

Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia

José Amorim Reis-Filho^{1*}

Lauro Diógenes Cavalcante Nunes²

Bruno Lima de Menezes²

Gabriel Barros Gonçalves de Souza³

¹PPG em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia
CEP 40170-000, Salvador – BA, Brasil

²Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Católica do Salvador, Campus Pituaçu
CEP 40430-000, Salvador – BA, Brasil

³Laboratório de Ecologia Bentônica, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia

*Autor para correspondência
amorim_agua@yahoo.com.br

Submetido em 19/10/2009
Aceito para publicação em 14/03/2010

Resumo

Dados de abundância, biomassa, comprimento, riqueza, diversidade e equitabilidade da ictiofauna estuarina do Rio Joanes foram obtidos para investigar o efeito do ciclo lunar e da variação espaço-temporal na ictiofauna. Foram capturados 1.497 peixes, pesando 7.760g, pertencentes a 48 espécies de 22 famílias. As análises de comunidade indicaram não haver diferença significativa avaliando o efeito da lua, contudo, a lua minguante foi responsável por maiores capturas. A composição e estrutura da comunidade variaram com o tipo de sedimento e vegetação de manguezal, onde maior número de espécies e maior número de indivíduos preferiram sedimento lamoso em áreas com vegetação marginal preservada. Agrupamentos baseados nos dados de abundância não seguiram variações temporais de longo período, porém peixes com nichos similares em relação ao uso do habitat preferiram determinadas áreas de acordo com o tipo de sedimento.

Unitermos: lua, padrões espaciais e temporais, peixes estuarinos

Abstract

Spatial-temporal variation and moon effects on estuarine ichthyofauna: evidence for the Joanes River estuary – Bahia. Abundance, biomass, length, richness, diversity and equitability data were obtained to investigate the effect of lunar cycle and spatial-temporal variation on the ichthyofauna of the Joanes River estuary. 1,497 fish were captured, weighing 7,760g and belonging to 48 species of 22 families. The analysis of the community indicated no significant differences regarding the effects of the moon, although the waning moon was responsible for higher captures. The composition and structure of the ichthyofauna varied with the sediment type and mangrove vegetation, where more individuals and more species preferred the muddy sediment in areas with preserved marginal vegetation. Groupings based on the abundance data did not follow the temporal variations of a long period of time, but fish assemblages with similar niches in relation to the habitat use preferred certain areas according to the sediment type.

Key words: estuarine fishes, moon, spatial and temporal patterns

Introdução

Os estuários constituem uma zona de desenvolvimento para peixes juvenis (Smith e Parrish, 2002), além de serem áreas onde se processam importantes relações tróficas entre peixes adultos de diversas espécies (Layman, 2000; Lazzari et al., 2003). Joyeux et al. (2004) salienta a importância dos estuários, enquanto áreas de desova, criação e refúgio para muitas espécies de peixes na costa brasileira.

Apesar das comunidades de peixes estuarinos mudarem constantemente, sua estrutura básica pode apresentar-se relativamente estável, ou mesmo previsível. Esta estabilidade resulta de diversos fatores tais como a distribuição regular de espécies ao longo dos gradientes ambientais (salinidade, temperatura), as migrações sazonais, e a relativa dominância de poucas espécies que apresentam grande mobilidade em sua posição na cadeia trófica (McErlan et al., 1973; Blaber e Blaber, 1980; Whitfield, 1999; Paterson e Whitfield, 2000).

Dentre outros fatores, a flutuação do nível de água com a fase lunar, apresenta influência sobre as comunidades de peixes (Laroche et al., 1997). Tal variação pode alterar habitats em curto espaço de tempo (dias a semanas), e conseqüentemente a distribuição das espécies e os níveis de densidade podem ser modificados (Rozas e Minello, 1997; Krumme et al., 2008), bem como a estrutura trófica e habitats de alimentação (Wilson e Sheaves, 2001; Krumme et al., 2004). No Brasil, destacam-se poucos trabalhos abordando a influência do ciclo lunar nos peixes estuarinos, a maioria para regiões mixohalinas no Paraná (Corrêa et al., 1988; Godefroid et al., 1998; 2003) e canais de maré ao norte do país (Barletta et al., 2003; Krumme et al., 2004; 2008).

O aumento da população humana que faz uso dos bens e serviços propiciados por ecossistemas estuarinos (e.g. mariscagem, pesca e atividades recreativas) provoca impactos, que junto a outras forçantes de caráter natural (e.g. ciclos de maré e lunares), devem ser monitorados para manutenção do sistema de suporte à vida nestes ambientes costeiros (Ridgway e Shimmield, 2002; Moberg e Rönnbäck, 2003; Rueda e Defeo, 2003). Informações básicas importantes, tais como os padrões temporais na ocorrência de juvenis de

muitas espécies de peixes, foram pouco investigados e a administração pesqueira desses recursos ainda é baseada em considerações não ecológicas. Portanto, ainda hoje, muitas decisões de manejo são feitas sem dados biológicos vitais da diversa ictiofauna tropical (Giarrizzo e Krumme, 2009). Em várias áreas tropicais, tem sido registrado um decréscimo considerável na produção pesqueira, associado à destruição de manguezais (Saenger et al., 1983) e sobrepesca (Reis e D’Incao, 2000). O estuário do Rio Joanes, bem como toda sua bacia, faz parte da APA Joanes-Ipitanga (Decreto 7.596/1999) e sofre um processo histórico de degradação devido à industrialização em suas margens, ao uso de terra para agropecuária e à ocupação urbana desordenada, mais notadamente na região estuarina (SRHSH, 1996). Neste contexto, os objetivos desse estudo foram analisar os efeitos do ciclo lunar, identificando as possíveis diferenças nas assembleias de peixes, e avaliar a variação espaço-temporal na composição e estrutura da ictiofauna do estuário do Rio Joanes.

Material e Métodos

A área de estudo faz parte da Região Metropolitana de Salvador, no Estado da Bahia. Situa-se no estuário do Rio Joanes, localizada no limite territorial entre os municípios de Lauro de Freitas e Camaçari, nas proximidades da localidade de Buraquinho (Figura 1). Nessa área de aproximadamente 14km², os manguezais sofrem diversos impactos no contexto da região norte do litoral do Estado da Bahia, onde existe um crescente desenvolvimento urbano. A tendência ao desenvolvimento do turismo e expansão imobiliária, com a formação de núcleos residenciais que ocasionam um aumento relativo na densidade populacional, vêm exigir um diagnóstico dos efeitos dessas atividades antropogênicas sobre o ecossistema local.

