjeiras a maior captura foi da espécie *Atherinella brasiliensis* com 1453 indivíduos, seguida por *Anchoa tricolor* (949 indivíduos) e *Eucinostomus argenteus* (670 indivíduos) e *Mugil* sp. (1127 indivíduos). A espécie *Atherinella brasiliensis* também foi a espécie dominante na Baía de Paranaguá, com 3736 exemplares capturados, seguida por *Anchoa parva* (378 indivíduos) e *Sphoeroides greeleyi* (366 indivíduos) e *Mugil* sp. (420 indivíduos) (Tabela 8).

As espécies *Cathorops spixii*, *Caranx bartolomaei*, *Trachinotus carolinus*, *T. falcatus*, *Anchoa lyoleps*, *Ctenogobiusstigmaticus*, *Microgobius meeki*, *Chitarichthys spilopterus*, *Diplectrum radiale* e *Prionotus punctatus* e os **taxa** *Strongylura* sp., *Trachinotus* sp. e *Syngnatus* sp. foram exclusivos da Baía das Laranjeiras. A Baía de Paranaguá apresentou as seguintes espécies exclusivas: *Harengula clupeola*, *Opistonema oglium*, *Hemirhamphus brasiliensis*, *Mugil platanus* e *Poecilia vivipara* e *Sphoeroides* sp.. Todos os **taxa** exclusivos sempre apareceram em baixa frequência, independente da área de ocorrência, com exceção de *Poecilia vivipara* que representou 4,17% do total amostrado na Baía de Paranaguá (Tabela 8).

TABELA 8-LISTA DE FAMÍLIAS E ESPÉCIES CAPTURADAS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (EM ORDEM ALFABÉTICA SEGUNDO NELSON, 1994)

Familia	Espécies	Laranjeira	Paranaguá	Total	Total %
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	3	1	4	0,03 %
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	1		1	0,01 %
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	1453	3736	5189	43,27 %
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	17	27	44	0,37 %
	<i>Strongylura</i> sp.	3		3	0,03 %
	<i>Strongylura timucu</i>	1	7	8	0,07 %
	<i>Caranx bartolomaei</i>	1		1	0,01 %
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	3	2	5	0,04 %
	<i>Oligoplites palometa</i>	5	7	12	0,10 %
	<i>Oligoplites saliens</i>	5	3	8	0,07 %
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	25	15	40	0,33 %
	<i>Trachinotus carolinus</i>	1		1	0,01 %
	<i>Trachinotus falcatus</i>	8		8	0,07 %
	<i>Trachinotus</i> sp.	1		1	0,01 %
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	1	21	22	0,18 %
	<i>Harengula clupeola</i>		4	4	0,03 %
Clupeidae	<i>Opistonema oglinum</i>		1	1	0,01 %
	<i>Sardinella brasiliensis</i>		15	15	0,13 %
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	14	10	24	0,20 %
	<i>Anchoa lyolepis</i>	7		7	0,06 %
	<i>Anchoa parva</i>	430	378	708	6,74 %
Engraulidae	<i>Anchoa</i> sp.	541	4	545	4,54 %
	<i>Anchoa tricolor</i>	949	300	1249	10,42 %
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	42	71	113	0,94 %
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	20	12	32	0,27 %
Ehipidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	19	4	23	0,19 %
	<i>Diapterus rhombeus</i>	52	10	62	0,52 %
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	670	235	905	7,55 %
	<i>Eucinostomus gula</i>	15	18	33	0,28 %
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	26	62	88	0,73 %
	<i>Eucinostomus</i> sp.	5	16	21	0,18 %
	<i>Bathigobius soporator</i>	16	5	21	0,18 %
Gobiidae	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	8		8	0,07 %
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	3	5	8	0,07 %
	<i>Microgobius meeki</i>	5		5	0,04 %
Hemiramphidae	<i>Hemirhamphus brasiliensis</i>		1	1	0,01 %
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	4	2	6	0,05 %
	<i>Mugil curema</i>	10	92	102	0,85 %
Mugilidae	<i>Mugil gaimardianus</i>	4	9	13	0,11 %
	<i>Mugil platanus</i>		13	13	0,11 %
	<i>Mugil</i> sp.	1127	420	1547	12,90 %
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	1		1	0,01 %
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	21	5	26	0,22 %
	<i>Etropus crossotus</i>	2	1	3	0,03 %
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>		299	299	2,49 %
Serranidae	<i>Diplectum radiale</i>	1		1	0,01 %
Syngnathidae	<i>Syngnathus folletti</i>	1	2	3	0,03 %
	<i>Syngnathus</i> sp.	1		1	0,01 %
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	85	366	451	3,76 %
	<i>Sphoeroides</i> sp.		4	4	0,03 %
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	45	156	201	1,68 %
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	1		1	0,01 %
	Número total de indivíduos	5653	6339	11992	
	Número total de espécies	41	35	45	
	Número total de famílias	18	17	22	

Com relação à biomassa, foi capturado um total de 29805,78 g, sendo as famílias que mais contribuíram foram Atherinopsidae, Tetraodontidae, Gerreidae, Engraulidae, Mugilidae, Diodontidae e Poecilidae responsáveis por 93,75% de toda a captura. Como as espécies com maior dominância numérica contribuíram também para a maior captura em biomassa, exceção da espécie *Cylichthys spinosus*, podemos dizer que há neste caso uma relação entre quantidade de indivíduos capturados e a biomassa (Tabela 9). A média da biomassa nas duas áreas juntas foi de 4961,07±1315,67 g. A Baía das Laranjeiras apresentou uma média de 1512,60±533,72 g e a Baía de Paranaguá uma média de 3448,41±1102,98 g.

TABELA 9-LISTA DAS 10 ESPÉCIES DOMINANTES EM PESO NAS CAPTURAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

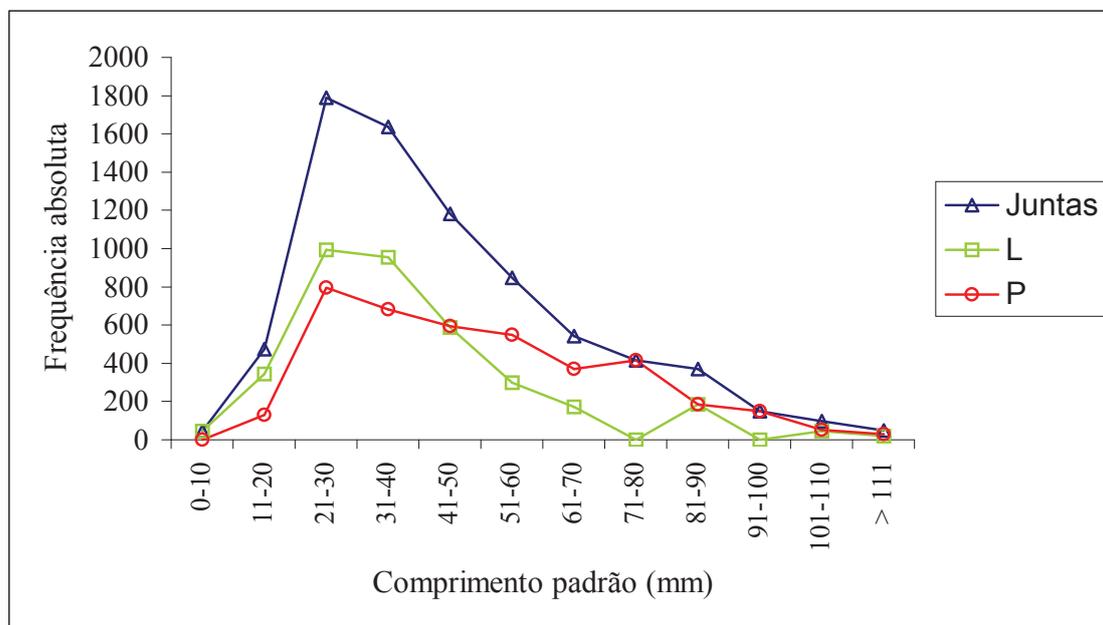
Rank	Família	Espécie	Peso	N. Indivíduo
1	Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	13825,95	5189
2	Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	5341,09	451
3	Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	4359,64	201
4	Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	1456,83	905
5	Engraulidae	<i>Anchoa tricolor</i>	775,66	1249
6	Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	508,51	102
7	Mugilidae	<i>Mugil</i> sp.	464,46	1547
8	Engraulidae	<i>Anchoa parva</i>	451,11	808
9	Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	388,26	24
10	Poecilidae	<i>Poecilia vivipara</i>	371,76	299
	Outros		1862,81	1327
Total			29805,78	11992

Com relação ao tamanho, a média do comprimento padrão foi de 44,95±22,25 mm, com uma variação de tamanho entre 8 mm (*Sphoeroides testudineus*) e 369 mm (*Strongylura marina*) (Tabela 10). A média para a Baía de Laranjeiras foi de 39,22±19,38 mm, com uma variação de tamanho de 8 a 144 mm, enquanto que a Baía de Paranaguá apresentou uma média maior (50,33±23,40 mm) variando de 8 a 369 mm. A maior concentração de exemplares ocorreu entre os comprimentos padrão de 21 e 60 mm, considerando-se as áreas juntas ou separadas (Figura 7). Em ambas as baías, observou-se uma maior frequência de exemplares na classe de tamanho de 21 a 30mm.

TABELA 10-NÚMERO DE EXEMPLARES (N), COMPRIMENTO PADRÃO EM mm (CP) E DESVIO PADRÃO, TAMANHO MÍNIMO E MÁXIMO E ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO (A = ADULTO, J = JUVENIL). DOS PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

Família	Espécies	N	CP± S	Min-Máx	E D
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	4	30±6,16	21-35	J
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	1	110		A
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	3334	52,34±20,77	10-119	J-A
	<i>Strongylura marina</i>	44	98,61±27,99	53-156	J
Belonidae	<i>Strongylura</i> sp.	3	60,33±17,56	42-77	J
	<i>Strongylura timucu</i>	8	162±107,39	55-369	J
	<i>Caranx bartolomaei</i>	1	33		J
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5	19±5,38	11-26	J
	<i>Oligoplites palometa</i>	12	21,67±11,35	13-55	J
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	8	30,87±8,30	17-30	J
	<i>Oligoplites saurus</i>	40	42,13±23,47	13-109	J
	<i>Trachinotus carolinus</i>	1	39		J
	<i>Trachinotus falcatus</i>	8	23,62±4,66	18-31	J
	<i>Trachinotus</i> sp.	1	25		J
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	22	76,23±15,36	49-127	J-A
	<i>Harengula clupeiola</i>	4	42,75±6,18	39-52	J
Clupeidae	<i>Opistonema oglinum</i>	1	47		J
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	15	38±4,32	31-47	J
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	24	42,29±17,43	22-78	J-A
	<i>Anchoa lyolepis</i>	7	42,71±6,45	33-52	J
	<i>Anchoa parva</i>	410	37,03±9,49	21-64	J-A
Engraulidae	<i>Anchoa</i> sp.	270	25,01±5,00	11-36	J
	<i>Anchoa tricolor</i>	746	36,28±9,79	19-66	J-A
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	93	34,77±8,65	22-67	J
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	32	37,19±5,75	26-53	J
Ehipidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	23	19,96±3,92	13-30	J
	<i>Diapterus rhombeus</i>	62	44,06±9,42	27-95	J
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	817	31,68±17,16	8-87	J-A
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i>	33	60,52±10,94	45-85	J
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	88	44,61±16,37	16-115	J-A
	<i>Eucinostomus</i> sp.	21	13,86±1,85	10-19	J
	<i>Bathigobius soporator</i>	21	59,86±11,45	44-78	J-A
Gobiidae	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	8	28,50±4,50	20-35	J
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	8	34,25±6,02	27-44	J-A
	<i>Microgobius meeki</i>	5	30,60±3,65	25-34	A
Hemiramphidae	<i>Hemirhanphus brasiliensis</i>	1	135		J
	<i>Hiporhanphus unifaciatus</i>	6	65±23,87	38-96	J
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	91	54,23±16,60	25-96	J
	<i>Mugil gaimardianus</i>	13	49,08±23,21	30-110	J
	<i>Mugil platanus</i>	13	52,54±4,24	44-58	J
	<i>Mugil</i> sp.	401	24,45±3,48	16-57	J
	<i>Citharichthys arenaceus</i>	26	47,46±17,30	20-85	J
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	92		J
	<i>Etropus crossotus</i>	3	51,67±17,96	38-72	J
Poeciliidae	<i>Poecila vivipara</i>	133	33,21±6,45	20-51	J-A
Serranidae	<i>Diplectum radiale</i>	1	100		J
	<i>Syngnatus</i> sp.	1	57		J
Syngnatidae	<i>Syngnathus folletti</i>	3	73,97±14,15	65-90	J
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	451	55,95±23,85	15-130	J-A
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides</i> sp.	4	16,25±2,06	14-19	J
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	201	64,68±32,64	8-140	J-A
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	1	64		J

FIGURA 7-FREQÜÊNCIA ABSOLUTA POR CLASSE DE COMPRIMENTO PADRÃO DOS PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (L= LARANJEIRAS E P= PARANAGUÁ)



Nas espécies *A. brasiliensis*, *S. greeleyi*, *A. parva*, *A. tricolor*, *E. argenteus* e *Mugil* sp., com uma captura maior que 1% da captura total nas duas baías, foi realizada uma análise da frequência de ocorrência por classes de tamanho.

Em *A. brasiliensis* ocorre um pico na classe de comprimento de 31-40 mm na Baía das Laranjeiras e no conjunto dos dados (Figura 8 A). Entre as classes 21-30 mm e 91-100 mm as frequências de ocorrência são maiores na Baía de Paranaguá, fazendo com que esta espécie apresente nesta baía uma média de comprimento padrão ($54,91 \pm 20,38$ mm) maior do que a observada na Baía das Laranjeiras ($47,68 \pm 20,69$ mm).

Analisando-se a curva de frequência de indivíduos por classe de tamanho de *Mugil* sp., observou-se nas duas baías, o mesmo padrão de distribuição de frequência, com um pico na classe de 21-30 mm (Figura 8 B) com Paranaguá apresentando uma média um pouco maior ($25,60 \pm 4,5$ mm) que a das Laranjeiras ($23,60 \pm 2,01$ mm).

A Figura 8 C mostra as curvas de frequência absoluta por classe de comprimento padrão de *S. greeleyi*. Na quase totalidade das classes uma maior

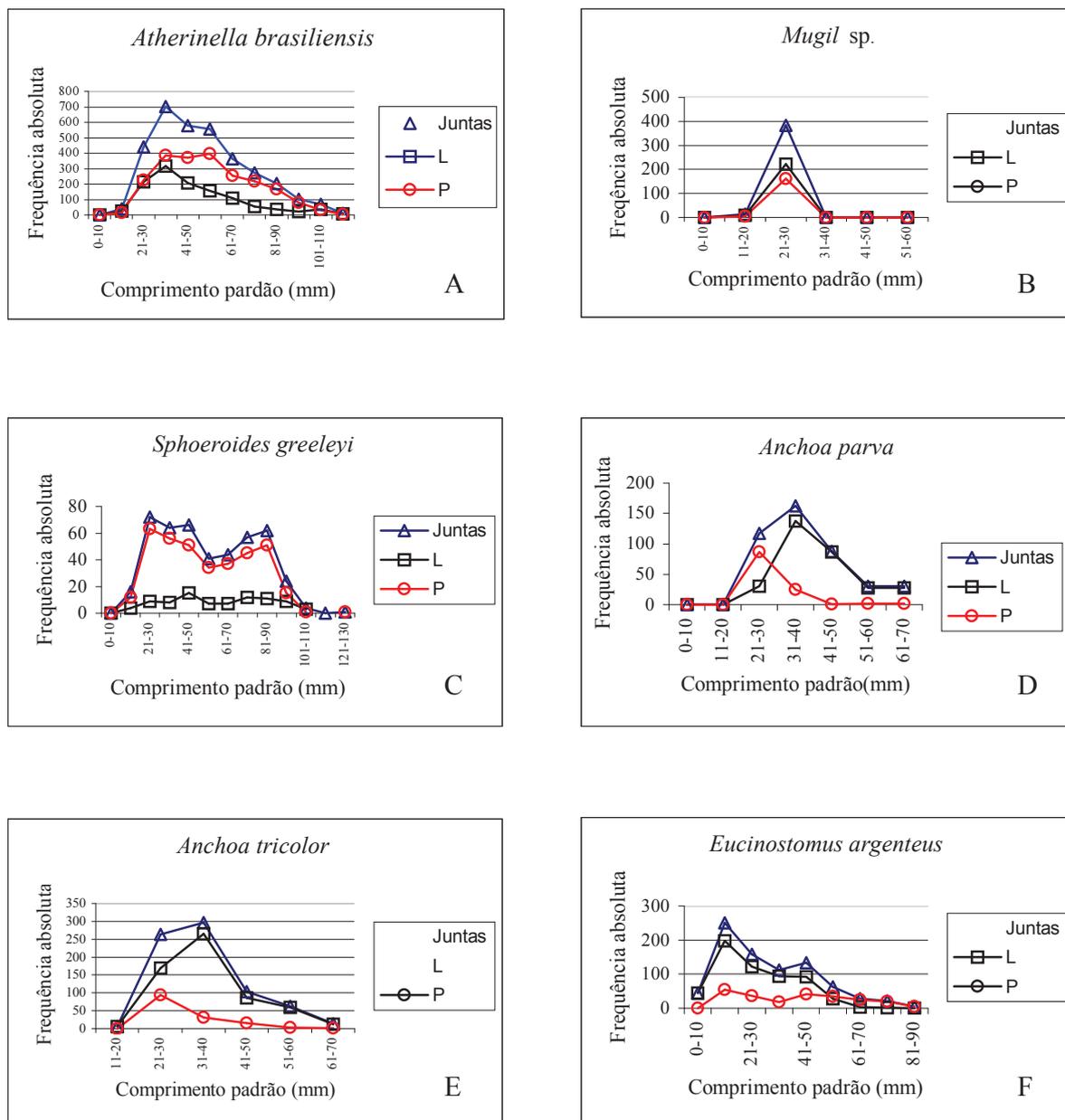
freqüência ocorreu na Baía de Paranaguá, onde se observou pico nas classes de 21 a 30 mm e de 81 a 90 mm. A Baía de Paranaguá apresentou uma menor média do comprimento padrão em comparação com a Baía das Laranjeiras, $54,79 \pm 25,75$ mm contra $60,96 \pm 25,75$ mm, resultado da maior freqüência de indivíduos de pequeno porte na região de Paranaguá.

A espécie *A. parva* apresentou na Baía das Laranjeiras as maiores freqüências de indivíduos nas classes de tamanho acima de 31mm, enquanto que na Baía de Paranaguá ocorreu uma maior freqüência de indivíduos na classe 21-30 mm (Figura 8 D). A média do comprimento padrão foi maior na Baía das Laranjeiras ($40,02 \pm 8,55$ mm), em comparação com a Baía de Paranaguá ($29,53 \pm 7,38$ mm). Não há entre as duas áreas amostradas, diferença entre as amplitudes do comprimento padrão.

A. tricolor apresentou picos de freqüências diferentes nas duas baías. Na Baía de Paranaguá ocorreu uma maior freqüência de indivíduos na classe 21-30 mm, enquanto que nas Laranjeiras foi na classe 31-40 mm. Na curva para as duas áreas juntas o pico principal ocorre na classe 31-40 mm (Figura 8 E). A Baía das Laranjeiras apresentou uma maior freqüência de indivíduos em quase todas as classes de tamanho. A média da Baía das Laranjeiras ($37,42 \pm 9,76$ mm) é maior do que a da Baía de Paranaguá ($31,56 \pm 8,38$ mm). A variação do tamanho não é muito diferente, variando entre 19-66 mm nas Laranjeiras e entre 22-64mm em Paranaguá.

Em ambas as baías, na classe de comprimento de 11 a 20 mm ocorreram as maiores freqüências de indivíduos de *E. argenteus*. A Baía das Laranjeiras apresenta maior quantidade de indivíduos entre as classes 0-10 mm e 41-50 mm, ocorrendo depois uma inversão (Figura 8 F). Com relação à média do comprimento padrão, Paranaguá apresentou uma média ($41,99 \pm 20,36$ mm) maior do que as Laranjeiras ($27,53 \pm 13,66$ mm). Com relação a amplitude de tamanho, variou de 13 a 87 mm em Paranaguá e de 8 a 78 mm nas Laranjeiras.

FIGURA 8-FREQÜÊNCIA ABSOLUTA POR CLASSE DE COMPRIMENTO PADRÃO DOS EXEMPLARES DAS ESPÉCIES *Atherinella brasiliensis* (A), *Mugil* SP. (B), *Sphoeroides greeleyi* (C), *Anchoa parva* (D), *Anchoa tricolor* (E) E *Eucinostomus argenteus* (F) PARA AS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ E TAMBÉM PARA AS DUAS BAÍAS JUNTAS (L= LARANJEIRAS E P= PARANAGUÁ)



Nas planícies de maré de ambas as áreas, a proporção entre os estágios de desenvolvimento mostra uma dominância dos jovens, os quais constituíram 83,43% dos indivíduos capturados, já os indivíduos adultos representaram 18,57% da captura. A Baía de Laranjeiras apresentou um predomínio de indivíduos jovens, que representaram mais de 90% dos peixes amostrados nesta região (Figura 9). Os peixes em maturação (estádio B), maduros (estádio C) e desovados (estádio D) apresentam baixa frequência 3,81%, 2,60% e 0,77% respectivamente (Tabela 11). Com relação ao sexo, não foi possível a sua identificação em 87,39% dos exemplares capturados, nos que foram possíveis as identificações, as fêmeas representaram 6,47% e os machos 6,11% dos peixes coletados (Tabela 11). As maiores quantidade de jovens ocorreram nos meses de dezembro e fevereiro nos pontos 3 e 4 (Tabela 11).

Na Baía de Paranaguá houve também um predomínio de indivíduos jovens que representaram 74,03% do total amostrado, em menor proporção do que a outra área de estudo (Figura 9). A frequência dos indivíduos em maturação foi de 11,90%, dos indivíduos maduros de 10,98% e dos indivíduos desovados de 2,49% (Tabela 11). Os indivíduos com sexo indeterminado representaram a grande maioria dos animais capturados (67,85%), as fêmeas foram 15,35% e os machos 16,83%. Os meses de dezembro e fevereiro também foram os meses com a maior captura de jovens, o mesmo ocorrendo nos pontos 6 e o 8.

FIGURA 9-FREQÜÊNCIA PORCENTUAL DE INDIVÍDUOS POR ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL NAS AMOSTRAS DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)

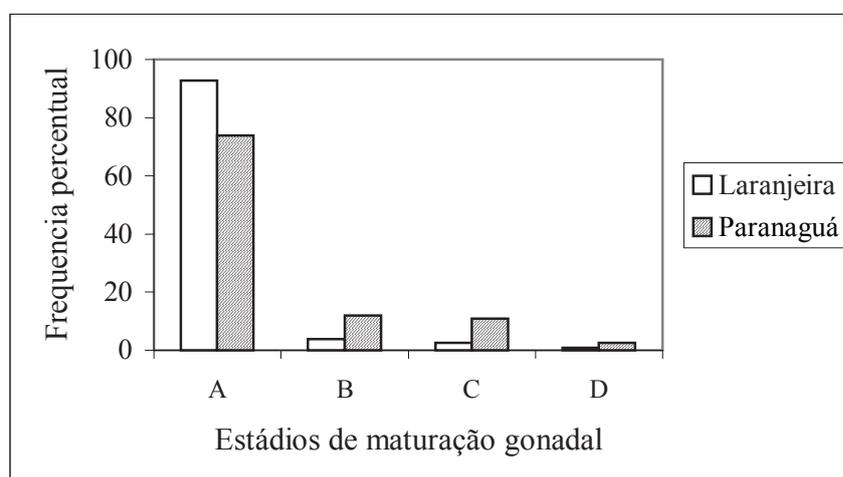


TABELA 11-FREQÜÊNCIA POR SEXO E ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL POR MÊS E PONTO NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (F= FÊMEA, M= MACHO, A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)

		Sexo			Estádio de maturação gonadal				
		F	M	Indeterminado	A	B	C	D	
Baía das Laranjeiras	Meses	Agosto	29	45	278	290	33	25	4
		Outubro	24	21	397	402	18	21	1
		Dezembro	50	14	690	724	9	17	4
		Fevereiro	24	38	690	709	25	16	2
		Abril	41	24	668	702	18	8	5
		Junho	68	81	466	559	36	8	12
	Total		236	223	3189	3386	139	95	28
	Porcentagem		6,47%	6,11%	87,39%	92,79%	3,81%	2,60%	0,77%
	Pontos	1	64	50	443	503	38	13	3
		2	58	69	690	719	44	38	16
		3	53	18	793	838	13	9	4
		4	61	86	1263	1326	44	35	5
		Total		236	223	3189	3386	139	95
	Porcentagem		6,47%	6,11%	87,19%	92,79%	3,81%	2,60%	0,77%
	Baía de Paranaguá	Meses	Agosto	106	148	164	190	120	104
Outubro			146	145	204	223	98	165	9
Dezembro			57	68	562	594	46	34	13
Fevereiro			74	60	949	977	30	63	28
Abril			89	76	545	634	38	20	18
Junho			124	158	201	286	131	41	25
Total			596	655	2640	2904	463	427	97
Porcentagem			15,32%	16,83%	67,85%	74,03%	11,90%	10,98%	2,49%
Pontos		5	83	102	377	444	50	61	7
		6	278	243	934	991	182	239	43
		7	111	120	603	668	84	66	16
		8	124	190	726	801	147	61	31
		Total		596	655	2640	2904	463	427
Porcentagem			15,32%	16,83%	67,85%	74,03%	11,90%	10,98%	2,49%

Dos 52 taxa que foram capturadas em ambas as Baías, 37 estiveram representados na área por jovens, enquanto que 4 apresentaram tanto indivíduos jovens quanto adultos (Tabela 12). Nas espécies que apresentaram somente indivíduos jovens, na grande maioria não foram observadas diferenças numéricas entre as duas baías.

