

CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM TRÊS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DE SÃO LUÍS, ESTADO DO MARANHÃO

Characterization of the fish fauna in three tidal creeks of Paciência River estuary, São Luís Island, Maranhão State

Milton G. Silva Júnior¹, Antônio Carlos L. Castro², Ulrich Saint-Paul³, Heliene Leite Ribeiro Porto⁴

RESUMO

Os canais de maré de ecossistemas estuarinos funcionam como importantes áreas de refúgio, alimentação e crescimento para várias espécies de peixes. Este trabalho teve como objetivo determinar as distribuições espaciais e temporais da ictiofauna e explicar as características comportamentais e ecológicas das principais espécies que ocupam os canais de maré estudados. As pescarias foram realizadas bimestralmente entre janeiro/2006 e setembro/2007 durante a maré vazante. Foram capturados com o auxílio de redes de emalhar e tapagem 12.219 indivíduos pertencentes a 55 espécies de peixes. Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae e Mugilidae foram as famílias que apresentaram maior riqueza de espécies. Dez espécies dominaram nas áreas amostradas, totalizando 81,3% de todas as capturas, com destaque para Ariopsis bonillai e Cetengraulis edentulus, que apresentaram maior contribuição para a formação dos grupos de similaridade, sendo que Stellifer naso e Cynoscion acoupa foram os maiores responsáveis pelas diferenças na densidade da assembléia de peixes. Considerando o grau de maturação, 66% dos peixes capturados foram representados por indivíduos jovens. Das espécies que ocorreram nos quatro estádios de maturação, apenas Cathorops spixii obteve uma alta densidade de indivíduos adultos, devido a sua migração reprodutiva.

Palavras-chaves: ictiofauna, canal de maré, gradiente estuarino, Estado do Maranhão.

ABSTRACT

Tidal creeks in estuarine ecosystems are important areas of refuge, feeding and growth for various fish species. The aim of the present study was to determine the spatial and temporal distribution of fish fauna and explain the behavioral and ecological characteristics of species that occupy tidal creeks. Sampling was carried out bimonthly between January, 2006 and September, 2007 during ebb tide. Using block nets and gillnets, 12,219 individuals belonging to 55 species of fish. Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae and Mugilidae were the families with the greatest species richness. Ten species dominated the samples, accounting for 81.3% of the total catch, highlighting Ariopsis bonillai and Cetengraulis edentulus, which made a major contribution to the formation of groups of similarity. Stellifer naso and Cynoscion acoupa were responsible for the greatest differences in the density of the fish assemblage. Regarding the maturation stage, 66% of the caught fish were juveniles. Among the species that occurred in all four stages of maturation, only Cathorops spixii showed a high adult density due to their reproductive migration.

Keywords: fish fauna, tidal creek, estuarine gradient, Maranhão State.

¹ Bolsista do CNPq. Doutorando em Ecologia Aquática e Pesca, Departamento de Biologia, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, s/n., Belém, PA 66075-110. E-mail: peixista@yahoo.com.br

² Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Av. dos Portugueses s/n, São Luís, MA 65080 – 040. E-mail: alec@ufma.br

³ Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Fahrenheitstr. 6, 28359 Bremen, Germany; e-mail: ulrich.saint-paul@zmt-bremen.de

⁴ Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Av. dos Portugueses s/n, São Luís, MA 65080-040. E-mail: heliene.porto@ufma.br

INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas de transição entre o continente e o oceano, e sua hidrodinâmica está sujeita à intensa ação da descarga de água proveniente do continente associada às correntes de fluxo e de derrame da plataforma interna, juntamente com o atrito das margens e da irregularidade do assoalho estuarino (Miranda *et al.*, 2002; Oliveira-Silva *et al.*, 2008). As oscilações de maré proporcionam, além da mistura das águas, o desenvolvimento vertical da estrutura do estuário, que promovem a ciclagem dos nutrientes produzidos pelo manguezal. Esse conjunto de fatores é essencial ao desenvolvimento dos recursos pesqueiros de importância econômica e ambiental.

A alta produtividade dos ambientes estuarinos pode ser atribuída à regeneração rápida dos nutrientes e aos insumos externos trazidos pelos rios e fluxos de marés (Ricklefs, 2003), características que credenciam os estuários como criadouros de diversas espécies de peixes, inclusive as de importância comercial (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Ikejima *et al.*, 2003).

Com base no comportamento das espécies relacionado ao seu ciclo reprodutivo, tempo de permanência e migração, as espécies presentes são classificadas como residentes, transitórias ou migradoras, sendo consideradas membros sazonais das comunidades estuarinas (Castro, 1997). Estas comunidades podem também utilizar este habitat, estritamente como via de migração entre áreas de alimentação e desova, utilizando os canais entre as florestas de manguezais, através do fluxo da maré (Costa *et al.*, 1994). Os canais de maré então funcionam como ambientes de criação, selecionados por algumas espécies de peixes para o seu crescimento, sendo importantes áreas de refúgio e alimentação, por fornecerem proteção devido à baixa transparência da água (Paterson & Whitfield, 2000; Manderson *et al.*, 2004).

As comunidades ictiofaunísticas representam um componente dominante da macrofauna da biota estuarina, constituindo 99% das espécies nectônicas e desempenhando um importante papel ecológico neste sistema (Andrade-Tubino *et al.*, 2008). Muitos estudos têm focado nos seus modelos de distribuição espacial e temporal, pois alguns mecanismos acabam influenciando essa distribuição nos sistemas costeiros (Martino & Able, 2003). Assim, a variação espacial garante uma distribuição agregada da comunidade ao longo de diversos pontos do estuário e a temporal, o movimento da assembléia de peixes

entre as zonas de maré, o que reduz a competição trófica, favorecendo o crescimento das espécies (Oliveira-Neto *et al.*, 2004).

Identificar a estrutura das assembléias de peixes e entender como distúrbios nas características físicas, químicas e biológicas dos habitats estuarinos alteram os padrões de distribuição, alimentação, crescimento, reprodução e comportamento tanto de espécies transientes quanto de espécies residentes, é essencial para gerenciar o ecossistema (Whitfield & Elliot, 2002; Vendel *et al.*, 2003). Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo caracterizar as estratégias de utilização da ictiofauna em três canais de maré do estuário do rio Paciência na Ilha de São Luís, Maranhão, para determinar as distribuições espaciais e temporais e explicar as características comportamentais e ecológicas das principais espécies que ocupam estes ambientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estuário do rio Paciência possui aproximadamente 58 km de perímetro, com 11 km de comprimento e área de 5 km² e está localizado entre as coordenadas 2°23' - 2°32'S e 44°1' - 44°7' W (Figura 1).

O clima é tropical chuvoso, tendo 2.325 mm de precipitação média anual (ANA, 2009), com um período chuvoso de janeiro a junho e estiagem de julho a dezembro. A área de inundação (m²) dos canais, para uma fase de maré vazante média foi medida para cada canal usando o programa SPRING 5.1.3.

Coleta e análise dos dados

Foram efetuadas capturas nos canais de maré, (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão (Figura 1), entre janeiro/2006 e setembro/2007, com frequência bimestral. Os locais de captura foram definidos de forma a amostrar os trechos inferior, médio e superior do estuário do rio Paciência. As pescarias foram realizadas bimestralmente durante a maré vazante, na fase da lua de Quarto Crescente, em períodos diurnos, utilizando redes de emalhar com (110 a 220 m de comprimento, 4,4 a 5,5 m de altura, e tamanho de malha de 2 a 10 cm entre nós opostos), por três horas. Outro apetrecho utilizado foi a rede de tapagem de canal de maré com (100 a 200 m de comprimento, 4 a 5 m de altura e tamanho de malha de 2 cm entre nós opostos), que ficou geralmente 1 m acima do nível da água na preamar, totalizando um esforço de seis horas.

Para cada espécime coletado foi determinado o comprimento total e o peso, quando possível, rea-

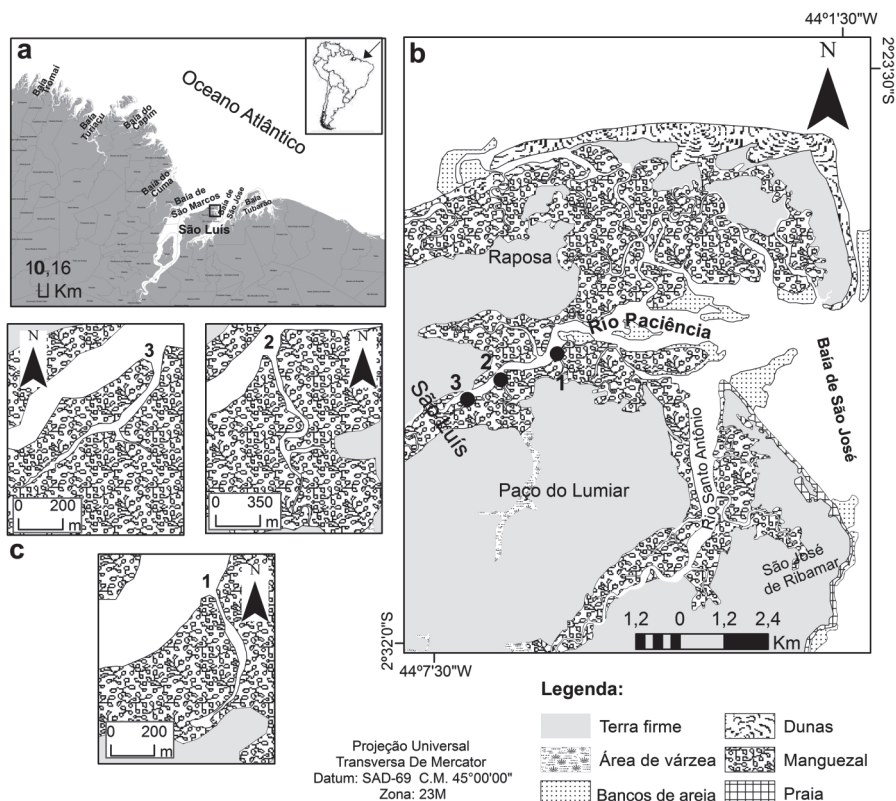


Figura 1 - (a) Localização da Ilha do Maranhão; (b) estuário do rio Paciência; (c) canais de maré: (1) Iguaiíba, (2) Grande e (3) Cristóvão (fonte: MARANHÃO, 1998).

lizou-se a identificação macroscópica do sexo e do estágio de maturação gonadal, adotada por Vazzoler (1996): estágio A - imaturo, estágio B - em maturação, estágio C - maduro e estágio D - esgotado. Os indivíduos com gônadas amadurecidas e desovadas (estádios C e D, respectivamente) foram considerados adultos, indivíduos com gônadas imaturas (estádio A e B), foram considerados jovens. Todos os peixes foram identificados em nível de espécie, com base na literatura especializada e padronizados segundo informações do Fishbase (Froese & Pauly, 2010). Espécimes-testemunho foram depositados na coleção científica do Laboratório de Hidrobiologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão.