Os três pontos de coleta apresentam hidrodinamismo e composição sedimentar diferenciados. O ponto 1 (12°52'39"S; 38°16'37"W), mais próximo à desembocadura, localiza-se em região meandrina onde a massa de água ganha velocidade devido a sinuosidade da topografia. Os sedimentos de fundo locais são uma mistura de material detrítico terrígeno com material

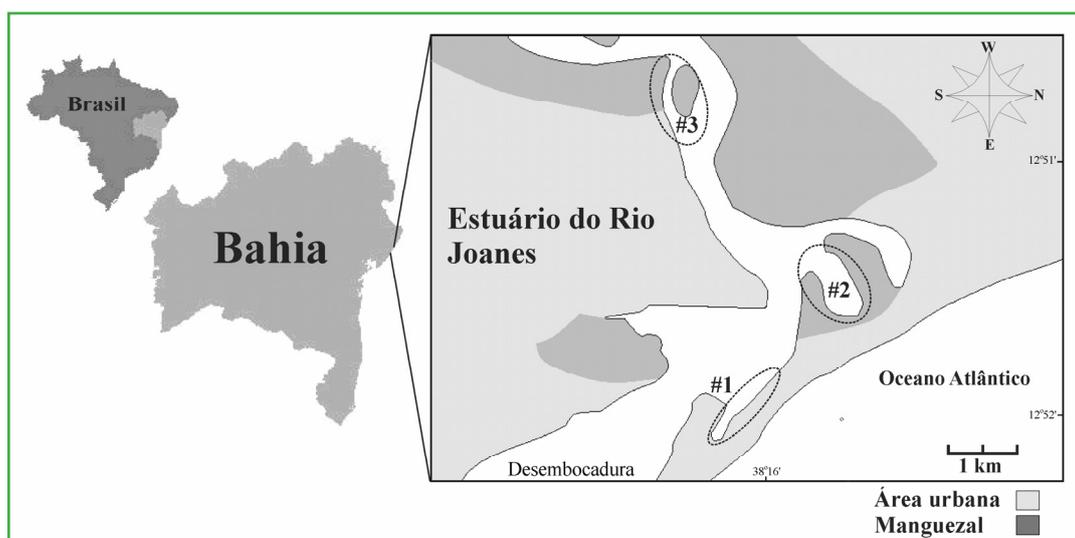


FIGURA 1: Localização das áreas de amostragem no estuário do Rio Joanes.

biogênico produzido dentro ou nas proximidades dos ambientes de deposição. Neste setor, predominam fundos arenosos, com maior ou menor deposição localizada de frações mais grosseiras (e.g cascalho biogênico e detritos vegetais), e apresenta profundidade média de 1,5m. O ponto 2 ($12^{\circ}52'30''S$; $38^{\circ}16'30''W$), está situado em uma reentrância parcialmente fechada por disposições de relevo colonizadas por bosques de *Laguncularia racemosa* e *Rizophora mangle*. Apresenta hidrodinamismo bastante reduzido devido à dificuldade imposta pelo relevo à troca de água em momento de variações de maré, ocorrendo remoção de águas interiores apenas em preamar de grande amplitude. A deposição de sedimento é caracterizada majoritariamente por areia fina e argila de origem biogênica e a profundidade média é de 1,4m. O ponto 3 ($12^{\circ}52'17''S$; $38^{\circ}16'40''W$), situado em uma ilha a montante dos demais pontos, apresenta características intermediárias em relação aos outros, diferenciando-se apenas devido à reduzida profundidade, em média 0,6m.

Atividades em campo

Os peixes foram coletados mensalmente nas luas cheia e minguante, sempre na baixa-mar diurna, entre os meses de fevereiro a novembro de 2008. Em cada momento amostral, nos três pontos, foram realizados dois arrastos paralelos à margem, no sentido da corrente, em área com 100m de extensão. Para tal, foi utilizada

uma rede de arrasto manual com 15m x 2m e 12mm de malhagem entre nós adjacentes. Os peixes foram imediatamente fixados em formalina 4% e após 48h preservados em álcool 70%.

Análise de dados

Após a identificação, foram registrados, de cada exemplar, o comprimento total (mm) e a biomassa (g). A definição taxonômica foi baseada em Cervigòn et al. (1992), Figueiredo e Menezes (2000) e Moura e Lindeman (2007). Para testar o efeito da variação lunar sobre a comunidade de peixes e sua variação espacial, foram considerados os dados de dez meses agrupados, de acordo com as réplicas amostrais (número de luas e áreas avaliadas). Foi utilizada a ANOVA bifatorial, procedimento realizado usando o software PAST versão 1.94 (Hammer et al., 2001), tendo como fatores a fase lunar (fixo) e os locais (fixo). As variáveis dependentes analisadas foram: médias do número de exemplares, biomassa, comprimento total, índice de riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Antes da aplicação da análise, os dados foram logaritimizados, sendo a independência da média da amostra avaliada pela correlação entre a média e o desvio padrão, e a normalidade e homogeneidade das variâncias testadas pela prova de Kolmogorov-Smirnov e teste de Bartlett, respectivamente. O alfa foi corrigido

pelo método de Bonferroni para 0,008 com finalidade de diminuir a chance de incorrer no Erro do Tipo I.

No estudo, as associações de peixes foram identificadas aplicando-se a análise de Cluster (método de agrupamento *UPGMA*), além da técnica de ordenação MDS (não métrica). Para tal, foi gerada uma matriz de similaridade através do coeficiente de Bray-Curtis, com dados transformados pela raiz quarta para diminuir a influência de espécies muito abundantes. Nestas análises foram consideradas somente as espécies que contribuíram com mais de 1% da captura total e estiveram presentes em, no mínimo, quatro meses de coleta.

Para atestar a significância da similaridade entre os grupos de meses correspondentes as estações (seca e chuvosa) e os grupos das espécies mais abundantes, definidos “*a priori*”, utilizou-se a Análise de Similaridade (ANOSIM), usando métodos de permutação e aleatorização em matrizes de similaridade. O procedimento SIMPER, uma rotina que decompõe as similaridades entre os grupos e calcula a contribuição de cada espécie através de sua ocorrência relativa em cada grupo, também foi utilizado. Todos os procedimentos multivariados foram realizados no programa PRIMER, versão 5.1.2. Neste caso, as análises foram baseadas na abundância mensal de todas as espécies capturadas em cada coleta.

Resultados

Foram capturados 1.497 peixes (7.760g), pertencentes a 48 espécies de 22 famílias (Tabela 1). As capturas da lua cheia totalizaram 499 peixes, pesando 2.980g, enquanto que na lua minguante foram capturados 997 peixes, pesando 4.789g. Durante todo o período de estudo foram dominantes na lua cheia as espécies *Trinectes* sp. (19,2%), *Caranx latus* (17,8%), *Trinectes paulistanus* (8,4%), *Bathygobius soporator* (7%), *Achirus lineatus* (6,8%), *Citharichthys spilopterus* (6,8%) e *Gobionellus oceanicus* (4,6%), correspondendo a mais de 70% das capturas nesse período. Na lua minguante as espécies que dominaram foram *Mugil* sp. (27%), *Caranx latus* (13,3%), *Trinectes* sp. (7,6%), *Trinectes paulistanus* (5,4%), *Eucinostomus argenteus* (5,3%), *Bathygobius soporator* (5,3%) e *Anchovia clupeioides* (4,8%), correspondendo a mais de 68% do total capturado nesse período lunar (Figura 2). O ciclo da lua minguante direcionou a diferença na composição com muitas espécies ocorrendo majoritariamente nesse período, sendo elas: *Eucinostomus argenteus* (99%), *Symphurus plagusia* (99%), *Mugil* sp. (93%), *Anchovia clupeioides* (72,7%), *Etropus crossotus* (70,9%) e *Gobionellus oceanicus* (66,6%).