Juvenis de *C. bartolomaei*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *A. lyolepis*, *B. soporator*, *C. stigmaticus*, *C. spilopterus*, *D. radiale* e *P. punctatus* só foram coletados na Baía das Laranjeiras. Só estiveram presentes na área de Paranaguá os juvenis de *C. paralellus*, *H. clupeola*, *O. oglinun*, *S. brasiliensis*, *C. boleossoma*, *H. brasiliensis*, *M. platanus* e *P. vivipara* (Tabela 12).

Entre as espécies que apresentaram tanto jovens como adultos, apenas *A. brasiliensis*, *S. greeleyi*, *S. testudineus* e *P. vivipara* apresentaram todos os estádios de maturação gonadal, sendo que a última espécie por ser vivipara com fecundação interna, apresentou fêmeas incubando seus filhotes. Com exceção de *P. vivipara*, as demais espécies que apresentaram todo seu desenvolvimento gonadal podem ser consideradas espécies que possuem seu ciclo reprodutivo dentro do estuário.

A Tabela 13 mostra a síntese das informações disponíveis sobre as guildas funcionais de 49 espécies coletadas nas duas baías. Dessas, 26 espécies (57,78%) são pelágicas e respondem pela maior parte da captura em número de exemplares. A maioria das espécies é marinha-estuarina (31 espécies), 8 são estuarinas e 6 são marinhas. As espécies apresentam na sua maioria um hábito alimentar bentofágico (34,06%), onívoro (20,45%) e bentofágico/piscívoro (13,64%). A maioria das espécies coletada tem baixa ou média importância econômica na pesca local, com 23 espécies apresentando importância econômica de média a alta.

TABELA 12-NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR ESTÁDIO DE MATURAÇÃO GONADAL DOS PEIXES COLETADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (A= IMATURO, B= EM MATURAÇÃO, C= MADURO E D= DESOVADO)

Família	Espécies	Baía das Laranjeiras				Baía de Paranaguá			
		A	B	C	D	A	B	C	D
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	3	0	0	0	1	0	0	0
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	1026	92	61	5	1546	321	258	24
	<i>Strongylura marina</i>	17	0	0	0	27	0	0	0
Belonidae	<i>Strongylura</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Strongylura timucu</i>	1	0	0	0	7	0	0	0
	<i>Caranx bartolomaei</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	3	0	0	0	2	0	0	0
	<i>Oligoplites palometa</i>	5	0	0	0	7	0	0	0
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	5	0	0	0	3	0	0	0
	<i>Oligoplites saurus</i>	25	0	0	0	15	0	0	0
	<i>Trachinotus carolinus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachinotus falcatus</i>	8	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachinotus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	0	1	0	0	21	0	0	0
	<i>Harengula clupeola</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
Clupeidae	<i>Opistonema oglinum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	15	0	0	0
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	12	2	0	0	8	0	2	0
	<i>Anchoa lyolepis</i>	7	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Anchoa parva</i>	291	1	1	0	113	0	4	0
Engraulidae	<i>Anchoa</i> sp.	266	0	0	0	4	0	0	0
	<i>Anchoa tricolor</i>	599	2	0	0	143	2	0	0
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	42	0	0	0	51	0	0	0
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	20	0	0	0	12	0	0	0
	<i>Chaetodipterus faber</i>	19	0	0	0	4	0	0	0
Ephippidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	52	0	0	0	10	0	0	0
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	582	0	0	0	230	5	0	0
	<i>Eucinostomus gula</i>	15	0	0	0	18	0	0	0
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	25	1	0	0	61	1	0	0
	<i>Eucinostomus</i> sp.	5	0	0	0	16	0	0	0
	<i>Bathigobius soporator</i>	5	5	6	0	0	0	5	0
Gobiidae	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	8	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ctenogobius boleossoma</i>	0	0	3	0	2	2	1	0
	<i>Microgobius meeki</i>	0	2	3	0	0	0	0	0
Hemiramphidae	<i>Hemirhanphus brasiliensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Hiporhanphus unifaciatus</i>	4	0	0	0	2	0	0	0
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	10	0	0	0	81	0	0	0
	<i>Mugil gaimardianus</i>	4	0	0	0	9	0	0	0
	<i>Mugil platanus</i>	0	0	0	0	13	0	0	0
	<i>Mugil</i> sp.	231	0	0	0	170	0	0	0
	<i>Citharichthys arenaseus</i>	21	0	0	0	5	0	0	0
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Etropus crossotus</i>	2	0	0	0	1	0	0	0
Poecilidae	<i>Poecila vivipara</i>	0	0	0	0	7	50	74	2
Serranidae	<i>Diplectum radiale</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Syngnatus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0
Syngnatidae	<i>Syngnathus folletti</i>	1	0	0	0	2	0	0	0
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	33	18	19	15	169	59	77	61
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides</i> sp.	0	0	0	0	4	0	0	0
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	21	14	2	8	117	23	6	10
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0

TABELA 13-SÍNTESE DAS INFORMAÇÕES DISPONÍVEIS SOBRE AS FAMÍLIAS, GÊNEROS E ESPÉCIES DE PEIXES CAPTURADOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ, COM SEUS RESPECTIVOS NOMES VULGARES (D= DEMERSAL, P= PELÁGICA, M= MARINHA, ME= MARINHA E ESTUARINA, E= ESTUARINA). SÍNTESE BASEADA EM REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Família	Espécie	Nome vulgar	Hábito	Habito alimentar	Ocorrência	Importância econômica	
Achiridae	<i>A. lineatus</i>	Linguado	D	Bentofágica	ME	Baixa	
Ariidae	<i>C. spixii</i>	Bagre amarelo	D	Onívora	E	Média	
Atherinopsidae	<i>A. brasiliensis</i>	Peixe rei	P	Onívora	E	Alta	
Belonidae	<i>S. marina</i>	Agulha	P	Piscívora	ME	Baixa	
	<i>S. timucu</i>	Agulha	P	Piscívora	ME	Baixa	
	<i>C. chrysurus</i>	Palombeta	P	Planctofágica	ME	Baixa	
	<i>O. palometa</i>	Salteira	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta	
	<i>O. saliens</i>	Salteira	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta	
	Carangidae	<i>O. saurus</i>	Salteira	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta
		<i>C. bartolomaei</i>	Xareu	P	Piscívora	ME	Alta
<i>T. carolinus</i>		Pampo	P	Bentofágica/ Piscívora	ME	Alta	
<i>T. falcatus</i>		Senambiguara	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta	
Centropomidae	<i>C. parallelus</i>	Robalo	P	Piscívora	ME	Média	
	<i>O. oglinum</i>	Sardinha bandeira	P	Planctofágica	ME	Alta	
Clupeidae	<i>S. brasiliensis</i>	Sardinha verdadeira	P	Planctofágica	ME	Alta	
	<i>H. clupeola</i>	Sardinha cascuda	P	Planctofágica	ME	Alta	
Diodontidae	<i>C. spinosus</i>	Baiacu de espinho	D	Onívora	ME	Baixa	
	<i>A. parva</i>	Manjuba	P	Planctofágica	M	Alta	
	<i>A. lyolepis</i>	Manjuba	P	Planctofágica	M	Alta	
Engraulidae	<i>A. tricolor</i>	Manjuba	P	Planctofágica	M	Alta	
	<i>C. edentulus</i>	Sarinha xingó	P	Planctofágica	M	Alta	
	<i>L. grossidens</i>	Manjubão	P	Planctofágica/Piscívora	M	Alta	
Ephippidae	<i>C. faber</i>	Parú	D	Bentofágica	ME	Alta	
	<i>D. rhombeus</i>	Caratingaitê	D	Onívora	ME	Média	
Gerreidae	<i>E. argenteus</i>	Escrivão	D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>E. gula</i>	Escrivão	D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>E. melanopterus</i>	Escrivão	D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>B. sporator</i>	Amborê	D	Bentofágica	ME	Baixa	
Gobiidae	<i>C. boleosoma</i>		D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>M. meeki</i>		D	Bentofágica	E	Baixa	
	<i>C. stigmaticus</i>		D	Bentofágica	E	Baixa	
Hemirhamphidae	<i>H. brasiliensis</i>	Agulha preta	P	Onívora	ME	Média	
	<i>H. unifasciatus</i>	Paranaguacú	P	Onívora	ME	Média	
	<i>M. curema</i>	Parati guaçu	P	Onívora	ME	Média	
Mugilidae	<i>M. gaimardianus</i>	Parati pema	P	Onívora	ME	Média	
	<i>M. platanus</i>	Tainhota	P	Onívora	ME	Alta	
Paralichthyidae	<i>C. arenaceus</i>	Linguado	D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>E. crossotus</i>	Linguado	D	Bentofágica	ME	Baixa	
Poecilidae	<i>P. vivipara</i>	Barrigudinho	P		E	Baixa	
	<i>S. greeleyi</i>	Baiacu mirim	D	Bentofágica	ME	Baixa	
Tetraodontidae	<i>S. spengleri</i>	Baiacu	D	Bentofágica	ME	Baixa	
	<i>S. testudineus</i>	Baiacu pintado	D	Bentofágica	E	Baixa	
Triglidae	<i>P. punctatus</i>	Cabrinha	D	Bentofágica/Piscívora	M	Baixa	
Serranidae	<i>D. radiale</i>	Michole da areia	D	Bentofágica	ME	Baixa	
Syngnathidae	<i>S. folletti</i>	Peixe caximbo	P	Planctofoga/Bentofoga	ME	Baixa	

5.2.2 VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL

A análise comparativa do peso médio da captura mostrou que não existiram nas duas baías diferenças significativas entre meses, apesar de fevereiro apresentar a maior média na Baía das Laranjeiras. Diferenças estatísticas ocorreram entre os pontos de ambas as Baía, com médias maiores nos pontos 2 e 4 na Baía das Laranjeiras e no ponto 6 em Paranaguá (Figuras 10 e 12, Tabela 14).

Com relação ao número médio de indivíduos capturados, na Baía das Laranjeiras não foi observada diferença temporal significativa, porém as médias foram diferentes entre as planícies, com o ponto 4 apresentando a maior média nessa área. Apesar dos demais pontos não apresentarem diferenças significativas, é aparente um gradiente positivo entre as áreas interna e externa (Figura 10, Tabela 15). Na Baía de Paranaguá também não houve variação temporal, mas ocorreu variação espacial, com o ponto 5 apresentando uma média significativamente menor em comparação aos pontos 6 e 8 (Figura 12, Tabela 15).

O número médio de espécies na Baía das Laranjeiras apresentou variação temporal e espacial significativa, com os valores médios maiores nos meses de fevereiro e abril em comparação a agosto e outubro, e abril em relação a dezembro e junho. Em média o número de espécies foi maior nos pontos 2 e 4 quando comparados com o ponto 1 (Figura 10, Tabela 16). Na Baía de Paranaguá o número médio de espécies foi maior em fevereiro, mas não ocorreu diferença espacial significativa (Figura 12, Tabela 16).

O índice de riqueza de Margalef (D) apresentou apenas diferença temporal nas baías estudadas. Na Baía das Laranjeiras, o índice médio foi maior em abril, observando-se uma tendência de aumento da riqueza entre a primavera e o outono (Figura 11, Tabela 17). Na Baía de Paranaguá a riqueza de Margalef apresentou uma maior média em fevereiro, em comparação aos demais meses, exceção a outubro (Figura 13, Tabela 17).

Na Baía das Laranjeiras a diversidade de Shannon-Wiener apresentou diferenças significativas entre os meses amostrados, com a média de abril não sendo

maior somente que a de fevereiro. Nenhuma diferença estatística foi constatada entre as diversidades médias nas planícies das Laranjeiras (Figura 11, Tabela 18). Em Paranaguá a média de fevereiro só não foi significativamente maior que a de outubro. Nessa baía as médias entre as planícies também não diferiram significativamente (Figura 13, Tabela 18).

Nas Laranjeiras não foram observadas entre meses e pontos de coleta, diferenças estatísticas na equitabilidade média (Figura 11). Na outra baía, observaram-se diferenças significativas somente entre os meses, com o mês de dezembro apresentando média menor que as registradas em outubro, fevereiro e junho (Figura 13, Tabela 19). Apesar de não existirem diferenças entre áreas, há um decréscimo na equitabilidade média entre a parte interna e externa (Figura 13).

A análise de escalonamento MDS e o agrupamento CLUSTER, não demonstraram para a Baía de Laranjeiras tendência sazonal na composição específica (Figura 14). As espécies dominantes nessa baía apresentaram um padrão temporal de ocorrência. No nível de similaridade de 60%, o cluster separou as espécies em dois grupos (Figura 15). O grupo A formado por *A. parva* e *A. tricolor*, presentes em todos os meses de coleta, porém em maior quantidade em abril e junho, observando-se a presença de agregados dessas espécies na área. Incluídas no grupo B as espécies *A. brasiliensis* e *S. greeleyi*, presentes em todos os meses de coleta com abundâncias semelhantes. Não se agrupou *Anchoa* sp., praticamente ausente em junho e agosto e abundante nos demais meses, com três grandes agregados em outubro, dezembro e fevereiro. Também não se agruparam *Mugil* sp. e *E. argenteus* a primeira rara nos meses de abril, junho e agosto, mais abundante em outubro e dezembro, quando foram capturados dois grandes cardumes. A espécie *E. argenteus* foi mais abundante em dezembro, fevereiro e abril.

Com base nos 16 taxa dominantes não foram constatadas diferenças significativas na comparação da ictiofauna das planícies da Baía das Laranjeiras (Figura 16). No nível de 50% de similaridade foram unidas as espécies *Eucinostomus* sp., *C. spinosus* e *B. soporator*, mais abundantes nas estações 1 e 2 (Grupo B, Figura 17). O grupo A, apresentando similaridade de 60%, foi caracterizado pelas capturas de

S. greeleyi e *S. testudineus*, presentes em todas as planícies, porém em menor quantidade na planície 1. Não se agruparam as espécies *C. edentulus*, *Mugil* sp. e *Anchoa* sp., a primeira exclusiva em um agregado da planície 4, e as duas últimas distribuídas por toda a área com ocorrência em grandes agregados. Também não formaram grupos os engraulídeos *A. parva* e *A. tricolor*, mais abundantes nas planícies 2, 3 e 4, *C. arenaceus* e *O. saliens* com baixa frequência de ocorrência em toda a área amostral e as espécies *E. melanopterus* e *C. faber*, a primeira quase exclusiva do ponto 1 e a segunda do ponto 3 (Figura 17).

Nenhuma tendência temporal da ictiofauna é visível na Baía de Paranaguá nas análises de agrupamento e ordenação (Figura 18). Por outro lado, algumas diferenças no padrão espacial de ocorrência das espécies podem ser evidenciadas. A análise de Cluster mostrou a formação de dois grupos unidos no nível de similaridade de 62% (Figura 19). O grupo A, com as espécies *E. argenteus*, *S. greeleyi* e *S. testudineus*, com presença em todo o período, porém mais frequentes em fevereiro, abril e junho. No grupo B, apresentando similaridade de 67%, as espécies *A. parva* e *A. tricolor*, mais abundantes em fevereiro, principalmente em dois cardumes. Não formaram grupo *Mugil curema*, ausente em agosto e outubro, e presentes nos demais meses em pequenas quantidades; *A. brasiliensis* abundante em todos os meses de coleta; *P. vivipara* ausente na área nas amostras de agosto, outubro e dezembro e com um agregado em fevereiro e a espécie *Mugil* sp., sempre na área mas na sua maioria em uma amostra de fevereiro (Figura 19).

De um modo geral os 15 taxa selecionados parecem indicar similaridade ictiofaunística ao longo da área de coleta na Baía de Paranaguá (Figura 20). No nível de similaridade de 62% os grupos formados em geral são constituído por amostras de diferentes planícies, exceção a um grupo com somente as amostras da planície 5 (Grupo A).

Um padrão espacial é evidente nos taxa mais abundantes na Baía de Paranaguá (Figura 21). Em uma similaridade de 57%, o grupo B agrega as espécies *S. marina* e *O. saurus*, ausentes nas amostras do ponto 6, e presentes em conjunto em pequena quantidade em poucas amostras das demais planícies. Com uma similaridade de 70%,

agrupam-se as espécies *A. tricolor*, *A. parva*, *P. vivipara* e *Mugil* sp. (Grupo A), presentes em todos os pontos de coleta, com a maioria dessas tendo sido capturadas em uma única amostra do ponto 6 (Figura 21). Não formaram grupo *M. curema*, praticamente exclusiva do ponto 6, *E. melanopterus* mais presente nos pontos 6 e 7, e as espécies *E. argenteus* e *S. greeleyi*, ambas em frequência médias e similares em quase toda a região amostrada. A espécie *S. testudineus* esteve presente em quase todas as amostras dos pontos 5, 6 e 8, e só ocorreu em uma amostra do ponto 7. Em pequena quantidade e em poucas amostras ocorreram na área as espécies *Anchoa* sp., *C. spinosus* e *C. edentulus*, essa última em uma única só amostra. Em grande quantidade em todas as amostras das planícies capturou-se exemplares de *A. brasiliensis* (Figura 21).

Considerando-se as espécies que mais contribuíram para as capturas nas planícies de maré das duas baías, os métodos analíticos (CLUSTER e MDS) parecem indicar uma certa diferença entre a ictiofauna das duas áreas (Figura 22). A localidade Baía das Laranjeiras apresentou uma similaridade interna média de 26,08%, das 20 espécies selecionadas apenas 5 espécies foram responsáveis por 91,98% dessa similaridade, com a maior contribuição da espécie *A. brasiliensis* (62,69%), seguida de *A. tricolor* (12,65) (Tabela 20). A similaridade interna na Baía de Paranaguá foi de 45,88%, com apenas duas espécies como as responsáveis por explicar em 92,23% essa similaridade, *A. brasiliensis* (86,40%) e *S. greeleyi* (5,84%) (Tabela 20). A dissimilaridade média de 71,50% entre as duas Baías, é explicada em 92,39% por apenas 8 espécies, com *A. brasiliensis* (44,17%), *A. tricolor* (11,11%) e *E. argenteus* (9,13%) sendo as que mais contribuíram (Tabela 21).

FIGURA 10-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARAMÉTRICA (F) E NÃO PARAMÉTRICA (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DE PESO DE CAPTURA, NÚMERO DE INDIVÍDUOS E NÚMERO DE ESPÉCIES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS

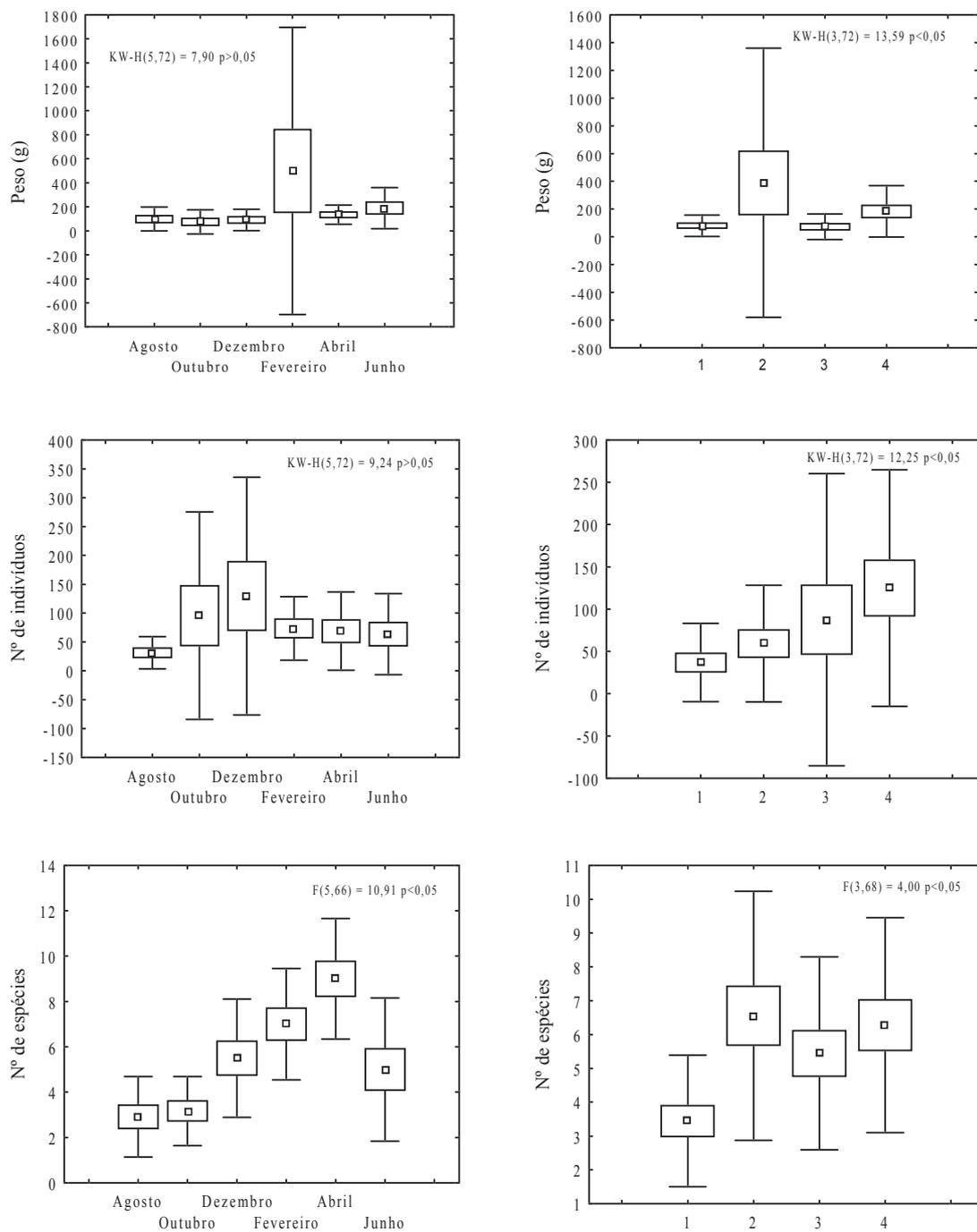


FIGURA 11-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIAÇÃO PARAMÉTRICA (F) E NÃO PARAMÉTRICA (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DO ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF, ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DAS LARANJEIRAS

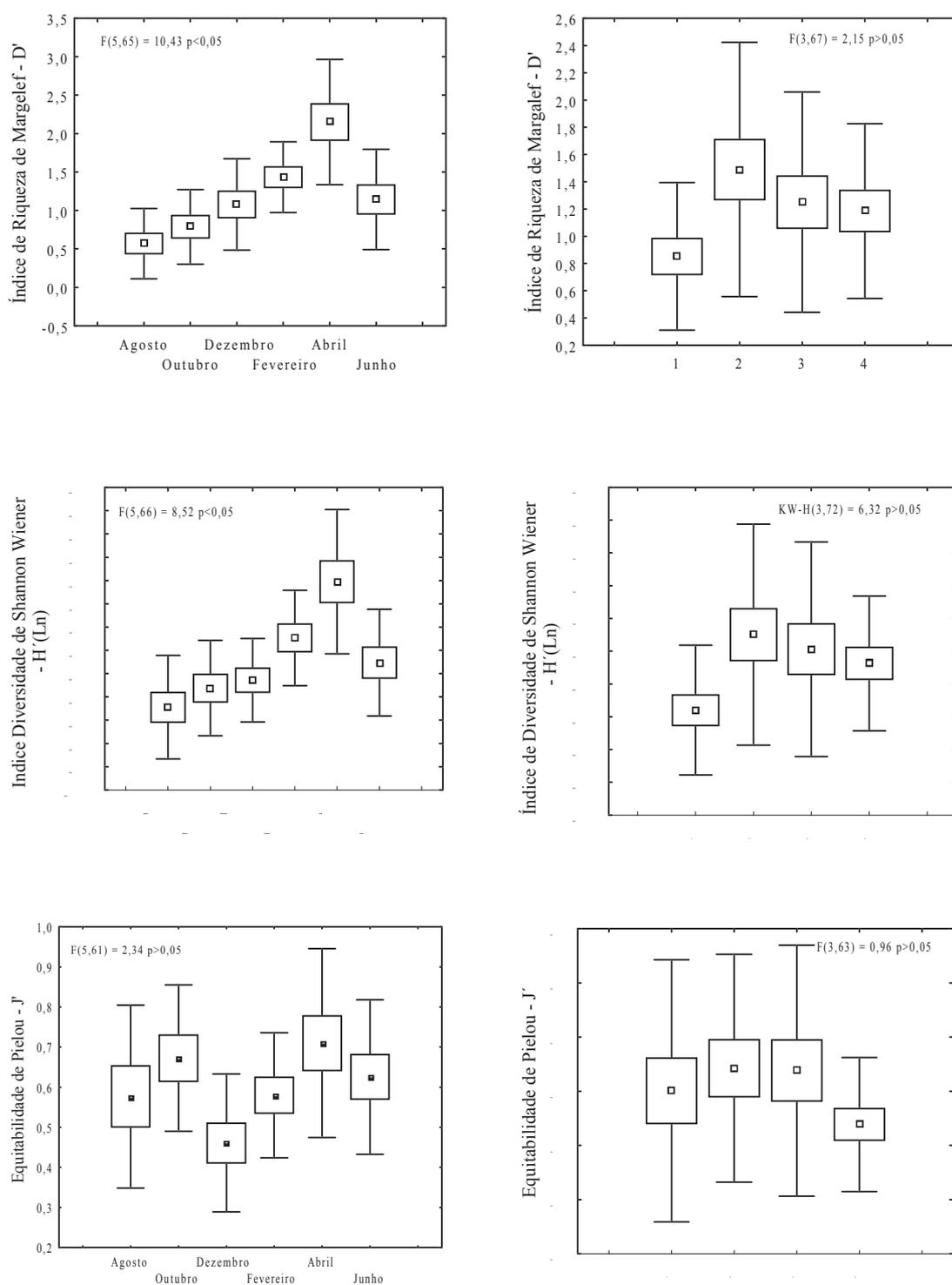


FIGURA 12-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DE KRUSKAL-WALLIS (H), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DE PESO DA CAPTURA, NÚMERO DE INDIVÍDUOS E NÚMERO DE ESPÉCIES NA BAÍA DE PARANAGUÁ.

