

INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES DE DRAGAGEM SOBRE A ICTIOFAUNA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, ESTADO DO PARANÁ

Influence of dredging activities on the ichthyofauna of the Paranaguá Estuarine Complex, Paraná State

Tuan Duarte Parizotti^{1*}, André Pereira Cattani^{2*}, Lilyane De Oliveira Santos², Tábata Larissa Ferreira³, Henry Louis Spach⁴

RESUMO

Os estuários são ambientes que atuam como importante área de reprodução e berçário para diversas espécies de peixes. Estes ambientes estão sendo constantemente impactados por atividades antrópicas. A dragagem na Ponta do Poço, localizada às margens do Complexo Estuarino da Paranaguá, sul do Brasil, se apresenta como uma oportunidade para avaliar as diferenças na ictiofauna entre esse local e um local onde não ocorreram dragagens. Foram realizados 324 arrastos utilizando rede com portas para a coleta de peixes em 18 pontos divididos em setor Dragado (D) e setor Não-Dragado (N-D). As amostragens ocorreram uma vez por mês, entre março de 2012 e agosto de 2013. Foram capturados 3283 peixes pertencentes a 27 famílias e 63 espécies. A espécie mais abundante foi *Pomadasys corvinaeformis*, que representou 46,5% da captura total. O setor Não-Dragado apresentou maiores valores de abundância (N-D = 2808; D = 475), biomassa (N-D = 66 kg; D = 27 kg), riqueza de espécies (N-D = 51; D = 45) e dominância do que o setor Dragado. A análise das guildas tróficas indicou as espécies zoobentívoras como as principais responsáveis pelas diferenças entre os dois setores, sendo estas espécies mais abundantes no setor Não-Dragado.

Palavras-chaves: peixes, estuário, dragagem, avaliação de impacto.

ABSTRACT

The estuarine environment is an important reproduction and nursery area for many fish species. This environment is under constant impact by human activities. The dredging in Ponta do Poço, Paranaguá Estuary (southern Brazil), offers an opportunity to assess the ichthyofauna's differences in this location and in a place without dredging. The ichthyofauna were collected using bottom trawlnets in two sectors, dredged (D) and not-dredged (N-D) with nine sampling spots in each sector. The samplings occurred monthly from March, 2012 to August, 2013. In total, 3283 fish belonging to 63 species and 27 families were collected. *Pomadasys corvinaeformis* was the most abundant species and represents 46.5% of the total capture. The not-dredged sector presented higher values of abundance (N-D = 2808; D = 475), biomass (N-D = 66 kg; D = 27 kg), diversity (N-D = 51; D = 45) and dominance than the Dredged sector. The abundance and biomass comparison show that the two sectors have a moderated disturbance. The food guilds analyses showed that the that predate on zoobenthos are the responsible for the differences between two sectors and these species are more abundant in the Not-dredged sector.

Keywords: fishes, estuary, dredging, impact assessment.

¹ Mestrando em Sistemas Costeiros e Oceânicos - Centro de Estudos do Mar – UFPR. Bolsista CAPES. tuanparizotti@gmail.com

² Doutorando em Sistemas Costeiros e Oceânicos - Centro de Estudos do Mar – UFPR. Bolsista CAPES. cattani.andre@gmail.com
lilyaneoliveirasantos@gmail.com

³ Graduanda em Oceanografia Oceânicos - Centro de Estudos do Mar – UFPR – Bolsista PROBEM. thabathaferreira@gmail.com