TABELA 1: Famílias e táxons com suas abundâncias, amplitude e desvio padrão do peso e comprimento total distribuídos nas luas Cheia e Minguante no estuário do Rio Joanes. n.c = não capturado. A organização taxonômica seguiu Nelson (1994).

Famílias	Taxa	Lua cheia	Peso (g)	C.T (mm)	Lua Minguante	Peso (g)	C.T (mm)
ENGRAULIDAE	<i>Anchovia clupeioides</i>	18	30-76 ±4,0	70-98 ±6,3	48	29-68 ±4,5	65-95 ±5,0
	<i>Anchovia</i> sp.	1	55	67	n.c	-	-
	<i>Anchoa filifera</i>	n.c	-	-	1	67	88
	<i>Anchoa</i> sp.	n.c	-	-	2	55-70,5	71-89
BATRACHOIDIDAE	<i>Thalassophryne nattereri</i>	1	237	177,6	1	278	188,5
	<i>Thalassophryne punctata</i>	2	99,5-156	122-155	1	79	113
	<i>Mugil incilis</i>	7	60,3-112 ±6,7	130-160,3 ±7,4	n.c	-	-
MUGILIDAE	<i>Mugil trichodon</i>	8	59-78,5 ±7,5	78,2-99 ±5,4	4	67,4-91,2 ±3,8	88,7-111 ±3,0
	<i>Mugil cephalus</i>	n.c	-	-	4	79,8-156 ±4,1	95,6-100 ±2,0
	<i>Mugil</i> sp.	20	6-15 ±1,6	39-60 ±2,1	269	5-15 ±1,5	40-59 ±2,3
ATHERINOPSIDAE	<i>Atherinella brasiliensis</i>	2	3,8-6,7	44,3-59,5	9	4,9-22,5 ±7,8	49,8-75 ±8,0
ANTENNARIIDAE	<i>Antenarius striatus</i>	n.c	-	-	1	60,7	88,6
	<i>Antenarius multiocellatus</i>	1	55,6	80,9	n.c	-	-
FISTULARIDAE	<i>Fistularia tabacaria</i>	1	110	283	n.c	-	-

SCORPEANIDAE	<i>Scorpaena plumiere</i>	1	67,7	88,1	n.c	-	-
CENTROPOMIDAE	<i>Centropomus parallelus</i>	1	60,8	77,8	1	65,8	83,5
CARANGIDAE	<i>Caranx latus</i>	89	35,3-79,8 ±9,7	44-68,7 ±6,7	133	40,2-75,7±8,7	39-69,2±7,9
	<i>Lutjanus alexandrei</i>	1	79,4	97,3	1	75,3	92,4
LUTJANIDAE	<i>Lutjanus jocu</i>	5	45,6-87,8±9,4	60,2-98,1±11,2	1	78,1	90,3
	<i>Lutjanus sinagris</i>	1	40,4	30,4	n.c	-	-
	<i>Diapterus auratus</i>	n.c	-	-	4	45,5-67,7±6,7	60,5-69,6±5,6
	<i>Diapterus rhombeus</i>	n.c	-	-	19	55,6-87,1±12,3	78,6-81,2±5,9
GERREIDAE	<i>Eucinostomus gula</i>	9	33,2-66,2±3,5	30,7-48,5±2,3	8	32,1-65,8±3,6	29,7-41,3±2,9
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	2	38,3-43,3	35,4-38,9	53	37,7-48,9±5,6	38,9-42,2±4,1
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	17	40,4-45,6±2,3	39,9-43,4±3,4	29	39,1-55,7,9±8,1	41,9-49,1±4,9
HAEMULIDAE	<i>Pomadasys crocro</i>	1	45,9	39,4	n.c	-	-
POLYNEMIDAE	<i>Polydactylus virginicus</i>	5	67,7-89,9±4,8	46,7-68,9±6,9	n.c	-	-
ELEOTRIDAE	<i>Eleotris pisonis</i>	8	36,7-55,6±5,8	10,4-18,9±6,3	12	33,3-58,9±8,9	9,1-20,9±7,8
	<i>Bathygobius soporator</i>	35	29,9-67,9±9,8	23,9-38,9±12,2	53	30,1-62,9±8,9	23-38,2±11,7
	<i>Ctenogobius beleossoma</i>	3	28,2-35,6±6,7	3,4-4,9±2,3	9	29,1-38,7±5,7	4,4-5,9±3,3
GOBIIDAE	<i>Gobionellus oceanicus</i>	23	57,9-167,9±8,9	10,9-67,8±6,1	46	59,3-193,9±8,2	11,9-87,8±7,9
	<i>Ctenogobius stomatus</i>	2	29,3-37,5±3,7	3,9-5,1±2,7	8	25,1-36,7±6,7	4,1-7,9±3,9
	<i>Sphyaena barracuda</i>	1	189,9	88,3	2	120,9-199,2	66,8-95,3
SPHYRAENIDAE	<i>Sphyaena guachancho</i>	n.c	-	-	4	67,1-98,7±3,4	35,8-66,5±3,9
	<i>Citharichthys macrops</i>	n.c	-	-	1	77,9	29,8
	<i>Citharichthys spilopetrus</i>	34	55,4-98,2±4,9	21,2-44,7±3,9	43	58,6-88,1±2,9	25,1-47,7±2,7
PARALICHTHYIDAE	<i>Etropus crossotus</i>	9	45,3-78,2±5,6	20,1-43,6±4,9	22	55,6-78,6±3,1	22,5-44,4±2,1
	<i>Paralichthys brasilienses</i>	1	119,9	69,4	2	100,4-112,5	65,5-68,3
	<i>Achirus achirus</i>	3	47,8-56,9±4,5	34,4-39,8±6,7	3	46,9-53,1±4,1	33,5-37,7±6,1
	<i>Achirus lineatus</i>	34	42,2-76,1±2,5	30,4-49,4±2,7	17	46,9-53,1±4,1	33,5-37,7±6,1
ACHIRIDAE	<i>Trinectes paulistanus</i>	42	55,6-100,2±2,1	40,8-67,8±2,9	54	58,3-112,2±1,8	43,3-87,2±1,9
	<i>Trinectes sp.</i>	96	45,6-88,1±1,7	30,1-65,2±1,1	76	44,1-82,1±1,2	33,2-62,1±1,5
	<i>Symphurus plagusia</i>	1	59,9	29,9	22	50,1-79,8±3,4	25,5-40,9±2,4
CYNOGLOSSIDAE	<i>Symphurus tessellatus</i>	5	53,4-77,7±6,4	24,4-42,9±6,2	9	48,5-66,3±5,4	26,4-45,3±3,0
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	7	29,9-71,2±6,9	3,9-34,4±7,6	6	33,2-69,2±6,3	4,3-37,1±7,3
TETRAODONTIDAE	<i>S. testudineus</i>	5	28,1-69,2±6,1	3,3-33,2±6,6	15	32,9-70,9±3,2	3,9-29,8±3,9
DIODONTIDAE	<i>Chilomycterus spinosus</i>	n.c	-	-	2	30,9-67,4	8,7-16,7
POECILIDAE	<i>Poecilia vivipara</i>	n.c	-	-	1	44,5	18,7

Na Tabela 2, observam-se as médias dos índices calculados para cada ciclo lunar e seus respectivos pontos amostrais. A análise de variância não mostrou diferenças significativas ($p=0,06$) entre os descritores avaliados nas luas cheia e minguante (Tabela 3). No entanto o valor médio de captura de peixes foram

maiores na lua minguante avaliando as espécies mais abundantes (Figura 2). A Figura 3 apresenta os valores médios das capturas em cada mês, mostrando que a ictiofauna não apresentou associação evidente com a variação mensal.