Nos mesmos locais e bimestres em que foram realizadas as capturas da ictiofauna, amostras foram coletadas na camada superficial de água para determinação *in situ* dos parâmetros salinidade, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L) e pH, através do *kit* multiparâmetro Horiba U-10.

A partir dos resultados obtidos, as capturas em abundância e peso foram padronizadas para densidade, D (ind./m²) e biomassa, B (g/m²). Para a caracte-

terização ecológica da relação da densidade das espécies nas comunidades ícticas amostradas, foram empregados índices definidos por Simpson (1949) que estimam a diversidade (λ), para detectar se existe dominância entre as espécies e equitabilidade (E_s), para medir a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies, e a riqueza das mesmas (D_{Mg}), através da combinação do número de espécies amostradas e a densidade total encontrada (Margalef, 1992). Os atributos ecológicos da comunidade foram estimados, para se comparar a composição das espécies de acordo com as variações espaciais (canais de maré) e temporais (meses de captura), com o objetivo de avaliar as mudanças sobre a comunidade biológica.

Para a realização de análises paramétricas de Variância, primeiramente foi testada a homocedasticidade das variâncias através do teste χ^2 de Bartlett e a distribuição normal dos dados foi testada através do teste de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf, 1995). Assim, cumpridas as premissas de homocedasticidade e normalidade, foram executadas as Análises de Variância uni/multifatorial para testar as hipóteses de efeitos espaço- temporais e se houve interação entre elas, sobre as variáveis abióticas, bio-

massa, densidade, número de espécies, diversidade, equitatividade e riqueza de espécies da ictiofauna, determinando se houve diferenças significativas nos parâmetros da comunidade.

Quando alguma das condições testadas não satisfizes os requisitos para a realização da análise de variância, foram usadas as transformações log (x+1) ou raiz quadrática, para cumprir as suposições da ANOVA. Após a transformação dos dados, a homogeneidade das variâncias e a distribuição normal foram novamente testadas. Mas quando satisfeitos os requisitos necessários, as análises de variâncias foram realizadas, e encontrando diferenças significativas, em seguida foi utilizado o teste de Tukey, para determinar quais médias apresentaram-se significativamente diferentes. Para os dados heterocedásticos utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (teste H), para comparar uma variável de cada vez.

O número de espécies foi reduzido, para remover os efeitos provocados pelas espécies raras, restando para as análises estatísticas somente aquelas que apresentaram acima de 1% do número efetivo de ocorrências (Ter-Braak, 1990).

Para explicar a distribuição da assembléia de peixes em escala temporal, foi realizada, uma análise de agrupamento (*cluster*), que explora as similaridades e uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseada na semelhança de distribuição das espécies. O teste de Perfil de Semelhança (SIMPROF) foi executado como teste de permutação da hipótese nula, juntamente com a análise de agrupamento, procurando uma evidência estatisticamente significativa ($p < 0,05$), de conjuntos “verdadeiros” nos grupos formados. Estas análises permitiram a identificação das assembléias que freqüentam o estuário do rio Paciência, com base na similaridade da densidade em relação aos três canais de maré analisados e aos bimestres que foram realizadas as capturas. Para essas análises os dados biológicos de densidade foram transformados em log (x+1), permutando a contribuição de espécies e a estrutura da comunidade foi avaliada usando a distância de Hellinger, como critério de agrupamento conforme Legendre & Legendre (1998) e Clarke & Warwick (2001).

A análise de percentual de similaridade (SIMPER) foi computada a fim de identificar quais espécies foram mais similares para a formação dos grupos e as mais discriminantes, demonstrando a dissimilaridade entre esses grupos. A análise evidenciou a contribuição das espécies até o nível de 50%, dentro e entre os grupos formados de acordo com Clarke & Warwick (2001). As análises foram re-

alizadas utilizando-se os programas DivEs 2.0, Primer 6.0 e Statistica 7.0.

RESULTADOS

Parâmetros ambientais

A partir dos dados obtidos no trabalho de campo, observou-se que a salinidade, a temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH não apresentaram uma variação significativa entre os canais de maré, durante o período estudado, muito embora estas variações estejam presentes na região estuarina.

A salinidade apresentou uma grande amplitude de variação (11,5 a 35,0), com o mês de maio/2007 apresentando a menor salinidade e o mês de setembro/2007 sendo o mais salino, respectivamente (Figura 2-a). Foram encontradas diferenças significativas entre os meses de coleta ($H = 29,43$, $p < 0,05$), constatando-se uma variação sazonal significativa com os menores valores no mês de maio/2007 (período chuvoso), e os valores máximos entre novembro/2006 e setembro/2007 (período de estiagem). A salinidade também apresentou um gradiente decrescente na escala temporal entre os canais de maré, com exceção do mês de maio/2007 (Figura 2-a).

A temperatura apresentou diferença significativa ($H = 23,68$, $p < 0,05$) entre os meses em que foram realizadas coletas. Nos canais de maré estudados ela demonstrou o padrão sazonal esperado, com as menores medidas 25,0 e 26,0°C nos meses de janeiro e março de 2006 (período chuvoso), e maior 33,0°C em setembro/2007 (período de estiagem) (Figura 2-b). Entre os meses de março/2006 e setembro/2007 foram observadas as maiores diferenças significativas.

O oxigênio dissolvido apresentou diferenças significativas em escala temporal ($H = 24,44$, $p < 0,05$), com variação expressiva entre março e julho de 2007 (Figura 2-c). Suas diferenças mínima e máxima ficaram entre 2,38 em março/2006 e 6,8 mg/L em julho/2007, ambos no canal de maré Cristóvão. Os valores mais elevados foram determinados no período de estiagem.

Para o pH, os valores medidos também se apresentaram significativamente diferentes ao longo do período estudado ($H = 25,78$, $p < 0,05$), principalmente entre os meses de janeiro/2006 e julho/2007, que correspondem ao início do período chuvoso e de estiagem, respectivamente. A água manteve-se neutra a alcalina, com uma amplitude de variação do pH entre 6,35 no canal Cristóvão em janeiro/2006 e 8,15 no Iguaiá em novembro/2006, e houve uma baixa variação em seus valores durante o período estudado (Figura 2-d).

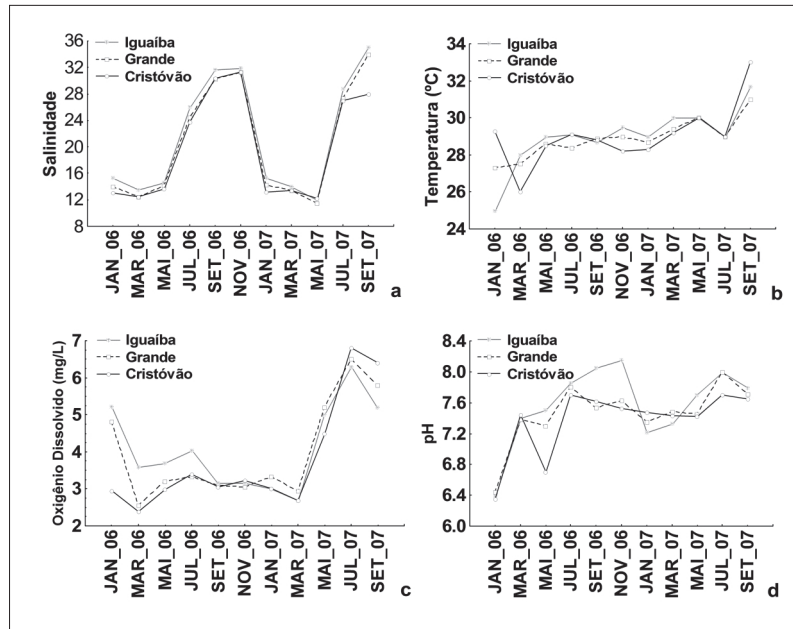


Figura 2 - Variação dos parâmetros ambientais nos três canais amostrados do Rio Paciência, durante o período de janeiro/2006 a setembro/2007.

Ictiofauna

A partir das campanhas realizadas, foram identificadas 11 ordens, 27 famílias e 55 espécies de peixes, correspondendo a 12.219 indivíduos captu-

rados. Das famílias capturadas, as que apresentaram maior riqueza de espécies, foram Sciaenidae com 10, Ariidae com 6, Carangidae com 5 e seguidas de Engraulidae e Mugilidae com 4 espécies (Tabela I).

Tabela I - Lista taxonômica com as respectivas, variação do comprimento total (CT, cm), demonstrando o intervalo (min.- máx), a biomassa total (BT, g.ha⁻¹) e as respectivas médias, o número de indivíduos (N), a porcentagem do total capturado (%) e os estádios de desenvolvimento (J - juvenil; A - adulto), das espécies de peixes capturadas entre janeiro/2006 e setembro/2007, em três canais de maré do estuário do Rio Paciência. (IN) Indeterminado. (*) sem informação.

