

Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC.

Joaquim Olinto Branco¹, Felipe Freitas Júnior¹, José Roberto Verani², Mauricio Hostim-Silva¹

¹- Centro de Ciências Tecnológicas, da Terra e do Mar - CTTMar, Universidade do Vale do Itajaí. Caixa Postal 360, 88301-970 Itajaí, SC, e-mail: branco@univali.br; ²- Universidade Federal de São Carlos. Cx. Postal 676, 13565-905 São Carlos, SP.

ABSTRACT

The ichthyofauna of Saco da Fazenda, Itajaí, SC. Estuaries are highly relevant environments in the development and maintenance of human activities, being also important as feeding, breeding, nursery and recruitment areas for many fish species. However, the increasing human occupation associated to an intensive economic exploration, has led to a gradual increase of habitat degradation of such areas. Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina state, Brazil) suffers intense antropic impact, receiving domestic sewage discharge, solid residues and dredging activities. This work studied the the structure and composition of the ichthyofauna in order to evaluate the impacts caused by dredging activities. Monthly samples were taken from April/2000 to March/2005 through the use of a castnet and a gillnet. The ichthyofauna assemblages was composed by 51 species, 42 genera and 23 families, with a total of 1,1620 specimens sampled. Mugilidae was the dominant family throughout the sampling period, except in 2002-2003, when Gerreidae contributed with the major captures. The white mullet, *Mugil curema* was the most abundant species in 2001-2002 and 2003-2005, while the atlantic sabretooth anchovy *Lycengraulis grossidens* and the caitipa mojarra *Diapteurs rhombeus* dominated in 2000-2001 and 2002-2003 respectively. Total length frequency-distribution analisys indicated an environment mainly composed by juveniles, demonstrating the importance of this ecosystem as a nursery and growth area. Despite the benthonic habitat degradation and the mortality of Ariidae and Paralichthyidae specimens during the period of dredging activities, it was observed an increment in species abundance and richness after the accomplishment of these activities, probably associated with depth increase, which improved local water circulation patterns, therefore favoring the entrance of fishes in the ecosystem.

Key-words: ichthyofauna, abundance, dredging activities.

INTRODUÇÃO

Estuários são corpos de águas calmas, com temperatura e salinidade variáveis, facilitando uma intensa troca de organismos, matéria orgânica e nutrientes entre os ambientes terrestres, o manguezal e o mar (Ramaiah *et al.* 1994). A elevada produtividade primária, associada à variedade de recursos alimentares e a presença de refúgios contra predação resultantes da complexidade estrutural, baixa profundidade e da turbidez, têm propiciado uma grande abundância de peixes nestes locais (Spach *et al.* 2003); fazendo com que sejam considerados como importantes áreas de proteção, alimentação, reprodução, berçário e recrutamento para estas espécies (Araújo *et al.* 1998;

Chaves & Bouchereau, 1999; Pessanha *et al.* 2000; Hostim-Silva *et al.* 2002; Ikejima *et al.* 2002; Tongnunui *et al.* 2002; Thiel *et al.* 2003; Vendel *et al.* 2003).

Os peixes destacam-se como um dos principais recursos exploráveis nos estuários, pelo expressivo suprimento de proteínas e biomassa (Castro, 2001); desempenhando importante papel ecológico na transferência do potencial energético dos detritos aos níveis tróficos superiores, além de exportar para ecossistemas vizinhos, são capazes de armazenar energia através dos juvenis que ingressam na área (Yañez-Arancibia, 1985).

O sistema de exploração econômica, associado à crescente ocupação humana das regiões litorâneas sem planejamento ambiental adequado, vem provocando uma progressiva degradação da paisagem costeira. O ecossistema Saco da Fazenda é um exemplo disto, sendo exposto a intenso impacto antrópico, pelo afluxo de efluentes domésticos e resíduos sólidos (Branco, 2000).

Procurando melhorar a qualidade das águas e a revitalização deste ecossistema foi implementada, pela Prefeitura Municipal de Itajaí, a dragagem do estuário, no período de maio de 2000 a outubro de 2003. A remoção e realocação de sedimentos provocam a destruição de habitats bentônicos, aumentando a mortalidade dessa fauna pela ação do equipamento, ou por asfixia dos organismos conforme são sugados pela draga, podendo também provocar o entupimento das brânquias pela suspensão de sedimentos durante as atividades. Entretanto, as dragagens podem contribuir na dinâmica e circulação de estuários e baías, possibilitando a rápida recolonização e favorecer o ingresso de novas espécies.

Devido à intensa pressão antrópica e a carência de informações qualitativas sobre a fauna do ecossistema Saco da Fazenda, este trabalho teve como objetivo quantificar e qualificar as espécies de peixes que ainda habitam este ambiente, além de analisar os possíveis impactos decorrentes das atividades de dragagem.

MATERIAL E MÉTODOS

- Área de estudo

O presente estudo foi realizado no ecossistema Saco da Fazenda, localizado na foz do Estuário do Rio Itajaí-Açú entre as coordenadas 26°53'33"-26°55'06"S e 48°38'30"-48°39'14"W (Fig. 1). Este ecossistema caracteriza-se como um ambiente estuarino artificializado, com origem decorrente da construção dos molhes de contenção para retificação e fixação do canal do Rio Itajaí-Açú, que isolaram um antigo meandro deste rio (Abreu *et al.* 1999). Apresenta regime de renovação de água restrito, substrato síltico-argiloso, profundidade máxima de 2,0m (exceto nos canais de ligação com o rio, nos quais atinge até 9,0m), amplitude de maré inferior a 1,4m e precipitações médias anuais em torno de 1250 a 1500mm (Branco, 2000).

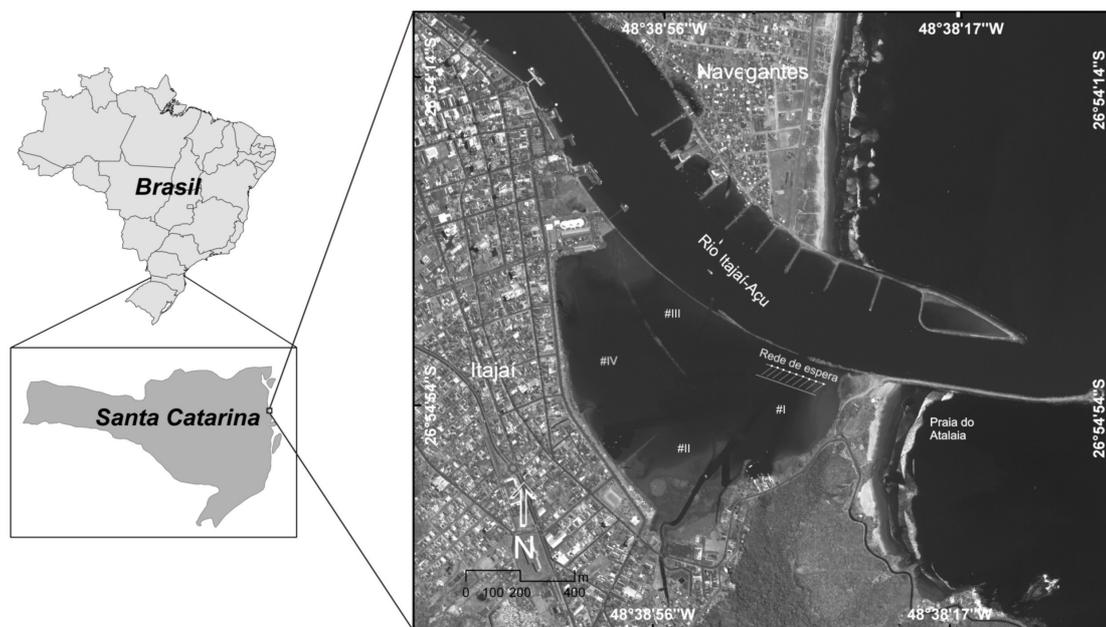


Figura 1. Mapa do Saco da Fazenda indicando os pontos de amostragem e sua situação dentro do município de Itajaí, Santa Catarina (Imagem do satélite Ikonos II, ano de 2000).