TABELA 2: Biomassa, comprimento total, abundância, riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou nos três pontos amostrados no estuário do Rio Joanes, durante o ciclo lunar avaliado. Os valores de média e desvio padrão são referentes aos dados dos 10 meses amostrados.

	Lua Cheia			Lua Minguante		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Biomassa (g)	55,54±9,3	<u>89,42±9,5</u>	44,78±8,1	50,90±8,6	<u>80,57±4,3</u>	45,50±4,5
Comprimento total (mm)	65,53±5,7	98,42±7,6	66,97±3,4	67,10±4,1	100,16±3,4	58,82±5,9
Abundância	13,38±2,3	<u>24,59±4,8</u>	7,11±5,5	17,81±4,4	<u>63,56±6,7</u>	8,95±2,9
Margalef	2,31±1,6	<u>3,27±1,2</u>	1,87±0,3	2,53±1,1	<u>4,58±1,2</u>	2,18±0,9
Shannon-Wiener (H')	1,77±0,6	2,83±0,3	1,37±0,5	1,72±0,7	3,06±0,9	1,50±0,4
Pielou (J')	0,73±0,2	<u>0,81±0,3</u>	0,61±0,5	0,78±0,4	<u>0,89±0,2</u>	0,71±0,2

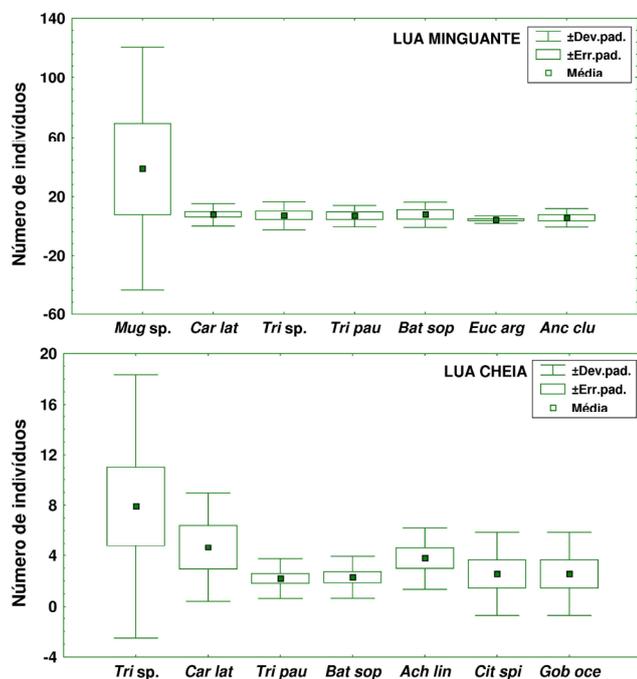


FIGURA 2: Táxons mais abundantes nas luas cheias e minguantes no estuário do Rio Joanes. Tri sp.: *Trinectes* sp.; Car lat: *Caranx latus*; Tri pau: *Trinectes paulistanus*; Bat sop: *Bathygobius saporator*; Ach lin: *Achirus lineatus*; Cít spi: *Citharichthys spilopterus*; Gob oce: *Gobionellus oceanicus*; Mug sp.: *Mugil* sp.; Euc arg: *Eucinostomus argenteus*; Anc clu: *Anchovia clupeioides*.

Houve diferença significativa da abundância ($p = 0,001$), riqueza ($p = 0,001$), equitabilidade ($p = 0,001$) e biomassa ($p = 0,005$) entre os pontos de amostragem (Tabela 3). Sendo o ponto 3 (Teste t (SNK), $t = 13,96$; $p > 0,001$) responsável pela diferença no número de peixes, com as menores capturas. O Ponto 2 apresentou

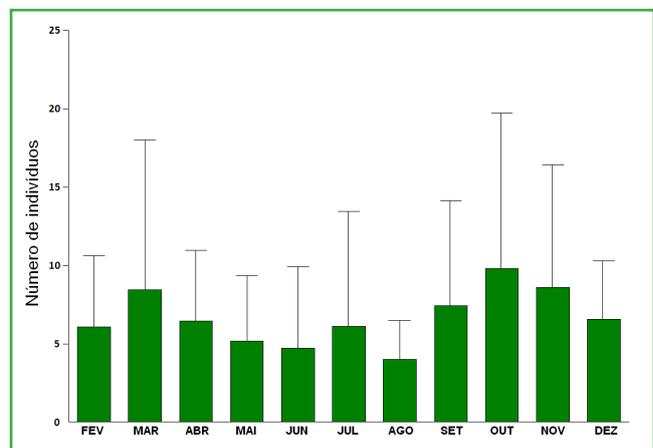


FIGURA 3: Valores médios das capturas de peixes nos meses de coleta. Barra vertical corresponde ao desvio padrão.

os maiores valores em captura, biomassa, riqueza e equitabilidade (Tabela 2).

Quanto à composição de espécies, nos três pontos houve mudança e alternância nos táxons que dominaram os locais de amostragem. No ponto 2, espécies bentônicas dominaram a assembléia, como *Trinectes* sp., *Trinectes paulistanus*, *Gobionellus oceanicus*, *Bathygobius saporator* e *Citharichthys spilopterus*. Nos pontos 1 e 3, houve predomínio de espécies pelágicas-demersais como *Caranx latus*, *Anchovia clupeioides* e *Mugil* sp. e as espécies bentônicas contribuíram com cerca de 30% das capturas nesses pontos (Figura 4).

TABELA 3: Resultado da análise de variância, avaliando o efeito da lua e da variação espacial no número de peixes, biomassa, comprimento total, diversidade, riqueza e equitabilidade no estuário do Rio Joanes. (*significância no nível de $\alpha < 0,001$; ** significância no nível de $\alpha < 0,0001$; LC = Lua Cheia; LM = Lua Minguante; P1 = Ponto 1; P2 = Ponto 2; P3= Ponto 3. n.s = não significativo).