⁴ Professor Associado da Centro de Estudos do Mar – UFPR. henry@ufpr.br

*e-mail para correspondência

INTRODUÇÃO

Ambientes estuarinos possuem grande importância ecológica devido à alta produtividade primária, que resulta da rápida regeneração do aporte de nutrientes dos rios (Ricklefs, 2003), formando a base da cadeia trófica, que é alimento para diversos organismos fluviais, estuarinos e marinhos (Passavante & Koenig, 1984). São ambientes que fornecem alimento e proteção contra predadores, pois são áreas rasas, com alta turbidez e elevada produção primária. Desta forma, favorecem o crescimento e a sobrevivência de larvas e juvenis, atuando assim como berçário e criadouro para diversas espécies de peixes, muitas destas com grande importância econômica para a pesca (Manderson *et al.*, 2004). A distribuição das espécies de peixes nos estuários é influenciada principalmente pelos gradientes físicos e químicos (Maes *et al.*, 1998), profundidade (Hyndes *et al.*, 1999), distância da desembocadura do estuário, obstruções na passagem dos fluxos de maré, velocidades das correntes (Loneragan *et al.*, 1989), tolerância à salinidade (Whitfield, 1999), temperatura (Jaureguizar *et al.*, 2004), turbidez (Cyrus & Blaber, 1992) e outras variações ambientais. Fatores ecológicos como relações interespecíficas e disponibilidade de alimento também influenciam na distribuição da ictiofauna (Akin *et al.*, 2003).

Os estuários ao redor do mundo são utilizados para atividades humanas como pesca, turismo, atividades portuárias, atividade industrial e aquicultura, que implicam em construção de barragens e píeres, dragagens de canais para navegação, descarga de efluentes, aterramento de mangues e marismas, engorda de praias, entre outras atividades potencialmente impactantes para os peixes e outros organismos da biota (Blaber, 2000). As intervenções antrópicas no ambiente podem causar impactos tanto nos componentes bióticos (ex. abundância e biomassa de peixes) como nos abióticos (ex. correntes e turbidez) do ecossistema (Whitfield & Elliott, 2002). Tais ações podem causar alterações nos recursos alimentares, distribuição, diversidade, reprodução, recrutamento, abundância, crescimento, sobrevivência e comportamento tanto das espécies de peixes residentes quanto das migratórias (Mc Dowall, 1988).

Recentemente, a ictiofauna tem recebido maior atenção como ferramenta para o biomonitoramento, sendo utilizada como indicador para a avaliação da condição ambiental. A relação direta e indireta entre as comunidades ictiofaunísticas e os impactos humanos nos estuários reforçam a escolha

deste grupo taxonômico como um indicador biológico, que pode auxiliar na formulação de objetivos de qualidade ambiental e ecológica e estabelecer padrões de qualidade ambiental para esses sistemas (Dennison *et al.*, 1993).

Atividades de dragagem são muito comuns em estuários e afetam a ictiofauna de forma direta e indireta, pois alteram as características do ambiente, como profundidade, turbidez, correntes, além de retirar a comunidade bentônica, que é o alimento de muitas espécies (Silva Junior *et al.*, 2012). O presente trabalho pretende avaliar as diferenças na ictiofauna entre um local recém-dragado e local não dragado, mas com características semelhantes, no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).

MATERIAL E MÉTODOS

O Complexo Estuarino de Paranaguá está localizado na região centro norte do litoral paranaense, região subtropical do Brasil. É um sistema com extensão de 612 km² (Angulo, 1992). O clima da região pode ser classificado como subtropical úmido mesotérmico, o verão é quente e não existe uma estação seca definida (Maack, 1981). A umidade média do ar é de 85% e a precipitação média anual é de 2500 mm (Lana *et al.* 2001). Os sedimentos que compõe o substrato dos setores dragado e não dragado possuem diâmetro médio variando entre areia fina e areia muito fina, com a quantidade de carbonato variando de 0 a 10% (Lamour, 2007).

As amostragens foram realizadas em dois setores: (a) dragado, situado na Ponta do Poço, margem sudoeste do Complexo Estuarino de Paranaguá, em Pontal do Sul; (b) não dragado, situado na margem nordeste da Ilha da Cotonga, a aproximadamente 4.000 m do setor dragado em direção ao interior do estuário (Figura 1).