- Trabalho de campo

Para caracterizar os peixes do Saco da Fazenda, foram realizadas amostragens diurnas em quatro áreas, definidas em função das características fisiográficas e representatividade do ecossistema, durante o período de abril de 2000 a março de 2005.

Os exemplares foram capturados com o auxílio de uma tarrafa com 25,0mm de malha entre nós opostos (em quatro áreas), e uma rede de espera tipo feiticeira de 30 metros de comprimento, com três panos, um central de 40mm e dois laterais com 400mm cada (ponto fixo) (Fig.1), utilizando uma embarcação a remo. Foram realizados 20 lances de tarrafa em cada área, e mantida submersa a rede de espera, próximo ao canal de navegação, por quatro horas, com intervalos de duas horas entre as despescas. O material coletado foi agrupado em uma única amostra, armazenado em caixas de isopor contendo gelo e posteriormente transportado ao laboratório.

- Trabalho de laboratório

Em laboratório, os peixes capturados foram separados por espécies, através de manuais específicos (Menezes, *et al.* 2003), sendo estas agrupadas em suas respectivas famílias (Nelson, 1996). Após a identificação dos exemplares, foi registrado o número por espécie e realizado a biometria, que consistiu na medida do comprimento total em centímetros (ponta do focinho até a extremidade da nadadeira caudal) e peso total em gramas.

- Análise dos dados

De acordo com a ocorrência nas coletas ao longo do ano, as espécies foram classificadas em três categorias: muito frequente (9 a 12 meses), frequente (6 a 8 meses) e ocasional (1 a 5 meses). As estações do ano foram estabelecidas da seguinte maneira: Inverno (julho, agosto e setembro), Primavera (outubro, novembro e dezembro), Verão (janeiro, fevereiro e março) e Outono (abril, maio e junho).

O período de dragagem foi dividido em: início (2000-2002), meio (2002 - 2003) e pós dragagem (2003-2005), com o intuito de avaliar as possíveis alterações na composição das comunidades de peixes no Saco da Fazenda.

Para caracterizar a estrutura populacional das espécies dominantes, foram consideradas as distribuições de frequências por classe de comprimento, utilizando dados do tamanho de primeira maturação da literatura, determinando desta forma, a porcentagem de indivíduos juvenis e adultos.

A análise de variância paramétrica (ANOVA) (Zar, 1999) foi utilizada para verificar a existência de diferenças significativas no número de espécies, de indivíduos e na CPUE entre as estações do ano e entre os cinco anos de amostragem, sendo testados quanto à homogeneidade da variância (teste de Bartlett) e de normalidade da distribuição (prova de Kolmorov-Smirnov). Na existência de diferenças significativas, o contraste das médias (teste de Tukey-Kramer) foi aplicado para indicar quais médias foram significativamente distintas (Branco & Verani, 2006).

Os índices de riqueza específica de Margalef (D), de diversidade de Shannon (H') e de Equitabilidade de Pielou (J') foram calculados anualmente utilizando-se o número de exemplares por coleta (Ludwig & Reynolds, 1988).

O grau de similaridade entre os anos foi estimado através do índice de Jaccard (Soutwood, 1968), expresso pela equação ($q = (c/a+b-c) \cdot 100$), onde: q = índice de similaridade faunística; a=número de espécies capturadas no ano I; b=número de espécies capturadas no ano II e c=número de espécies comuns a I e II.

Através da análise de agrupamento foram estabelecidas as associações entre as espécies nos cinco anos de coleta, assim como entre os anos, utilizando-se o número de indivíduos por espécie em cada mês e sua abundância entre ano, considerando-se o fato de não existir um critério definitivo que permita estabelecer o melhor número de agrupamentos e o nível de similaridade adotado na sua definição (Curi, 1985). Procedeu-se a padronização dos dados com a transformação logarítmica [$\ln(x+1)$], devido à ocorrência de distribuição contagiosa típica em peixes (Colvocoresses & Musick, 1984).

Na sequência, foi estabelecida pela distância Euclidiana, a medida de semelhança entre os pares de espécies e agrupados pelo método de Ward, implementados no software Statistica 6. Foram eliminadas da análise as espécies com ocorrência inferior a cinco coletas por ano.

RESULTADOS

- Composição da ictiofauna

Durante os cinco anos de amostragem, foram capturados um total de 11620 peixes, pertencentes a 51 espécies, 42 gêneros e 23 famílias (Tab. I), sendo que 17 espécies foram comuns ao longo do período de coleta. As maiores capturas ocorreram nos anos de 2003-2004 (3342) e 2004-2005 com 5033 exemplares, enquanto que a menor foi registrada em 2002-2003 com apenas 871 indivíduos coletados (Tab. I).

Tabela I. Relação das espécies de peixes e suas respectivas frequências por período de coleta, no estuário do Saco da Fazenda, durante abril/00 a março/05. A ocorrência (O) das espécies nas coletas é representada por (> = muito frequente; + = frequente; < = ocasional). Organização das famílias segundo Nelson (2006).

Táxons	00 - 01			01 - 02			02 - 03			03 - 04			04 - 05		
	N	%	O	N	%	O	N	%	O	N	%	O	N	%	O
Elopidae															
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766							2	0,23	<				2	0,04	<
Engraulidae															
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	4	0,38	<	20	1,50	<	3	0,34	<	372	11,13	>	1177	23,39	>
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1834)	230	22,07	>	127	9,53	>	108	12,40	>	80	2,39	>	335	6,66	>
Clupeidae															
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesuer, 1818)				1	0,08	<	10	1,15	<	78	2,33	+	23	0,46	<
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	77	7,39	+	31	2,33	<	144	16,53	+	508	15,20	+	56	1,11	+
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1789)							3	0,34	<	8	0,24	<			
Ariidae															
<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1840)	86	8,25	+	150	11,26	<	46	5,28	>	31	0,93	+	32	0,64	+
Mugilidae															
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	103	9,88	+	564	42,34	>	92	10,56	+	839	25,10	>	1605	31,89	>
<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831							1	0,11	<	50	1,50	<	3	0,06	<
<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880	192	18,43	>	190	14,26	>	20	2,30	+	269	8,05	>	561	11,15	>
Atheriniopsidae															
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	2	0,19	<	20	1,50	<	36	4,13	<	30	0,90	+	16	0,32	+
Belonidae															
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)													1	0,02	<
Centropomidae															
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	12	1,15	<	5	0,38	<	12	1,38	+	9	0,27	+	43	0,85	>
Pomatomidae															
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	24	2,30	<				1	0,11	<	75	2,24	<	36	0,72	<
Carangidae															
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	3	0,29	<	6	0,45	<	3	0,34	<	5	0,15	<			
<i>Selene setapinis</i> (Mitchill, 1815)	1	0,10	<				32	3,67	<						
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)										4	0,12	<			
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	2	0,19	<				1	0,11	<	10	0,30	<			
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)										61	1,83	+	7	0,14	<
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	2	0,19	<	1	0,08	<	4	0,46	<	3	0,09	<	1	0,02	<
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1766)										1	0,03	<	1	0,02	<