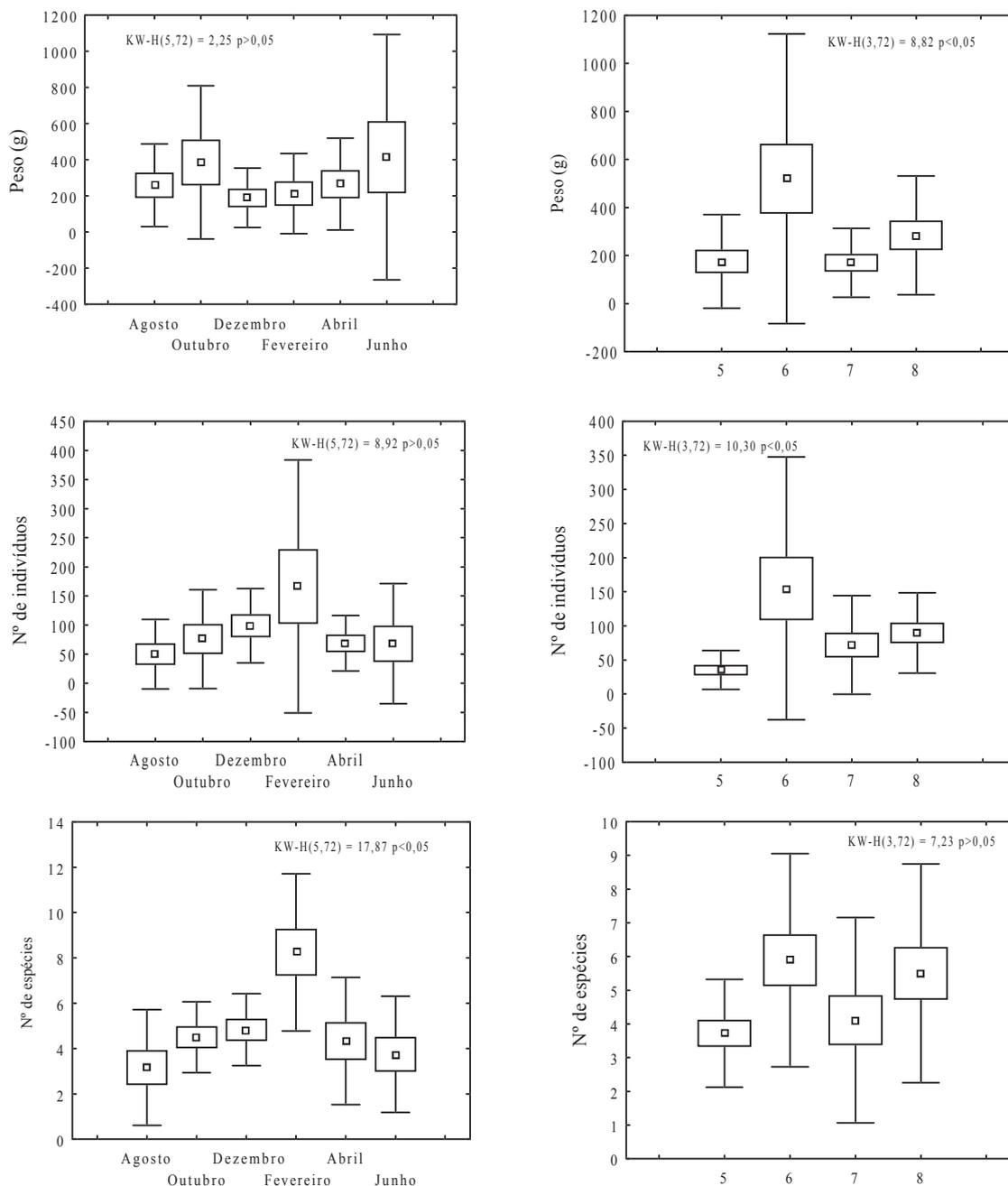


FIGURA 13-RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (F), AVALIANDO O EFEITO DOS MESES E PONTOS DE COLETA, SOBRE AS MÉDIAS DO ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF, ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DE PARANAGUÁ

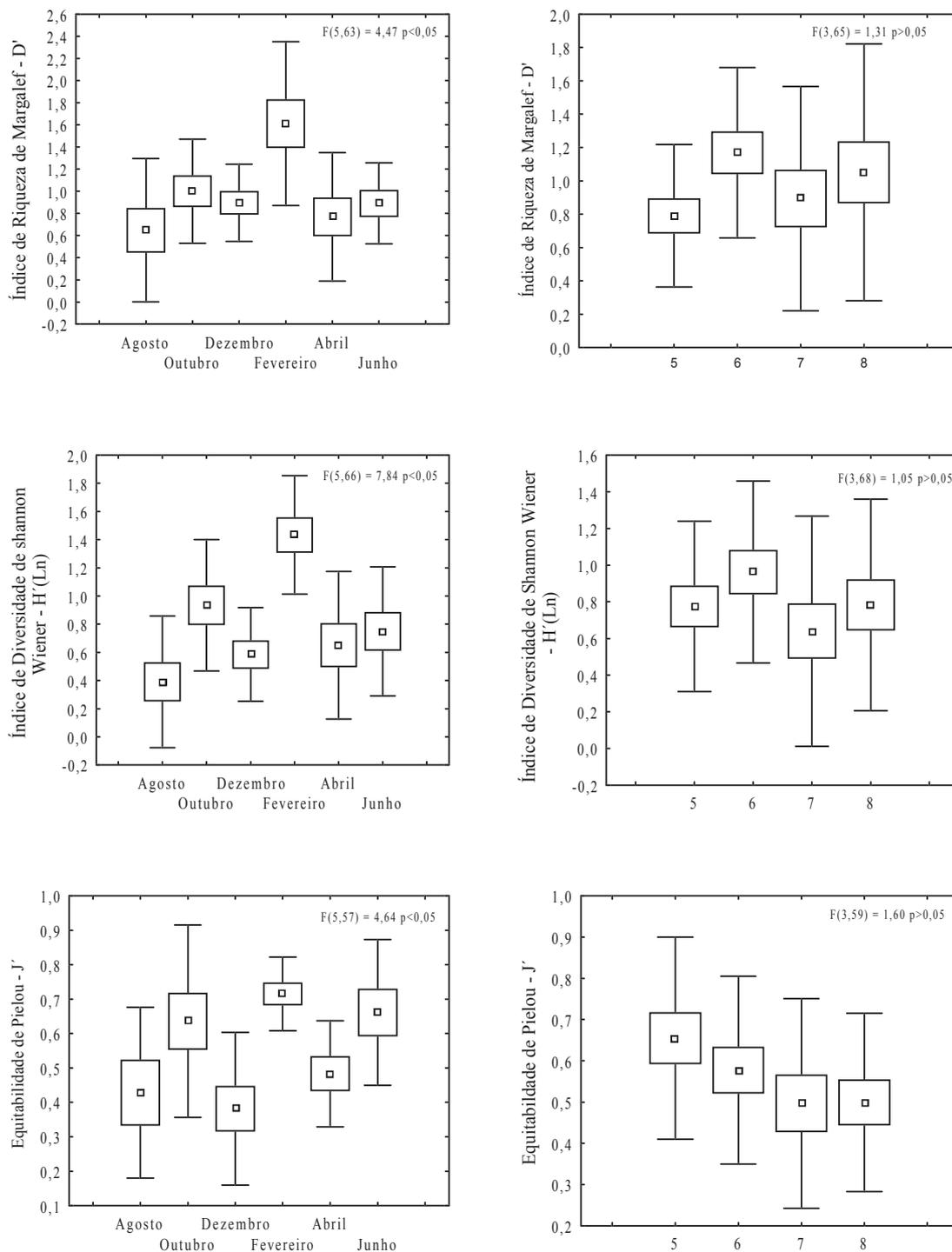


TABELA 14-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE MANN-WHITNEY U COMPARANDO AS MÉDIAS POR PONTO DO PESO DA CAPTURA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)

	ponto	1	2	3	5	6	7
Laranjeiras	2	*					
	3	NS	*				
	4	*	NS	*			
Paranaguá	6				*		
	7				NS	*	
	8				NS	NS	NS

TABELA 15-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE MANN-WHITNEY U COMPARANDO AS MÉDIAS POR PONTO DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)

	ponto	1	2	3	5	6	7
Laranjeiras	2	NS					
	3	NS	NS				
	4	*	*	*			
Paranaguá	6				*		
	7				NS	NS	
	8				*	NS	NS

TABELA 16-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* TUKEY (MESES) E MANN-WHITNEY U (PONTO) COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAS E POR PONTO DO NÚMERO DE ESPÉCIES NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$ E NS: NÃO SIGNIFICATIVO)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Laranjeiras	Outubro	0,999869				
	Dezembro	0,110642	0,188543			
	Fevereiro	0,001570*	0,003458*	0,657757		
	Abril	0,000130*	0,000131*	0,009674*	0,344470	
	Junho	0,299890	0,442801	0,995923	0,344470	0,002052*
Paranaguá	Outubro	NS				
	Dezembro	NS	NS			
	Fevereiro	*	*	*		
	Abril	NS	NS	NS	*	
	Junho	NS	NS	NS	*	NS

	ponto	1	2	3	5	6	7
Laranjeiras	2	*					
	3	NS	NS				
	4	*	NS	NS			

TABELA 17-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAS DA RIQUEZA DE MARGALEF NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Laranjeiras	Outubro	0,949313				
	Dezembro	0,294759	0,844085			
	Fevereiro	0,008710*	0,110698	0,693160		
	Abril	0,000130*	0,000138*	0,000648*	0,046830*	
	Junho	0,180955	0,703692	0,999839	0,838724	0,001410*
Paranaguá	Outubro	0,636427				
	Dezembro	0,886241	0,996975			
	Fevereiro	0,001200*	0,083329	0,024914*		
	Abril	0,994843	0,902673	0,992866	0,004760*	
	Junho	0,911297	0,997022	1,000000	0,035209*	0,995250

TABELA 18-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA DIVERSIDADE SHANNON-WIENER NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Laranjeiras	Outubro	0,948564				
	Dezembro	0,808783	0,999142			
	Fevereiro	0,025394*	0,206810	0,388899		
	Abril	0,000132*	0,000213*	0,000475*	0,113973	
	Junho	0,323352	0,849853	0,966224	0,864542	0,005301*
Paranaguá	Outubro	0,046376*				
	Dezembro	0,895871	0,407513			
	Fevereiro	0,000133*	0,083526	0,000362*		
	Abril	0,715950	0,635813	0,999222	0,000973*	
	Junho	0,380637	0,912135	0,946735	0,005093*	0,994627

TABELA 19-RESULTADOS DO TESTE *A POSTERIORI* DE TUKEY COMPARANDO AS MÉDIAS MENSAIS DA EQUITABILIDADE DE PIELOU NA BAÍA DE PARANAGUÁ (* $p < 0,05$)

	Mês	Agosto	Outubro	Dezembro	Fevereiro	Abril
Paranaguá	Outubro	0,312491				
	Dezembro	0,997159	0,047988*			
	Fevereiro	0,060313	0,938368	0,003529*		
	Abril	0,994565	0,540909	0,865591	0,119876	
	Junho	0,229860	0,999756	0,032852*	0,990875	0,415472

TABELA 20-ANÁLISE DE SIMILARIDADE DE PERCENTAGEM (ANOSIM) MOSTRANDO A CONTRIBUIÇÃO MÉDIA DAS ESPÉCIES PARA A SIMILARIDADE MÉDIA INTERNA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

	Laranjeiras		Paranaguá	
Similaridade Média (%)	26,08		45,88	
	%	%acumulada	%	%acumulada
<i>A. brasiliensis</i>	62,69	62,69	86,40	86,40
<i>A. tricolor</i>	12,65	75,54		
<i>E. argenteus</i>	7,29	82,93		
<i>Mugil</i> sp.	4,71	87,54		
<i>S. greeleyi</i>	4,13	91,98	5,84	92,23

TABELA 21-ANÁLISE DE SIMILARIDADE DE PERCENTAGEM (ANOSIM) MOSTRANDO A CONTRIBUIÇÃO MÉDIA DAS ESPÉCIES PARA A DISSIMILARIDADE MÉDIA INTERNA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

	Laranjeiras x Paranaguá	
Dissimilaridade Média (%)	71,50	
	%	%acumulada
<i>A. brasiliensis</i>	44,17	44,17
<i>A. tricolor</i>	11,11	55,28
<i>E. argenteus</i>	9,13	64,41
<i>Mugil</i> sp.	8,80	73,21
<i>A. parva</i>	6,09	79,30
<i>S. greeleyi</i>	5,42	84,72
<i>Anchoa</i> sp.	4,91	89,62
<i>S. testudineus</i>	2,77	92,39

FIGURA 14-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 7 TAXA DOMINANTES, NA BAÍA DAS LARANJEIRAS (Ag- AGOSTO, O- OUTUBRO, D- DEZEMBRO, F- FEVEREIRO, Ab- ABRIL E J- JUNHO)

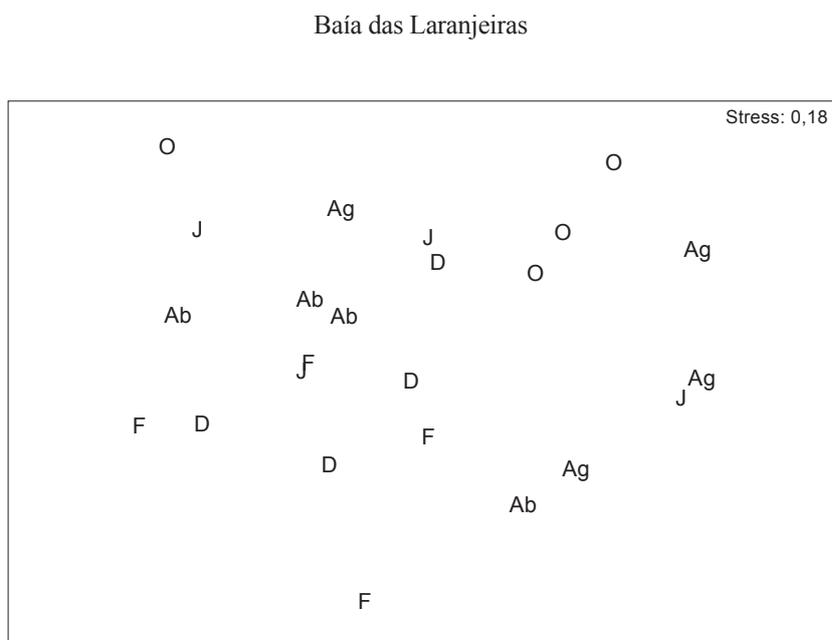
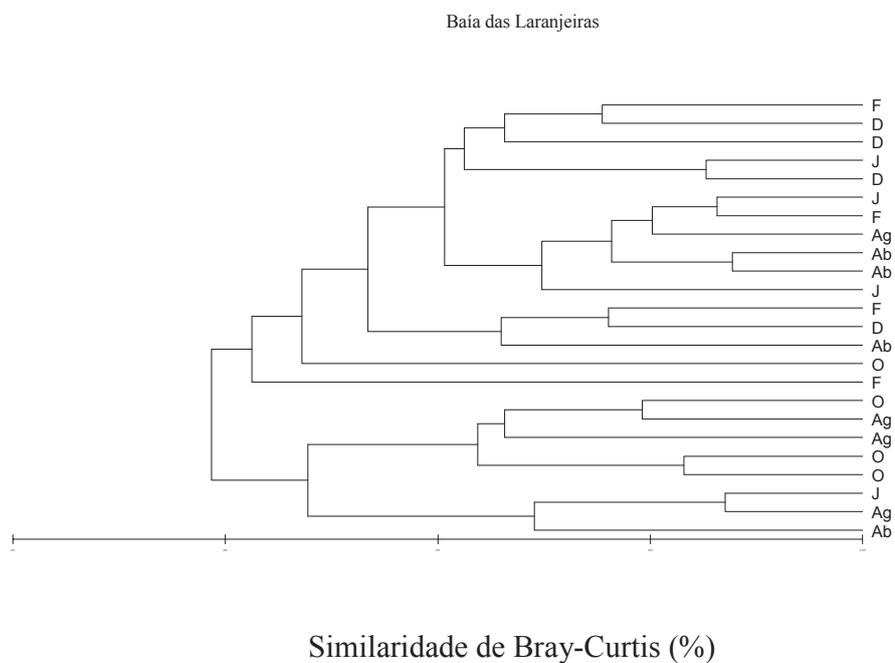


FIGURA 15-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARTIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS

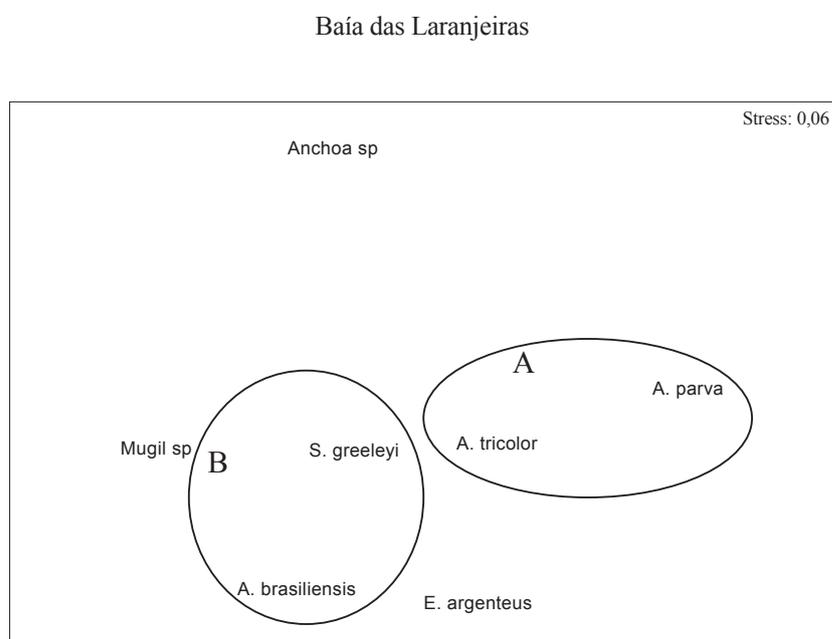
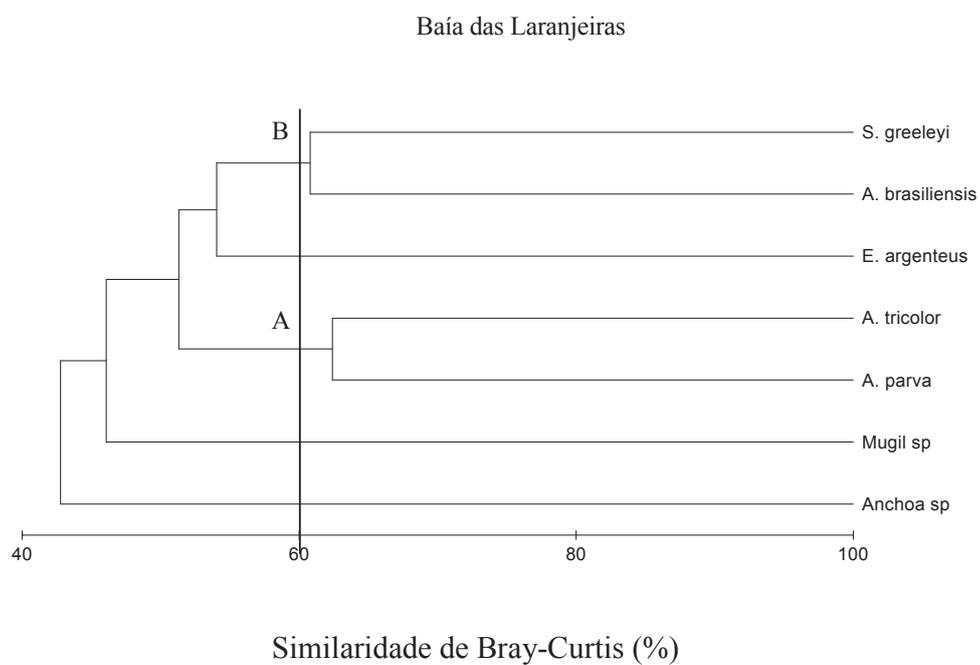
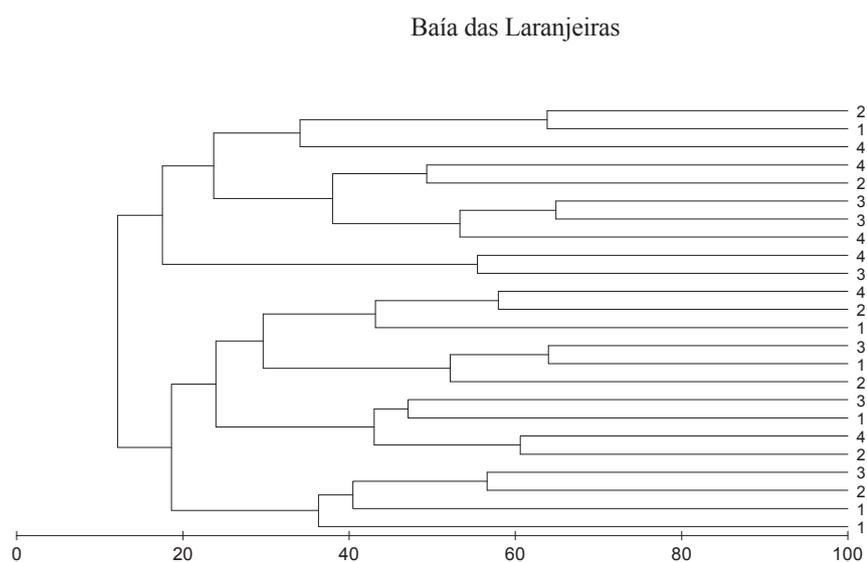