	Lua		Pontos		Lua x Pontos	
	F	p	F	p	F	p
N.º de indivíduos	4,83	0,03 n.s	10,87	0,001* P2>P1>P3	1,89	0,21 n.s
Peso na captura	5,12	0,03 n.s	9,67	0,005* P2>P1>P3	0,97	0,51 n.s
Comprimento	4,23	0,04 n.s	5,45	0,04 n.s	0,9	0,56 n.s
Riqueza	5,44	0,02 n.s	11,29	0,001* P2>P1>P3	0,8	0,55 n.s
Diversidade	3,23	0,08 n.s	6,77	0,03 n.s	1,02	0,44 n.s
Equitabilidade	5,48	0,02 n.s	24,62	0,0001** P1>P2>P3	0,77	0,58 n.s

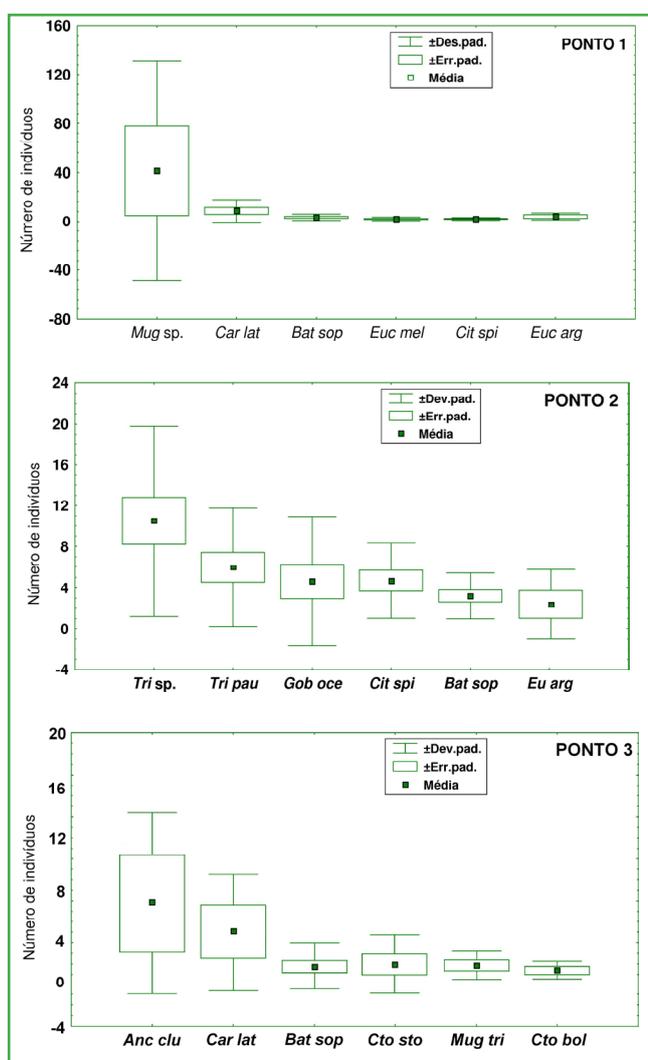


FIGURA 4: Composição dos táxons nos pontos de coleta avaliando as espécies mais abundantes no estuário do Rio Joanes. Para abreviação das espécies, vide Figura 2.

A análise de agrupamento (Cluster) para as amostras temporais do estuário, com base nas abundâncias das espécies, apresentou separação dos meses com formação de dois grupos unidos a um nível de similaridade superior a 60% (Figura 5A). O Grupo 1 foi representado pelos meses de temperaturas mais elevadas (fevereiro, março, abril e maio) e correspondeu ao fim do período de estiagem e início do chuvoso. Já o Grupo 2 foi composto pelos meses com temperaturas mais amenas (julho, agosto, setembro, outubro e novembro), sendo os dois primeiros correspondentes ao término do período chuvoso e os demais ao início da temporada de estiagem (CPTEC, 2009). Na análise de ordenação (MDS), os agrupamentos dos meses nas duas dimensões corresponderam ao padrão gerado pelo Cluster. O “stress” foi 0,11, moderadamente alto, indicando que as similaridades não estão adequadamente representadas pelas distâncias no plano (Figura 5B). A análise de similaridade ANOSIM mostrou que os dois grupos formados apresentaram grau mínimo de sobreposição ($R = 0,724$; $p = 0,02$).

De acordo com a ocorrência das espécies mais abundantes, foram identificados dois grupos unidos a um nível acima de 55% (Figura 6A). O Grupo 1 foi formado pelas espécies *Mugil sp.* e *Anchovia chupeoides*, com a primeira apresentando redução na sua abundância a partir do mês de julho e a segunda não ocorrendo mais no estudo a partir desse mês. Ambas as espécies ocorreram preferencialmente nos pontos 1 e 3, sobre o sedimento areno-lodoso. O Grupo 2, evidente no nível de similaridade de 70%, formou-se por espécies de hábito

bentônico, com ênfase para *Citharichthys spilopterus*, *Trinectes* sp. e *Bathygobius soporator*. Estas espécies apresentaram maior abundância a partir do mês de julho até o final do estudo, período caracterizado pela temporada de estiagem, e tiveram maior abundância no ponto 2 onde o sedimento é caracterizado como lamoso, majoritariamente de origem biogênica. Estes agrupamentos definidos no dendrograma (nível de 55%) ficaram evidentes no MDS, com o “stress” de 0,03 (Figura 6B). A análise de ANOSIM mostrou significância entre os grupos formados ($R = 0,699$, $p = 0,001$).

A partir do SIMPER foi observado que o grupo 1 apresentou uma similaridade temporal de 32,88% induzida pelas maiores contribuições das frequências de ocorrências de *Caranx latus*, *Trinectes paulistanus*, *Anchovia clupeioides*, *Mugil* sp., e *Achirus lineatus*. No grupo 2, a similaridade foi de 51,21% devido às maiores contribuições de *Trinectes* sp., *Bathygobius soporator*, *Citharichthys spilopterus*, *Trinectes paulistanus* e *Gobionellus oceanicus*. A dissimilaridade entre os dois grupos foi 68,7% com 9 espécies responsáveis por mais de 70% das contribuições (Tabela 4).

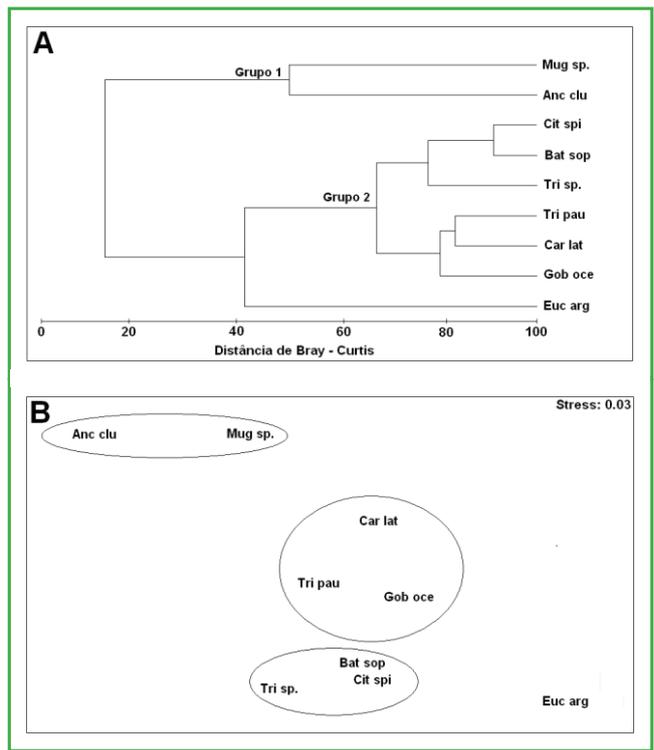


FIGURA 6: Dendrograma (A) e nMDS (B) baseado nos dados de captura das espécies mais abundantes do estuário do Rio Joanes. Para abreviação das espécies, vide Figura 2.