Continuação Tab. I

Táxons	00 - 01			01 - 02			02 - 03			03 - 04			04 - 05		
	N	%	O	N	%	O	N	%	O	N	%	O	N	%	O
Lutjanidae															
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	2	0,19	<												
Gerreidae															
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1854)										45	1,35	+	121	2,40	>
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	19	1,82	<	14	1,05	+	100	11,48	>	445	13,32	>	154	3,06	>
<i>Eucinostomus gula</i> (Cuvier, 1830)										19	0,57	<	28	0,56	+
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	28	2,69	+	21	1,58	+	146	16,76	>	211	6,31	>	479	9,52	>
Haemulidae															
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)										8	0,24	<	8	0,16	<
Sciaenidae															
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metselaar, 1919)													4	0,08	<
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	102	9,79	>	50	3,75	>	31	3,56	>	54	1,62	>	198	3,93	+
<i>Isophisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)				2	0,15	<									
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)										1	0,03	<			
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)										6	0,18	<	1	0,02	<
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)										1	0,03	<			
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)				1	0,08	<				14	0,42	<	6	0,12	<
Cichlidae															
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	64	6,14	+	78	5,86	+	16	1,84	+	52	1,56	>	58	1,15	>
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	3	0,29	<	5	0,38	<				5	0,15	<	3	0,06	<
Blenniidae															
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)										1	0,03	<			
Gobiidae															
<i>Gobioides braussonnetii</i> Lacépède, 1800										1	0,03	<	3	0,06	<
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	7	0,67	<	6	0,45	<	9	1,03	<	2	0,06	<	7	0,14	+
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	15	1,44	<	21	1,58	+	15	1,72	+	10	0,30	<	6	0,12	<
Scombridae															
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978										2	0,06	<	9	0,18	<
Paralichthyidae															
<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	61	5,85	>	15	1,13	+	34	3,90	>	22	0,66	+	35	0,70	>
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882				1	0,08	<									
<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	1	0,10	<	1	0,08	<									
Achiridae															
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,10	<	1	0,08	<	2	0,23	<	5	0,15	<	9	0,18	+
Cynoglossidae															
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)										1	0,03	<	1	0,02	<
Tetraodontidae															
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)				1	0,08	<				1	0,03	<			
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900													3	0,06	<
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,10	<												
Diodontidae															
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)										3	0,09	<	1	0,02	<
Total de exemplares	1042			1332			871			3342			5033		
Total de espécies	25			25			25			40			36		
Número de espécies ocasionais	16 (64%)			16 (64%)			13 (52%)			24 (60%)			19 (53%)		
Número de espécies sazonais	5 (20%)			4 (16%)			6 (24%)			8 (20%)			7 (19%)		
Número de espécies Regulares	4 (16%)			5 (20%)			6 (24%)			8 (20%)			10 (28%)		
Índice de riqueza D	3,45			3,33			3,5			4,8			4,1		
Índice de diversidade H'	2,37			1,98			2,5			2,44			2,09		
Índice de equitabilidade J'	0,73			0,61			0,8			0,66			0,58		

O número de espécies apresentou oscilações ao longo do período de amostragem (Fig. 2), com os maiores valores ocorrendo nos anos de 2003-2004 (40) e 2004-2005 (36) e os demais anos contribuindo com 25 espécies cada um (Tab. I). A aplicação da ANOVA ($F_{4-55} = 14,356$; $p < 0,0001$) resultou em diferenças significativas entre os anos de coleta, onde o teste de Tukey demonstrou que os últimos dois anos foram responsáveis pelas variações, devido ao maior número de espécies capturado (Tab. I).

A análise da curva acumulada de espécies indicou um aumento exponencial de novas espécies nos primeiros quatro anos de coleta, seguido de uma estabilização de abril de 2004 a janeiro de 2005, com um pequeno incremento nos últimos dois meses (Fig. 2).

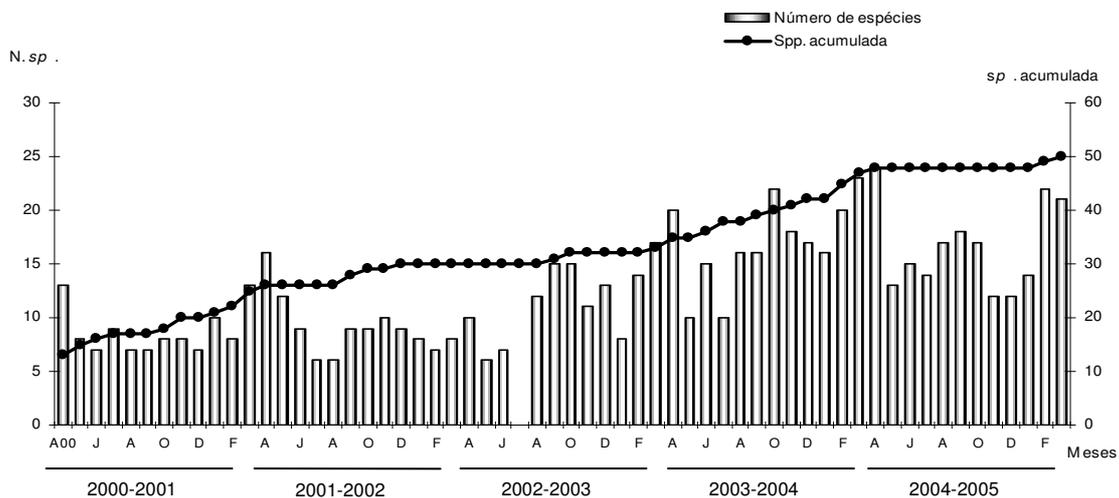


Figura 2. Variação do número de espécies e do número acumulado de espécies na região do Saco da Fazenda, durante abril/00 a março/05.

Quanto às categorias de ocorrência, as espécies consideradas ocasionais mostraram-se dominantes em todos os anos de coleta, com as maiores frequências ocorrendo em 2000-2001 e 2001-2002 com 64% e a menor em 2002-2003 com 52% (Tab. I); enquanto que para as sazonais, o maior valor ocorreu em 2002-2003 (24%) e o menor em 2000-2001 (16%) (Tab. I). Já para as regulares, 2004-2005 contribuiu com a maior frequência (28%), enquanto que a menor ocorreu em 2000-2001 (16%) (Tab. I).

O índice de riqueza de Margalef (D) apresentou flutuações entre os anos de coleta, onde durante 2003-2004 (4,8) e 2004-2005 (4,1), foram encontrados

os maiores valores, enquanto que o menor ocorreu em 2001-2002 (3,33) (Tab. I).

As maiores diversidades (H') ocorreram em 2002-2003 (2,5) e 2003-2004 (2,44) e as menores em 2001-2002 (1,98), enquanto que em equitabilidade, o período de 2002-2003 contribuiu com o maior valor (0,8) e 2004-2005 com o menor (0,58) (Tab. I).

- Contribuição das principais famílias capturadas

De modo geral, as principais famílias capturadas no ecossistema Saco da Fazenda foram Engraulidae, Clupeidae, Ariidae, Mugilidae, Carangidae, Gerreidae, Sciaenidae, Cichlidae, e Paralichthyidae (Tab. I, Fig. 3), sendo que os Mugilidae dominaram em número de indivíduos em quase todos os anos, exceto em 2002-2003, onde os Gerreidae contribuíram com as maiores abundâncias (Fig. 3).

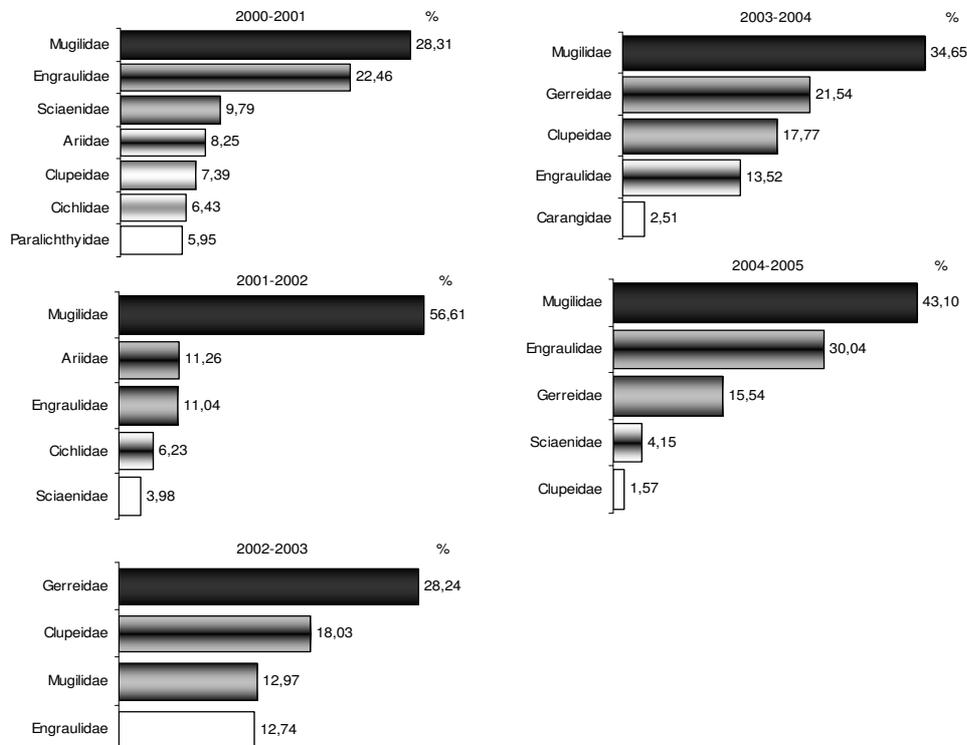


Figura 3. Contribuição em número de indivíduos (%) das principais famílias de peixes capturadas na região do Saco da Fazenda, nos cinco anos de coleta.