FIGURA 16-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, BASEADO NOS DADOS DE CAPTURA DOS 16 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS



Similaridade de Bray-Curtis (%)

Baía das Laranjeiras

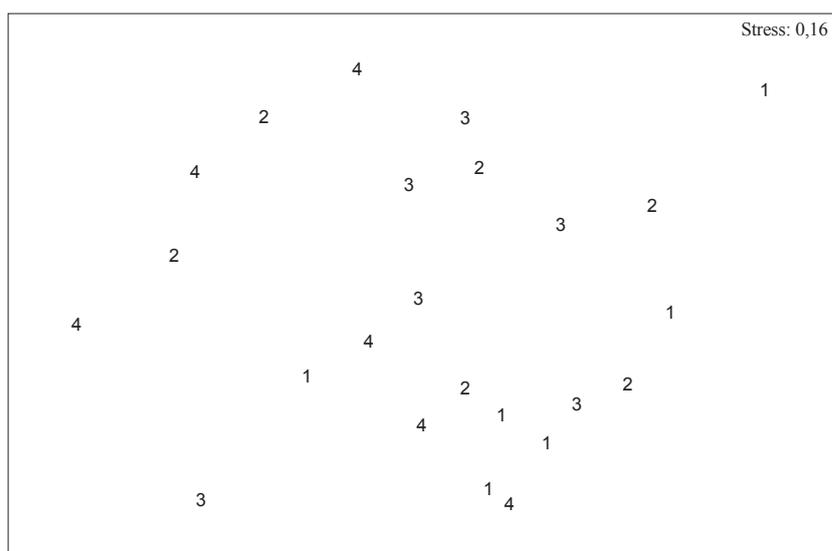


FIGURA 17-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DAS LARANJEIRAS

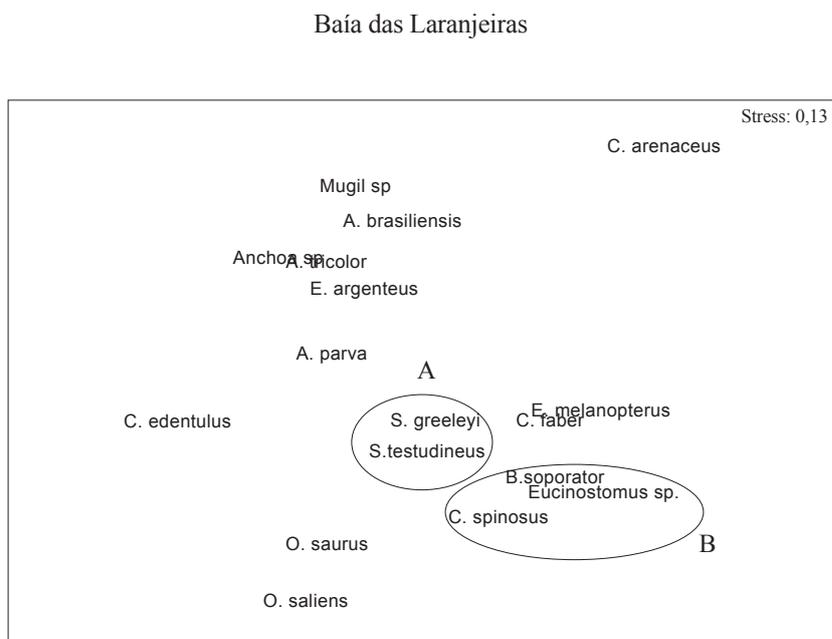
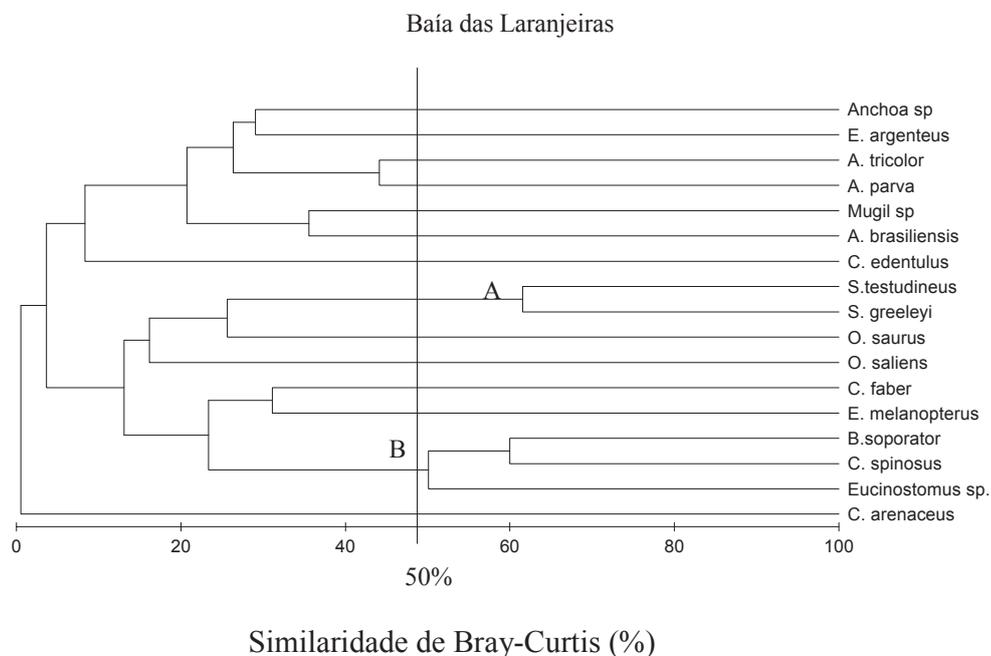


FIGURA 18-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE DOS 9 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ

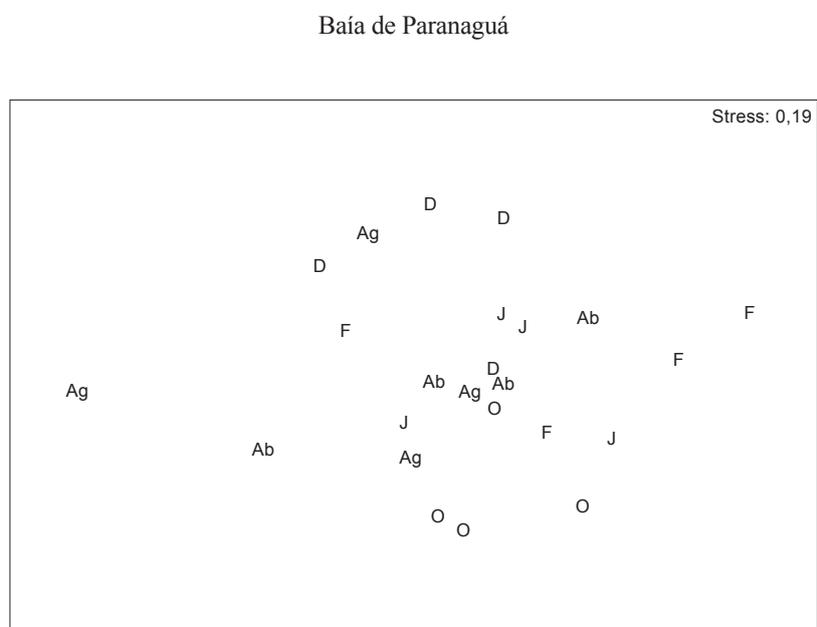
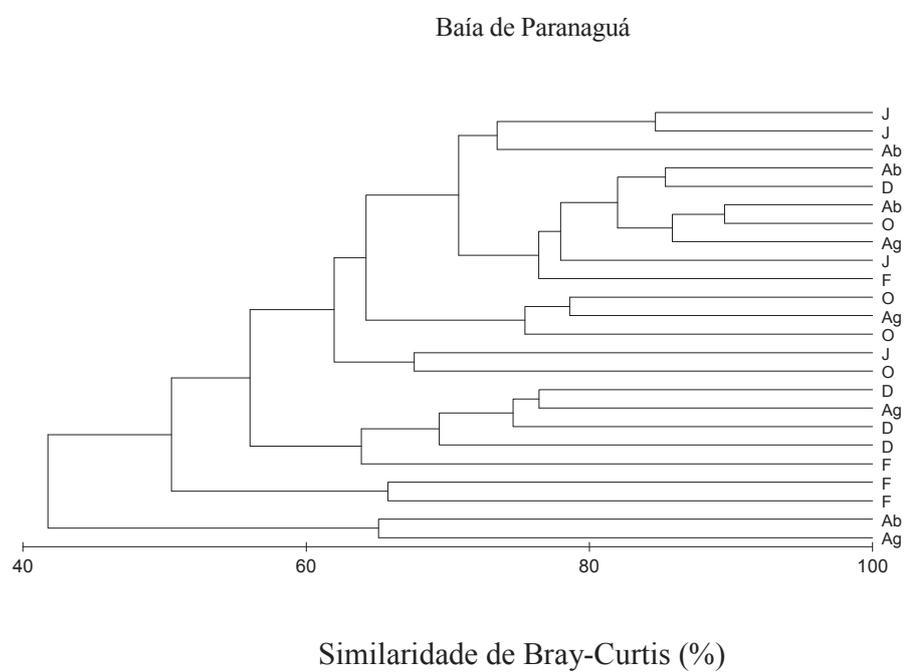


FIGURA 19-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO TEMPORAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ

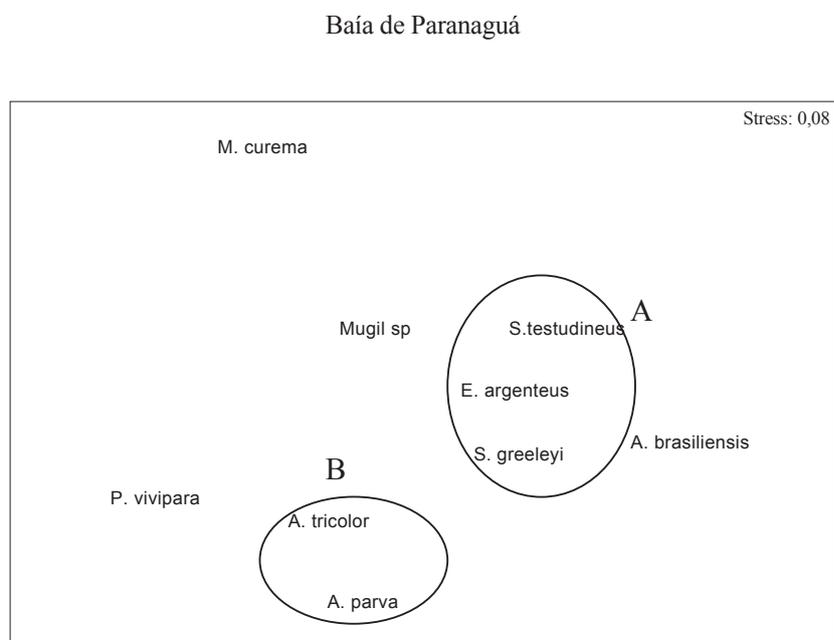
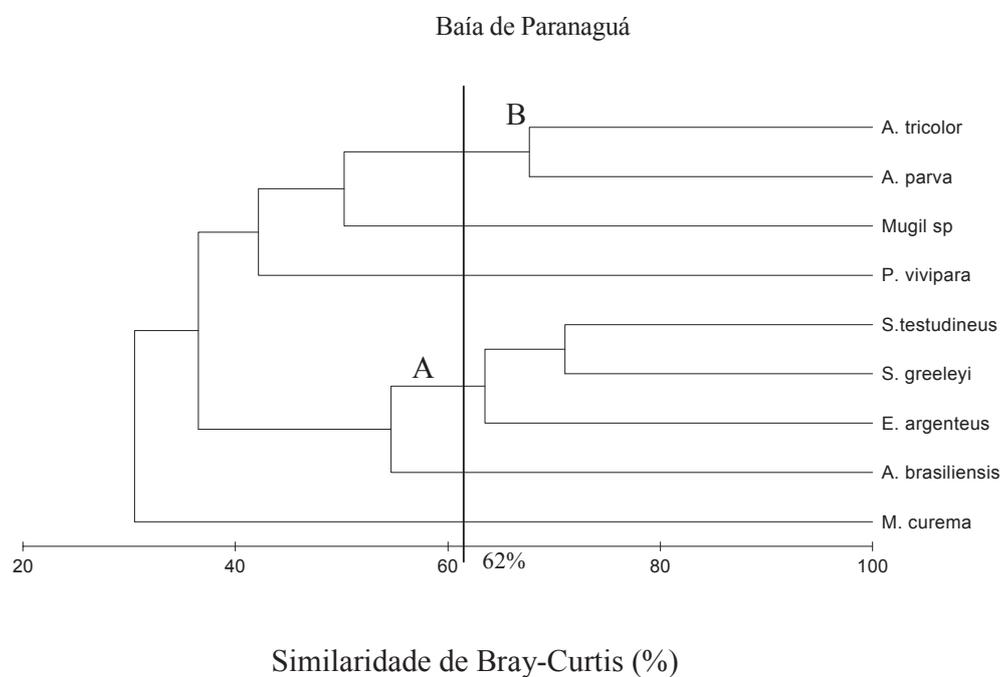


FIGURA 20-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 15 TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ

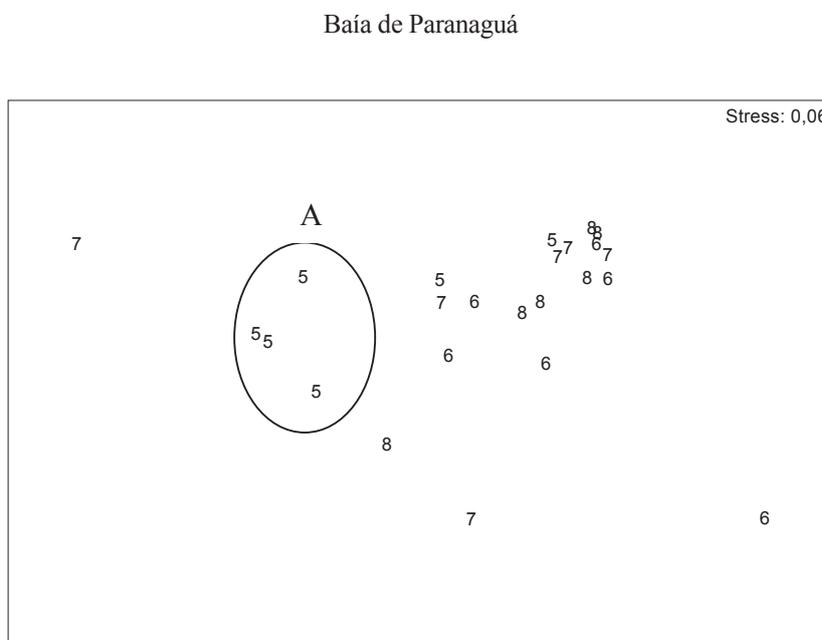
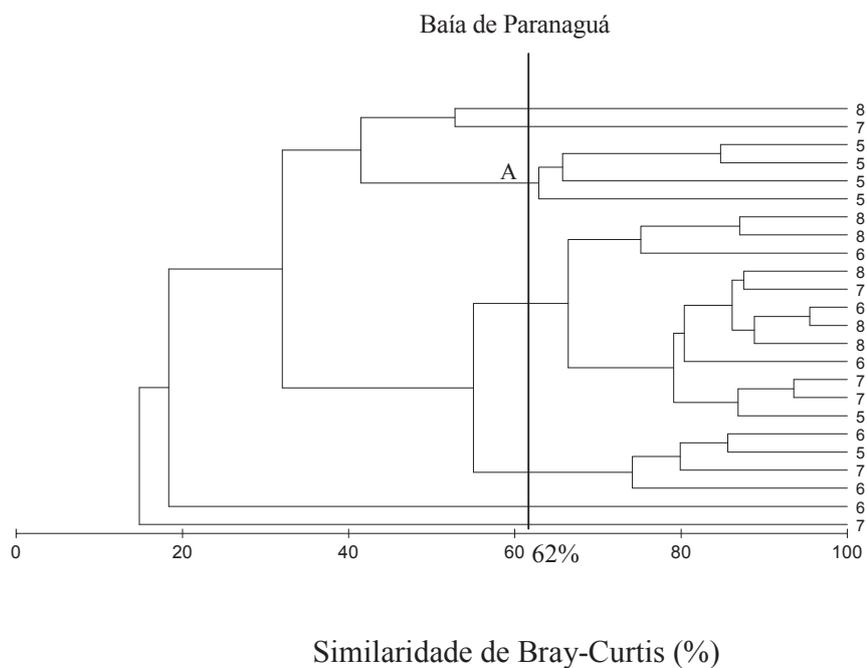


FIGURA 21-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO ESPACIAL PELO MÉTODO MDS, MOSTRANDO AS SIMILARIDADES ENTRE OS TAXA DOMINANTES NA BAÍA DE PARANAGUÁ

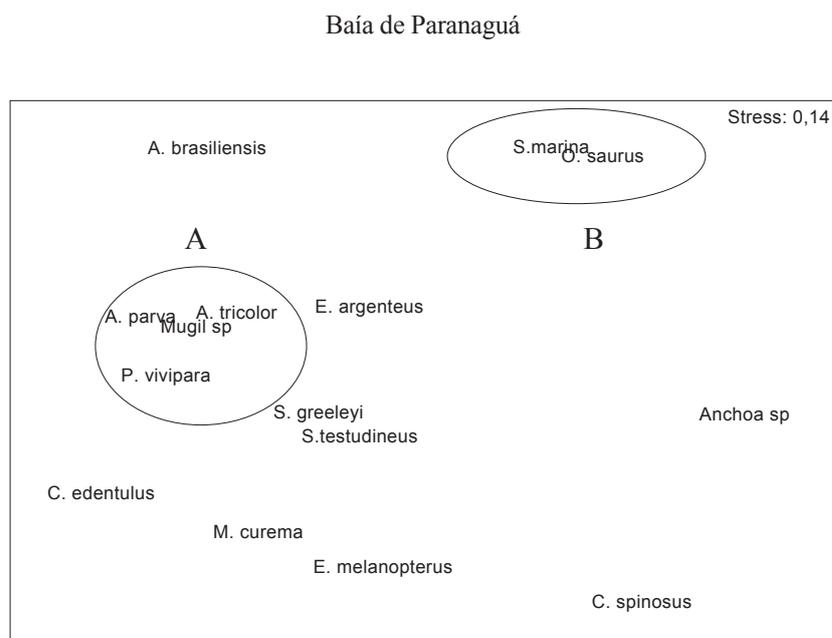
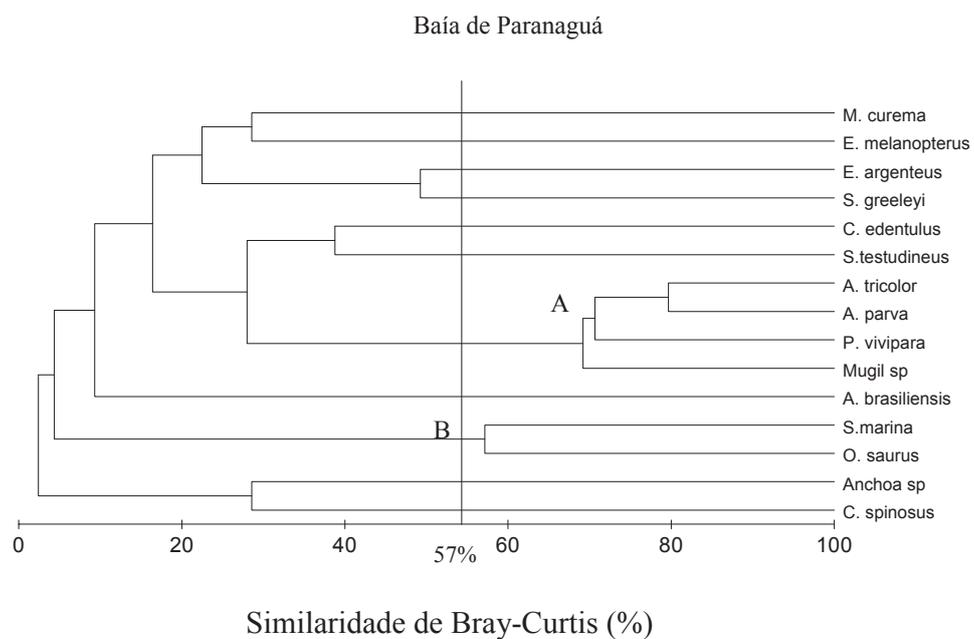
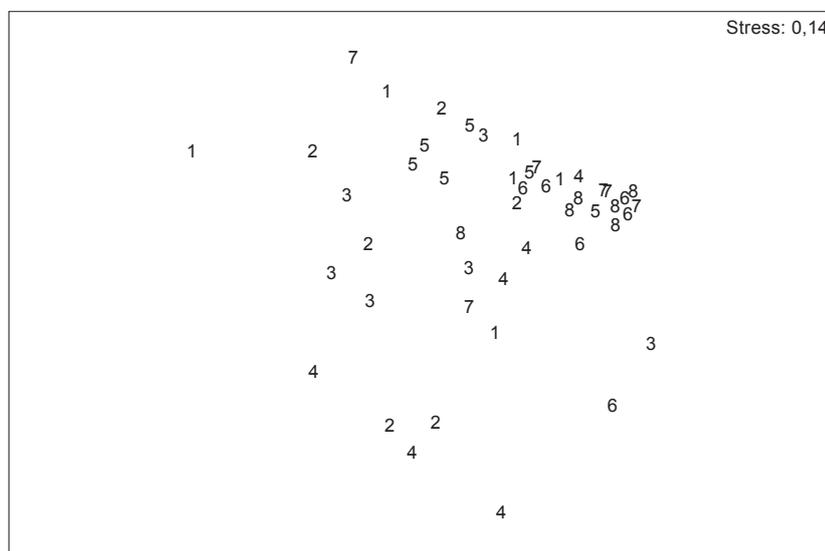
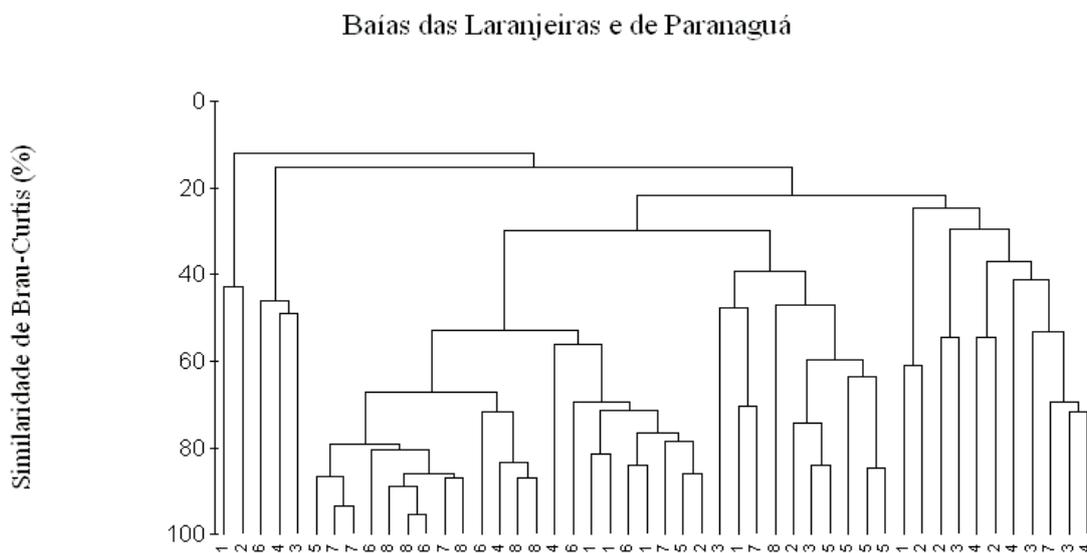


FIGURA 22-DENDROGRAMA E ORDENAÇÃO PELO MÉTODO MDS, BASEADOS NOS DADOS DE CAPTURA DOS 20 TAXA DOMINANTES NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ



5.3. ICTIOFAUNA COMO BIOINDICADOR AMBIENTAL

A comparação entre a abundância e a biomassa através da estatística W e a curva ABC, permitiu identificar uma variação temporal nos níveis de distúrbios (induzidos por uma poluição ou outra causa) nas comunidades de peixes de cada planície (Figuras 23, 24, 25, 26, 27, 28 e 29). Nenhuma planície apresentou em todos os meses curvas ABC com configuração de área poluída, sendo mais freqüentes os distúrbios no ponto 4 (Figuras 24, 25, 26, 27, 28 e 29). Somente em fevereiro todas as planícies não apresentaram alterações na relação abundância/biomassa, e em nenhum mês os distúrbios estiveram presentes em todos os pontos de coleta (Figura 24, 25, 26, 27, 28 e 29).