Família/Espécie	CT (cm)		B (g.ha ⁻¹)		Estádio	Total	
	Min	Máx	Média	BT		Média	N
Achiridae							
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	7,7	29,2	15,7	1288,6	27,4	J-A	47 <1%
Anablepidae							
<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	15,6	30,9	22,2	4408,6	42,4	J-A	104 <1%
Ariidae							
<i>Amphiarus rugispinis</i> (Valenciennes, 1840) (Amru)	11,5	29,3	15,9	1008,8	16,0	J-A	63 <1%
<i>Ariopsis bonillai</i> (Miles, 1945) (Arbo)	2,2	30,2	16,9	47952,5	17,6	J-A	2732 22,4
<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	21,7	28,0	25,2	520,4	74,3	J-A	7 <1%
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	20,2	24,8	22,5	25,2	12,6	J	2 <1%
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829) (Casp)	1,0	23,3	12,2	6395,2	8,9	J-A	718 5,9
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794) (Sche)	2,2	46,3	19,5	30112,7	28,7	J-A	1051 8,6
Aspredinidae							
<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840) (Asti)	15,3	27,4	21,9	1512,9	8,6	J-A	176 1,4
Auchenipteridae							
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794) (Psno)	7,9	21,3	13,0	1088,5	8,2	J-A	132 1,1
Batrachoididae							
<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Basu)	3,0	43,5	24,3	8873,2	87,0	J-A	102 <1%
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	13,5	18,0	15,0	206,6	34,4	J-A	6 <1%
Belonidae							
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	47,2	61,0	52,5	344,6	114,9	A	3 <1%
Carangidae							

<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	8,2 - 24,2	13,3	407,6	14,6	J-A	28	<1%
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	8,5 - 12,5	10,9	18,3	4,6	J	4	<1%
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	11,1 - 35,4	16,3	1860,6	14,2	J-A	131	1,1
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	14	*	11,4	11,4	J	1	<1%
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758) (Trfa)	9 - 17,9	13,8	453,6	10,5	J-A	43	<1%
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	13,1 - 31,5	19,9	1240,7	31,0	J	40	<1%
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	14,5 - 41,3	22,0	2511,5	40,5	J	62	<1%
Cichlidae							
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	8,6	*	5,9	5,9	IN	1	<1%
Clupeidae							
<i>Sardinella janeiro</i> (Eigenmann, 1894)	12,5 - 15,5	14,3	64,5	10,7	IN	6	<1%
Cynoglossidae							
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6,1 - 17,9	12,5	459,6	8,2	J	56	<1%
Elopidae							
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	9,8 - 34,8	27,1	1347,8	43,5	J	31	<1%
Engraulidae							
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	12,2 - 16,5	13,7	82,1	9,1	J	9	<1%
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	8,7 - 16,7	12,0	767,0	6,8	J	112	<1%
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829) (Ceed)	8,5 - 19,0	13,0	12044,1	7,6	J-A	1586	13,0
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766) (Ptat)	5,7 - 17,8	13,2	89,3	5,6	J-A	16	<1%
Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	5,3 - 21,0	10,0	1109,6	15,9	J	70	<1%
Gerreidae							
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	1,2 - 22,9	11,7	9858,5	10,0	J	987	8,1
Haemulidae							
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790) (Gelu)	7,4 - 23,4	13,0	7067,7	17,8	J-A	397	3,2
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	9,7 - 16,7	14,5	1919,7	24,0	J-A	80	<1%
Loricariidae							
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	15,3 - 44,5	28,2	582,5	64,7	A	9	<1%
Lutjanidae							
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Lujo)	12,0 - 23,6	16,9	912,4	31,5	J-A	29	<1%
Megalopidae							
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	37,6	*	100,3	100,3	IN	1	<1%
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836 (Mucu)	7,6 - 30,2	17,7	13452,2	20,5	J-A	657	5,4
<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831	2,1 - 26,0	17,6	1286,9	21,1	J	61	<1%
<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	19,1 - 43,0	31,1	135,1	67,5	J-A	2	<1%
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	27,5 - 55,6	41,6	100,8	50,4	J	2	<1%
Muraenidae							
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	26,8 - 79,5	60,7	147,5	49,2	J	3	<1%
Polynemidae							
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	12,7 - 19,0	16,0	60,9	20,3	J	3	<1%
Sciaenidae							
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830) (Bairo)	11,7 - 21,7	15,2	8933,2	15,8	J-A	567	4,6
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801) (Cyac)	2,4 - 39,5	22,3	23758,8	45,7	J-A	520	4,3
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830) (Cyle)	5,6 - 32,3	17,9	5912,5	29,6	J-A	200	1,6
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	19,1 - 27,7	23,6	651,0	65,1	J	10	<1%
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	13,0 - 26,5	19,4	1341,2	33,5	J-A	40	<1%
<i>Menticirthus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	22,7	*	68,7	68,7	J	1	<1%
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823) (Mifu)	12,5 - 22,3	17,2	1636,0	24,8	J-A	66	<1%
<i>Nebrius microps</i> Cuvier, 1830 (Nemi)	7,3 - 32,4	21,5	1197,7	41,3	J-A	29	<1%
<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889) (Stna)	8,2 - 23,0	14,3	9390,0	13,2	J-A	713	5,8
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889) (Stra)	8,0 - 17,3	12,6	2064,5	9,5	J-A	218	1,8
Serranidae							
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	15,5 - 17,2	16,3	101,0	33,7	J	3	<1%
Tetraodontidae							
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Cops)	8,9 - 32,0	19,7	13082,3	72,3	J-A	181	1,5
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) (Spte)	5,7 - 18,1	15,5	2229,8	37,2	J-A	60	<1%
Trichiuridae							
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	54,5 - 95,7	70,9	4665,3	113,8	J-A	41	<1%
Total	1 - 95,7	18,4	236867,8	19,4	*	7269	*

Quanto à abundância relativa, Ariidae (37,4%), Sciaenidae (19,3%), Engraulidae (14,1%), Gerreidae (8,1%), Mugilidae (5,9%), Haemulidae (3,9%) e Tetraodontidae (2,0%), apresentaram maior número de indivíduos totalizando 90,7% das capturas. Ao nível de espécie, dominaram nas áreas amostradas *Ariopsis bonillai* (22,4%), *Cetengraulis edentulus* (13,0%), *Sciades herzbergii* (8,6%), *Diapterus rhombeus* (8,1%), *Cathorops spixii* (5,9%), *Stellifer naso* (5,8%), *Mugil curema* (5,4%), *Bairdiella ronchus* (4,6%), *Cynoscion acoupa* (4,3%) e *Genyatremus luteus* (3,2%), totalizando 81,3% de todas as capturas.

Do total de táxons, *Crenicichla reticulata* e *Menticirrhus americanus* ocorreram apenas com um indivíduo cada no Iguaíba, no mês de janeiro, e *Megalops atlanticus* também ocorreu com apenas um indivíduo, no canal de maré Grande, no mês de maio, os meses correspondem ao período chuvoso nesses locais de captura (Tabela I).

Quando os canais de maré analisados foram considerados separadamente, observou-se 48 espécies no Iguaíba, 44 no Grande e 47 no Cristóvão, sendo consideradas espécies exclusivas por canal, *C. reticulata*, *Epinephelus itajara*, *M. americanus* e *Strongylura marina*, só ocorreram no Iguaíba, *Bagre bagre*, *M. atlanticus* e *Mugil incilis*, no Grande e *Anchovia clupeioides*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Selene vomer* no canal de maré Cristóvão.

Considerando o grau de maturação, 66% dos peixes capturados se encontravam em estágio juvenil de maturação. O comprimento total apresentou uma média de 16,24 ($\pm 5,75$) cm. O menor indivíduo apresentou 1 cm e foi representado por *C. spixii*, enquanto o maior apresentou 95,7 cm, sendo representado por *Trichiurus lepturus*. O peso médio dos peixes capturados foi de 50,1 ($\pm 58,7$) g. O menor peso individual foi registrado para *A. clupeioides* (0,4 g). Valores extremos do peso foram encontrados para *Batrachoides surinamensis* (1281,1 g), e *S. herzbergii* (943,9 g).

Em relação à frequência de ocorrência dos espécimes por classe de comprimento, grande parte dos indivíduos capturados nos canais de maré estava na classe de tamanho entre 13,8 e 20,1 cm, e pesava até 98,6 g. Contudo, *T. lepturus* apresentou comprimento total variando entre 54,5 e 95,7 cm e *S. marina* (47,2 - 61,0 cm), na sua maioria representada por peixes com pesos até 475,0 g.

Das dez espécies dominantes, a que apresentou maior amplitude de comprimento total foi *D. rhombeus* (3,9 - 81,6 cm), e as de menor amplitude foram *C. edentulus* (8,5 - 20,0 cm) e *B. ronchus* (11,7 - 22,7 cm). A maior média ocorreu em *D. rhombeus* (26,4 cm). As demais espécies mediram entre 12,2 e

22,3 cm. As dez espécies também apresentaram classes de tamanho com maior frequência relativa de indivíduos, onde as classes 14,1 - 16,1 cm para *S. naso* e 9,7 - 12,7 cm para *C. spixii* representaram 59% dos indivíduos, 13,5 - 19,1 para *S. herzbergii* (56%), 16,5 - 19,4 para *M. curema* (48%), 13,1 - 16,7 para *A. bonillai* (47%), 21,5 - 26,2 para *C. acoupa* (43%), 11,7 - 13,8 para *G. luteus* (42%), 23,3 - 33,0 para *D. rhombeus* (41%), 14,3 - 15,7 para *C. edentulus* (32%), 13,1 - 14,5 para *B. ronchus* (30%) (Figura 3).