Os Engraulidae ocuparam a segunda posição nas capturas durante os anos de 2000-2001 e 2004-2005, sendo substituídos por Ariidae em 2001-2002, Clupeidae em 2002-2003 e Gerreidae em 2003-2004 (Fig. 3), enquanto que as demais famílias estiveram representadas por um número reduzido de exemplares nas coletas (Tab. I).

Os peixes integrantes das famílias Ariidae e Paralichthyidae foram os mais afetados pelas atividades de dragagem, onde foi registrada a ocorrência constante desses, nos despejados de sedimento das áreas de “bota-fora”, o que, provavelmente, resultou na diminuição de suas abundâncias relativas, fazendo com que estas perdessem expressividade entre as famílias dominantes no ecossistema (Fig. 3).

- Contribuição das principais espécies capturadas

Das 51 espécies capturadas, 12 contribuíram com as maiores abundâncias, alternando-se as posições ao longo dos anos (Tab. I), onde a manjuba *Lycengraulis grossidens* dominou em 2000-2001, enquanto que o parati *Mugil curema* foi a espécie mais abundante nos anos de 2001-2002, 2003-2004 e 2004-2005 (Tab. I). Já em 2002-2003, a carapeba *Diapterus rhombeus* contribuiu com as maiores capturas no estuário (Tab. I).

Genidens genidens que no início das dragagens (2000-2001), ocupava a quarta posição com 8,25% do total de peixes coletados, em 2001-2002 passou para terceira com 11,26% (Tab. I), sofrendo uma redução acentuada nos anos subsequentes às atividades de dragagem do estuário, com uma participação variando entre 0,64 a 0,93% da ictiofauna capturada. Comportamento semelhante ocorreu com *Citharichthys spilopterus*, passando do oitavo lugar em 2000-2001, para contribuições reduzidas nos demais anos (Tab. I).

A corvina *Micropogonias furnieri* esteve entre as espécies mais capturadas no estuário em 2000-2001; seguida de queda acentuada nos anos de 2002 a 2004, e de recuperação em 2004-2005 com 3,93% dos exemplares (Tab. I). A manjuba boca-torta *Cetengraulis edentulus*, também incrementou sua abundância relativa após a dragagem, ocupando o segundo lugar em 2004-2005 (Tab. I); enquanto que, a sardinha *Harengula clupeiola* foi uma espécie abundante na fase de dragagem, ocupando o segundo lugar nas capturas de 2002 a 2004 (Tab. I). O robalo *Centropomus parallelus*,

considerado como de relevante interesse comercial, apresentou um incremento na abundância após as atividades de dragagem, passando a ser capturada regularmente no estuário (Tab. I). Neste período, verificou-se um incremento no número de espécies (Tab. I, Fig. 2), devido ao ingresso no ambiente de *Mugil gaimardianus*, *Oligoplites saliens*, *Strongylura timucu*, *Conodon nobilis*, *Eucinostomus gula*, *Stellifer rastrifer*, *Bairdiella ronchus*, *Hypleurochilus fissicornis*, *Gobioides braussonnetii*, *Scomberomorus brasiliensis*, *Symphurus tessellatus*, *Sphoeroides greeleyi* e *Chilomycterus spinosus*, além de *Eucinostomus argenteus* que ocupou a oitava posição em 2004-2005.

- Tamanho das espécies dominantes

Para manjuba *C. edentulus*, o comprimento total variou entre 5,5 e 16,3cm, sendo que a moda e o comprimento médio da população coincidiram na classe de 10,0cm (Fig. 4a). Considerando o tamanho de primeira maturação (11,8cm) (Souza-Conceição *et al.*, 2005) e a distribuição da frequência por classe de comprimento, constatou-se que 90,8% dos indivíduos coletados no Saco da Fazenda eram juvenis (Fig. 4a), enquanto que no manjubão *L. grossidens*, a amplitude de comprimento variou entre 3,7 e 29,5cm, com picos nas classes de 12,0, 19,0cm e comprimento médio de $14,58 \pm 3,52$ cm (Fig. 4b). A partir do tamanho de primeira maturação (16,0cm) (Freitas-Júnior, 2005), verificou-se que 73,7% dos peixes capturados foram juvenis (Fig. 4b).

A sardinha *H. clupeola* apresentou amplitude de comprimento variando entre 6,0 e 18,6cm, com moda e comprimento total médio coincidindo na classe de 8,0cm (Fig. 4c). Considerando o tamanho de primeira maturação (9,5cm), constatou-se que a espécie esteve representada, principalmente por exemplares juvenis (90,1%) (Fig. 4c)

Para o parati *M. curema*, o comprimento variou entre 3,5 e 29,5cm, com picos nas classes de 11,0, 18,0cm e comprimento médio de $11,89 \pm 2,65$ cm (Fig. 4d). Utilizando o tamanho de primeira maturação de 25,0cm (Silva, 1982), foi possível estimar que 99,9% dos exemplares coletados eram juvenis (Fig. 4d). Já para tainha *M. platanus*, a amplitude de comprimento variou entre 2,6 e 38,0cm, com as maiores frequências ocorrendo na classe de 8,0cm (Fig. 4e), e comprimento médio de $13,24 \pm 6,17$ cm. Segundo Éspér *et al.* (2000), a espécie

alcança a primeira maturação com 41,0cm, assim, 99,6% das tainhas capturadas no Saco da Fazenda, ainda eram juvenis.

A carapeba *D. rhombeus* apresentou comprimento total oscilando entre 4,4 e 15,7cm, com pico nas classes de 6,0, 10,0cm e comprimento médio de 8,0cm (Fig. 4f). Utilizando o tamanho de primeira maturação de 15,0cm (Chaves & Otto, 1998), constatou-se que 99,9% dos peixes capturados estiveram representados por juvenis (Fig. 4f).