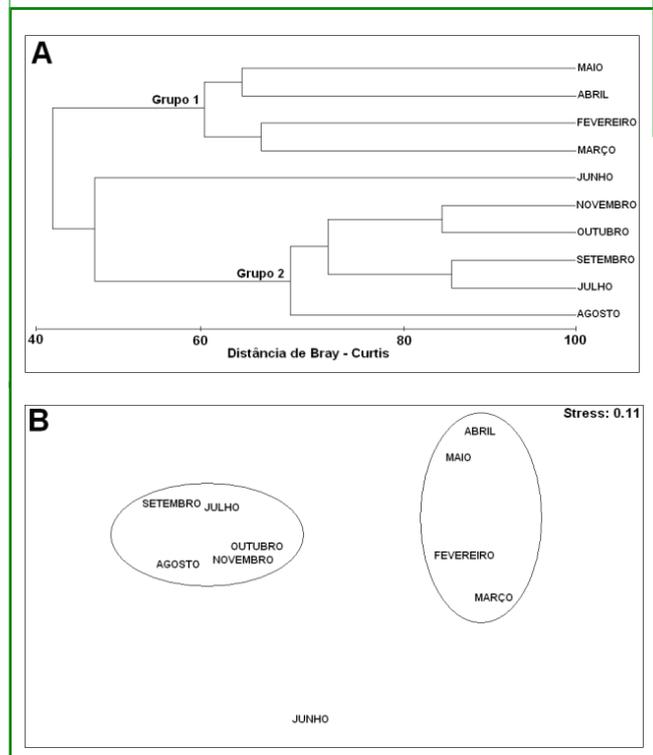


FIGURA 5: Dendrograma (A) e nMDS (B) baseado nos dados de abundância das espécies capturadas por meses no estuário do Rio Joanes. Para abreviação das espécies, vide Figura 2.

TABELA 4: Resultado do método de similaridade de porcentagem (SIMPER) para os agrupamentos temporais: Grupo 1 e Grupo 2 para o estuário do Rio Joanes.

	Grupo 1	Grupo 2		
Similaridade média dentro de cada grupo (%)	32,88	51,21	Dissimilaridade média entre os grupos (%)	68,70
<i>Caranx latus</i>	22,20	-	<i>Mugil</i> sp.	20,52
<i>Trinectes paulistanus</i>	20,35	13,39	<i>Trinectes</i> sp.	10,66
<i>Anchovia clupeioides</i>	16,28	-	<i>Caranx latus</i>	10,11
<i>Mugil</i> sp.	8,60	-	<i>Bathygobius soporator</i>	6,93
<i>Achirus lineatus</i>	8,19	-	<i>Citharichthys spilopterus</i>	5,60
<i>Trinectes</i> sp.	-	23,30	<i>Anchovia clupeioides</i>	5,25
<i>Bathygobius soporator</i>	-	16,60	<i>Trinectes paulistanus</i>	5,12
<i>Citharichthys spilopterus</i>	-	13,71	<i>Eucinostomus argenteus</i>	4,87
<i>Gobionellus oceanicus</i>	-	6,21	<i>Gobionellus oceanicus</i>	3,77

Discussão

A fase lunar pode gerar alterações na composição dos peixes de uma determinada região, seja pela mudança na iluminação noturna (Rooker e Dennis, 1991) ou por sua ação sobre o nível das marés (Quinn e Kojis, 1981). Sua influência ocorre mais notadamente devido aos ciclos de maré de sizígia e de quadratura (Krumme et al., 2008) pelo acesso dos peixes a maiores áreas de alimentação. Contudo, atividades reprodutivas associadas ao ciclo lunar, como a agregação para a desova, podem causar efeitos significativos na variação temporal da abundância de peixes (Johannes, 1978). No estuário do Rio Joanes muitas espécies ocorreram em apenas uma das luas, como *A. filifera*, *M. cephalus*, *A. striatus*, *D. auratus*, *D. rhombeus*, *S. guachancho*, *C. macrops*, *C. spinosus* e *P. vivipara* que foram capturadas apenas na lua minguante. Ocorreram apenas na lua cheia, *M. incilis*, *A. multiocellatus*, *F. tabacaria*, *S. plumiere*, *L. synagris* e *P. virginicus*. Contudo, observando as baixas abundâncias dessas espécies, não é possível afirmar que elas apresentam associação evidente com as fases lunares avaliadas, podendo estar relacionadas com capturas ao acaso.

Mesmo com maiores capturas na lua minguante, a ausência de diferença no ciclo lunar corrobora com Godefroid et al. (1998; 2003) na Baía de Paranaguá (Paraná) e Krumme et al. (2004) no estuário do rio Caeté (Maranhão) onde não houve diferença na quantidade de peixes avaliando as luas, contudo o comprimento médio foi maior na lua cheia para os estudos no sul do país e nenhuma diferença observada para o norte. Talvez essa discordância com resultados meridionais seja por conta de características hidrodinâmicas e qualitativas observadas nos diferentes ambientes. Pode ser também atribuída ao poder do teste que devido à dispersão dos dados e ao modesto tamanho relativo das amostras pode não ter corretamente rejeitado a hipótese nula, incorrendo no Erro do Tipo II.

Outra teoria para explicar as variações temporais dos peixes no estuário é mostrada por Krumme et al. (2004; 2008) onde os ciclos de maré de sizígia e quadratura influenciam mais a dinâmica dos peixes. Os autores afirmam que o maior aporte de água dentro do

sistema estuarino aumenta a acessibilidade dos peixes a diferentes habitats ricos em diversas fontes alimentares e sugere que a movimentação em função do ciclo de maré seja também direcionada por aspectos tróficos. De fato, a maior abundância na lua minguante pode estar relacionada com mudanças sobre os níveis da maré (Quinn e Kojis, 1981), onde a ictiofauna melhor se relacionou com amplitudes de maré reduzidas, enfatizando a territorialidade da maioria das espécies observadas sem necessariamente usar os novos ambientes disponibilizados pelo alcance da maré em luas cheias (Krumme et al., 2008).

A ictiofauna não se agrupou obedecendo a estações seca e chuvosa, como em estuários mais ao sul do continente (Spach et al., 2006). No presente estudo os grupos formados no MDS contemplam tanto meses com elevados índices pluviométricos quanto meses de estiagem (CPTEC, 2009). Resultado similar foi encontrado por Oliveira-Silva et al. (2008) avaliando número de peixes e biomassa em praias com influência estuarina na Baía de Todos os Santos, Bahia.

No entanto, estudos abordando ciclos temporais de pequeno a médio período, como variação dia-noite (Kleypas e Dean, 1983; Beyst et al., 2002) e pulsos quinzenais de inundação (Krumme et al., 2004; 2008) mostram que esses ciclos são mais representativos para estruturação da comunidade de peixes nos estuários do que variações temporais de longo prazo. A atividade alimentar como maior direcionador dessas variações que segundo Hampel e Cattrijsse (2004) é influenciada por pulsos de inundação e está intimamente associada à maior disponibilidade de área alagada propiciando maior possibilidade de forrageio e obtenção de alimento.