Do total de indivíduos capturados, foram identificadas 4326 fêmeas (63,1%) e 2535 machos (36,9%). A densidade das fêmeas foi significativamente maior do que a dos machos ($F = 9,6$; $p < 0,05$). Quando se verificou a relação de cada sexo por canal de maré, foram constatadas diferenças significativas ($F = 156,9$; $p < 0,05$), na densidade de indivíduos capturados. Nos três canais de maré, 38% da ictiofauna estavam no estágio A (2476 imaturos), 28% no estágio B (1827 em maturação) e 34% nos estágios C e D (2193 adultos). *A. rugispinis*, *A. bonillai*, *A. tibicen*, *B. ronchus*, *B. surinamensis*, *C. spixii*, *C. edentulus*, *C. psittacus*, *C. acoupa*, *C. leiarchus*, *G. luteus*, *L. jocu*, *M. furnieri*, *M. curema*, *N. microps*, *P. nodosus*, *P. atherinoides*, *S. herzbergii*, *S. testudineus*, *S. naso*, *S. rastrifer* e *T. falcatus*, foram às únicas que apresentaram espécimes em todos os estágios de desenvolvimento gonadal. Para *A. lineatus*, *A. quadriscutis*, *C. latus*, *M. ancyloдон*, *M. incilis*, *P. corvinaeformis*, *P. joselimaianus*, *S. marina*, *T. nattereri* e *T. lepturus*, foram identificadas gônadas maduras, já as demais espécies foram identificadas somente nos estágios imaturos e em maturação, e para *C. reticulata*, *M. atlanticus* e *S. janeiro* não foi possível realizar a identificação da maturidade sexual.

Das 22 espécies que ocorreram nos quatro estágios de maturação, apenas *C. spixii*, obteve uma alta densidade de indivíduos adultos, sendo que *A. rugispinis*, *C. acoupa*, *C. leiarchus*, *G. luteus*, *M. furnieri* e *S. herzbergii*, apresentaram densidade de juvenis (>50%), nos ambientes estudados. Já as demais espécies capturadas estavam passando pelo período de amadurecimento gonadal e apresentaram densidade intermediária de indivíduos (Figura 4).

Em relação à interação dos estágios de maturação gonadal por canal de maré a densidade dos espécimes foi significativamente diferente ($F = 191,0$; $p < 0,05$), com predominância dos indivíduos jovens sobre os adultos. Entre as famílias, Sciaenidae e Ariidae foram as que tiveram proporcionalmente o maior número de espécies em atividade reprodutiva, com maior incidência destas no canal de maré Cristóvão (estuário superior).

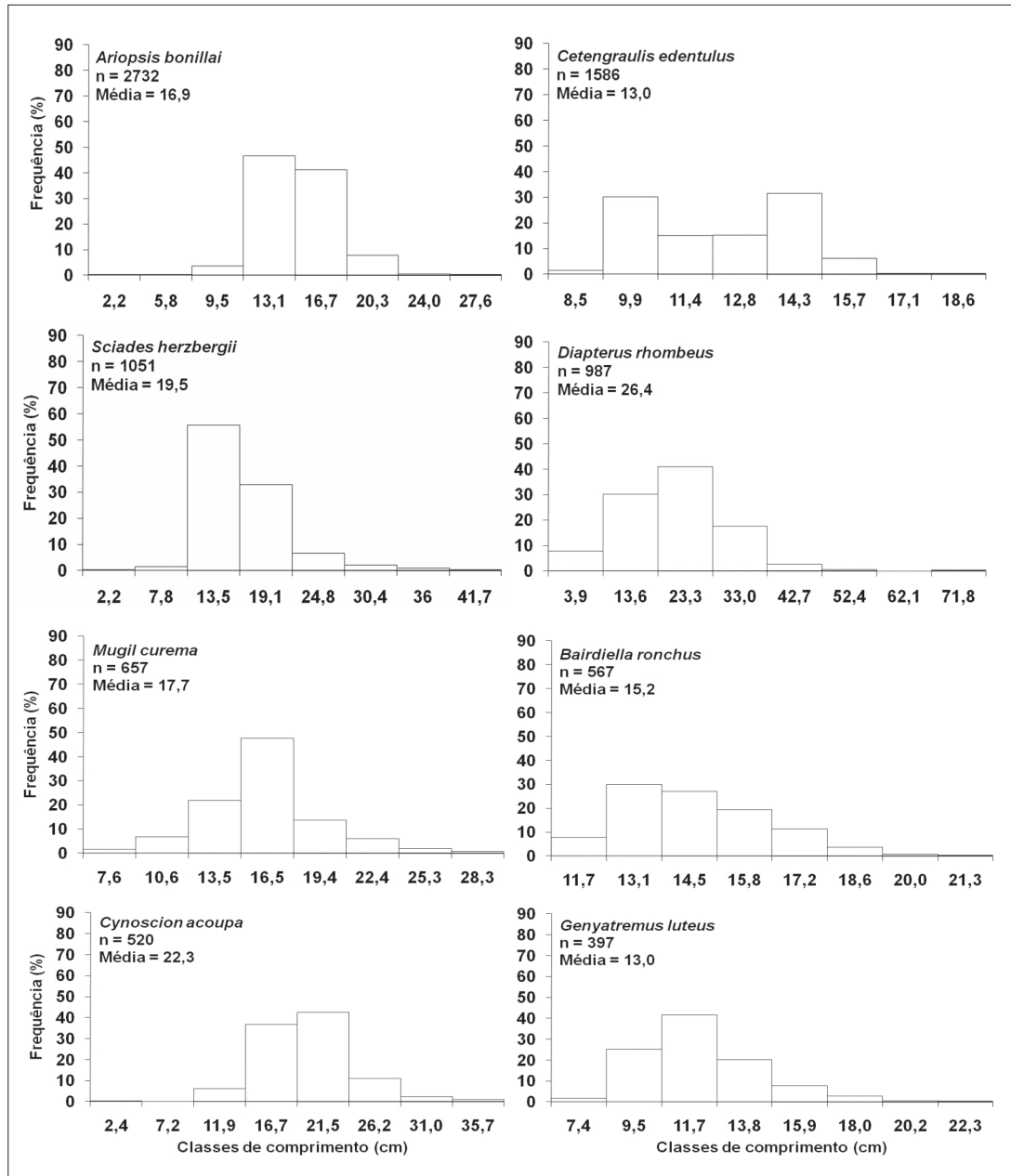


Figura 3 - Distribuição de frequência relativa do comprimento total (cm) das espécies mais abundantes no Rio Paciência (n = número de indivíduos).

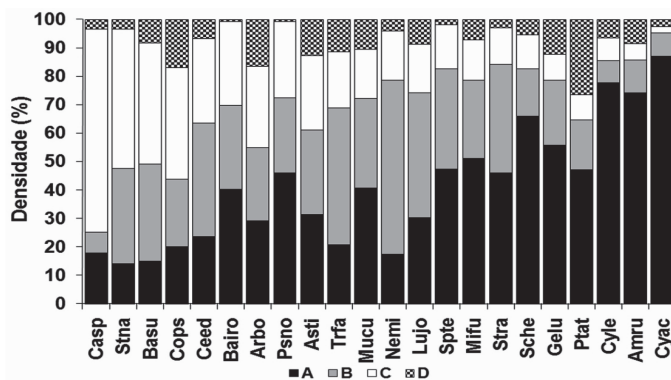


Figura 4 - Densidade relativa (g.m⁻²) das 22 espécies que apresentaram frequência nos quatro estádios de maturação gonadal: A (imaturado), B (em maturação), C (maduro) e D (esgotado).

Dentre as espécies para as quais foram identificados os quatro estádios de maturação, somente aquelas que ocorreram em todos os meses de amostragem tiveram sua estrutura reprodutiva avaliada. Assim sendo, *A. bonillai* apresentou um maior volume de indivíduos em atividade reprodutiva no período chuvoso, com maior densidade dos espécimes maduros no início do período chuvoso na região (Figura 5-a). O investimento reprodutivo de *C. edentulus* também se concentra no período chuvoso, com baixa atividade nos períodos de transição, predominando uma alta densidade de jovens entre os meses estudados (Figura 5-b). *C. acoupa* apresentou baixa atividade reprodutiva, pois em grande parte dos meses em que foram realizadas as capturas, ocorreu uma alta densidade de indivíduos jovens (Figura 5-c). *G. luteus* apre-

sentou indivíduos maduros e desovados tanto no período chuvoso quanto na estiagem, reproduzindo ao longo do ano (Figura 5-d). *A. bonillai*, *B. ronchus*, *C. edentulus*, *C. acoupa*, *D. rhombeus*, *G. luteus* e *S. herzbergii* ocorreram em todos os meses de amostragem, sendo que *A. bonillai* apresentou a maior contribuição de indivíduos (21,3%), e a maior densidade absoluta foi encontrada para *C. spixii* (313,6 ind./ha), na estiagem. Em relação à densidade das espécies por período hidrológico, vemos que *A. clupeoides* e *M. incilis* estiveram presentes somente na estiagem, já *B. bagre*, *C. reticulata*, *E. itajara*, *M. atlanticus*, *M. americanus*, *S. janeiro*, *S. vomer* e *T. falcatus* somente no período chuvoso e todas tiveram densidade relativa total (<1%). As demais espécies (37) apresentaram densidade nos dois períodos hidrológicos (Tabela II).