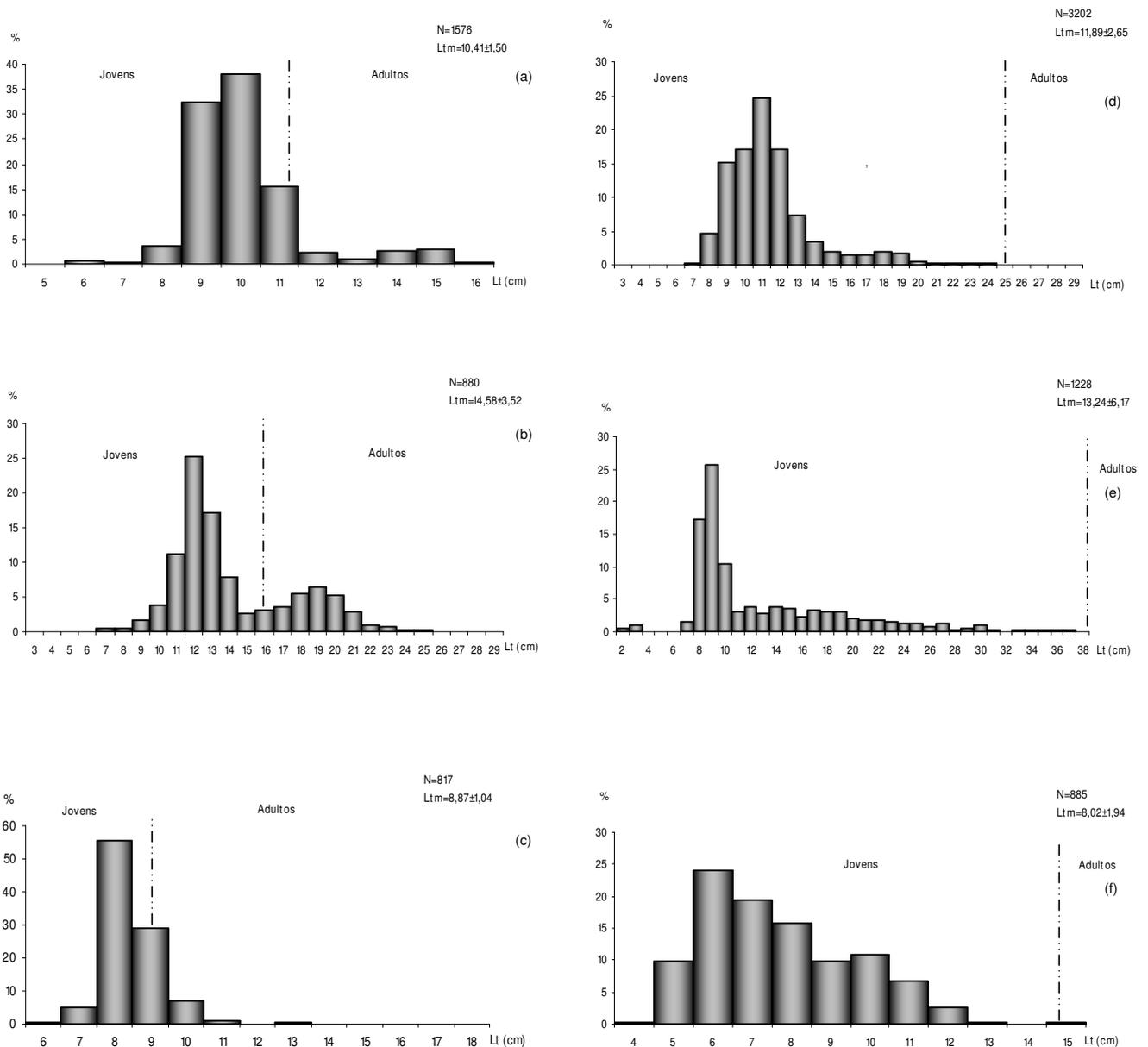


Figura 4. Distribuição de frequência (%) por classe de comprimento. N = número de indivíduos coletados, Ltm = comprimento total médio em cm e linha tracejada = L50. *Cetengraulis edentulus* (a), *Lycengraulis grossidens* (b), *Harengula clupeola* (c), *Mugil curema* (d), *Mugil platanus* (e) e *Diapterus rhombeus* (f).

- Captura por unidade de esforço

De acordo com a figura 5a as maiores taxas médias mensais em número de peixes, capturados nos cinco anos consecutivos de coleta, ocorreram durante os meses de outono e verão, com picos em março e abril (288,40±147,39) e (255,62±89,21), respectivamente, enquanto que as menores foram registradas na primavera, principalmente em dezembro (102,65±38,65).

Nas capturas por unidade de esforço CPUE, as maiores taxas médias mensais em biomassa de peixes coletados, ocorreram nos meses de inverno e primavera, com pico em outubro (6,00±2,49kg), e as menores durante o outono e verão, especialmente em fevereiro (2,39±0,96kg) (Fig. 5b). Apesar do número médio de exemplares ($F_{11-48}=0,4767$; $p=0,05$) e das taxas médias de CPUE ($F_{11-48}=0,4119$; $p=0,05$), apresentarem flutuações moderadas ao longo dos cinco anos de coleta, estatisticamente, não foram registradas diferenças significativas.

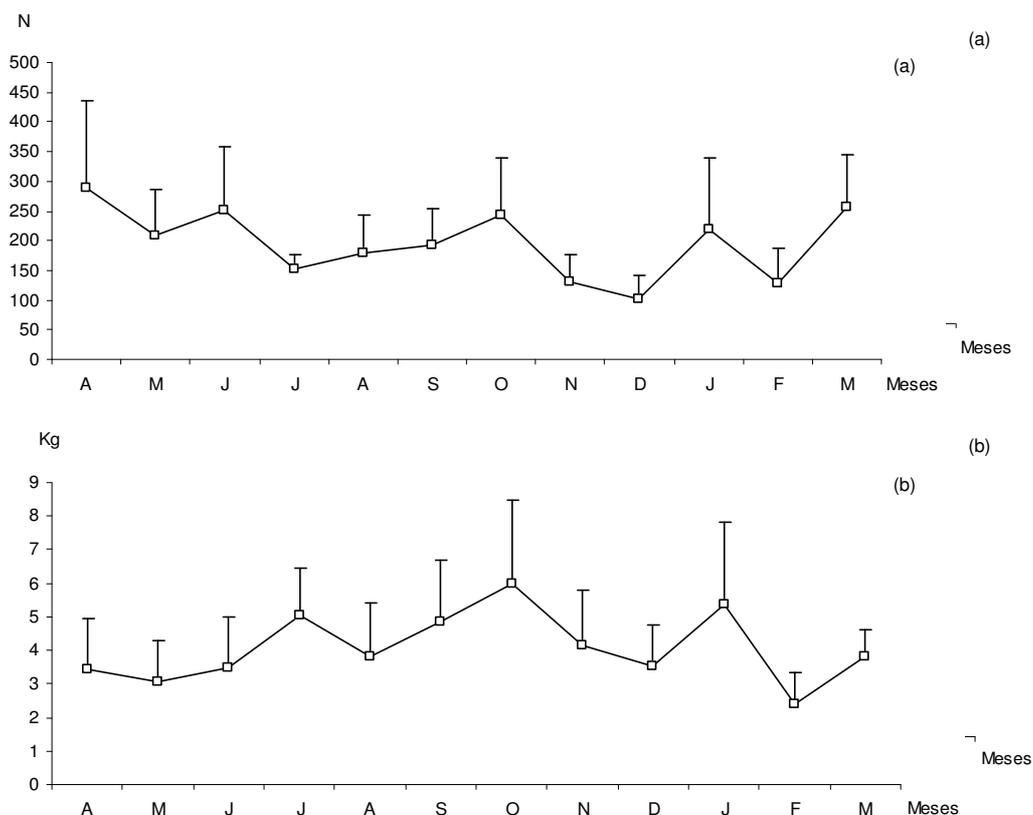


Figura 5. Variação mensal média do número (a) e CPUE (b) de peixes capturados no Saco da Fazenda, durante o período de abril de 2000 a março de 2005. (Barra vertical= erro da média)

O número médio de peixes capturados no Saco da Fazenda manteve-se relativamente baixo durante os três primeiros anos, incrementando a partir de 2003 até 2004-2005, com uma média anual de $419,42 \pm 65,93$ exemplares (Fig. 6a). As capturas em biomassa seguiram a tendência de flutuação da abundância, com as maiores CPUE ocorrendo no último ano de amostragem ($8,39 \pm 1,02 \text{kg}$) (Fig. 6b). A ANOVA aplicada aos dados de abundância média ($F_{4-55}=17,086; p<0,001$) e à CPUE ($F_{4-55}=18,825; p<0,001$) entre os anos de coleta, revelou a existência de diferenças significativas entre estes. Essas diferenças determinadas pelo teste de Tuckey-Kramer foram atribuídas, às menores taxas de captura registradas entre os anos de 2000 a 2003.