Quanto à composição de espécies, houve distinção em relação aos trabalhos realizados por Godefroid et al. (1998; 2003) e Krumme et al. (2004). A baixa representatividade de carangídeos no presente estudo, ocorrendo apenas *Caranx latus* e a ausência das famílias Serranidae, Sciaenidae e Ariidae, comuns em ambientes estuarinos brasileiros, ressalta essa diferença. O que mais chama atenção é a reduzida captura de *Sphoeroides testudineus* (1,33%) e *S. greeleyi* (0,86%), já que estas espécies são abundantes e ocorre o ano todo em ambientes estuarinos (Fávaro et al., 2008). Essa discordância

com resultados obtidos em regiões similares pode ser atribuída ao forte processo de urbanização existente no estuário do Rio Joanes ocasionando desmatamento nas margens. Mwandya et al. (2009) mostraram que houve redução na densidade, biomassa e número de espécies dos peixes além de alterar a composição específica em locais desmatados comparados com áreas de manguezais não afetadas pela supressão de vegetação.

No estuário estudado as associações das espécies mais abundantes, definidas pelo padrão de ocorrência numérica, estão formadas por táxons residentes, visitantes ocasionais e dependentes marinhos (Fisher et al., 2004), na sua maioria consumidores primários, como observado por Spach et al. (2003). No grupo 1, constituído por *Mugil* sp. e *Anchovia clupeioides*, a primeira estuarino-dependente, desovando no mar e utilizando o estuário como criadouro para larvas e juvenis, fato comprovado por ser o táxon mais abundante no estudo e com a maioria dos indivíduos recrutas. A segunda, *A. clupeioides*, alocada como estuarino-oportunista, desovando no mar e utilizando o estuário para criação de larvas, juvenis e sub-adultos em condições favoráveis ou para alimentação e abrigo (Fisher et al., 2004). Para esta espécie houve evidência sazonal quanto ao uso do ambiente, observando a ausência da mesma com o término do período chuvoso em julho.

As espécies *Mugil* sp. e *A. clupeioides* alimentam-se de recursos diferenciados (Paiva et al., 2008), sendo a primeira iliofágo-detritívora e a segunda planctívora. Os mugílideos se alimentam também de diatomáceas epífitas e de restos de vegetais em decomposição, talvez por esse motivo o grupo tenha obtido sucesso na colonização dos estuários (Pereira e Gomes, 2009). Essa separação trófica é uma explicação plausível para a co-ocorrência dessas espécies no presente estudo, onde não há sobreposição de nicho alimentar (Connell, 1980).

Um segundo grupo formado por espécies estuarino-residentes, mesmo *Caranx latus* que é tida como visitante marinho ocasional, utilizou o estuário em todo período amostral com a presença constante de indivíduos juvenis (Smith e Parrish, 2002) não ultrapassando os 70mm de comprimento total. Apesar da maioria das espécies se alimentarem de invertebrados marinhos e peixes associados ao sedimento, parecem existir algumas condições que possibilitam a minimização da

competição por recursos alimentares, tais como elevada abundância de nutrientes e extensa área de forrageio dentro do ambiente (Chaves e Serrenato, 1998; Chaves e Otto, 1999).

A composição e estrutura da ictiofauna no estuário do Rio Joanes, provavelmente, apresentam uma associação com o tipo de sedimento, mesmo sendo uma caracterização visual, supomos que este pode apresentar relação com as preferências de habitat da comunidade de peixes. As características organolépticas das partículas transportadas pelos rios para os estuários, que posteriormente se misturaram com o material de origem marinho, determinam a densidade e qualidade dos nutrientes depositados no fundo. A grande contribuição de matéria orgânica e, portanto, de carbono e nitrogênio de origem continental disponível no sistema aquático (Ditmar, 1999), afetam a distribuição da fauna e flora bentônica que, por sua vez, representam a principal fonte de energia para a ictiofauna (Fernandes, 2003). O ponto 2, representado totalmente por sedimento lamoso apresentou espécies de hábito bentônico dominando a assembléia, bem como os maiores valores de captura. Devido a complexidade estrutural e alta turbidez, o ponto 2, que se encontra cercado por florestas de manguezal, provê abrigo, alimento e sombra para peixes juvenis, portanto, considerado importante local de desenvolvimento (Laegdsgrard e Johnson, 2001; Vendel et al., 2002). Os pontos 1 e 3, com sedimento combinando areia e lama apresentaram espécies demersais e bentônicas. O ponto 3 foi o menos expressivo em captura e biomassa, mesmo localizado em região mais interna do estuário e com manguezal íntegro. Acredita-se que o efluente doméstico sem qualquer tratamento oriundo dos condomínios residenciais que margeiam o sistema estuarino em questão, que é despejado no ponto 3, possa ter contribuído para a pouca expressividade dessa área em relação à abundância dos indivíduos, biomassa e número de espécies.

As diferenças observadas nos pontos associados à urbanização e seus impactos foram evidentes, porém, assumimos que uma série temporal de apenas um ciclo não é suficiente para correlacionar esse evento com alterações no ambiente. Ainda assim, perturbações frequentes e de alto nível diminuem a diversidade pela

eliminação de espécies devido ao estresse causado às mesmas (Connell, 1978; Primack e Rodrigues, 2001).

Assim, fica evidente que o ciclo lunar influencia na composição dos peixes estuarinos, principalmente aquelas espécies que dominam numericamente a assembléia. Entretanto, ainda não pode ser totalmente esclarecido como isso ocorre, sendo a lua minguante mais representativa para os descritores utilizados. Os dados também mostraram que no estuário do Rio Joanes os peixes não se organizam de acordo com ciclos temporais de longo prazo como estações. Contudo, com a presença contínua de peixes juvenis nos estuários, como observado no presente estudo, sugerimos que o manejo de pesca em regiões tropicais com vegetação de mangue deve incorporar o conceito de grandes áreas protegidas ao modelo vigente fundamentado em épocas de defeso. Isto reforça a hipótese que a estratégia de uso do ambiente seja condicionada pela tolerância das espécies a determinadas condições ambientais seguindo principalmente processos temporais de curta duração, como evidenciado no presente trabalho.

Agradecimentos

A Universidade Federal da Bahia por tombar o material em seu Museu de Zoologia e a Universidade Católica do Salvador por fornecer logística necessária à triagem do material. Ao Dr. Cláudio Luiz Santos Sampaio (UFAL), a M.Sc. Priscila Camelier (UFBA) e aos revisores pelas valiosas correções e sugestões. Este trabalho foi integralmente financiado pelos autores do artigo.

Referências

Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U.; Hubold, G. 2003. Seasonal changes in density of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**, **256**: 217-228.

Beyst, B.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M.; Mees, J. 2002. Tidal and diurnal periodicity in macrocrustaceans and demersal fish of an exposed sandy beach, with special emphasis on juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. **Marine Ecology Progress Series**, **225**: 263-274.

Blaber, S. J. M.; Blaber, T. G. 1980. Factor affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, **17**: 143-162.

Cervigòn, F.; Cipriani, R.; Fisher, W.; Garibaldi, L.; Hendrickx, M.; Lemus, A. J.; Márquez, R.; Poutiers, J. M.; Robaina, G.; Rodriguez, B. 1992. **Guia de campo de lãs espécies comerciais marinas y de águas salobras de costa septentrional de Sur America**. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Itália, 513pp.

CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. 2009. Disponível em <<http://www.cptec.inpe.br/>>. Acesso em 22 de maio de 2009.

Chaves, P. T. C.; Otto, G. 1999. The mangrove as temporary habitat for fish: the *Eucinostomus* species at Guaratuba bay, Brazil (25°52'S; 48°39'W). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **42** (1): 61-68.