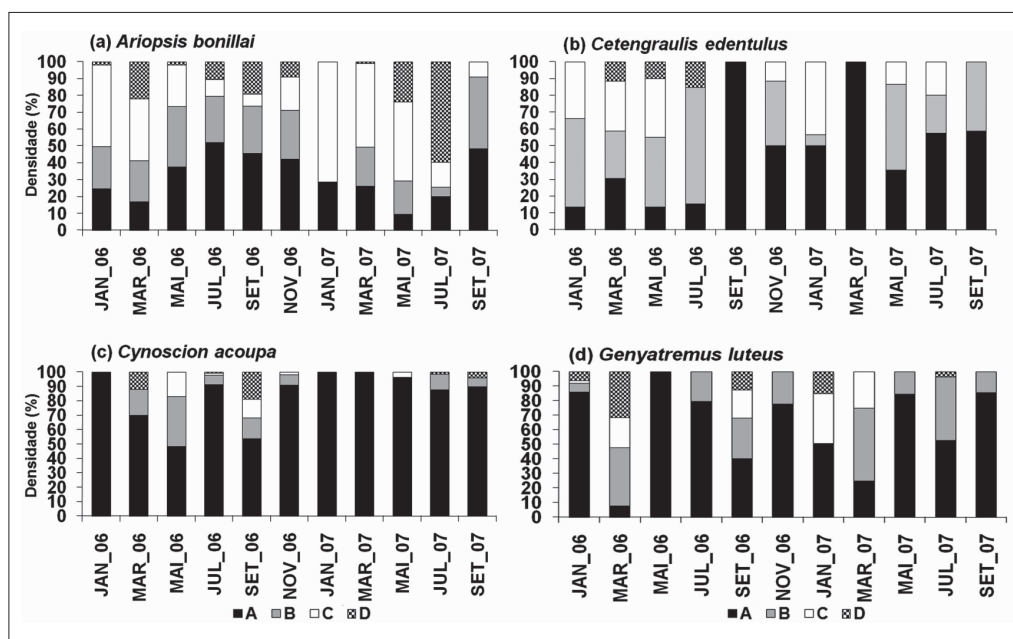


Figura 5 - Densidade relativa das espécies nos quatro estádios de maturação gonadal entre janeiro/2006 e setembro/2007: A (imaturado), B (em maturação), C (maduro) e D (esgotado).

Tabela II - Densidade (nº indivíduos/ha) por espécie e mês de captura. Espécies ordenadas pela densidade relativa total.

Espécies	2006						2007					%
	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	
<i>Ariopsis bonillai</i>	171,3	207,0	40,9	68,6	82,7	130,5	117,6	45,6	76,2	41,3	36,6	21,3
<i>Cetengraulis edentulus</i>	60,4	20,9	177,1	41,3	18,7	164,4	35,2	1,7	27,3	25,7	20,0	12,4
<i>Sciades herzbergii</i>	296,1	21,3	16,2	17,1	6,2	17,7	25,4	1,7	4,1	0,6	45,2	9,4
<i>Diapterus rhombeus</i>	10,4	16,4	11,3	132,7	59,0	25,9	39,5	0,8	54,4	5,6	18,2	7,8
<i>Cathorops spixii</i>	5,1	0,0	0,2	14,4	0,0	313,6	3,6	0,0	0,3	0,9	0,0	7,1
<i>Stellifer naso</i>	37,0	12,6	3,0	44,5	138,9	27,9	25,8	2,7	0,0	0,0	5,0	6,2

<i>Mugil curema</i>	88,9	9,5	1,7	17,3	4,4	37,6	29,3	0,0	1,2	12,5	28,0	4,8
<i>Bairdiella ronchus</i>	73,7	2,9	2,5	11,5	77,9	41,7	4,7	1,2	1,4	0,2	0,6	4,6
<i>Cynoscion acoupa</i>	9,0	4,7	3,3	58,2	14,8	31,2	2,4	1,7	15,5	40,7	30,2	4,4
<i>Genyatremus luteus</i>	31,8	28,4	9,1	27,6	18,9	14,6	7,9	1,1	3,6	6,1	6,6	3,3
<i>Stellifer rastrifer</i>	0,0	2,7	4,0	33,1	9,6	27,2	6,7	1,3	0,0	0,3	2,2	1,8
<i>Aspredinichthys tibicen</i>	0,0	1,7	0,8	22,2	19,9	0,0	0,0	20,2	16,6	0,0	1,7	1,7
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0,0	8,6	5,5	7,2	12,8	17,9	8,4	0,0	0,4	8,8	8,6	1,6
<i>Colomesus psittacus</i>	4,8	9,6	3,6	9,3	6,4	20,6	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
<i>Oligoplites palometa</i>	1,0	2,8	0,0	6,2	14,6	7,8	6,7	1,6	0,3	5,1	3,7	1,0
<i>Anchovia clupeioides</i>	0,0	0,0	0,0	47,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	11,4	2,4	0,0	1,0	1,7	2,5	20,6	0,2	2,2	0,8	3,7	<1
<i>Anableps anableps</i>	4,3	0,8	2,5	0,3	1,9	32,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,4	<1
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	9,3	11,4	1,1	0,0	0,0	0,0	17,6	<1
<i>Batrachoides surinamensis</i>	1,1	5,4	7,8	12,7	3,9	2,4	2,8	0,0	0,0	0,0	0,6	<1
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	9,3	3,7	0,8	3,8	1,7	6,1	<1
<i>Spherooides testudineus</i>	0,0	0,0	0,4	0,8	18,8	2,9	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Centropomus pectinatus</i>	0,6	4,5	3,1	1,7	2,3	2,7	4,3	0,8	0,0	0,2	4,1	<1
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,8	0,9	7,7	5,5	3,4	0,7	4,0	0,0	1,0	0,0	0,0	<1
<i>Amphiarus rugispinis</i>	0,0	4,4	0,0	0,0	0,4	7,4	1,5	0,0	0,0	1,4	8,3	<1
<i>Symphurus plagusia</i>	0,4	3,1	0,8	2,4	3,4	0,0	11,0	1,7	0,0	0,0	0,6	<1
<i>Mugil gaimardianus</i>	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,5	<1
<i>Achirus lineatus</i>	1,0	3,3	0,0	6,1	0,7	2,9	2,8	0,6	0,0	0,4	0,0	<1
<i>Centropomus parallelus</i>	8,4	0,0	0,3	1,6	1,3	2,1	1,3	0,2	0,4	0,6	0,8	<1
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,0	0,0	4,9	5,8	2,1	1,9	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Macrodon ancylodon</i>	0,0	1,3	11,2	0,0	0,2	0,6	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	<1
<i>Elops saurus</i>	0,0	0,0	0,0	5,6	2,9	0,4	0,0	0,0	0,2	3,2	0,0	<1
<i>Nebris microps</i>	0,0	0,0	0,6	1,4	2,2	4,3	0,2	0,0	1,8	1,0	0,4	<1
<i>Trachinotus falcatus</i>	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	5,6	0,0	0,0	<1
<i>Caranx latus</i>	0,0	0,0	0,2	0,6	0,0	1,5	6,0	0,0	1,1	0,2	1,5	<1
<i>Lutjanus jocu</i>	0,0	3,5	1,2	3,1	0,6	0,0	0,6	0,0	1,1	0,6	0,0	<1
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	1,3	1,5	<1
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	0,0	1,2	0,6	0,0	0,0	0,8	0,0	0,9	0,8	0,0	0,0	<1
<i>Anchoa spinifer</i>	0,6	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	<1
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	0,6	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,4	<1
<i>Aspistor quadriscutis</i>	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Sardinella janeiro</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Thalassophryne nattereri</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,6	0,0	0,6	0,0	0,2	0,6	<1
<i>Bagre bagre</i>	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Strongylura marina</i>	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	<1
<i>Selene vomer</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Crenicichla reticulata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Megalops atlanticus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	<1
<i>Mugil incilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Mugil liza</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Gymnothorax funebris</i>	0,6	0,0	0,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Polydactylus virginicus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Menticirrhus americanus</i>	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Epinephelus itajara</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1

Em média, a biomassa não se diferenciou entre os meses, mas o volume capturado no canal de maré Iguaíba apresentou uma média significativamente maior do que o do Grande e do Cristóvão. A densidade apresentou o mesmo padrão demonstrado para biomassa, com uma média significativa do volume dos indivíduos capturados, sendo maior no Iguaíba do que nos outros dois canais (Figura 6-a,b).

Em relação ao número de espécies, não houve variação significativa entre os meses nem entre os canais (Figura 6-c), de modo que o índice de riqueza de Margalef apresentou médias homogêneas nos três canais ao longo dos meses estudados (Figura 6-d). A

diversidade e equitatividade de Simpson, também não apresentaram diferenças significativas entre os canais e meses, mas foram em média maiores no período de estiagem do que no chuvoso (Figura 6-e,f).

O dendrograma resultante da análise permitiu evidenciar que os três canais de maré se ligam em dois grupos distintos num nível de corte de 0,75 de distância, caracterizando-os de acordo com o período hidrológico quanto à sazonalidade. O teste do Perfil de Similaridade revelou que só existe diferença significativa entre os grupos a um nível de distância de 0,75, não encontrando evidência estatística para qualquer subestruturação dos agrupamentos. Logo, ob-