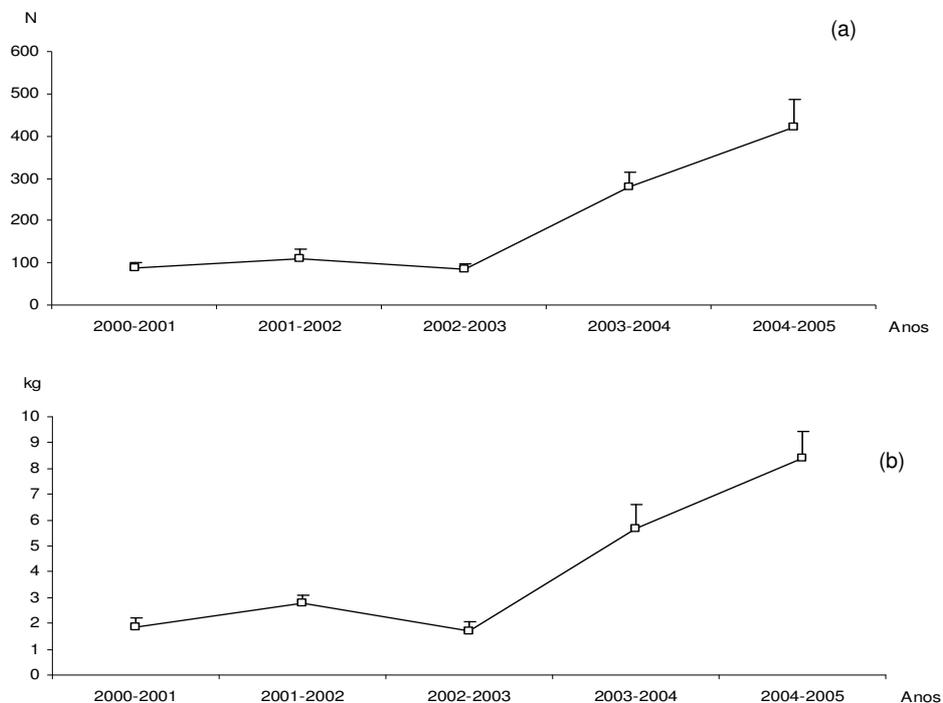


Figura 6. Variação anual média do número (a) e CPUE (b) de peixes capturados no Saco da Fazenda, durante o período de abril de 2000 a março de 2005. (Barra vertical= erro da média).

- Similaridade entre os anos de coleta

De acordo com o índice de Jaccard, a similaridade entre os anos amostrados, apresentou valores oscilando entre 45,24 a 72,73%, com as maiores similaridades da ictiofauna, ocorrendo entre os anos de 2003-2004 e 2004-2005, justamente, após o período de dragagem do ecossistema Saco da

Fazenda, enquanto que o menor valor foi registrado entre o primeiro e o último ano de coleta (45,24%) (Tab. II).

Tabela II. Similaridade da ictiofauna nos cinco anos de coleta.

	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
2000-2001	72,41	66,67	47,73	45,24
2001-2002		61,29	51,16	48,78
2002-2003			54,76	52,50
2003-2004				72,73

- Associação Faunística

Considerando-se a abundância anual dos 20 taxa selecionados e utilizando a análise de Cluster, foi possível separar os anos de coleta em dois grupos (Fig. 7). O grupo I, formado pelos anos 2000-2001 e 2001-2002, período correspondente ao início das atividades de dragagem; e o grupo II, composto por 2003-2004 e 2004-2005, caracterizando o período pós-dragagem (Fig. 7). O ano de 2002-2003, equivalente ao meio das atividades, caracterizou-se como um grupo isolado, com uma pequena associação com os demais.

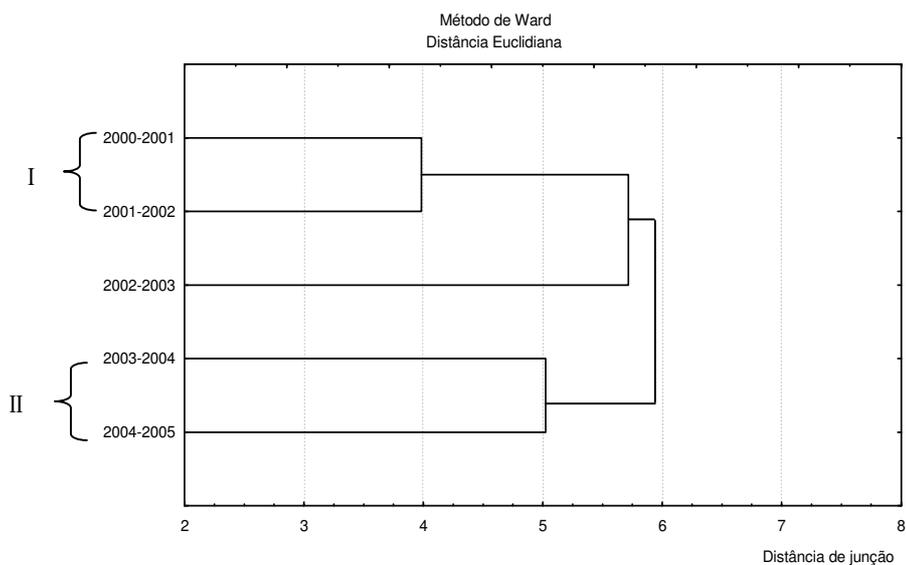


Figura 7. Dendrograma baseado nos dados de abundância das espécies nos cinco anos de amostragens. Taxa com ocorrência superior a cinco coletas por ano.

A análise de Cluster, aplicada aos 20 taxa com ocorrência superior a cinco coletas por ano, gerou a presença de três agrupamentos (Fig. 8). No grupo I, composto por sete espécies, concentram-se, principalmente as de maior abundância nas coletas e de ocorrência regular (Tab. I). O grupo II esteve representado por nove espécies, onde o número de exemplares capturados foi pequeno e a ocorrência alternou entre ocasional e sazonal. O grupo III reuniu as espécies *G. genidens*, *G. brasiliensis*, *E. argenteus* e *M. furnieri*, que apresentaram flutuações moderadas na abundância ao longo das atividades de dragagem (Tab. I).

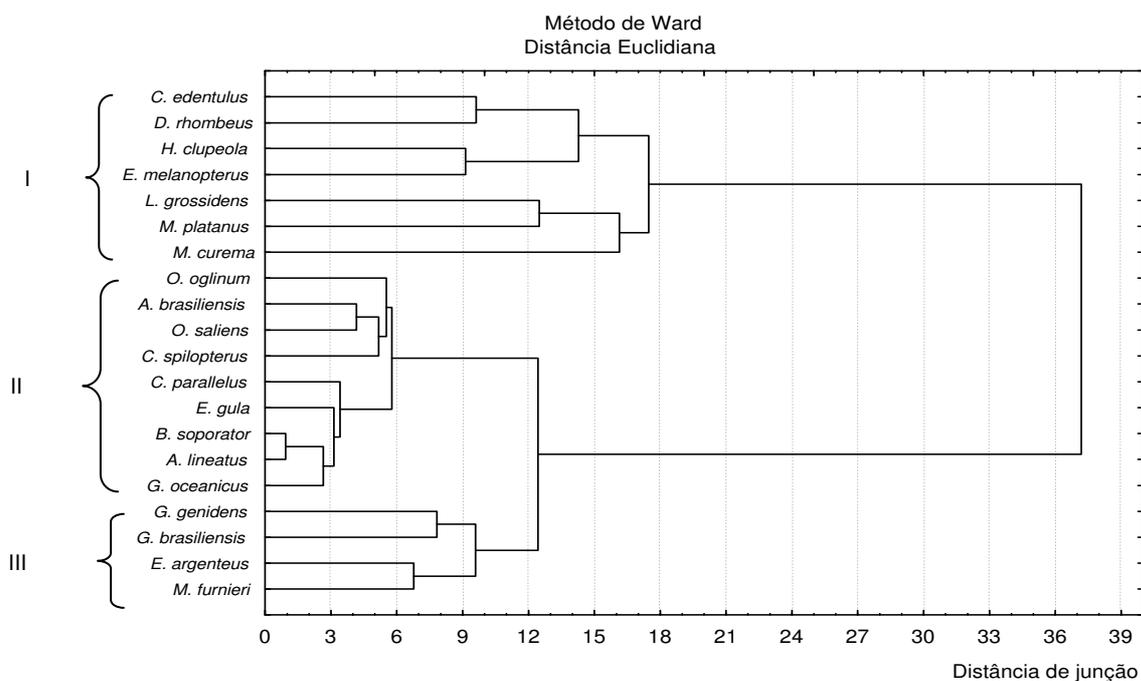


Figura 8. Dendrograma do agrupamento das 20 espécies de peixes com ocorrência superior a cinco coletas por ano.

DISCUSSÃO

A dinâmica ecológica de um ambiente estuarino, assim como o seu potencial produtivo, é um reflexo, dentre outros fatores, da composição quali-quantitativa da sua comunidade ictiofaunística (Yañez-Arancibia, 1985; Castro, 1997).