As curvas de abundância de espécies ranqueadas, de dominância cumulativa, ABC e ABC parcial por baía e mês de coleta, indicam em ambas as baías distúrbios na estrutura da ictiofauna. Na Baía de Paranaguá os métodos gráficos mostram curvas com configurações de área poluída em todos os meses, exceção a fevereiro (Figuras 30, 31, 32 e 33). Para a Baía das Laranjeiras, enquanto as curvas de abundância das espécies ranqueadas e de dominância cumulativa apresentam configurações de área poluída somente em agosto (Figuras 30 e 31), as curvas ABC e ABC parcial apresentaram configuração de área poluída em agosto, outubro, dezembro, abril e junho (Figuras 34 e 35).

Nenhum distúrbio na estrutura da ictiofauna foi evidenciado em fevereiro nas áreas amostradas na Baía das Laranjeiras (Figuras 30, 31, 34 e 35).

FIGURA 23-VALORES DA ESTATÍSTICA W CORRESPONDENTE A 48 CURVAS ABC DE CADA PONTO E MÊS DE COLETA

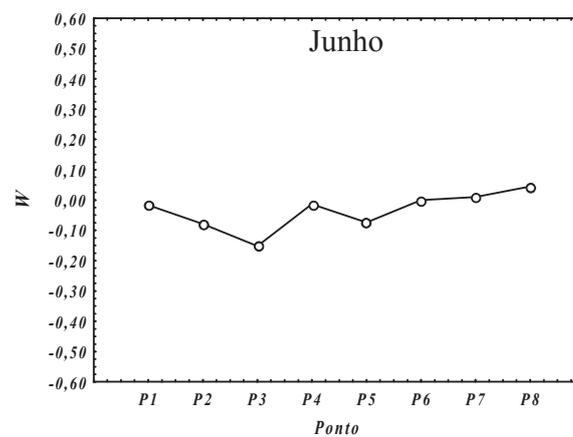
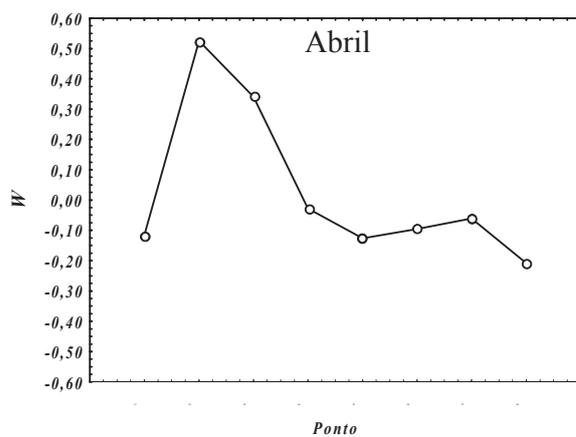
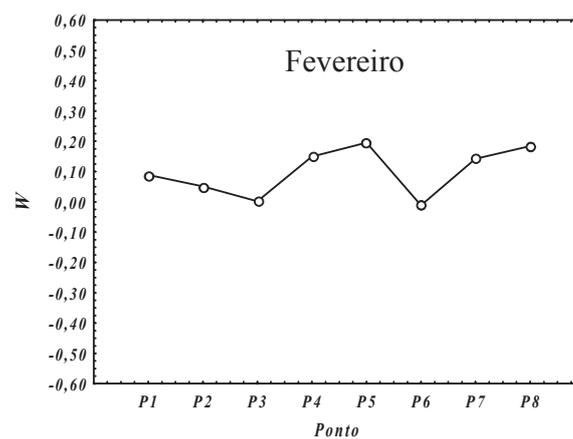
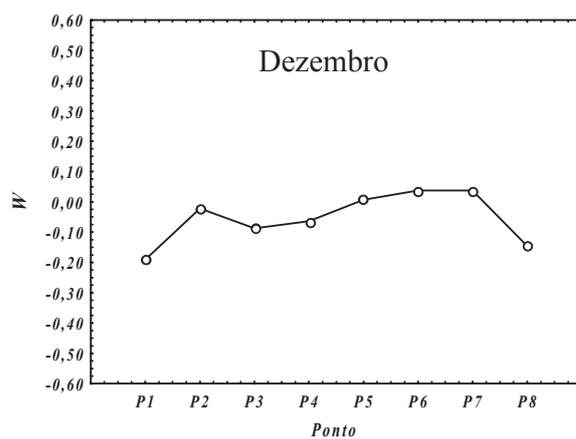
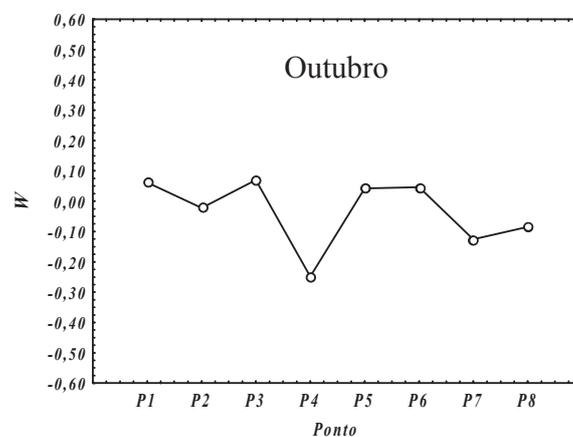
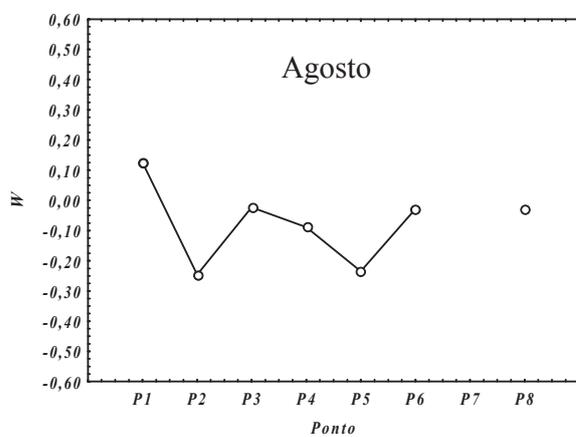


FIGURA 24- PLOTAGEM ABC DE AGOSTO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

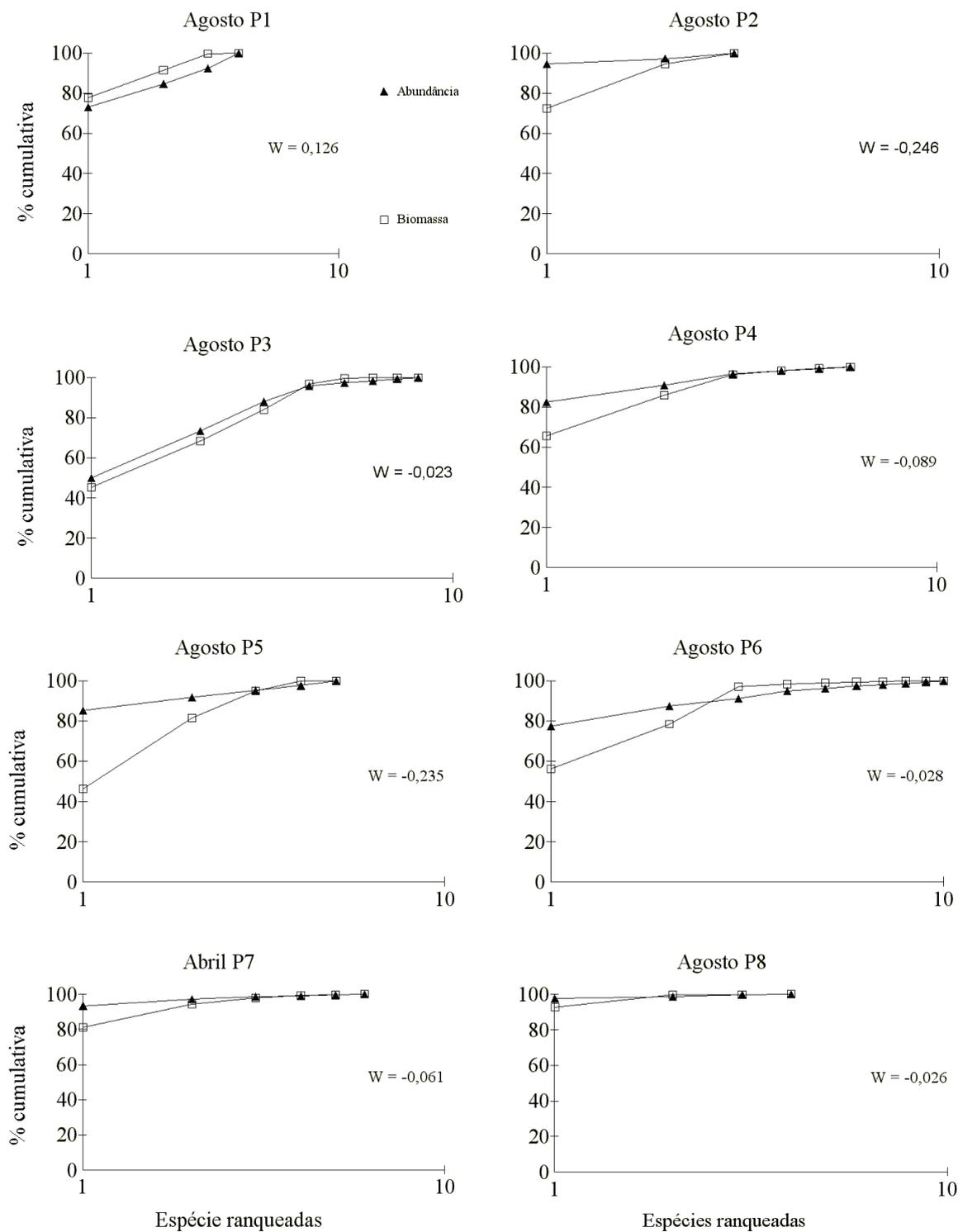


FIGURA 25- PLOTAGEM ABC DE OUTUBRO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

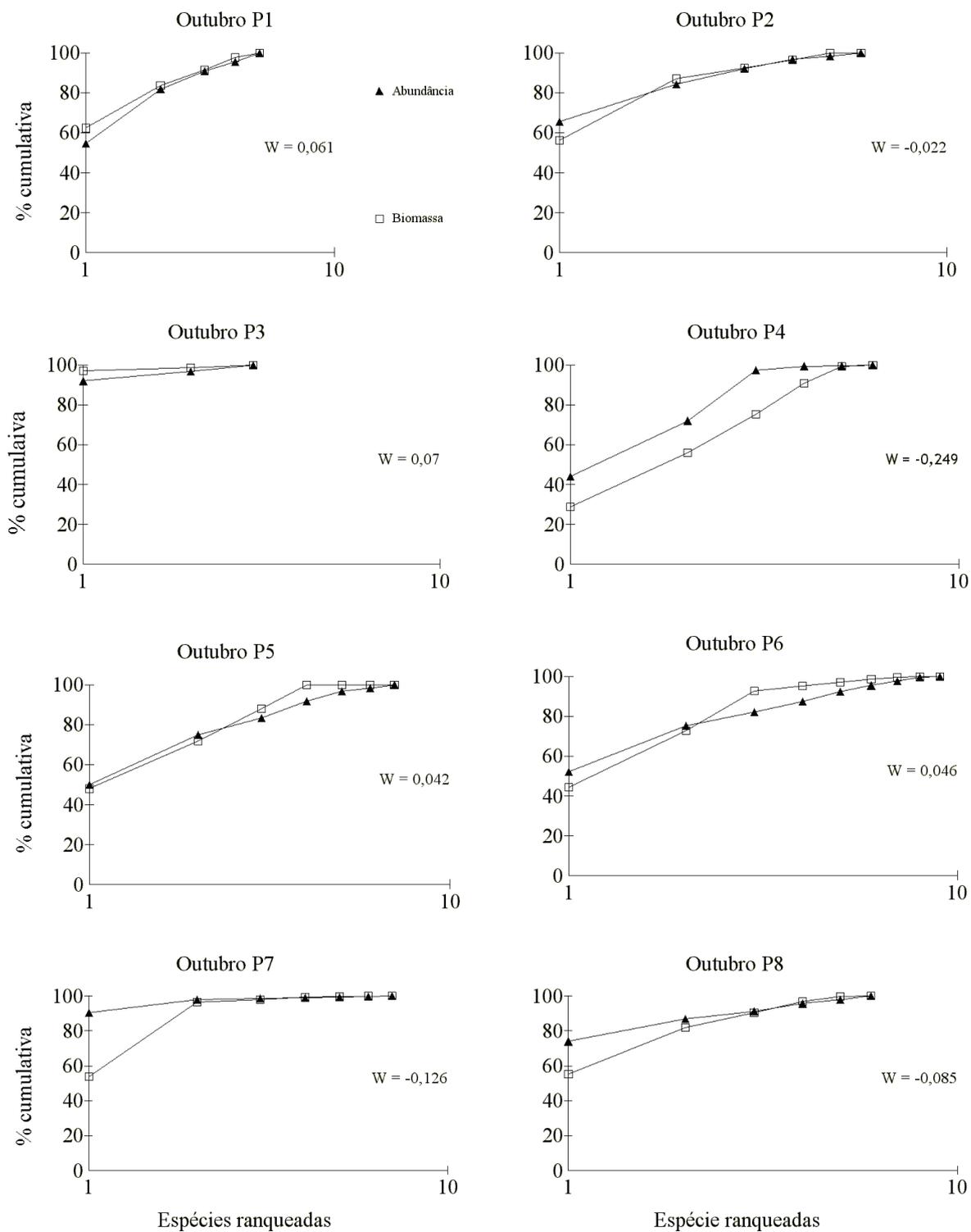


FIGURA 26-POLTAGEM ABC DE DEZEMBRO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

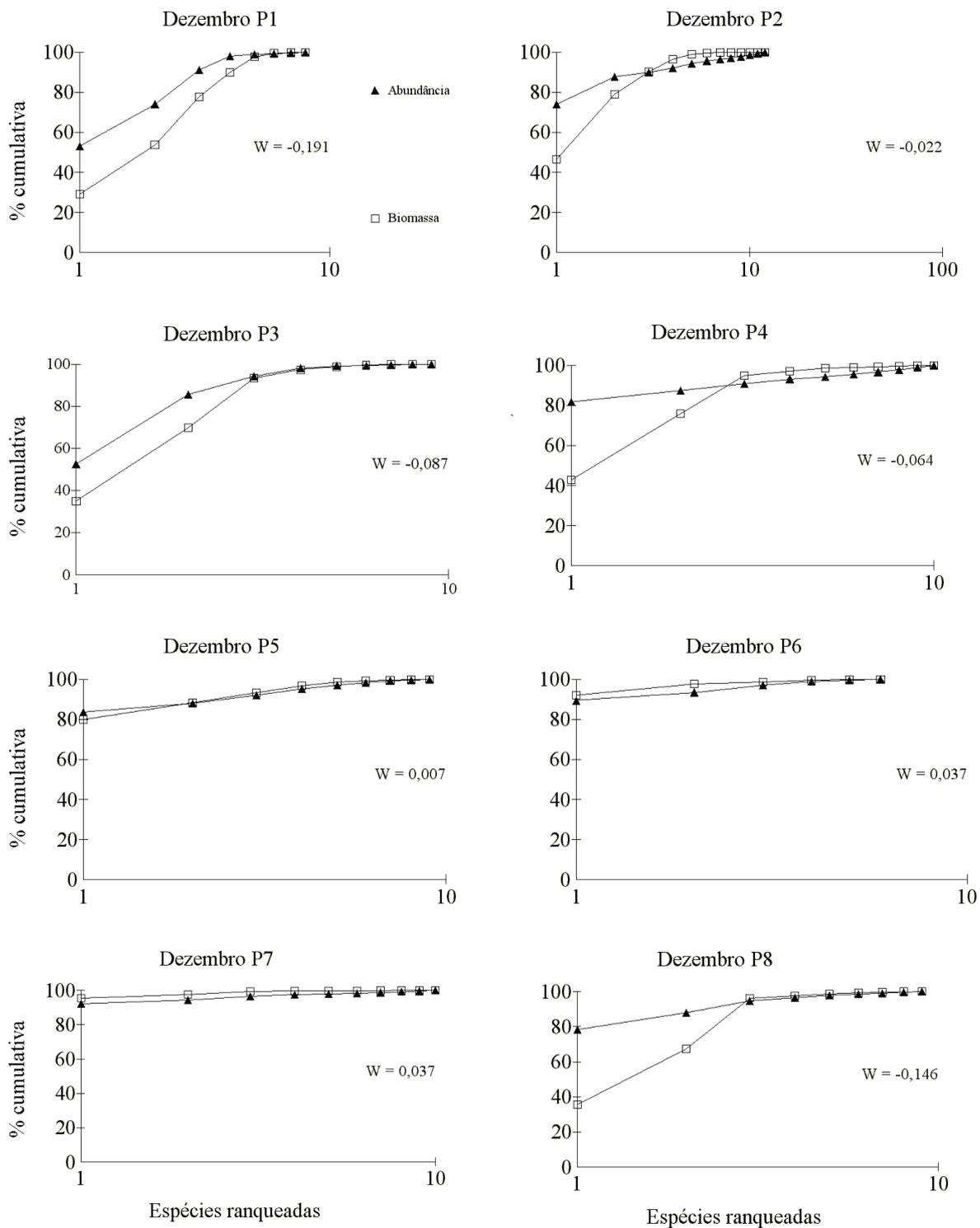


FIGURA 27- PLOTAGEM ABC DE FEVEREIRO NAS PLANÍCIES DE MARÉ DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

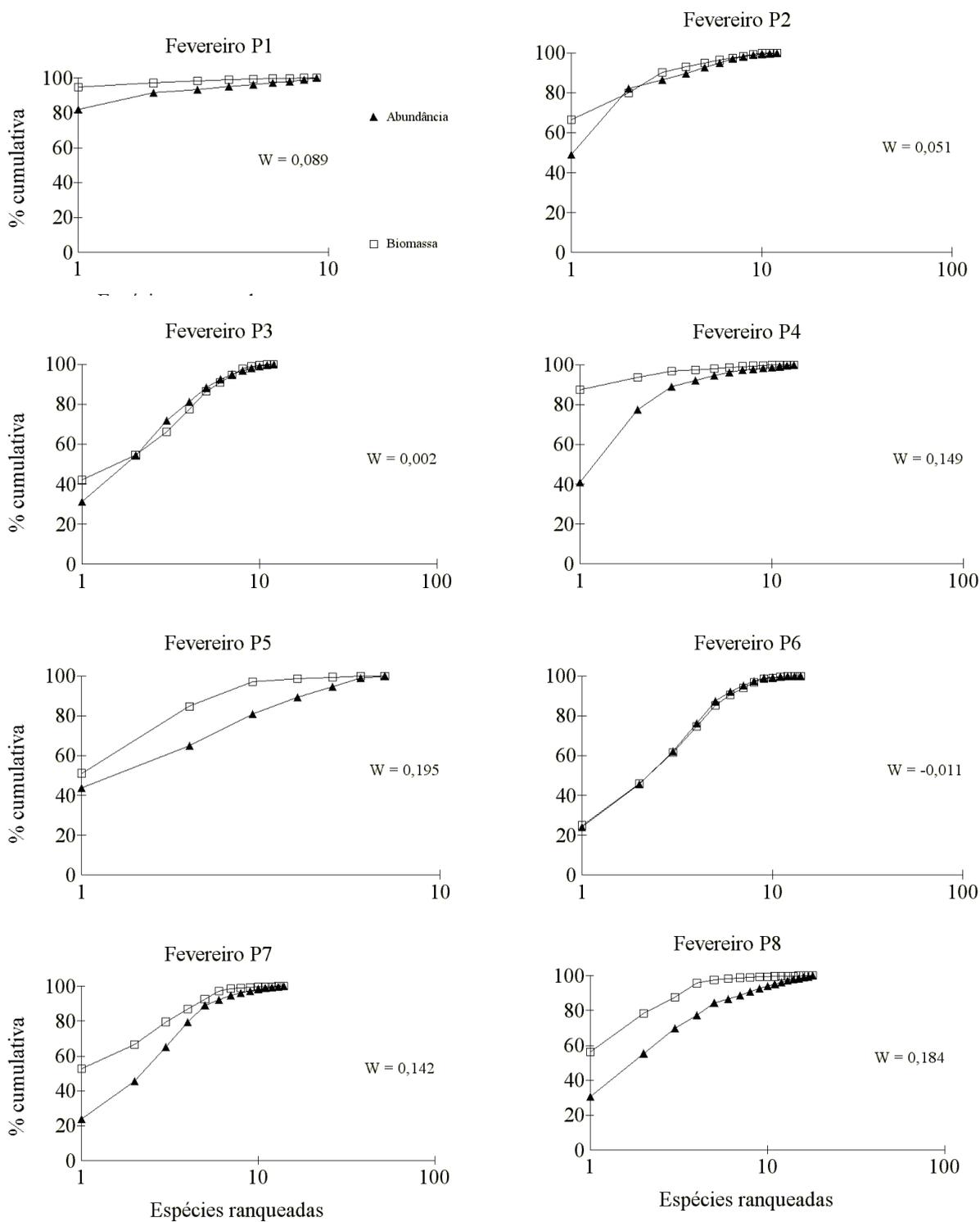


FIGURA 28- PLOTAGEM ABC DE ABRIL NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