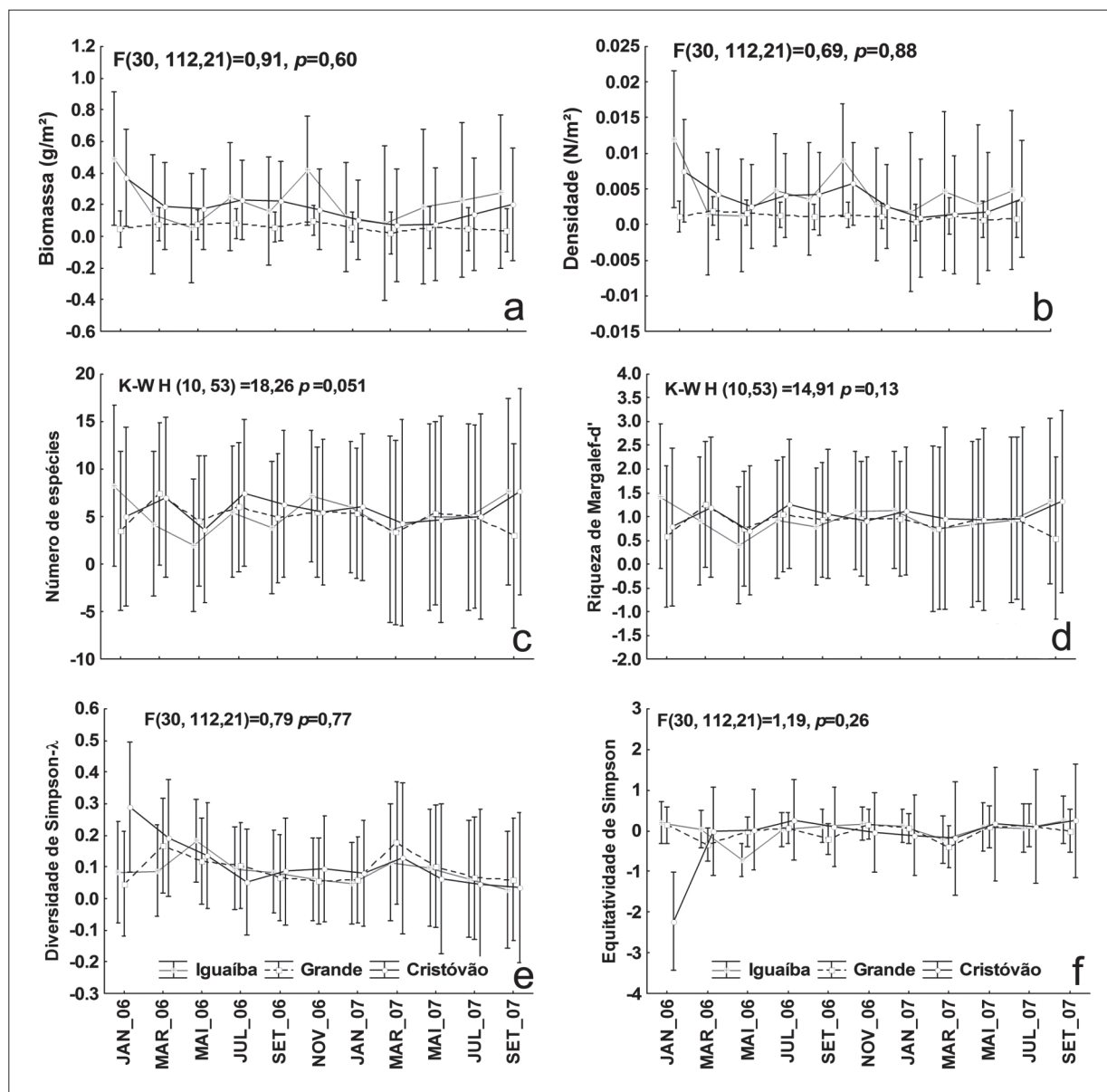


Figura 6 - Efeito espaço-temporal nas medidas de biomassa, densidade e número de espécies e nos índices de riqueza de Margalef, diversidade e equitatividade de Simpson. (□ Média, barras verticais (±95%) intervalo de confiança).

serva-se no grupo I, uma significativa similaridade entre a densidade de peixes capturados em maio e julho de 2007, agregando as espécies que ocorrem na transição do período chuvoso para a estiagem. No grupo II, os meses amostrados em 2006 apresentaram a densidade de indivíduos semelhante à dos meses de janeiro e setembro de 2007, sendo composto por espécies com densidade variável entre os dois períodos hidrológicos. Contudo, a densidade das espécies capturadas no mês de março/2007 diferenciou-se significativamente dos outros dois grupos, por se tratar de táxons do período chuvoso (Figura 7-a,b).

A porcentagem de similaridade interna média, entre os meses do grupo I foi (63%) e do

grupo II (64%) e as espécies que mais contribuíram para a formação desses grupos foram *A. bonillai* e *C. edentulus*. No entanto, outra espécie representativa do grupo I foi *C. acoupa*, enquanto do grupo II foram *D. rhombeus*, *S. herzbergii* e *S. naso*. A dissimilaridade média entre os grupos identificados pelo cluster foi de 43%, sendo que *S. naso* e *C. acoupa* foram os maiores responsáveis pelas diferenças na densidade da assembléia de peixes. O mês de março/2007 apresentou uma dissimilaridade média de 48% em relação ao grupo I e de 44% em relação ao grupo II, e *A. tibicen* foi a espécie que mais contribuiu para essas dissimilaridades (Tabela III).

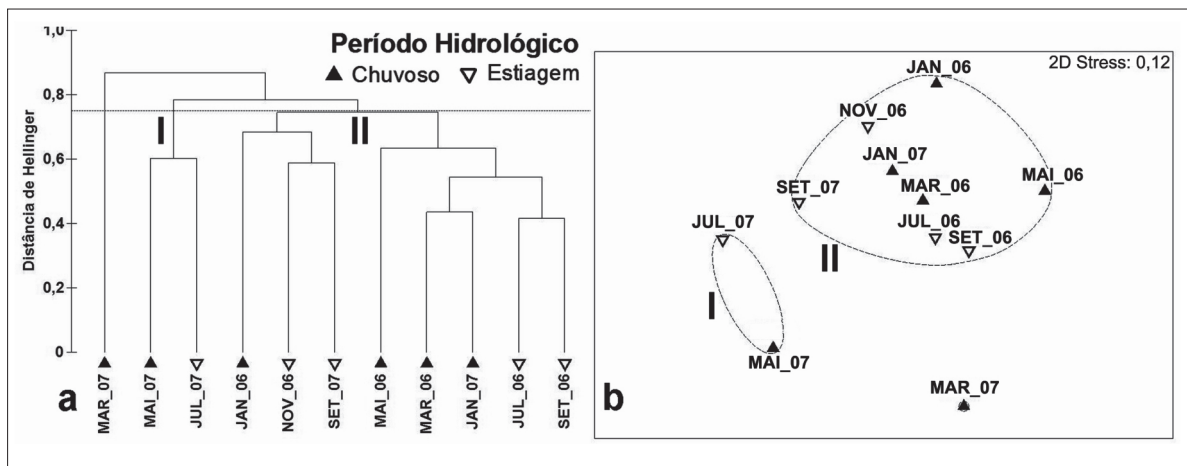


Figura 7 - Dendrograma de agrupamento hierárquico e escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando a densidade das espécies capturadas, com sobreposição do cluster delimitando os agrupamentos, através das ligações completas da distância de Hellinger, entre os meses em que foram realizadas as capturas.

Tabela III - Análise de similaridade de percentagens (SIMPER) a partir dos grupos identificados na análise de agrupamento. Espécies identificadas nos grupos correspondem a 50% da contribuição total.

Espécies	Grupos		Espécies	Contribuição (%)
	I (62,8)	II (63,8)		
<i>Ariopsis bonillai</i>	23,3	15,5	<i>Stellifer naso</i>	7,9
<i>Cetengraulis edentulus</i>	18,6	11,2	<i>Cynoscion acoupa</i>	7,0
<i>Cynoscion acoupa</i>	14,9		<i>Sciades herzbergii</i>	6,1
<i>Diapterus rhombeus</i>		8,3	<i>Aspredinichthys tibicen</i>	5,2
<i>Sciades herzbergii</i>		7,9	<i>Diapterus rhombeus</i>	4,8
<i>Stellifer naso</i>		7,1	<i>Bairdiella ronchus</i>	4,6
			<i>Mugil curema</i>	4,5
			<i>Cynoscion leiarchus</i>	4,1
			<i>Colomesus psittacus</i>	3,9
			<i>Stellifer rastrifer</i>	3,8

DISCUSSÃO

As áreas transicionais, como os canais de maré, são regiões de grande dinamismo e de uma heterogeneidade constante. A aparente constância é decorrente de um equilíbrio dinâmico entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos atuantes no espaço e no tempo. As oscilações entre os parâmetros permitem que a biota utilize estas áreas como ponte entre ambientes, para alimentação, reprodução ou crescimento (Attrill & Rundle, 2002; Barrella, 2003; Henry, 2009).

A oscilação do gradiente de salinidade é interpretada por Barletta *et al.* (2005) e Harrison & Whittfield (2006) como um fator determinante na ocorrência e distribuição das espécies. De modo geral, as alterações da temperatura ocorreram em função da zona estuarina, onde os valores apresentaram-se elevados do canal de maré Cristóvão (estuário superior) para o Iguaíba (estuário inferior), seguindo um padrão descrito por Miranda *et al.* (2002) para regiões tropicais.

As maiores diferenças nas concentrações do oxigênio dissolvido foram encontradas no canal Cristóvão, por estar inserido numa área urbanizada, demonstrando que as variações de saturação desse parâmetro foram afetadas pela natureza do sedimento, e pela fauna e flora. Os valores de pH foram influenciados pela alternância de período hidrológico, apresentando-se mais neutro no chuvoso e mais alcalino na estiagem. As oscilações nas variáveis ambientais foram originadas na hidrodinâmica de rios costeiros por ser influenciada sazonalmente pela entrada de água doce e salobra, que gerencia a presença ou ausência de espécies de peixes no sistema (Ley *et al.*, 1999).

Castro (2001) demonstrou a maior participação em número de indivíduos no canal de maré Iguaíba, de modo que a distribuição dos espécimes na zona estuarina inferior reflete provavelmente os impactos na porção superior do estuário. No presente estudo, o maior número de indivíduos foi encontrado no canal Cristóvão, o que não demonstra de forma clara que os efluentes lançados no canal são responsáveis pela distribuição da ictiofauna nas zonas estuarinas. O acréscimo de matéria orgânica, na região superior do estuário, pode acarretar em uma bioestimulação da comunidade de peixes pelo ambiente.

Ariidae, Engraulidae, Sciaenidae e Gerreidae são consideradas as famílias mais representativas dos estuários brasileiros devido ao fato de as espécies de Engraulidae e Sciaenidae formarem cardumes (Castro, 2001; Barletta *et al.*, 2003) e à elevada

abundância de exemplares jovens de Gerreidae em certas épocas do ano (Menezes & Figueiredo, 1980). Camargo & Isaac (2004) também constataram que elas se distribuem amplamente entre os habitats estuarinos ao longo da costa norte brasileira, devido à sua tolerância a variações de salinidade.