Chaves, P. T. C.; Serranato, A. 1998. Diversidade de dietas na assembléia de linguados (Teleostei Pleuronectiformes) do manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, **46** (1): 61-68.

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, **199**: 1302-1310.

Connell, J. H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. **Oikos**, **35**: 131-138.

Corrêa, M. F. M.; Cerdeiras, P. C. R.; Peckzarka, J. C. 1988. Levantamento ictiológico do Guanandi, subbacia do rio Nhundiaquara (Morretes, PR, Brasil). **Nerítica**, **3** (2): 37-60.

Ditmar, T. 1999. **Outwelling of organic matter and nutrients from mangrove in North Brazil: evidence from organic tracers and flux measurements**. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen, Alemanha, 347pp.

Fávoro, L. F.; Oliveira, E. C.; Ventura, A. O. B.; Verani, N. F. 2009. Environmental influences on the spatial and temporal distribution of the puffer fish *Sphoeroides greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* in a Brazilian subtropical estuary. **Neotropical Ichthyology**, **7** (2): 275-282.

Fernandez, E. B. M. 2003. **Os manguezais da costa norte Brasileira**. 1ª ed, Ed. Fundação Rio Bacanga, Belém, Brasil, 142pp.

Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. 2000. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo, Brasil, 116pp.

Fisher, L. G.; Pereira, L. E. D.; Vieira, J. 2004. **Peixes estuarinos e costeiros. Série Biodiversidade do Atlântico Sudoeste**. v.1. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil, 139pp.

Giarizzo, T.; Krumme, U. 2009. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fish to mangrove creeks: implication for the fisheries management in north Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **52** (3): 679-688.

Godefroid, R. S.; Hofstaetter, M.; Spach, H. L. 1998. Moon, tidal and diel influences on catch composition of fishes in the surf zone of Pontal do Sul beach, Parana. **Revista Brasileira de Zoologia**, **15** (3): 647-701.

Godefroid, R. S.; Spach, H. L.; Schwarz Jr, R.; Queiroz, G. M. N.; Oliveira-Neto, J. F. 2003. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma Planície de Maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, **29** (1): 47-55.

Hammer, J.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. 2001. PAST. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica**, **4** (1): 9.

- Hampel, H.; Cattrijsse, A. 2004. Temporal variation in feeding rhythms in a tidal marsh population of the common goby *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838). **Aquatic Science**, **66**: 315-326.
- Johannes, R. E. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. **Environmental Biology Fish**, **3**: 65-84.
- Joyeux, J. C.; Pereira, B. B.; Almeida, H. G. 2004. The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. **Journal of Plankton Research**, **26**: 1277-1287.
- Kleypas, J.; Dean, J. M. 1983. Migration and feeding of the predatory fish, *Bairdiella chrysoura* Lacépède, in an intertidal creek. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **72**: 199-209.
- Krumme, U.; Brenner, M.; Saint-Paul, U. 2008. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial west Atlantic mangrove creeks. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **367**: 91-99.
- Krumme, U.; Saint-Paul, U.; Rosenthal, H. 2004. Tidal and diurnal changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. **Aquatic Living Resources**, **17**: 212-229.
- Laegdsgaard, P.; Jonshon, C. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **257**: 229-253.
- Laroche, J.; Baran, E.; Rasoanandrasana, N. B. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of a semiarid mangrove zone in Madagascar. **Journal of Fish Biology**, **50**: 3-20.
- Lazzari, M. A.; Sherman, S.; Kanwit, J. K. 2003. Nursery use of shallow habitats by epibenthic fishes in Maine near shore habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **56**: 73-84.
- Layman, C. A. 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of Virginia Barrier Islands. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **51**: 201-213.
- McErlan, A. J.; O'Connor, S. G.; Mihusky J. A.; Gibson, C. I. 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. **Estuarine and Coastal Marine Science**, **1**: 19-36.
- Moberg, F.; Rönnbäck, P. 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. **Ocean & Coastal Management**, **46**: 27-46.
- Moura, R. L.; Lindeman, K. C. 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjans griseus* and *L. apodus*. **Zootaxa**, **1422**: 31-43.
- Mwandya, A. W.; Gullstrom, M.; Ohman, M. C.; Andersson, M. H.; Mgaya, Y. D. 2009. Fish assemblages in Tanzanian mangrove creek systems influenced by solar salt farm constructions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **82**: 193-200.
- Nelson, J. 1994. **Fishes of the world**. 3rd ed. Wiley and Sons, New York, USA, 606pp.
- Oliveira-Silva, J. T.; Peso-Aguiar, M. C.; Lopes, P. R. 2008. Ictiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos – Bahia – Brasil. **Biotemas**, **21** (4): 105-115.
- Paiva, A. C. G.; Chaves, P. T. C.; Araújo, M. E. 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia**, **25** (4): 647-661.
- Paterson, A. W.; Whitfield, A. K. 2000. Do shallow water habitats function as refugia for juvenile fishes? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **51**: 359-364.
- Pereira, R. C.; Gomes, A. S. 2009. **Biologia Marinha**. 2^a ed. Ed. Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 631pp.
- Primak, R. B.; Rodrigues, E. 2001. **Biologia da Conservação**. Ed. Planta, São Paulo, Brasil, 325pp.
- Quinn, N. J.; Kojis, B. L. 1981. The lack of changes in nocturnal estuarine fish assemblages between new and full moon phases in Serpentine Creek Queensland. **Environmental Biology Fish**, **6** (2): 213-218.
- Reis, E. G.; D'Incao, F. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community – based management. **Ocean & Coastal Management**, **43**: 585-595.
- Ridgway, J.; Shimmie, G. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **55**: 903-928.
- Rooker, J. R.; Dennis, G. D. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. **Bulletin Marine Science**, **49** (3): 684-698.
- Rozas, L. P.; Minello, T. J. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. **Estuaries**, **20** (1): 199-213.
- Rueda, M.; Defeo, O. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **296**: 93-112.
- Saenger, P. E.; Hegerl, E. J.; Davie, J. D. S. 1983. Global status of mangrove ecosystems. **The Environmentalist**, **3**: 1-88.
- SRHSH – Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Habitação. 1996. **Plano Diretor de Recursos Hídricos Bacias do Recôncavo Norte e Inhambuê**. Documento Síntese, Salvador, Brasil, 294pp.
- Smith, G.; Parrish, J. 2002. Estuaries as nurseries for the jacks *Caranx ignobilis* and *Caranx melampygus* (Carangidae) in Hawaii. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **55**: 347-359.
- Spach, L. H.; Félix, F. C.; Hackrad, C. H.; Laufer, D. C.; Moro, P. S.; Cattani, A. P. 2006. Utilização de ambientes rasos por peixes na Baía de Antonina, Paraná. **Biociências**, **14**: 125-135.
- 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.
- Vendel, A. L.; Spach, H. L.; Lopes, S. G.; Santos, C. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal flat creek environment. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **45** (3): 365-373.
- Wilson, J. P.; Sheaves, M. 2001. Short-term temporal variations in taxonomic composition and trophic structure of a tropical estuarine fish assemblage. **Marine Biology**, **139**: 878-796.
- Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, **9**: 151-186.