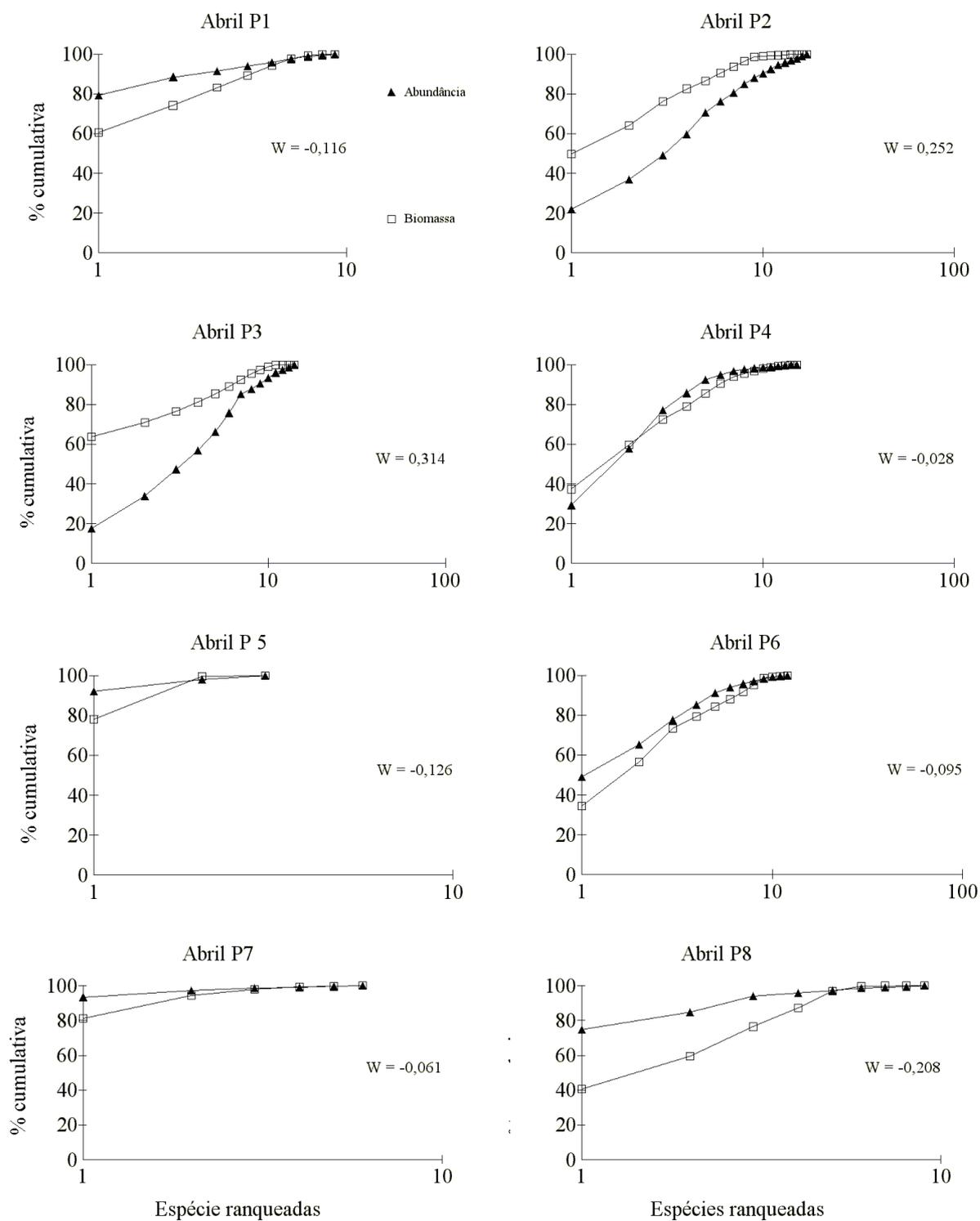


FIGURA 29- PLOTAGEM ABC DE JUNHO NAS PLANÍCIES DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

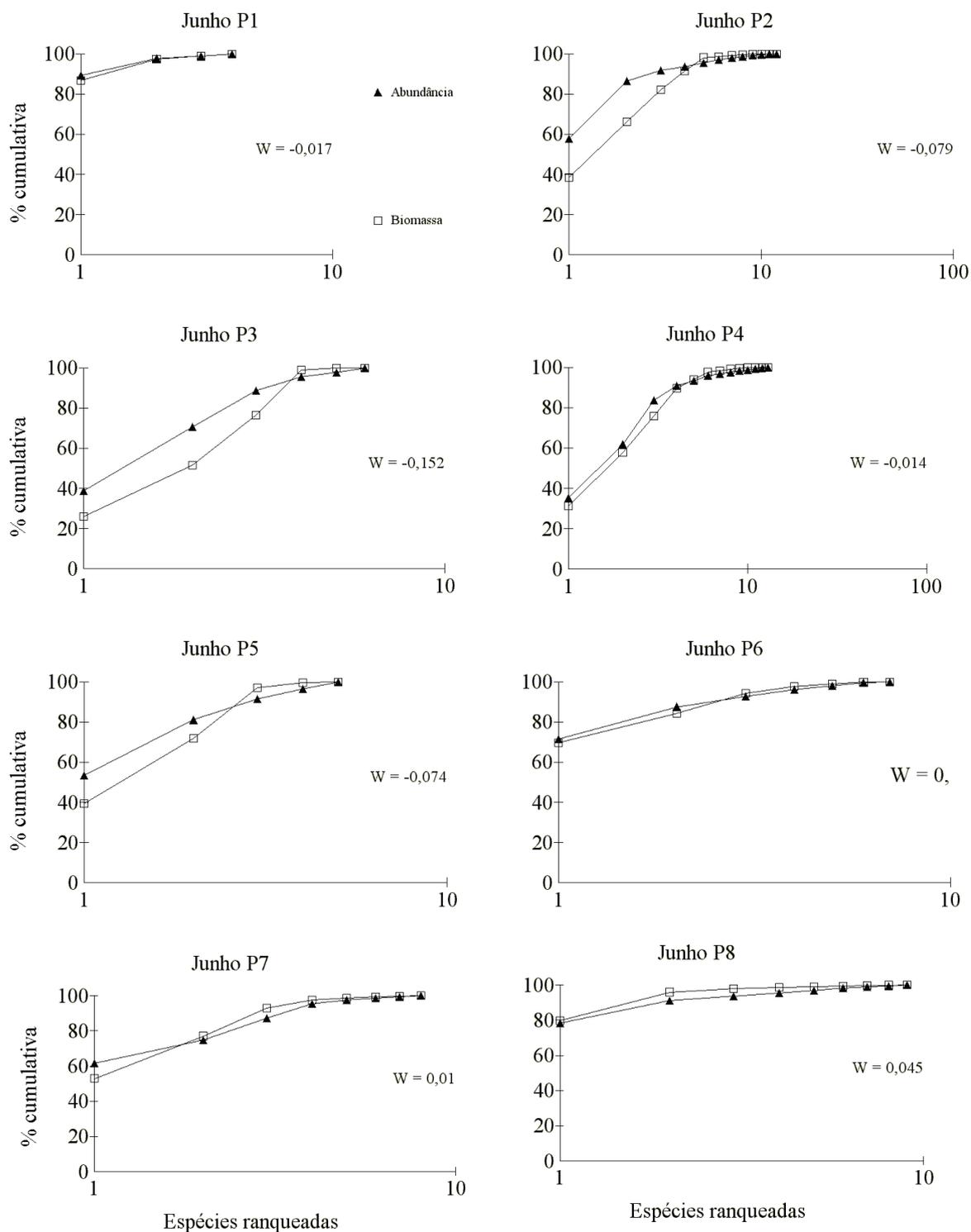


FIGURA 30-CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DA DOMINÂNCIA CUMULATIVA PERCENTUAL (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

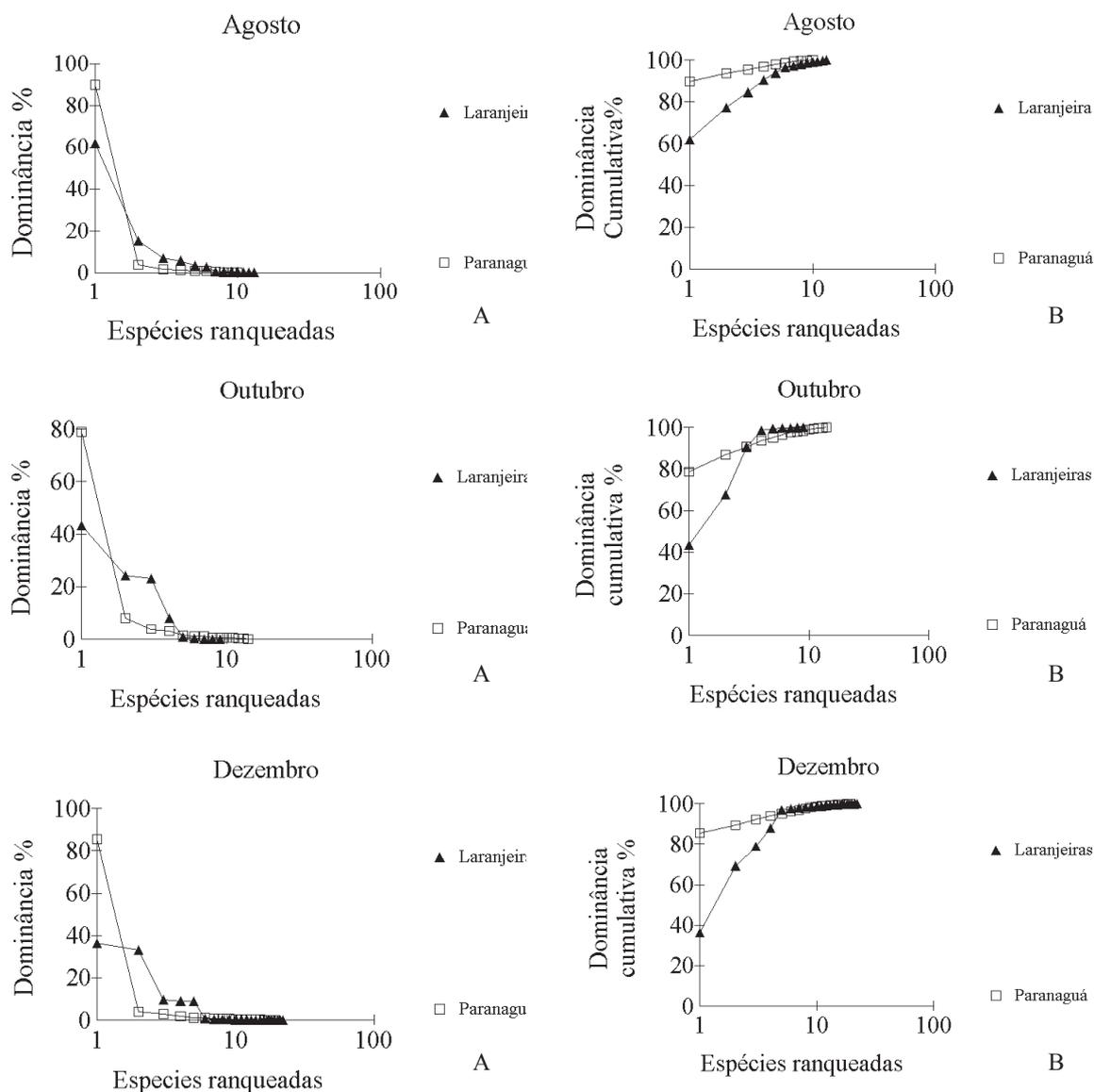


FIGURA 31-CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DA DOMINÂNCIA CUMULATIVA PERCENTUAL (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ

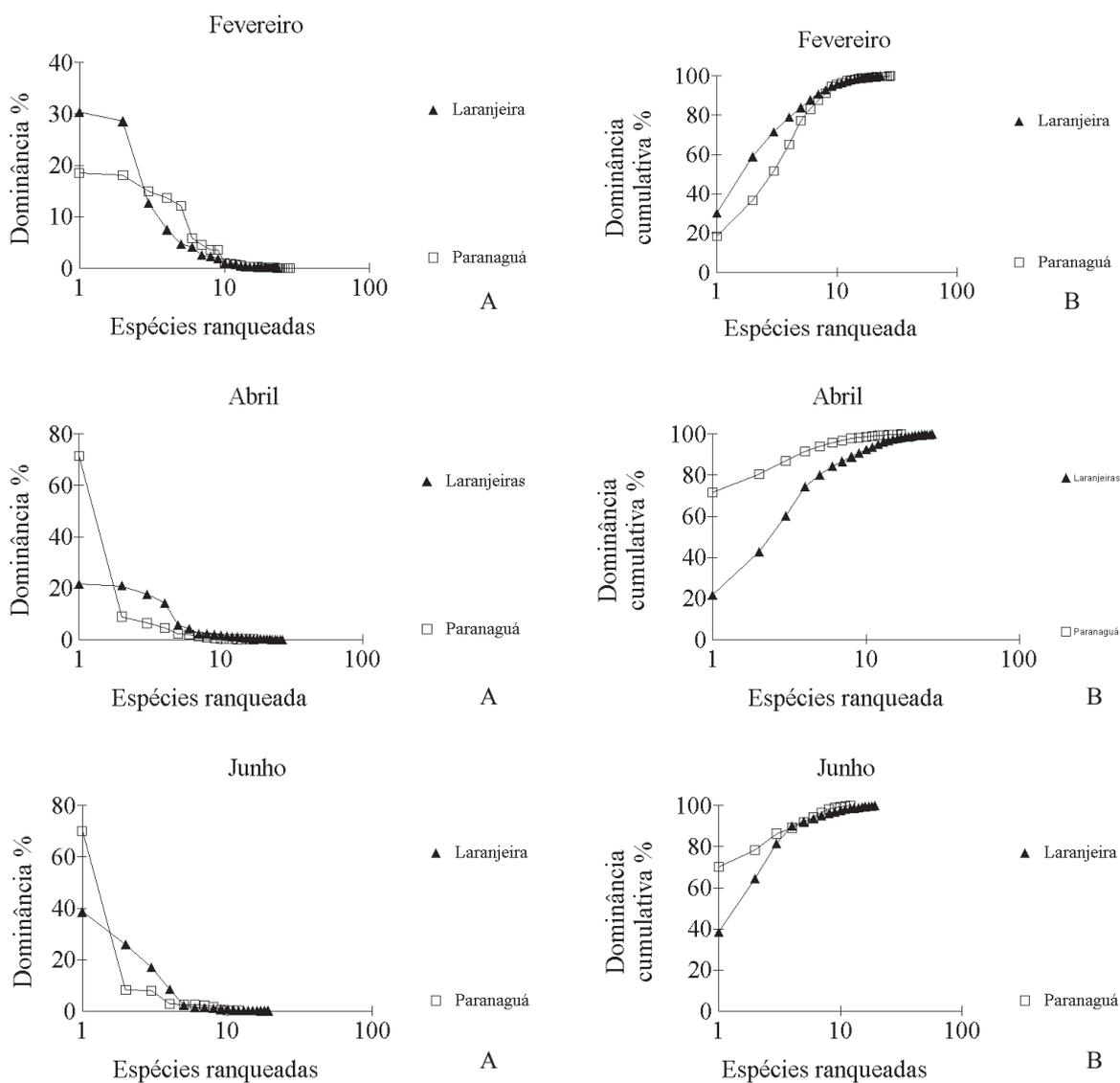


FIGURA 32- PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ

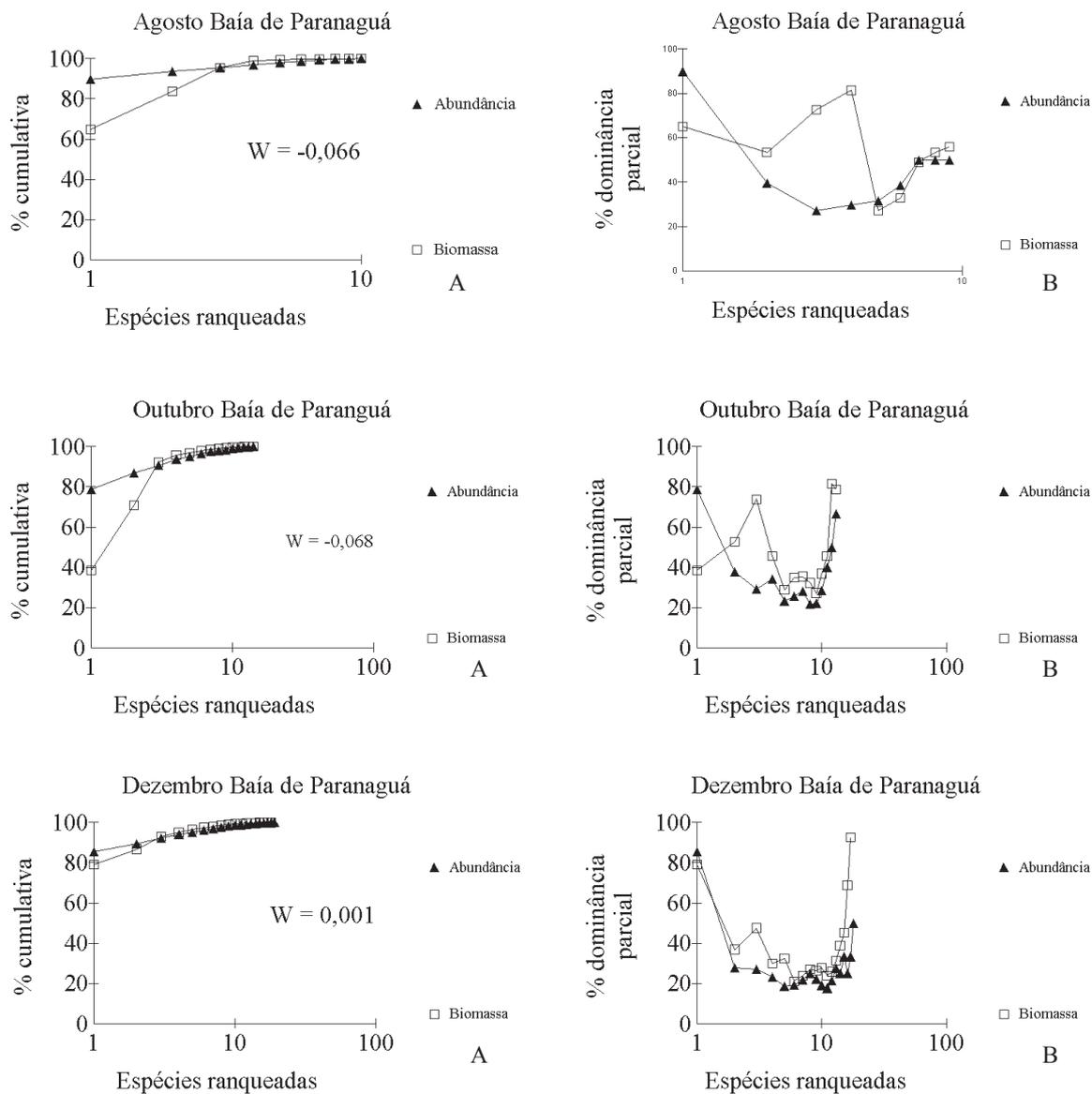


FIGURA 33- PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ

FIGURA 34- PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DAS LARANJEIRAS

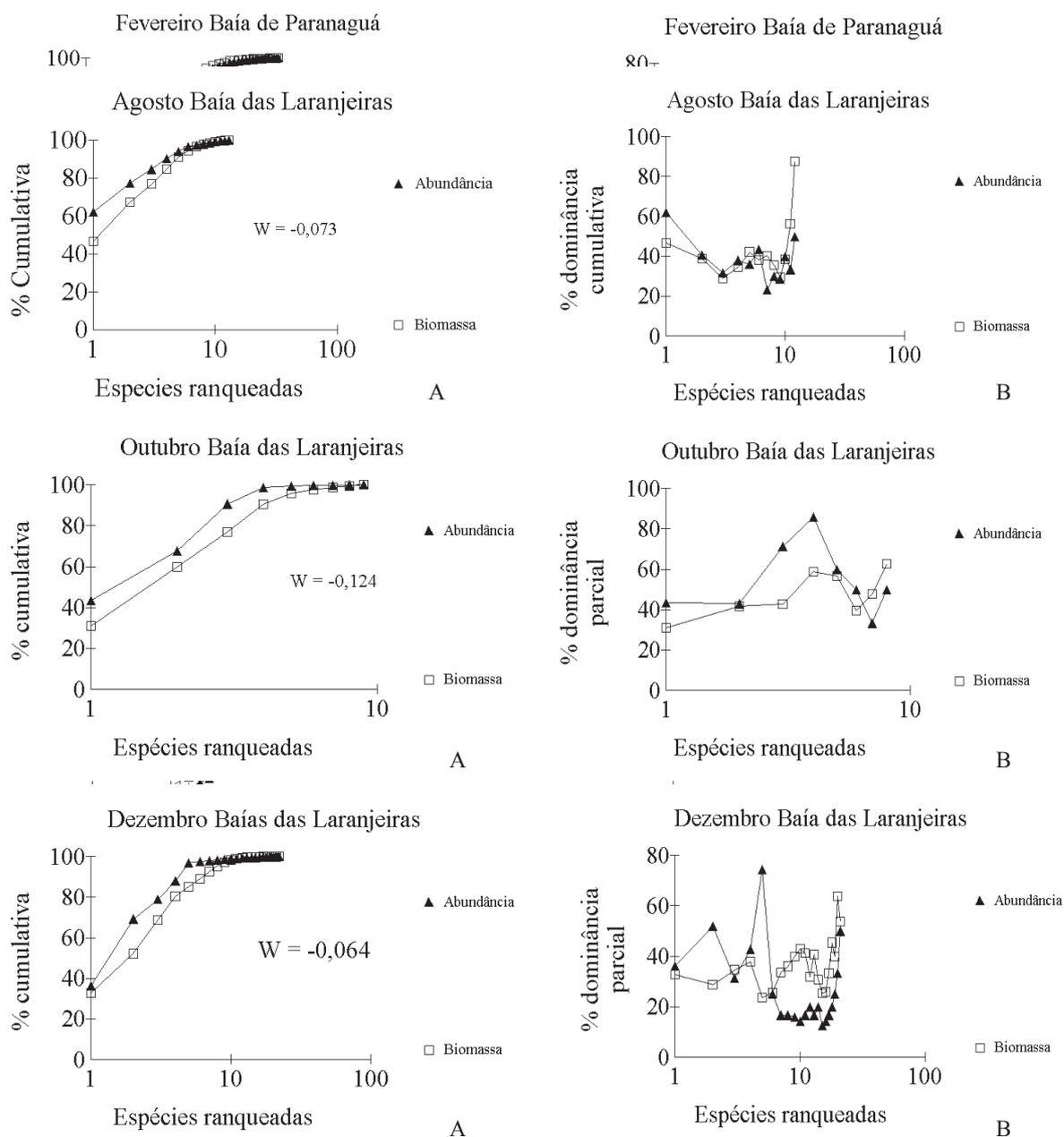
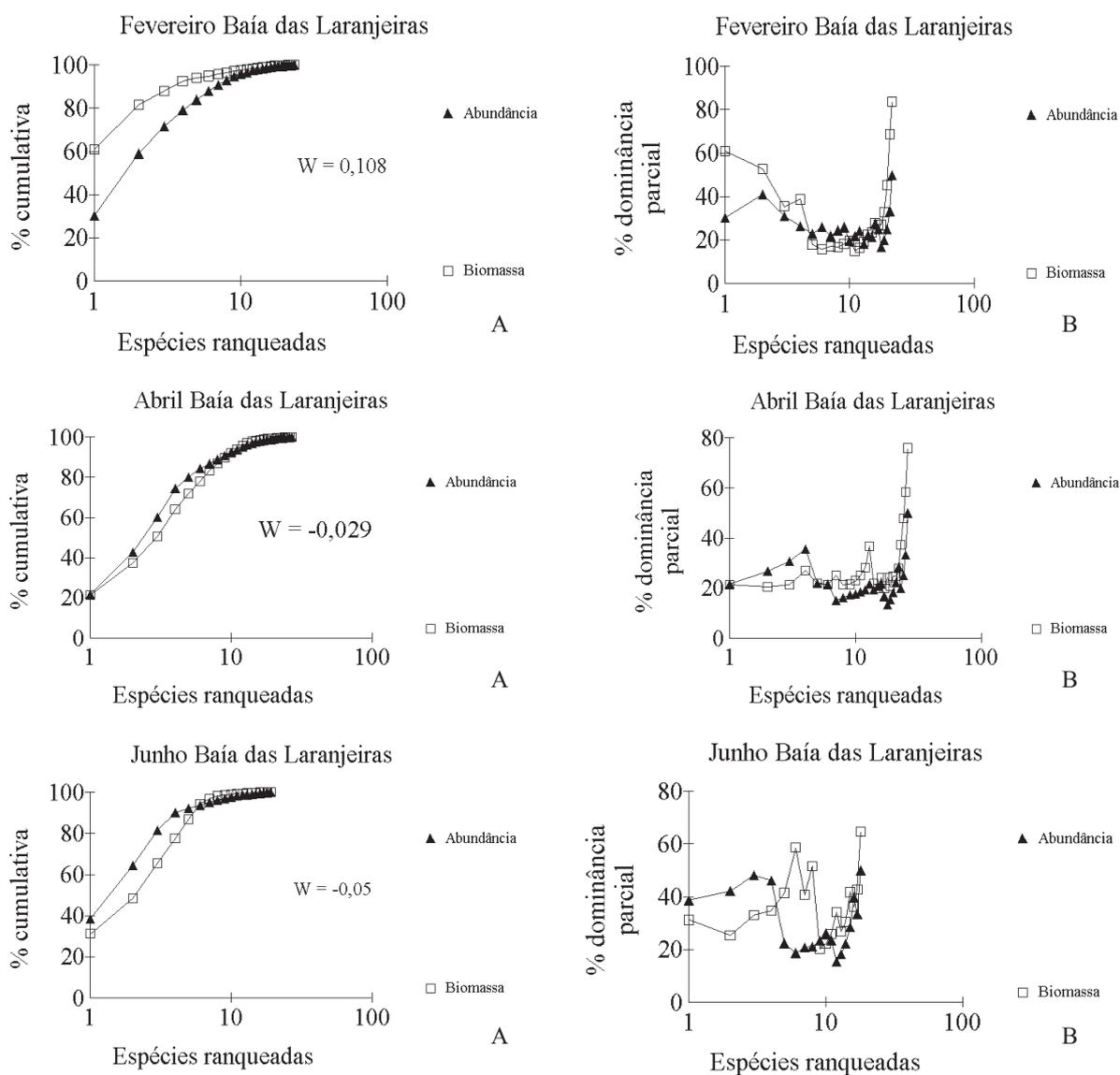


FIGURA 35-PLOTAGEM ABC (A) E ABC PARCIAL (B) POR MÊS, PARA A ICTIOFAUNA DAS PLANÍCIES DE MARÉ DA BAÍA DE PARANAGUÁ



6. DISCUSSÃO

Apesar da composição específica variar, predominaram em áreas marginais de regiões estuarinas as famílias Sciaenidae, Atherinopsidae, Engraulidae, Mugilidae, Clupeidae, Bothidae e Pleuronectidae (FELLEY, 1987; AGUIRO & CARAMACHI, 1995; LAFFAILLE *et al.*, 2000 e MORRISON *et al.*, 2002). Na Baía de Paranaguá, em um estudo realizado por SANTOS *et al.* (2002) as famílias Atherinopsidae, Clupeidae e Tetraodontidae dominaram numericamente em planícies de maré com diferente hidrodinamismo, enquanto que em outra planície este predomínio foi das famílias Engraulidae, Clupeidae e Atherinopsidae (VENDEL *et al.*, 2003). Os resultados obtidos nesse trabalho (Atherinopsidae, Engraulidae e Mugilidae) diferem em parte dos obtidos em outras planícies da região, porém estão dentro do padrão de dominância numérica por família já constatado em outras áreas. A grande abundância de mugilídeos nos arrastos deste estudo pode estar relacionada a presença de áreas com grande disponibilidade de alimentos e baixa velocidade de correntes, fatores que influenciam na distribuição dos indivíduos juvenis desta família (BLABER, 1974; BLABER & WHITFIELD, 1977 a, b; BALBER & BLABER, 1980 e VIEIRA, 1991).