Quando se considera o número de 55 espécies inventariadas neste estudo, observa-se uma diminuição da abundância em comparação com levantamentos já realizados, sendo que *A. bonillai*, *C. edentulus* e *S. herzbergii* foram dominantes nas amostras. Assim, foram registradas 75 espécies para os mesmos canais de maré amostrados neste trabalho, sendo que, *M. curema*, *S. herzbergii* e *G. luteus* ficaram entre as mais abundantes em percentagem do peso total. Segundo Castro (2001), as variações de salinidade e os fenômenos a esta associados seriam responsáveis pelo controle da abundância das espécies potencialmente dominantes, porém sem restringir a presença de espécies potencialmente competitivas.

Nas capturas realizadas, foi constatada a ocorrência de *Crenicichla reticulata*, que ocorreu no canal de maré Iguaíba durante o período chuvoso. A irradiação adaptativa desta espécie dulcícola a canais de maré tem origem no fato de os ciclídeos apresentarem habilidade de se adequar facilmente a condições extremas de habitats e nichos (Albertson & Kocher, 2006). O único indivíduo capturado de *Menticirrhus americanus* encontrava-se canal Iguaíba porque os juvenis saem de áreas mais rasas para a ocupação de regiões mais profundas com o aumento de tamanho (Giannini & Paiva-Filho, 1992). O espécime capturado media 22,7 cm, tamanho muito inferior ao valor de 50 cm registrado por Froese & Pauly (2010).

Megalops atlanticus, na fase juvenil, permanece estagnada nas águas costeiras e se movimenta da água doce até a hipersalina, fazendo conexões intermitentes com o oceano (Burger *et al.*, 1992). As informações obtidas pelos autores corroboraram com os dados desse estudo, pois o espécime capturado era jovem, com 38,0 cm e 594 g, e se encontrava na porção intermediária do estuário (canal Grande) no final do período chuvoso.

As maiores capturas em densidade e biomassa ocorreram na estiagem, período em que as temperaturas estão mais elevadas no estuário e ocorre um aumento da produção primária e disponibilidade de alimento, o que favorece a aproximação de grandes cardumes de espécies filtradoras, como o de *C. edentulus* que, apesar de ser uma espécie tipicamente marinha, também utiliza o estuário no período de estiagem (Camargo & Isaac, 2003).

Os canais de maré parecem ser ambientes propícios para a realização do recrutamento das espécies, evento biológico evidenciado através do decréscimo no comprimento e peso dos indivíduos em escala temporal (Almeida & Branco, 2002). As espécies *C. edentulus* e *S. naso* apresentaram comprimentos médios muito próximos dos valores máximos registrados por Froese & Pauly (2010), enquanto *A. bonillai*, *B. ronchus*, *C. spixii*, *C. acoupa*, *D. rhombeus*, *G. luteus*, *M. curema* e *S. herzbergii* apresentaram comprimento médio inferior ao registrado na literatura, confirmando que uma das características das populações de peixe em ambientes de águas salobras costeiras é a abundância de juvenis (Spach *et al.*, 2004).

Na área de estudo foi nítida a dominância de cianídeos (pescadas) em atividade reprodutiva, fato também observado por Godefroid *et al.* (2004) e Carvalho Neta & Castro (2008), fenômeno que pode ser compensado em parte pelas diferenças nas distribuições espaciais e temporais. Os ariídeos (bagres) também apresentaram riqueza de espécies em atividade reprodutiva nos canais amostrados, com maior ocorrência na parte superior do estuário. Moyle & Cech-Junior (2000) verificaram que esses peixes geralmente procuram a embocadura dos rios e regiões lagunares na época da desova, motivo por que têm uma capacidade de dispersão bastante limitada devido a seus hábitos reprodutivos especializados (Beltancur-R. *et al.*, 2007).

Das espécies que apresentaram todos os estádios de maturação, *A. bonillai*, *B. surinamensis*, *C. edentulus*, *C. psittacus* e *S. naso* usam as três zonas estuarinas tanto para crescimento e recrutamento, como para reprodução. Na Baía de Cartagena, Ospina *et al.* (2008) constataram que *A. bonillai* utiliza a área para recrutamento e reprodução. Artigas *et al.* (2003) detectaram juvenis de *B. surinamensis*, que utilizam os estuários da Guiana Francesa como local de crescimento. *Cetengraulis edentulus* foi capturado por Osorio-Dualiby & Báez-Hidalgo (2002) no setor costeiro da Ilha de Salamanca em sua fase juvenil e durante a época de desova. Krumme, *et al.* (2007) observaram que no estuário do Rio Caeté/PA, *C. psittacus* utiliza os canais de manguezal de entre maré, para alimentação e crescimento. A utilização dos canais de maré do Rio Paciência por *S. naso* como área de criação foi citada por Lima da Silva *et al.* (2007). Segundo Chaves & Corrêa (2000), indivíduos de *Pomadasys corvinaeformis* utilizam o manguezal em fase anterior à de maturação para depois desovarem na plataforma. *Cathorops spixii* utilizou o ambiente estuarino durante sua fase adulta, com maior densidade de indivíduos sendo capturada no pe-

ríodo de estiagem, um comportamento provavelmente relacionado com suas necessidades de migração reprodutiva (Barletta *et al.*, 2003).

A variação significativa da diversidade, nos canais de maré do estuário do rio Paciência, ocorreu no período de estiagem quando a abundância de peixes e a riqueza de espécies, que estão associadas à heterogeneidade ambiental e à disponibilidade de abrigo em cada área, responderam a variações na cunha salina (Ribeiro Neto *et al.*, 2004). Em contrapartida, Araújo *et al.* (2009) explicam que a estação chuvosa tem maior número de espécies do que na estação seca porque ocorre a formação de um maior número de microhabitats, com melhor aproveitamento dos recursos disponíveis devido a níveis da água mais elevados.

A análise de agrupamento e a técnica não métrica do MDS demonstraram uma ocorrência sazonal das espécies em relação aos períodos hidrológicos, diferenciando a assembléia de peixes entre eles. Spach *et al.* (2004) encontraram resultados parecidos quando analisaram a estrutura de comunidade de peixe em um canal maré onde os grupos foram formados segundo a alternância de domínio marinho (nas estações secas) e estuarino (estações chuvosas). Nos estudos de Ikejima *et al.* (2003), a diferença na assembléia de peixes também refletiu a importância da salinidade como fator ambiental responsável pela estruturação da ictiofauna no ambiente estuarino. Já Santana & Severi (2009) sugerem que a ocorrência de algumas espécies somente no período de estiagem ou chuvoso está relacionada à sua dinâmica reprodutiva e ao papel sazonal diferenciado do ambiente estuarino.

Os padrões de ocorrência temporal das espécies *A. bonillai* e *C. edentulus*, foram determinantes para as similaridades entre os meses. Acero (2002) encontrou que *A. bonillai* é restrita a água doce e salobra e tem preferência por ambiente fluvial e de baixa salinidade, tanto no período chuvoso como na estiagem. Neste estudo, a espécie foi agrupada com maior contribuição no período de transição chuvoso - estiagem, com o mesmo padrão sendo identificado para *C. edentulus*.

Em relação às espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades na comparação entre os dois grupos, *S. naso* e *C. acoupa* foram as mais discriminantes. Silva Júnior *et al.* (2007) mostram que a ocorrência de *S. naso* no estuário inferior, durante o período de estiagem, indica sua preferência por ambiente com maior influência marinha. Esses resultados foram confirmados no presente estudo, pois a espécie apresentou uma maior biomassa nessa zona estuarina, enquanto *C. acoupa* é dependente de ecos-

sistemas estuarinos para completar seu ciclo de vida. Seus espécimes juvenis são restritos às águas salobras e doces, e os adultos preferem águas de baixa salinidade (Barletta-Bergan *et al.* 2002; Matos & Lucena, 2006). *Aspredinichthys tibicen* apresentou-se diferente dos grupos formados porque sua maior contribuição ocorreu no período chuvoso por ser a descarga pluvial um dos fatores responsáveis pelo aporte de nutrientes nos estuários (Lana *et al.*, 2000).

A dominância de espécimes juvenis demonstrou a importância dos canais de maré, como área de desenvolvimento de diferentes espécies de peixes, função ecológica que indica a necessidade de preservação dos ambientes estuarinos utilizados para o crescimento e alimentação dos peixes, conforme anteriormente proposto por Felix *et al.* (2006). Essas conclusões também foram ressaltadas por Carvalho Neta & Castro (2008), indicando que os estuários apresentam um importante papel ecológico de criadouro de peixes de importância econômica para a pesca artesanal no Maranhão. Por outro lado, Blaber (2000) observa que áreas de pesca próximas ao estuário podem provocar a desestruturação na comunidade estuarina, pois esse processo ocasiona a diminuição do potencial reprodutivo e consequentemente recruta no estuário causada pela mortalidade por pesca.

Assim, todos os conhecimentos obtidos com esse trabalho revelam somente algumas características gerais da biologia e ecologia da assembléia de peixes estuarinos de alguns canais de maré do Rio Paciência, o que impõe a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a estrutura e composição da ictiofauna desses ambientes subtidaís e pulsos de marés.

Agradecimentos - Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 141642/2008-4), ao primeiro autor. Ao Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão, na pessoa do Professor Dr. Antonio Carlos Leal de Castro, por possibilitar o uso das instalações físicas para a execução do trabalho. A Gisele Cardoso, pelo geoprocessamento das imagens e aos revisores anônimos pelas sugestões e críticas ao manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acero, A. Order Siluriformes, family Ariidae, p. 831-852, in Carpenter, K.E. (eds.), *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, 1374 p., Rome, 2002.

Albertson, R.C. & Kocher, T.D. Genetic and development. Basis of cichlid trophic diversity. *Heredity*, Sheffield, v.97, p.211-221, 2006.

Almeida, L.R. & Branco, J.O. Aspectos biológicos de *Stellifer stellifer* na pesca artesanal do camarão sete-barbas, Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v.19, n.2, p.601-610, 2002.