No ecossistema Saco da Fazenda, foi registrada a ocorrência de 51 espécies de peixes, pertencentes a 42 gêneros e 23 famílias; enquanto que no Rio Itajaí-Açú, nas adjacências do Saco da Fazenda, ocorreram 38 espécies, pertencentes a 18 famílias (Hostim-Silva *et al.* 2002), sendo que 25 foram comuns aos dois ambientes. Já no manguezal do Rio Camboriú, distante aproximadamente 10km da área de estudo, foi encontrada uma maior semelhança na composição da ictiofauna, com 28 espécies em comum com o presente trabalho (Rodrigues *et al.* 1994).

Hostim-Silva *et al.* (1998) analisando a ictiofauna do manguezal da Baía da Babitonga, levantaram 76 espécies, as quais estavam distribuídas em 29 famílias de peixes. Enquanto que no manguezal do Itacorubi, Clezar *et al.* (1998), observaram que a comunidade ictiofaunística esteve composta por 49 espécies, distribuída em 23 famílias. Já para região de Laguna, foram capturadas 59 espécies, distribuídas em 21 famílias (Monteiro-Neto *et al.* 1990). Enquanto que no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, RS, (Chao *et al.* 1982), constataram a presença de 110 espécies de peixes. Dessas, 49 espécies foram capturadas integrando a ictiofauna da região estuarina de Tramandaí (Silva, 1982).

A diversificação de métodos amostrais como arrastos de fundo, de praia (picaré), puçás e censo visual, podem resultar em maior representatividade das assembleias de peixes que compõem um ecossistema (Andreato *et al.* 2002). Na Baía do Ribeira, Angra dos Reis, RJ, foram registradas a ocorrência de 148 espécies distribuídas em 59 famílias.

Desta forma, as diferenças observadas na composição da ictiofauna entre os locais comparados, provavelmente estão relacionadas com as características hidrológicas do sistema (Yañez-Arancibia, 1985; Araújo *et al.* 2001; Camargo & Isaac, 2001), a heterogeneidade de habitats (Araújo *et al.* 1998), assim como à diversidade de métodos amostrais e o esforço de pesca diferenciado (Graça-Lopes *et al.* 1993; Viera & Musick, 1993).

Em geral, ocorrem diferenças nos padrões de dominância das espécies de peixes estuarinos, com poucas famílias dominantes (Santos *et al.* 2002). No Saco da Fazenda, os Mugilidae contribuíram com as maiores abundâncias, o que está de acordo com o registrado no litoral brasileiro (Chao *et al.* 1982; Silva, 1982; Garcia & Vieira, 1997; Clezar *et al.* 1998; Araújo-Silva & Araújo, 2000). Os integrantes desta família apresentam ampla distribuição em águas

tropicais e subtropicais de todo o mundo, formando grandes cardumes em lagoas estuarinas, onde passam boa parte do seu ciclo de vida, migrando depois para o mar. Além disto, representam um importante recurso para pesca artesanal, principalmente na região Sul do Brasil (Menezes & Figueiredo, 1985).

Das 51 espécies de peixes capturadas no ecossistema Saco da Fazenda, apenas 12 contribuíram com as maiores abundâncias, onde *Mugil curema* dominou ao longo do período amostral. Para Stoner (1986), esse padrão é comum nas assembleias de peixes em lagoas costeiras temperadas e tropicais, com riqueza elevada e poucas espécies numericamente dominantes.

Estuários são ambientes dinâmicos, onde as constantes flutuações físico-químicas demandam muita energia dos peixes, dificultando a sobrevivência de alguns grupos (Day *et al.* 1989). Desta forma, poucas espécies são residentes e conseguem completar os seus ciclos de vida nos estuários, a maioria são visitantes ocasionais de origem marinha (Santos *et al.* 2002). Esta tendência foi mantida no presente estudo, onde cerca de 60% da ictiofauna capturada apresentou ocorrência ocasional, e apenas 21% foi regularmente coletada no Saco da Fazenda.

Flutuações sazonais na abundância de peixes estuarinos têm sido associadas às oscilações na temperatura e salinidade da água (Pereira, 1994; Pessanha *et al.* 2000; Vendel *et al.* 2000; Santos *et al.* 2002; Hagan & Able, 2003; Spach *et al.* 2003; Vendel *et al.* 2003). Para Marshall & Elliot (1997) e Hagan & Able (2003), a temperatura foi considerada a principal fonte de variação do número de espécies. Enquanto que para Pessanha *et al.* (2000) e Vendel *et al.* (2003), essas oscilações podem estar associadas à disponibilidade de alimento nos estuários. Já para Laffaille *et al.* (2000) e Ikejima *et al.* (2002), o período reprodutivo, a taxa de mortalidade e o padrão de migração das espécies, são os principais fatores na composição e abundância de espécies.

No ecossistema Saco da Fazenda, a ocorrência de larvas durante o verão, provenientes do ambiente costeiro adjacente, associadas às maiores temperaturas nos meses de verão e início de outono, e à disponibilidade de alimento, podem ter contribuído para as maiores abundâncias obtidas neste período; enquanto que as maiores CPUE registradas durante os meses de

inverno e primavera, podem estar relacionados com o tamanho dos peixes coletados nestas estações.

A distribuição de comprimento das espécies mais abundantes, com seus respectivos tamanhos de primeira maturação, demonstrou que a ictiofauna do ecossistema Saco da Fazenda esteve representada, principalmente por juvenis, o que reforça a importância deste ambiente como área de berçário e crescimento para diversas espécies de peixes, algumas delas com relevante interesse comercial.

Atividade de dragagem em áreas costeiras, constitui um impacto comum, seja para facilitar a entrada de navios em portos ou para execução de obras costeiras (Bemvenuti *et al.* 2005). Dragagens promovem a remoção da camada superficial do sedimento, causando mudanças na estrutura e dinâmica das comunidades bentônicas, assim como, dispersão na coluna d'água de poluentes eventualmente retidos no fundo (Torres, 2000; Resgalla JR, 2001). No entanto, contribuem na dinâmica e circulação dos estuários, possibilitando a recolonização e o ingresso de novas espécies (Branco, 2000).

Durante os cinco anos de amostragens foram registradas alterações na estrutura da comunidade de peixes do Saco da Fazenda, o que é evidenciado pelos baixos valores de similaridade obtidos entre os primeiros e os últimos anos de coleta. O bagre *Genidens genidens* e o linguado *Citharichthys spilopterus*, foram as espécies mais afetadas pelas atividades de dragagem, sendo gradualmente substituídas pela manjuba *Lycengraulis grossidens*, tainha *Mugil curema* e carapeba *Diapterus rhombeus*. Essas alterações, provavelmente refletem a remoção acidental das espécies de hábitos bentônicos, constantemente observadas nas áreas de despejo de material dragado, como presas para bandos mistos de aquáticas (garças), compostos de até 50 exemplares.