Na região estudada, as famílias que apresentaram o maior número de espécies foram Carangidae, Engraulidae e Gerreidae, o mesmo tendo sido observado em parte em outras planícies de maré da Baía de Paranaguá (SANTOS *et al.*, 2002; VENDEL *et al.*, 2003 e SPACH *et al.*, 2004). Além destas famílias, apresentaram um grande número de espécies em outras planícies de maré da região, Sciaenidae (SANTOS *et al.*, 2002 e SPACH *et al.*, 2004) e Syngnathidae (SPACH *et al.*, 2004). Diferentemente da planície de maré, nos ambiente demersal e praias da Baía de Paranaguá, o predomínio numérico foi exercido pelas famílias Sciaenidae, Carangidae Paralichthyidae e Gerreidae (ABILHÔA, 1998; PINHEIRO, 1999 e GODEFROID *et al.*, 2004).

A ictiofauna nos estuários é dominada por poucas espécies (HAEDRICH, 1983 **in** KENNISH, 1986). Esta dominância é uma das causas da estabilidade na estrutura básica da ictiofauna (MOYLE & CECH, 1982) nesse ecótono, tendo sido observada

em diversos sistemas estuarinos dos Estados Unidos (WEINSTEN & BROOKS, 1983; HORN & ALLEN, 1985 e DESMOND *et al.*, 2000), Nova Zelândia (MORRISON *et al.*, 2002), Iraque (AL-DAHAN & YOUSIF, 1990), Senegal (VIDY *et al.*, 2000), China (LIN & SHAO, 1999 e TZENG & WANG, 1992), Austrália (ROBERTSON & DUKE, 1990 e VANCE *et al.*, 1996), Tailândia (IKEJIMA *et al.*, 2003), França (LAFFAILLE *et al.*, 2000) e também em levantamentos da plataforma sudeste-sul do Brasil (KOTAS, 1991; RODRIGUES *et al.*, 1995; HAIMOVICI *et al.*, 1996; HAIMOVICI, 1998 e ROCHA & ROSSI-WONGTSCHOWISKI, 1998). Esta dominância além de ter sido observada neste trabalho, também foi constatada em outros trabalhos no Complexo Estuarino de Paranaguá (MAEHAMA & CORRÊA, 1987; CORRÊA, 2001; VENDEL *et al.*, 2002; SANTOS *et al.*, 2002; VENDEL *et al.*, 2003, SPACH *et al.*, 2003 e SPACH *et al.*, 2004).

As duas áreas estudadas apresentaram uma ictiofauna semelhante quanto a composição específica (29 espécies comuns a ambas as baías), variando apenas na frequência de ocorrência destas, e na presença de espécies exclusivas em cada uma das áreas estudadas. A dominância foi exercida pelas mesmas espécies em ambas as baías. Neste trabalho, a que apresentou maior captura nas duas áreas foi *A. brasiliensis*, estando presente em todos os meses amostrados, semelhante ao encontrado no estuário da Lagoa dos Patos e de Paranaguá (BENVENUTI, 1987; LOPES, 2000; NETO, 2001 e SANTOS *et al.*, 2002). Esta abundância era esperada uma vez que a espécie tem todo o seu ciclo de vida nas áreas marginais de estuários, principalmente nas planícies de maré associadas a marismas. A espécie *S. greeleyi*, outra espécie residente na área (FIGUEIREDO & MENEZES, 2000 e SCHULTZ *et al.*, 2002), também foi abundante nas planícies amostradas, o que foi anteriormente observado na região (LOPES, 2000; NETO, 2001; VENDEL *et al.*, 2002 e SANTOS *et al.*, 2002). Dominância numérica tanto neste estudo como em outros realizados em planícies de maré da região, foram observadas em *A. parva* (NARDI, 1999; VENDEL *et al.*, 2002 e SPACH *et al.*, 2004) e *E. argenteus* (LOPES, 2000 e VENDEL *et al.*, 2002). Entretanto, somente neste estudo a espécie *A. tricolor* esteve entre as numericamente abundantes.

Uma equivalência parcial entre a dominância numérica e em peso ocorreu no presente estudo. As espécies *A. brasiliensis*, *Mugil* sp., *A. parva* e *A. tricolor* foram as que mais contribuíram em peso e número. Mesmo não sendo tão abundantes, *S. greeleyi* e *S. testudineus* nesse estudo estão entre as que mais contribuíram para a captura em peso, devido principalmente aos seus tamanhos. Equivalência entre as capturas em peso e número também foi observada por IKEJIMA *et al.* (2003), em cujo trabalho entre as 10 espécies com maior contribuição em peso, 5 apresentaram uma maior captura de indivíduos. PINHEIRO (1999) também observou a mesma correspondência, pois entre as espécies mais abundantes, cinco estavam entre as que mais contribuíram em peso. A mesma observação foi feita em uma planície estudada por VENDEL *et al.* (2003), onde apenas duas espécies (*Harengula clupeola* e *A. brasiliensis*) foram responsáveis por 63,4% da captura em número e 62,9% do peso total amostrado.

Nas planícies da Baía das Laranjeiras, a maior média de peso dos peixes foi observada no mês de fevereiro, principalmente pela captura de exemplares maiores das espécies *A. brasiliensis*, *S. greeleyi* e *S. testudineus*. Na Baía de Paranaguá não houve variação temporal significativa do peso médio dos peixes, no entanto, tanto o número médio de indivíduos como o de espécies foi significativamente maior em fevereiro, período de maior recrutamento na área. Inversamente ao observado nos meses mais quentes, no outono e inverno as planícies estudadas estavam ocupadas por um número menor de exemplares e taxa, o que foi constatado anteriormente no Complexo Estuarino de Paranaguá (ABILHÔA, 1998; SANTOS *et al.*, 2002; GODEFROID *et al.*, 2004 e SPACH *et al.*, 2004).

Os ambientes estuarinos tropicais e temperados apresentam muitas espécies com ocorrências esporádicas ou acidentais (YANES-ARANCIBA *et al.*, 1980 e ORTH & HECK, 1980). As espécies *S. marina*, *S. timocu*, *C. chrysurus*, *O. saliens*, *O. saurus*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *O. oglinum*, *L. grossidens*, *C. faber*, *D. rhombeus*, *E. gula*, *E. melanopterus*, *B. soporator*, *M. curema*, *M. gaimardianus*, *C. spilopterus*, *C. arenaceus*, *D. radiale*, *P. punctatus* e *C. parallelus* estão entre as espécies com baixa frequência e constância nas planícies de maré da costa paranaense (SANTOS *et al.*,

2002; VENDEL *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004 e neste estudo). Além destas espécies, outras também apresentaram esta tendência somente ao longo deste estudo: *O. palometa*, *H. clupeola*, *S. brasiliensis*, *G. stigmatus*, *G. boleossoma*.

As espécies que foram exclusivas de uma das baías estudadas foram capturadas ocasionalmente e com frequência muito baixa. Esta tendência também foi constatada por SANTOS *et al.* (2002) ao comparar duas planícies de maré da Baía de Paranaguá. Neste trabalho, o período de maior ocorrência das espécies exclusivas foi entre os meses de dezembro e fevereiro, sendo estas na sua maioria marinho-estuarina e possuem diversos hábitos alimentares. Por outro lado, a maior ocorrência de *P. vivipara*, apenas no mês de fevereiro, mês de maior precipitação, e somente no ponto localizado na desembocadura do rio Itiberê, parece estar associada a uma maior percolação de água doce na margem, propiciando um microambiente com salinidade favorável a espécie (KNEIB, 1997). O sucesso da propagação de uma outra espécie do gênero (*Poecilia reticulata*), também poderia explicar a ocupação de águas salobras por esta espécie dulcícola (SHIKANO & FUJIO, 1997).

Ocorre nas regiões rasas dos estuários durante os meses mais quentes (primavera e verão), a maior quantidade de peixes no estágio juvenil e poucos adultos (LAZZARI *et al.*, 2003). Os estágios iniciais do ciclo de vida das espécies que desovam na plataforma continental durante a primavera e verão, entram nesse período nos ambientes estuarinos da costa sudeste-sul do Brasil (RAMOS & VIEIRA, 2001), indo se agregar nas áreas marginais, ambientes propícios a alimentação, crescimento e proteção (WEINSTEN, 1979; WEINSTEN & BROOKS, 1983 e HOSS & THAYER, 1993). Este recrutamento em habitats intertidais dos estuários, tanto de espécies marinhas estuarino dependentes como das estuarinas, demonstram a importância dessas áreas para a sobrevivência dos peixes (DRAKE & ARIAS, 1991 e LAFFAILLE *et al.*, 1998 in LAFFAILLE *et al.*, 2000).

Esta dominância de jovens, uma característica das populações de peixes em áreas costeiras rasas, foi observada neste trabalho e em outros realizados no litoral paranaense (NARDI, 1999; CUNHA, 1999; NETO, 2001; GODEFROID, 2002; SANTOS *et al.*, 2002; GODEFROID *et al.*, 2004 e SPACH *et al.*, 2004). Neste

trabalho predominou juvenis nas amostras de todas as coletas, mas com uma maior quantidade nos meses de dezembro, fevereiro e abril. Uma maior captura de imaturos no verão, deve-se em parte a espécie *A. brasiliensis*, pois apesar de apresentar uma desova contínua, seu período mais reprodutivo está entre os meses de junho a dezembro, com duas desovas de lotes sucessivos, sendo um na primavera e outro no verão (BENVENUTI, 1987; PINHEIRO, 1999; PESSANHA & ARAÚJO, 2001 e FÁVARO *et al.*, 2003). Os indivíduos das espécies *A. parva* que apresenta desova nos meses de primavera e o recrutamento se dá no verão (ESPER, 1982) e *S. greeleyi* que apresenta período reprodutivo estendendo-se de agosto a janeiro (SCHULTZ *et al.*, 2002), também contribuíram para a grande quantidade de juvenis na área nos meses mais quentes do ano.

Esta maior quantidade de juvenis no verão, sugere uma possível relação entre a abundância de peixes nessa época e a disponibilidade de alimentos na área (CONNOLLY *et al.*, 1997 e DESMOND *et al.*, 2000). Esta relação parece existir no Complexo Estuarino de Paranaguá, uma vez que a biomassa fitoplanctônica é maior na região neste período (BRANDINI & THAMM, 1994), permitindo melhores condições alimentares para os peixes que utilizam os diferentes ecótonos do estuário como criadouros (PINHEIRO, 1999 e SPACH *et al.*, 2004). A abundância e a disponibilidade de alimentos resultantes da produtividade primária e secundária, são algumas das razões para o uso das áreas de mangue e marisma durante o recrutamento dos estádios jovens de peixes (BOESH & TURNER, 1984 e LAZZARI *et al.*, 2003).

As áreas rasas não atraem os peixes jovens somente pela disponibilidade de alimentos, os peixes encontram nas raízes dos manguezais e nos bancos de marismas, refúgio contra possíveis predadores (BOESH & TURNER, 1984 e LAZZARI *et al.*, 2003), presentes na área porém com sua ação de predação limitada pelos refúgios que as presas podem utilizar. O grande risco de predação dos juvenis ocorre quando eles ocupam o mesmo habitat que os adultos nas marés baixas (KNEIB, 1987).

A alta seletividade das redes utilizadas neste trabalho pode vir a ser uma outra explicação para a predominância de exemplares de pequeno porte (ROZAS & MINELLO, 1997). Alguns fatores podem ter influenciado nesta seletividade, como o

tamanho da rede, a distância arrastada e também a velocidade nos arrastos. Devido a estes fatores, os peixes de maior porte conseguem perceber a aproximação das redes, possibilitando a sua fuga. Para SANTOS *et al.* (2002) embora a estrutura em tamanho das espécies possa ter sido influenciada pela eficiência de captura da rede utilizada, isso parece não ser significativo, uma vez que exemplares de grande porte ocorreram em pequenas quantidades nos ambientes com pouca profundidade.

A abundância de espécies em um estuário pode ser influenciada diretamente pelo tamanho do estuário e inversamente pela sua latitude (RAMOS & VIEIRA, 2001). Além da abundância a composição ictiofaunística também pode estar relacionada com a latitude (ARAUJO & AZEVEDO, 2001). Na região sudeste-sul maiores similaridades na composição da ictiofauna ocorreram entre os estuários do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná em comparação a Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Maior semelhança ictiofaunística com os estuários ao norte da região estuda foi constatada neste trabalho, fato anteriormente observado na área (GODEFROID, 1997 e GODEFROID *et al.*, 2004). Todas as espécies capturadas nas Baías de Paranaguá e Laranjeiras são de origem caraíblica e tem as suas distribuições limitadas as regiões tropicais e subtropicais, com exceção das espécies *S. brasiliensis* e *M. platanus* que apresentam distribuição restrita as regiões sudeste e sul do Brasil e *C. spinosus* que apresenta uma distribuição da Bahia à Argentina.

A estabilidade temporal em comunidade de peixes tropicais não é comumente observada (BAELD, 1990 e LOUIS *et al.*, 1995). Na maioria dos casos os maiores valores de riqueza e diversidade acontecem nas estações mais quentes do ano, entre a primavera-outono (TZENG & WANG, 1992 e LOUIS *et al.*, 1995). Trabalhos realizados na costa brasileira (FAGUNDES NETTO & GAELZER, 1991; PEREIRA, 1994; ROCHA & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 1998 e CORRÊA, 2001) verificaram este padrão de variação temporal.

Neste trabalho, o índice de riqueza mostrou na Baía das Laranjeiras uma tendência de aumento entre os meses de primavera e verão com um pico no mês de abril. Isso se assemelhou com o encontrado em outros estudos na baía de Paranaguá, nos quais as maiores médias estiveram presentes nos meses de janeiro e abril, com as

menores nos meses de inverno (LOPES, 2000; SANTOS *et al.*, 2002, SPACH *et al.*, 2004 e GODEFROID *et al.*, 2004). Os maiores índices de diversidade encontrados neste trabalho no período de dezembro a abril nas duas baías, também foram observados no mesmo período em outros trabalhos feitos no litoral do Paraná (ABILHÔA, 1999; LOPES, 2000; SANTOS *et al.*, 2002, SPACH *et al.*, 2004 e GODEFROID *et al.*, 2004).

A ictiofauna dos estuários não é composta somente por espécies residentes, espécies marinhas também são encontradas nestes locais em alguma época do ano (ROUNTREE & ABLE, 1992; LIN & CHAO, 1999 e LAFFAILLE *et al.*, 2000). Diversos estudos demonstram que estas apresentam durante seu ciclo de vida movimentos migratórios entre a plataforma e o estuário. Sugeriu-se a existência destes movimentos migratórios através de observações de que ocorrem mudanças sazonais na abundância e na estrutura de tamanho de várias espécies de peixes (GILLANDERS, 2002), com os indivíduos adultos e juvenis ocupando diferentes locais (MORRISON *et al.*, 2002). Na região o processo migratório foi evidenciado por GODEFROID *et al.* (2004) em uma praia do litoral paranaense, onde ele verificou que algumas espécies estavam presentes na área somente entre o outono e a primavera, o mesmo tendo sido observado por VENDEL *et al.* (2003) em uma planície de maré da Baía de Paranaguá. Neste trabalho, os deslocamentos entre a plataforma e o estuário, parecem ser responsáveis por grande parte da variação observada na abundância e na diversidade específica ao longo do período amostral.

A variação na estrutura espacial da fauna de peixes tem sido demonstrada em alguns estudos (BAELDE, 1990 e LOUIS *et al.*, 1995). Neste estudo, apesar de pequenas variações na composição da ictiofauna, as diferenças não foram significativas entre as planícies de maré de cada baía. Também não foram consideráveis as diferenças entre as duas baías. Devido a proximidade entre as planícies estudadas, as mesmas estariam sujeitas aos mesmos fatores que podem influenciar na composição da ictiofauna, tais como: tipos dos habitats existentes no ambiente (mangue, marisma), parâmetros oceanográficos (regime e amplitude de marés, força e direção das correntes), geologia do terreno (morfologia e constituição

do sedimento) e variáveis físico-químicas da coluna d'água (BLABER, 2000), principalmente salinidade, temperatura e quantidade de oxigênio dissolvido (SANTOS *et al.*, 2002).

A explicação para a pequena diferença encontrada entre as ictiofaunas das duas baías, apesar da aparente similaridade ambiental, estaria relacionada as diferenças nos níveis de antropização das duas áreas. Em regiões estuarinas as áreas rasas estão sujeitas aos resíduos decorrentes do crescimento populacional nestas localidades. Quase todos os estuários tropicais e sub-tropicais têm sido afetados em algum momento por modificações ambientais causadas pelos seres humanos (BLABER, 2000). Esta degradação ambiental pelos poluentes descarregados nos estuários e nos ambientes marinhos, apresenta efeitos biológicos que são manifestados nestas áreas impactadas, pela provável mudança nos nutrientes, sedimentos suspensos, demanda de oxigênio biológico, contaminação orgânica e inorgânica, que refletem nos parâmetros de alimentação, crescimento, desenvolvimento e recrutamento da população, provocando mudanças na estrutura e na dinâmica da comunidade biótica (KENNISH, 1986).

As áreas no litoral paranaense em que ocorrem as regiões de marismas, são justamente aquelas de maior interesse para as comunidades humanas, uma vez que são as mais aproveitadas para a instalação de complexos industriais-portuários e para a expansão turístico-imobiliária (LANA, 2004 com. pess.). Este crescente desenvolvimento das atividades urbano-industriais é uma séria ameaça a esse ecossistema, podendo causar uma degradação no ambiente, principalmente nas regiões de margem continental, que são as primeiras a serem alteradas pela pressão antropogênica (ARAUJO & COSTA, 2001). Esta ocupação preferencial ocorre na Baía de Paranaguá, onde se encontra a cidade de Paranaguá e as instalações do terminal portuário, com o seu intenso tráfego hidroviário de grande porte. Diferentemente do que se observa na Baía de Paranaguá, na Baía das Laranjeiras existem apenas pequenos vilarejos de pescadores, ausência de atividade industrial e tráfego limitado a pequenas embarcações de pesca. Conseqüentemente, os principais impactos sobre as marismas e manguezais da região paranaense estão associados com

a urbanização e industrialização do grande pólo de desenvolvimento do litoral, que é a região de Paranaguá (LANA, 2004 com. pess.). Embora a maioria destes ecossistemas marinhos costeiros já demonstra sinais de degradações ambientais, as suas ictiofaunas têm sido pobremente documentadas (AGUIRÓ & CARAMACHI, 1995). A escassez de estudos não somente da comunidade de peixes, mas de todos os organismos presentes nessas áreas é preocupante, pois esses ambientes estão sendo degradados, sem que se conheça os padrões naturais da biota.

Para a conservação e gerenciamento de ecossistemas, devemos nos preocupar com os indicadores ambientais. Utilizando-os, torna-se possível avaliar a condição fundamental do ambiente, sem a necessidade de se descrever toda a complexa estrutura do sistema. Devido a este fato, existe um interesse crescente no uso das comunidades biológicas para avaliar o estado dos recursos aquáticos (DEEGAN *et al.*, 1997; BAIN *et al.*, 2000 e SIMON, 2000). Neste contexto, muitos grupos de organismos têm sido sugeridos e usados como indicadores de alterações ambientais e ecológicas, apresentando vantagens e desvantagens (KARR *et al.*, 1986 e GUIDETTI *et al.*, 2002). Dentre os diversos grupos zoológicos, o macrobentos é o mais utilizado para este tipo de estudo ambiental, mas estes apresentam muitos aspectos negativos (WHITEFIELD, 1996). Por isso a ictiofauna vem sendo utilizada nos estudos ambientais, e muitos autores estão utilizando os atributos da mesma para fazer a avaliação no nível da integridade biótica, numa ampla variedade de habitats aquáticos tais como lagos, riachos e estuários, (WHITFIELD, 1996; SOTO-GALERA *et al.*, 1998, ELLIOTT *et al.*, 1988; POMFRETT *et al.*, 1991 **in** MARSHALL & ELLIOTT, 1998; CABRAL *et al.*, 2001 e MENG *et al.*, 2002).

Para se medir a variação e alguns atributos na estruturação da população, utilizam-se normalmente diversos índices ecológicos, que incluem o número total de indivíduos e de espécies. O aumento nos níveis de estress ambiental está geralmente relacionado com diminuição na diversidade, riqueza específica e equitabilidade, devido ao aumento na dominância de poucas espécies na região afetada. Esta interpretação, entretanto, pode ser uma simplificação da situação, tornando estes índices menos informativos que alguns medidores quantitativos (CLARKE &

WARWICK, 1994). As teorias mais recentes que tratam da influência do distúrbio ou do estresse na diversidade de espécies sugerem que nas situações onde esses distúrbios são mínimos, a diversidade de espécies é reduzida por causa de exclusão competitiva entre as espécies, com um ligeiro aumento no nível ou frequência do distúrbio, a competição é relaxada, resultando em um aumento da diversidade, e em níveis altos ou mais frequentes de distúrbios as espécies começam novamente a serem eliminadas pelo estresse, e mais uma vez a diversidade começa a cair (CLARKE & WARWICK, 1994). Por isso as análises em um primeiro momento podem demonstrar que não há comprometimento ambiental do local, mas em análises em longo prazo os problemas podem ser detectados.

Neste estudo foram utilizadas as curvas de k-dominância, ABC e ABC parcial para se determinar o estresse ambiental. A finalidade destas curvas é extrair informações do modelo da dominância amostral, sem redução da informação em um simples resumo estatístico, como são os índices de diversidades (CLARKE, 1990), pois estas medidas de diversidade normalmente ignoram a composição das espécies das taxocenoses amostradas, sendo as características das espécies irrelevantes para tais índices (ARAÚJO, 1998). As análises utilizadas neste trabalho para se avaliar o estresse ambiental, levaram em consideração as relações entre a abundância e a dominância das espécies além da biomassa, verdadeiros índices quantitativos, que apesar da sua compreensão ser mais difícil quando comparado com os índices qualitativos, geram menos informações inadequadas (WHITFIELD & ELLIOT, 2002).

Os índices ecológicos utilizados neste trabalho (riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou), não demonstraram grandes variações significativas entre os meses e áreas de coletas, e seguiram um padrão observado em diversos trabalhos realizados na área. Não possibilitaram a visualização de processos sazonais, e muito menos das mudanças relacionadas ao estresse ambiental, em especial por poluição. Estes resultados erroneamente parecem indicar que não há nenhum problema decorrente da antropização nas regiões estudadas. Por outro lado, a utilização neste trabalho da análise quantitativa proposta por CLARKE & WARWICK (1994), revelaram em ambas as baías uma

desestruturação na comunidade de peixes, podendo-se supor como causa principal as alterações nos padrões ambientais naturais. A quebra na estrutura natural não era prevista nas planícies da Baía das Laranjeiras, onde não se observa o mesmo nível de degradação ambiental em comparação a Paranaguá (KOLM & MACHADO, 2002).

Sistemas com severas condições ambientais tendem a serem dominados por espécies tolerantes que possuem habitats e alimentação generalistas (MENG *et al.*, 2002), esta dominância de poucas espécies nos sistemas estudados é observada através das curvas de k-dominância (abundância e dominância cumulativa). Pode-se perceber, principalmente que na Baía de Paranaguá, curvas que demonstram a existência de uma dominância de poucas espécies, uma indicação de provável problema ambiental, pois a ausência de espécies sensíveis à poluição é um critério importante, uma vez que são as primeiras a desaparecerem com o aumento da antropização (ARAÚJO, 1998).