ANA. Agência Nacional das Águas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em 04.08. 2009.

Andrade-Tubino, M.F.; Ribeiro, A.L.R. & Vianna, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: Uma síntese. *Oecol. Bras.*, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.640-661, 2008.

Araújo, F.G.; Pinto, B.C.T. & Teixeira, T.P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.618, p.89-107, 2009.

Artigas, L.F.; Vendeville, P.; Leopold, M.; Guiral, D. & Ternon, J-F. Marine biodiversity in French Guiana: estuarine, coastal, and shelf ecosystems under the influence of Amazonian waters. *Gaya.*, v.67, n.2, p.302-326, 2003.

Attrill, M.J. & Rundle, S.D. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.55, p.929-936, 2002.

Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. & Hubold, G. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Oldendorf, v.256, p.217-228, 2003.

Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. & Hubold, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, London, v.66, p.45-72, 2005.

Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. & Saint-Paul, U. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estr. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.54, p.193-206, 2002.

Barrella, W. Ecótono água, terra e mar do sul de São Paulo, p.161-176, in Henry, R. (ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, 349 p., São Carlos, 2003.

Betancur-R, R.; Acero, A.; Bermingham, E. & Cooke, R. Systematics and biogeography of New World sea catfishes (Siluriformes: Ariidae) as inferred from mi-

- tochondrial, nuclear, and morphological evidence. *Mol. Phylog. Evol.*, Detroit, v.45, p.339-357, 2007.
- Blaber, S.J.M. *Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation*. Blackwell Science, 372 p., Oxford, 2000.
- Burger, J.; Cooper, K.; Gochfeld, D.J.; Salvia, J.E.; Safina, C.; Lipsky, D. & Gochfeld, M. Dominance of *Tilapia mossambica*, an introduced fish species, in three Puerto Rican estuaries. *Estuaries*, Lawrence, v.15, p.239-245, 1992.
- Camargo, M. & Isaac, V. Ictiofauna estuarina, in Fernandes, M.E.B. (eds.), *Os manguezais da costa norte brasileira*. Fundação Rio Bacanga, 142 p., São Luís, 2003.
- Camargo, M. & Isaac, V. Food categories reconstruction and feeding consumption estimatives for the sciaenids *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider), and the cogenetic fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) and *Stellifer naso* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté estuary, northern coast of Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v.21, n.1, p.85-89, 2004.
- Carvalho Neta, R.N.F. & Castro, A.C.L. Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.41, n.1, p.48-57, 2008.
- Castro, A.C.L. Características ecológicas da ictiofauna da Ilha de São Luís - MA. *Bol. Lab. Hidrobiol.*, São Luís, v.10, p.1-18, 1997.
- Castro, A.C.L. Diversidade da assembléia de peixes do estuário do Rio Paciência (MA -Brasil). *Atlântica*, Rio Grande, v.23, p.39-46, 2001.
- Chaves, P. T. & Corrêa, C. E. Temporary use of a coastal ecosystem by fish: *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Haemulidae) at Guaratuba Bay, Brazil. *Rev. Bras. Oceanogr.*, São Paulo, v.48, n.1, p.1-7, 2000.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E Ltd, 2nd edition, 144 p., Plymouth, 2001.
- Costa, M.J.; Costa, J.L.; Almeida, P.R. & Assis, C.A. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? an example of the Mira estuary in Portugal. *Ecol. Eng.*, Columbus, v.3, p.187-195, 1994.
- Felix, F.C.; Spach, H.L.; Hackradt, C.W.; Moro, P.S. & Rocha, D.C. Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Rev. Bras. Zool.*, Porto Alegre, v.8, n.1, p.35-47, 2006.
- Froese, R. & Pauly, D. *FishBase. World Wide Web electronic publication*. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> version (03/2010). Acesso em 18.05.2010.
- Giannini, R. & Paiva-Filho, A.M. Aspectos da bioecologia de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus,1758) (Teleostei, Sciaenidae) na Baía de Santos, SP, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, v.19, p.1-15, 1992.
- Godefroid, R.S.; Spach, H.L.; Santos, C.; MacLaren, G. & Schwarz Jr, R. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia., ser. Zool.*, Porto Alegre, v.94, p.95-104, 2004.
- Harrison, T.D. & Whitfield, A.K. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.66, p.335-345, 2006.
- Henry, R. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao Rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim 1, p.1-28, in Henry, R. (ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, 360 p., São Carlos, 2009.
- Ikejima, K.; Tongnunui, P.; Medej, T. & Taniuchi, T. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Est. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.56, n.3-4, p.447-457, 2003.
- Krumme, U.; Keuthen, H.; Saint-Paul, U. & Villwock, W. Contribution to the feeding ecology of the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) in north Brazilian mangrove creeks. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v.67, n.3, p.383-392, 2007.
- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M. & Machado, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil, p.131-146, in Seeliger, U.; Lacerda, L.D. & Kjerfve, B. (eds.), *Ecological studies in coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer-Verlag, v.144, 360 p., Heidelberg, 2000.
- Legendre, P. & Legendre, L. *Numerical ecology*. Elsevier Scientific Publishing Company, 2nd edition, 853 p., Amsterdam, 1998.
- Ley, J.A.; Mcivor, C.C. & Montague, C.L. Fishes in mangrove prop-root habitats of Northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient. *Est. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.48, p.701-723, 1999.
- Lima da Silva, A.C.F.; Ribeiro, E.B.; Paixão, V.M.;

- Coelho, A.P.; Oliveira, T.S.; Alvite, T.U.; Macedo, A.R.C.; Sousa, A.F.A. & Carvalho Neta, R.N.F. Regime alimentar de *Stellifer naso* (Perciformes, Sciaenidae) em três igarapés do Rio Paciência, Ilha de São Luís, Maranhão, in *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu, 2007.
- Manderson, J.P.; Pessutti, J.; Hilbert, J.G. & Juanes, F. Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; *Pseudopleuronectes americanus* Walbaum) in a Northwest Atlantic estuary. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, Amsterdam, v.304, p.137-157, 2004.
- MARANHÃO. *Diagnóstico Ambiental da Microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e dos municípios de Alcântara, Bacabeira e Rosário: estudo hidrológico*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 55 p., São Luís, 1998.
- Margalef, R. *A view of the biosphere*. 213 p., Moscow, 1992.
- Martino, E.J. & Able, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.56, p.969-987, 2003.
- Matos, I.P. & Lucena, F. Descrição da pesca da pescada-amarela, *Cynoscion acoupa*, da costa do Pará. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.39, p.66-73, 2006.
- Menezes, N. & Figueiredo, J. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 96 p., São Paulo, 1980.
- Miranda, L.B.; Castro, B.M. & Kjerfve, B. *Princípios de oceanografia física de estuários*. EDUSP, 414 p., São Paulo, 2002.
- Moyle, P.B. & Cech-Junior, J.J. *Fishes: an introduction to ichthyology*, Prentice-Hall, 4th edition, 611 p., New Jersey, 2000.
- Oliveira Neto, J.F.; Godefroid, R.S.; MacLaren, G.N.Q. & Schwarz Jr, R. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biol. Leopold.*, São Leopoldo, v.26, n.1, p.125-138, 2004.
- Oliveira-Silva, J.T.; Peso-Aguiar, M.C. & Lopes, P.R.D. Ictiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos - Bahia - Brasil. *Biociência*, Florianópolis, v.21, n.4, p.105-115, 2008.
- Osorio-Dualiby, D. & Báez-Hidalgo, M. Un análisis de la pesquería de la bocona *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (Pisces: Clupeiformes) en el sector costero, Isla de Salamanca, Caribe Colombiano. *Rev. Inves. Mar.*, Cartagena, v.23, n.2, p.105-112, 2002.
- Ospina, J.F.; Pardo, F.I. & Álvarez, R. Madurez gonadal de la ictiofauna presente en la bahía de Cartagena, Caribe Colombiano. *Bol. Cien. Mus. Hist. Nat.*, Cartagena, v.12, p.117-140, 2008.
- Paterson, A.W. & Whitfield, A.K. Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes?. *Est. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.51, p.359-364, 2000.
- Ribeiro Neto, F.B.; Ishikawa-Ferreira, L. & Höfling, J.C. A comunidade de peixes do Reservatório de Salto Grande, in Espíndola, E.L.G.; Leite, M.A. & Dornfeld, C.B (eds.), *Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo*. RIMA, 484 p., São Carlos, 2004.
- Ricklefs, R.E.A. *Economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. Guanabara Koogan, 503 p., Rio de Janeiro, 2003.
- Santana, F.M.S. & Severi, W. Composição e estrutura da assembléia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). *Bioikos*, Campinas, v.23, n.1, p.3-17, 2009.
- Silva Júnior, M.G.; Castro, A.C.L.; Soares, L.S. & França, V.L. Relação peso-comprimento de espécies de peixes do estuário do rio Paciência da ilha do Maranhão, Brasil. *Bol. Lab. Hidrobio.*, São Luís, v.20, p.23-30, 2007.
- Simpson, E. H. Measurement of diversity. *Nature*, 688 p., London, 1949.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, 887 p., San Francisco, 1995.
- Spach, H.L.; Santos, C.; Godefroid, R.S.; Nardi, M. & Cunha, F. A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v.64, n.2, p.337-351, 2004.
- Ter-Braak, C.J.F. *Updated notes: CANOCO version 3.10*. Agricultural Mathematics Group, 35 p., Wageningen, 1990.
- Vazzoler, A.E.A.M. *Biologia e reprodução de peixes teleosteos: teoria e prática*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 169 p., Maringá, 1996.
- Vendel, A.L.; Lopes, S.B.; Santos, C. & Spach, H.L. Fish assemblages in a tidal flat. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, Curitiba, v.52, n.1, p.233-242, 2003.
- Whitfield, A. K. & Elliott, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.*, London, v.61, Suppl. A, p.229-250, 2002.