Apesar da destruição de habitats bentônicos e da elevada mortalidade de organismos durante o período de dragagem, ocorreu um incremento no número de espécies, de exemplares e biomassa, após o período de instabilidade, possivelmente influenciado pelo aumento da profundidade, melhoria dos padrões de circulação local e do maior ingresso de peixes no estuário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, J.G.N.; Branco, J.O.; Diehl, F.L.; Rosa, M.T. & Shumacher, D. 1999. *Monitoramento ambiental, Plano executivo de Dragagem, Utilização de Bota-foras e Atividades compensatórias para o Saco da Fazenda, (SC)*. Itajaí: UNIVALI-CTTMar. 20p. Relatório técnico.
- Andreato, J.V.; Meurer, B.C.; Baptista, M.G.S.; Manzano, F.V.; Teixeira, D.E.; Longo, M.M. & Freret, N.V. 2002. Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 1139-1146.
- Araújo, F.G.; Cruz-Filho, A.G. da.; Azevêdo, M.C.C. de. & Santos, A.C. de A. 1998. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58: 417-430.
- Araújo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T. & Peixoto, M.G. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Piraí), RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 483-492.
- Araújo-Silva, M.A. & Araújo, F.G. 2000. Distribuição e abundância de tainhas e paratis (Osteichthyes, Mugilidae) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 473-480.
- Bemvenuti, C.E.; Angonesi, L.G. & Gandra, M.S. 2005. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of the Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65 (4): 573-581.
- Branco, J.O. 2000. Avifauna associada ao estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 384 -394.
- Branco, J.O. & VERANI, J.R. 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (2): 381-391.
- Camargo, M. & Isaac, V. 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu do Pará*, 17: 133-157.
- Castro, A.C.L. de. 1997. Aspectos ecológicos da comunidade ictiofaunística do reservatório de Barra Bonita, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 57: 665-676.
- Castro, A.C.L. de. 2001. Diversidade da assembléia de peixes em Igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). *Revista Atlântica*, 23: 39-46.
- Chao, L.N.; Pereira, L.E.; Vieira, J.P.; Benvenuti, M.A. & Cunha, L.P.R. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, RS, Brasil. *Revista Atlântica*, 5: 67-75.
- Chaves, P.T. & Bouchereau, J.L. 1999. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Acta oceanologica*, 23: 273-280.
- Chaves, P.T.C. & Otto, G. 1998. Aspectos biológicos de *Diapterus rhombeus* (Cuvier) (Teleostei, Gerreidae) na Baía de Guaratuba, PR, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15: 289-295.
- Clezar, L.; Hostim-Silva, M. & Ribeiro, G.C. 1998. Comunidade de peixes do manguezal de Itacorubí, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. Ecologia e Gerenciamento do Manguezal de Itacorubí. In: Soriano-Sierra, E. J.; Ledo, B. S. Ecologia e gerenciamento do manguezal de Itacorubí, Florianópolis, SC. p. 206-215.
- Colvocoresses, J.A. & Musick, J.A. 1984. Species associations and community composition of Middle Atlantic Bight continental shelf demersal fishes. *Fish Bulletin*. 82: 295-313.
- Curi, P.R. 1985. Análise de agrupamento complementada com ordenação pelos componentes principais e análise de variância multivariada. Um exemplo biológico. *Ciências e Cultura*. 37 (6): 879-888.
- Day, J.W.; Hall, C.A.; Kemp, W.M. & Yáñez-Arancibia, A. 1989. *Estuarine ecology*. New York: John Wiley & Sons.

- Ésper, M.L.P.; Menezes, M.S. & Walmir-Esper, A. 2000. Escala de desenvolvimento gonadal e tamanho de primeira maturação de *Mugil platanus* Gunter, 1880 da Baía de Paranaguá, Pr, Brasil. *Acta Biológica Paranaense*, 29:255-263.
- Freitas-Júnior, F. 2005. *Ictiofauna do estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC*. Monografia (Curso de Oceanografia CTTMar/Univali), 45f. Universidade do Vale do Itajaí.
- Garcia, A.M. & Vieira, J.P. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia marítima* L., no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Revista Atlântica*, 19: 161-181.
- Graça-Lopes, R.; Severino-Rodrigues, E.; Puzzi, A.; Pita, J.B.; Coelho, J.A.P. & Freitas, M.L. 1993. Levantamento ictiofaunístico em um ponto fixo na Baía de Santos, SP, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 20: 7-20.
- Hagan, S.M. & Able, K.W. 2003. Seasonal changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 15-29.
- Hostim-Silva, M.; Rodrigues, A.M.T.; Clezar, L.; Riberio, G.C. & Souza, M.A.C. 1998. Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiras: manguezal da Baía da Babitonga. Brasília, *Coleção Meio Ambiente IBAMA Série Estudos Pesca*, 25: 49-58.
- Hostim-Silva, M.; Vicente, M.J.D.; Figna, V. & Andrade, J. P. 2002. Ictiofauna do Rio Itajaí Açú, Santa Catarina, Brasil. *Notas Técnicas. Facimar*, 6: 127-135.
- Ikejima, K.; Tongnunui, P. & Taniuchi, T. 2002. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 447-457.
- Laffaille, P.; Feunteun, E. & Lefeuvre, J.C. 2000. Composition of fish communities in a European macrotidal Salt Marsh (the Mont Saint- Michael Bay, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51: 429-438.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley e Sons, INC. 338 p.
- Marshall, S. & Elliott, M. 1997. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 175-184.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)*. São Paulo: Mus. Zool. Univ. SP. 105p.
- Menezes, N.A.; Buckup, P.A.; Figueiredo, J.L. & Moura, R.L. 2003. *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. São Paulo: Mus. Zool. Univ. SP. 160p
- Monteiro-Neto, C.; Blacher, C.; Laurente, A.A.S.; Snizek, F.N.; Canozzi, M.B. & Tabajara, L.L.C.A. 1990. Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de laguna, SC, Brasil. *Revista Atlântica*, 12:53-69.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the world*. New York: 4th Edition. John Wiley & Sons. 601p.
- Pereira, L.E. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Revista Atlântica*, 16: 5-21.
- Pessanha, A.L.M.; Araújo, F.G.; Azevedo, M.C.C. & Gomes, I. D. 2000. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 251-261.
- Ramaiah, N.; Chandramohan, D. & Nair, V.R. 1994. Autotrophic and heterotrophic characteristics in a polluted tropical estuarine complex estuaries, Goa, India. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 40: 45-55.
- Resgalla JR,C. 2001. Estudo de impacto ambiental sobre a comunidade do zooplâncton na enseada do Saco dos Limões, Baía-Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Revista Atlântica*, 23: 5-16.
- Rodrigues, A.M.T.; Pereira, M.T.; Wegner. P.Z.; Branco, J.O.; Clezar, L.; Hostim-Silva, M. & Soriano-Sierra, E.J. 1994. Manguezal do rio Camboriú: Preservação e controle da qualidade ambiental. *IBAMA-CEPSUL*, 13:1-65.
- Santos, C.; Schwarz-Junior, R.; Oliveira-Neto, J.F. & Spach, H. L. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, Pr, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28: 49-60.

- Silva, C.P. 1982. Ocorrência, distribuição e abundância de peixes na região estuarina de Tramandaí, RS, Brasil. *Revista Atlântica*, 5: 49-66.
- Southwood, T.R.E. 1968. *Ecological methods*. Chapman and Holl, London. 368 p.
- Souza-conceição, J.M; Rodrigues-Ribeiro, M. & Castro-Silva, M.A. 2005. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e ictioplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier (Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na Enxada do Saco do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 953-961.
- Spach, H.L.; Santos, C. & Godefroid, R. 2003. Padrões temporais na assembléia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía do Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20: 591-600.
- Stoner, A.W. 1986. Community structure of the demersal fish species of Laguna Joyuda. Puerto Rico. *Estuaries*, 9: 142-152.
- Thiel, R.; Cabral, H. & Costa, M.J. 2003. Composition, temporal changes and ecological guild classification of large European estuaries – a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe, Germany. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 330-342.
- Tongnunui, P.; Ikejima, K.; Yamane, T.; Horinouchi, M.; Medej, T.; Sano, M.; Kurokura, H. & Taniuchi, T. 2002. Fish fauna of the Sikao creek mangrove estuary, Trang, Thailand. *Fisheries science*, 68: 10-17.
- Torres, J.R. 2000. *Uma análise preliminar dos processos de dragagem do porto de Rio Grande, RS*. Dissertação (Mestrado em engenharia oceânica), 173p. Fundação Universidade do Rio Grande, Universidade Federal do Rio Grande.
- Vendel, A.L.; Santos, C.; Nakayama, P. & Spach, H.L. 2000. O uso de réplica no estudo da ictiofauna de uma planície de maré. *Acta Biológica Paranaense*, 29: 177-186.
- Vendel, A.L.; Lopes, S.G.; Santos, C. & Spach, H.L. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 46: 233-242.
- Vieira, J.P.; Musick, J.A. 1993. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of western Atlantic. *Revista Atlântica*, 15: 115-133.
- Yáñez-Arancibia, A. 1985. The estuarine nekton: why and how an ecological monograph. Preface. In: Yáñez-Arancibia, A. Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration. Mexico: UNAM, p. 1-8.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4ª ed. Prentice-Hall Inc., New Jersey, 663p.