A relação abundância/biomassa apresentou-se normal em ambas as baías apenas na coleta de fevereiro, indicando que neste mês parece não haver impactos decorrentes da poluição, diferentemente do observado para os demais meses amostrados. Esta normalidade não deve ser atribuída a mudança temporal no efeito da degradação ambiental, na maioria das vezes um efeito crônico, com eventuais picos com características de efeitos agudos. Esta provável mudança na relação não estaria indicando uma atenuação do estresse ambiental, mas sim a entrada de um grande número de recrutas, com a conseqüente reversão da relação número/peso.

A região da Baía de Paranaguá através destas análises gráficas parece apresentar um desequilíbrio ambiental maior do que o observado na outra baía. Na Baía das Laranjeiras, essas análises gráficas apresentaram resultados um pouco distintos entre si, enquanto os gráficos de abundância e a dominância acumulativa mostraram que existe algum tipo de problema na comunidade de peixes apenas no mês de agosto, as curvas ABC e ABC parcial, com exceção de fevereiro, indicam a desestruturação da ictiofauna em todos os outros meses de coleta. Essa diferença nos resultados pode ser devido ao tipo de relação que cada curva utiliza, uma vez que as curvas de abundância e dominância cumulativa levam em consideração apenas a quantidade percentual de cada espécie na amostragem, enquanto que as curvas ABC e

ABC parcial, são curvas que utilizam uma relação entre a biomassa e a abundância de todas as espécies capturadas.

Vários fatores devem ser considerados na interpretação da influencia do estresse ambiental sobre as comunidades de peixes, tais como: o tempo e a intensidade desses distúrbios, bem como a dinâmica sazonal das diferentes espécies íctiicas nas regiões amostradas, pois existe uma função direta entre o estágio, a sua dinâmica sazonal e o ciclo de vida das espécies (ZAJAC & WHITLATCH, 1982; LEVIN, 1984; WHITLATCH & ZAJAC, 1985 e THRUSH *et al.*, 1996 in LARDICCI & ROSSI, 1998), isso pode ser novamente uma explicação para a não visualização de estresse pelo método das curvas ABC e ABC parcial no mês de fevereiro em ambas as baías estudadas.

Os métodos gráficos parecem indicar um certo desequilíbrio na estrutura da ictiofauna local. Por não encontrar na literatura trabalhos com a aplicação dessas técnicas analíticas em peixes, não foi possível por comparação avaliar melhor os resultados observados nesse trabalho. Como o estudo da ictiofauna das planícies das duas baías esta inserido em um projeto interdisciplinar (Biodiversidade e Qualidade Ambiental), uma melhor avaliação das tendências constatadas poderá ser feita quando estiverem disponíveis os resultados de fitoplâncton, zooplâncton, bentos, hidroquímica (incluindo contaminantes) e biomarcadores amostrados simultaneamente aos peixes. Este conjunto de parâmetros permitirá uma melhor avaliação da saúde ambiental e dos diferentes compartimentos da biota local.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHÔA, V. 1998. **Composição e estrutura da ictiofauna em um banco arenoso na Ilha do Mel, Paraná, Brasil**. Curitiba-PR. 98 p. Dissertação (Mestrado Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de Zoologia), Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

AGUIRO, T. & CARAMACHI, E. P. 1995. Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in the north of the State of Rio de Janeiro (Brazil). **Arquivo de Biologia e Tecnologia**, 38 (4): 1181-1189.

AL-DAHAM, N. K. & YOUSIF, A. Y. 1990. Composition, seasonality and abundance of fishes in the Shatt Al-Basrah canal, an estuary in southern Iraq. **Estuarine, Coastal and Shelf Sciences**, 31: 411 – 421.

ANGULO, R. J., 1992. **Geologia da planície costeira do estado do Paraná**. Tese de Doutorado, USP, São Paulo, 334 p.

ANGULO, R., J. & ARAÚJO, A., D. 1996. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. **Boletim Paranaense de Geociências**, 44: 7-17.

ARAUJO, F. G. 1998. Uso da taxocenose de peixes como indicadores de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Journal of Biology and Technology**, 41 (3): 370-378.

ARAUJO, J. G. & AZEVEDO, M. C. C. 2001. Assemblages of Southeast-South Brazilian coastal systems based on the distribution of fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Sciences**, 52: 729-738.

ARAUJO, F. G. & COSTA, M. R. 2001. Recrutamento de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Pisces: Scianidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia**, 14 (1): 61-72.

BAELDE, P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadalupe, French West Indies, and their ecological significance. **Marine Biology**, 105: 163-173.

BAIN, M. B.; HARIG, A. L.; LOUCKS, D. P.; GOFORTH, R. R. & MILLS, K. E. 2000. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. **Environmental Science and Policy**, 3: 89 – 98.

BENVENUTI, C. E. 1987. Macrofauna bentônica da região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1987, São Paulo. **Anais São Paulo: Academia de Ciências**. 428 - 459 p.

BIGARELLA, J. J. 1979. **A Serra do mar e a porção oriental do Estado do Paraná- Contribuição à geografia, geologia e contribuição regional**. Curitiba: Secretaria do Estado do Planejamento. AEDA, 248 p.

BLABER, S. J. M. 1974. Field studies of the diet of *Rhabdosargus holubi* (Steindachner) (Teleostei: Sparidae). **Journal Zoology of London**, 1973: 407-417.

BLABER, S. J. M. 2000. **Tropical Estuarine Fishes, ecology, exploitation and conservation**. Fish and aquatic resource series 7. Blackwell Science. 372 p.

BLABER, S. J. M. & WHITFIELD, A. K. 1977a. The feeding ecology of juvenile Mugilidae in south east African estuaries. **Biological Journal of the Linnean Society**, 9: 227-284.

BLABER, S. J. M. & WHITFIELD, A. K. 1977b. The biology of the burrowing goby *Croilia mossambica* Smith (Teleostei: Gobiidae). **Environmental Biology of Fish**, 1: 197-204.

BLABER, S. J. M.; HAY, D. G.; CYRUS, D. P. & MARTIN, T. J. 1984. The ecology of two degraded estuaries on the north coast of Natal, South Africa. **South African Journal of Zoology**, 19: 224-240.

BLABER, S. J. M. & BLABER, T. G. 1980. Factors affecting the distributions of juvenile estuarine and inshore fish. **The Fisheries Society of the British Isles**, 143-162.

BLANC, L.; ALIAUME, C.; ZERBI, A. & LASSERRE, G. 2001. Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environmental: an example in the tropics. **Life Science**, 324: 635-646.

BOESH, D. F. & TURNER, R. E. 1984. Dependence of fishery species on salt marshel: the role of food and refuge. **Estuaries**, 7: 460-468.

BRANDINI, N. 2000. **Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR)**. Curitiba- PR. 85 p. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental- Departamento de Geologia), Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná.

BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. C. 1994. Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá. **Nerítica**, 8 (1-2): 55-72.

CABRAL, H. N.; COSTA, M. J. & SALGADO, J. P. 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? **Climate Research**, 18: 119-126.

CARVER, R. E. 1971. In: **Procedures in sedimentary petroly**. New York: Wiley-Intercience. 427-452 p.

CLARKE, K. R. 1990. Comparison of dominance curves. **Journal of Experience Marine and Biology Ecology**, 138: 143-157.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. **Change in marine commubities: an approach to statistical analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Laboratory. 859 p.

CONNOLLY, R. M.; DALTON, A. & BASS, D. A. 1997. Fish use a inundated salt marsh flat in a temperate Australian estuary. **Australian Journal of Ecology**, 22: 222-226.

COOPER, J. A. G.; RAMM, A. E. L. & HARRISON, T. D. 1994. The estuarine healt inedex: A new approach to scientific information transfer. **Ocean & Coastal Management**, 23: 103-141.

CORRÊA, M.F.M. 2001. **Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná-Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso**. Curitiba. 160 p. Tese (Doutorado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

COSTA, M. J. & CABRAL, H. N. 1999. Changes in the tagus nursery function for commercial fishspecies: some perspectivesfor management. **Aquatic Ecology**, 33: 287-292.

COSTA, M. J. & ELLIOTT, M. 1991. Fish usage and feeding in two industrial estuaries- The Thagus, Portugal, and the Forth, Scotland. **Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons**, 289-296.

CUNHA, F. 1999. **Estrutura das assembléias de peixes na Gamboa do Sucuriú, Ilha Rasa da Coatinga, Baía de Paranaguá: Agosto/98 a Janeiro/99**. Pontal do Sul-PR. 55 p. Monografia Setor Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

DAY JR, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M. & YANES-ARANCIBA. 1989. **Estuarine Ecology**. Wiley. 558 p.

DEEGAN, L. A.; FINN, J. T.; AYVAZIAN, S. G.; RYDER-KIEER, C. A. & BUONACCORSI, J. 1997. Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. **Estuaries**, 20: 601–617.

DENNISON, W. C.; ORTH, R. J.; MOORE, K. A.; STEVENSON, J. C.; CARTER, V.; KOLLAR, S.; BERGSTROM, P. W. & BATIUK, R. A. 1993. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation. **BioScience**, 43: 86–94.

DESMOND, J. S.; ZEDLER, J. B. & WILLIAMS, G. D. 2000. Fish use of tidal creek habitats in two southern California salt marshes. **Ecological Engineering**, 14: 233-252.

DISARÓ, S. T. 1995. **Associação de Foraminíferos da Baía das Laranjeiras, Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. Curitiba, 76 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Setor de Ciências Biológicas-Universidade Federal do Paraná.

DRAKE, P. & ARIAS, A. M. 1991. Ichthyoplankton of a shallow coastal inlet in south-west Spain: Factors contributing to colonization and retention. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 32 (4): 347-364.

ELLIOTT, M., GRIFFITHS, A. H. & TAYLOR, C. J. L. 1988. The role of fish studies in estuarine pollution assessment. **Journal of Fish Biology**, 33(A): 51-61.

ELLIOTT, M. & McLUSKY, D. S. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 55 (6): 815-827.

ESPER, M. L. P. 1982. Reprodução e crescimento de *Anchoa januaria* (Steindachner, 1879) na região de ponta cruz (Baía de Paranaguá), Paraná, Brasil. **Dusenía**, 13 (1): 15-35.

FAGUNDES NETTO, E. B. & GAELZER, L. F. 1991. Associações de peixes bentônicos e demersais na região do Cabo Frio, RJ, Brasil. **Nerítica**, 6 (1-2): 139-156.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R. & ANGERMEIR, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In **Biological Indicators of Stress in Fish** (Marshall Adams, S., Ed.). Bethesda, MD: American Fisheries Society, 123 –144 p.

FAVARO, L. F.; LOPES, S. C. G. & SPACH, H. L. 2003. Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20 (3): 501-206.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. **Manual de peixes marinhos do sudoeste do Brasil, VI. Teleostei (5)** São Paulo: Museu de Zoologia da USP. 116 p.

FELLEY, J. D. 1987. Nekton assemblages of three tributaries to the Calcasieu estuary, Louisiana. **Estuaries**, 10: 321-329.

GARCIA-CHARTON, J. A. & PERES- RUFZA, A. 1998. A correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblages in the southwest Mediterranean. **Marine Ecology**, 19: 111- 129.

GLOSSÁRIO DE ECOLOGIA. 1997. 2ª Edição revisada e ampliada: **ACIESP**, 352 p.

GODEFROID, R. S. 2002. **A variação temporal na composição e abundância de peixes em ambientes rasos da Baía de Paranaguá, Paraná**. Curitiba-PR, 153 p. Tese (Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de Zoologia), Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

GODEFROID, R. S. 1997. **Estrutura Populacional da Ictiofauna da Zona de Arrebentação da Praia de Pontal do Sul, Paraná**. Curitiba-PR, 153 p. Dissertação

(Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de Zoologia), Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

GODEFROID, R. S.; SPACH, H.L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G. & SCHWARZ JR, R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de praias do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, 94 (1): 95-104.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. 1983. **Methods of Seawater Analysis**, 2. Ed., Verlag Chemie: Weinheim.

GUIDETTI, G. F.; FRASCHETTI, A. T. & BOERO, F. 2002. Coastal fish indicate human-induced change in littoral. **Marine Environmental Research**, 53:77-94.

GILLANDERS, B. M. 2002. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remains near their recruitment estuaries? **Marine Ecology Progress Series**, 240: 215-223.

HAIMOVICI, M. 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. **Fish Manager Ecology**, 5: 277-289.

HAIMOVICI, M.; MARTINS, A. S. & VIEIRA, P. C. 1996. Distribuição e abundância de peixes teleosteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 56 (1): 27-50.

HORN, M. H., & ALLEN, L. G. 1985. Fish community ecology in Southern California bays and estuaries. 169-190 p. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.), **Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration**. UNAM Press, Mexico.

HOSS, D. E. & THAYER, G. W. 1993. The importance of habitat to the early life history of estuarine dependent fishes. **American Fish Society Symposium**. 14: 147-158.

IKEJIMA, K., TONGNUNUI, P. MEDEJ. T. & TANIUCHI, T. 2003. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Tang province, Thailand: seasonal and habitat differences. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 447-457.

IPARDES. 1990. **Macrozoneamento da APA de Guaraqueçaba**. Curitiba, 2 v.

JENKINS, G. P. & WHEATLEY, M. J. 1998. The influence of habitats structure on near shore fish assemblage in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. **Journal Experimental Marine Biology Ecology**, 221: 147-172.

JOHNSON, R. A. & WICHERN, D. W. 1992. **Applied multivariate statistical analysis**: Pent. Hall. 642 p.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J.. 1986. **Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale**. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5: 1-28.

KENNISH, M. J. 1986. **Ecology of estuaries, volume II biological aspects**, CRC Press. 391 p.

KNEIB, R. T. 1987. Predation risk and use of intertidal habitats by young fishes and shrimp. **Ecology**, 68 (2): 379-386.

KNEIB, M. J. 1997. The role of tidal marshes in the ecology estuarine nekton, In: ANSELL, A. D.; GIBSON, R. N. & BARNES, M. (Eds.). **Oceanography and Marine Biology: an Annual Reviews**. UCL Press, California. 163-220 p.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. **Nerítica** 2 (1): 1-36.

KOLL, H. E. & MACHADO, E. C. 2002. **Avaliação dos impactos decorrentes da construção de um píer pela Fospar-Fertilizantes Fosfatados do Paraná S. A.** 184 p.

KOTAS, J. E. 1991. Análise dos desembarques da pesca industrial de arrasteiros de parelha sediados nos municípios de Itajaí e Navegantes (SC) durante o ano de 1986. **Atlântica**, 13 (1): 97 – 105.

KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58: 1383-1403.

LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Ecology Marine Progress Series**, 126: 67- 81.

LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E. & FEFEUVRE, J. C. 2000. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 21: 429-438.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R.M. & MACHADO, E.C. 2000. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: **Ecological Studies, Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 144, 131-145 p.

LARDICCI, C. & ROSSI, F. 1998. Detection of Stress on Macrozoobenthos: Evaluation of Some Methods in a Coastal Mediterranean Lagoon. **Marine Environmental Research**, 45 (415): 367-386.

LAROUCHE, J.; BARAN, E. & RASOANANDRASANA, N. B. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of semiarid mangrove zone in Madagascar. **Journal of Fish Biology**, 51: 3-20.

LAZZARI, M. A.; SHERMAN, S. & KANWIT, J. K. 2003. Nursery use of shallow habitats by epibenthic fishes in marine nearshore waters. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 73-84.

LIN, H. J. & SHAO, K. T. 1999. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. **Bulletin of Marine Science**, 65 (3): 775 – 794.

LONERGAN, N. R.; POTTER, I. C.; LENANTON, R.C.J. & CAPUTI, N. 1986. Spacial and seasonal differences in the fish fauna in the shallows of a large Australian estuary. **Marine Biology**, 92: 575-586.

LOPES, S. C. G. 2000. **Ictiofauna de uma planície de maré adjacente à gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá**. Pontal do Sul-PR. 35 p. Monografia Setor Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

LOUIS, M.; BOUCHON, C. & BOUCHON-NAVARO, Y. 1995. Spacial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). **Hydrobiologia**, 295: 275- 284.

MAEHAMA, O. K. & CORRÊA, M. F. M. 1987. **Composição ictiofaunística para a zona de arrebentação de Pontal do Sul à Praia de Leste (litoral do Paraná - BR)**. Juiz de Fora, 231p. Resumos do XIV Congresso Brasileiro de Zoologia.

MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the humber estuary, U. K. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 46: 175-184.

MARTINO, E. J. & ABLE, K. W. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 969-987.

MENG, L.; ORPHANIDES, C. D. & POWELL, J. C. 2002. Use of a fish index to assess habitat quality in Narragansett Bay, Rhode Island. **Transaction of the American Fisheries Society**, 131: 731-742.

MIRANDA, R. B. 2004. **Dinâmicas de apropriação e saberes comunais dos manguezais e de seus recursos bênticos de interesse econômico no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, Paraná**. Curitiba- PR. 465 p. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento - NIMAD), da Universidade Federal do Paraná.

MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. 1993. **WETLANDS**. Van Nostrand Reinhold. 722 p.

MOYLE, P. B. & CECH JR., J. J. 1982. **Fishes: An Introduction to Ichthyology**. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.

MORRISON, M. G. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. **Current Ornithology**, 3:429 - 451.

MORRISON, M. A.; FRANCIS, M. P.; HARTILL, B. W. & PARKINSON, D. M. 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 54: 793-807.

NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELD, G.; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; VAN'THOF, T. & DEN HARTOG, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for impotence coral reef fish, using a visual census technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 51: 31-44.

NARDI, M. 1999. **Assembléia de peixes em um ambiente de gamboa**. Pontal do Sul-PR. 55 p. Monografia Setor Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

NETO, A. R. 2001. **A ictiofauna em duas planícies de maré**. Pontal do Sul-PR. 35 p. Monografia Setor Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

OLIVEIRA-NETO, J. F.; GODEFROID, R. S.; MACLAREN, G. N. Q. & SCHWARZ JR. R. 2004. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. **Acta Biológica Leopoldensia**, 26 (1): 125-138.

ORTH, R. J. & HECK, K. L. 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay- fishes. **Estuaries**, 3: 278.

PEREIRA, L. E. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Atlântica**, 16: 5 – 21.

PESSANHA, A. L. M. & ARAUJO, F. G. 2001. Recrutamento do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae), na margem continental da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18(4): 1265-1274.

PINHEIRO, P. C. 1999. **Dinâmica das comunidades de peixes em três áreas amostrais da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. Curitiba-PR. 150 p. Dissertação (Mestrado Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de Zoologia), Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

RAMOS, L. A. & VIEIRA, J. P. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasa dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 27 (1): 109-121.

RAZ-GUZMAN, A. & HUIDOBRO, L. 2002. Fish communities in two environmental different estuarine systems of Mexico. **Journal of Fish Biology**, 60: 1-14.

ROBERTSON, A. L. & DUKE, S. J. M. 1990. Mangroves as nursery sites: Comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. **Marine Biology**, 96: 193-205.

ROCHA, G. R. A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. 1998. Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, 46 (2): 93-109.

RODRIGUES, A. J.; VOOREN, C. M.; LIN, C. F.; BRANCO, E. J.; PAES, E. T.; REIS, E. G.; FARES, F. N.; SANTOS, G. C. B.; KOTAS, J. E.; GAMBA, M. R.; HAIMOVICI, M.; BAILON, M. A.; CASTRO, P. M. G.; CONOLLY, P. C. & DUTRA, W. S. 1995. **Peixes Demersais**. Itajaí, 126 p.

ROGERS, S. I. & MILLER, R.S. 1996. Factors affecting the annual abundance on regional distribution of English inshore demersal fish populations: 1973 to 1995. **ICES Journal of Marine Science**, 53: 1094-1112.

ROUNTREE, R. A. & ABLE, K. W. 1992. Fauna of polyhaline subtidal marsh creeks in southern New Jersey: composition, abundance and biomass. **Estuaries**, 15 (2): 171-185.

ROZAS, L. P. & MINELLO, T. H. 1997. Estimating densities of small fishes and decapods crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. **Estuaries**, 20 (1): 199-213.

SÁ, F. 2003. **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino Baía de Paranaguá (PR)**. Curitiba-PR. 92 p. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental-Departamento de Geologia), Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná.

SANTOS, C.; SCHWARZ JR, R.; OLIVEIRA NETO, J. F. & SPACH, H. L. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, 28 (1): 49-60.

SCHAEFFER, D. W.; ETTINGER, W. H.; TUCKER, W. J. & KERSTER, H. W. 1985. Evaluation of a community-based index using benthic-indicator organisms for classifying stream quality. **Journal of Water Pollution Control Federation**, 57: 167-171.

SCHULTZ, Y. D.; FÁVARO, L. F. & SPACH, H. L. 2002. Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae da gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19 (1): 65-76.

SHIKANO, T & FUJIO, Y. 1997. Successful propagation in seawater of the guppy *Poecilia reticulata* with reference to high salinity tolerance at birth. **Fisheries Science**, 63 (4): 573-575.

SIMON, T. P. 2000. The use of biological criteria as a tool for water resource management. **Environmental Science and Policy**, 3: 43 – 49.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. **Biometry**: W. H. FREEMAN AND COMPANY. 859 p.

SOTO-GALERA, E.; DIAZ-PARDO, E.; LOPEZ-LOPEZ, E. & LYONS, J. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 1: 267-276.

SPACH, H. L.; SANTOS, C. & GODEFROID, R. S. 2003. Padrões temporais na assembléia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20 (4): 591-600.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ JR, R. & QUEIROZ, G. M. L. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, 52 (1): 47-58.

THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R. & NELLEN, W. 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. **Journal of Fish Biology**, 46: 47-69.

TZENG, W. N. & WANG, Y. T. 1992. Structure, composition and seasonal dynamics of the larval and juvenile fish community in the mangrove estuary of Tanshui River, Taiwan. **Marine Biology**, 113: 481-490.

VANCE, D. J.; HAYWOOD, M. D. E.; HEALES, D. S.; KENYON, R. A.; LONERAGAN, N. R. & PENDREY, R. C. 1996. How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. **Marine Ecology Program Series**, 131: 115-124.

VAZZOLER, A. E. A. 1996. **Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 169p.

VENDEL, A. L.; SPACH, H. L.; LOPES, S. G. & SANTOS, C. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. **Brazilians Archives of Biology and Technology**, 45 (3): 365-373.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. **Brazilians Archives of Biology and Technology**, 46 (2): 233-242.

VIDY, G. 2000. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). **Wetlands Ecology and Management**, 8: 37-51.

VIEIRA, J. P. 1991. Juvenile Mulletts (Pisces: Mugilidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. **Copeia**, 2: 409-418.

WARD, T.; BUTLER, E. & HILL, B. 1998. Environmental Indicators for National State of the Environment **Reporting-Estuarines and the Sea**. Canberra: Department of the Environment.

WEINSTEIN, M. P. 1979. Shallow marsh habitats as primary nurseries for fishes and shellfish, Cape Fear River, North Carolina. **Fishery Bulletin**, 77: 339-357.

WEINSTEIN, M. P. & BROOKS, H. A. 1983. Comparative ecology of nekton residing in a tidal creek and adjacent seagrass meadow: community composition and structure. **Marine Ecology Progress Series**, 12: 15-27.

WEINSTEIN, M. P.; WEISS, S. L. & WALTER, M. F. 1980. Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats Cape Fear River estuary, North Carolina, USA. **Marine Biology**, 58: 227-243.

WHITLATCH, R. B. & ZAJAC, R. N. 1985. A hierarchical approach to modeling soft-bottom successional dynamics. **In: Proceedings of the 19th European Marine Biology Symposium**, P.E.Gibbs (Ed), Cambridge University Press, Cambridge. 265-276 p.

WHITFIELD, A. K. & ELLIOT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal Fish Biology**, 60 (A): 1-22

WHITFIELD, A. K. 1996. Fishes and the environmental status of South African estuaries. **Fisheries Management and Ecology**, 3: 45-57.

YANES-ARANCIBA, A. 1986. **Ecología de la zona costeira**. AGT Editor, México, DF. 187 p. YANES-ARANCIBA, A. LINARES, F. A. & DAY JR, J. W. 1980. **Fish community structure and fuction in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico, in Estuarine Perspectives**, Kennedy, V. S. Ed. Academic Press, 465 p.

ZAJAC, R.N., & WHITLATCH, R.B. 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. **Marine Ecology Progress Series**, 10: 1-14.