Foram realizadas campanhas amostrais mensais durante 18 meses, iniciadas em março de 2012 e finalizadas em agosto de 2013. Em cada campanha foram realizados 18 arrastos de fundo georeferenciados de cinco minutos cada, no período diurno e durante a maré de quadratura, com uma rede modelo WingTrawl com as seguintes dimensões: tralha superior PES 5 mm, 8,62 m de comprimento; tralha inferior PES 8 mm, 10,43 m de comprimento; peso do chumbo 27 unidades de 60 gramas = 1,62 kg; malha 13 mm, fio 210/09 nas mangas e barriga; Malha 5 mm fio 210/12 no saco; duas portas retangulares de madeira vazada com 70 cm x 42 cm e 9,3 Kg cada, tracionada com uma canoa com 8 m de comprimento e motor de 22 Hp. Nove arrastos no setor dragado,

em frente à Ponta do Poço, em Pontal do Sul distribuídos igualmente em três áreas ('d', 'e' e 'f') e outros nove arrastos realizados em frente à Ilha da Cotinga (setor Não-Dragado) distribuídos em três áreas ('a', 'b' e 'c') (Figura 1).

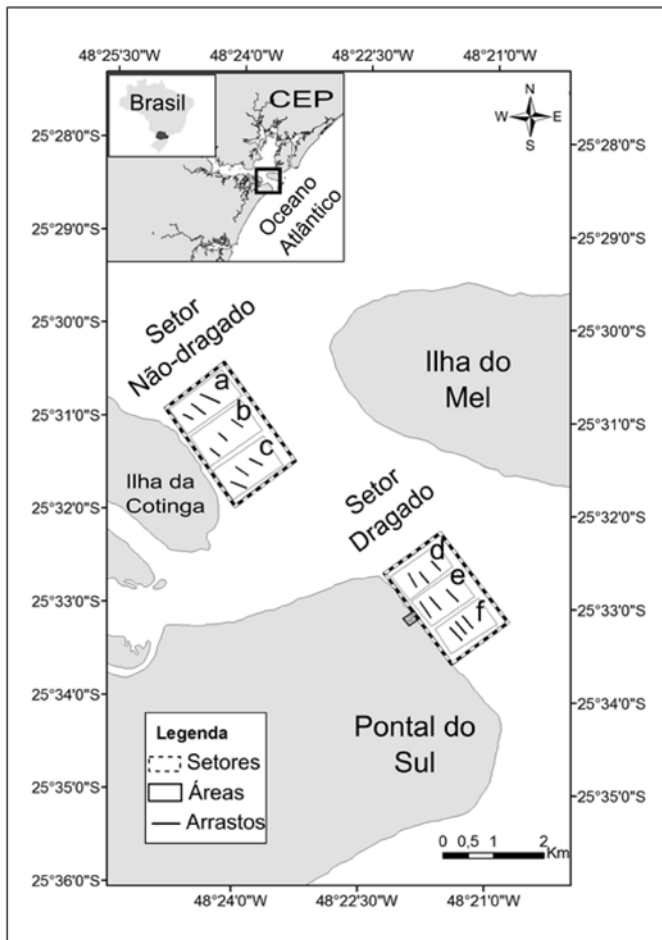


Figura 1 - Mapa da área de estudo com a localização do Complexo Estuarino de Paranaguá, dos setores (Dragado e Não-Dragado) e das áreas (a, b, c, d, e, f).

Ainda em campo, os peixes capturados nos arrastos foram acondicionados em sacos plásticos e conservados em gelo. Em laboratório foi feita a identificação taxonômica a nível específico, utilizando-se para isto os trabalhos de Figueiredo (1977), Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985) e Barletta & Corrêa (1992). Um exemplar de cada espécie identificada foi tombado na coleção do Laboratório de Ecologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar - UFPR.

Foram analisadas as diferenças na abundância, na biomassa e no número de espécies entre os dois setores (Dragado e Não-Dragado), entre as

áreas (a, b, c, d, e, f) dentro dos setores e também entre as estações do ano (Verão, Outono, Inverno e Primavera). Para tal foi utilizada a PERMANOVA, uma análise multivariada que utiliza procedimentos de permutação com base em medidas de similaridade (Anderson *et al.*, 2008). Em seguida foi executado a PERMANOVA *Pair-wise*, como análise a posteriori, utilizando os termos que apresentaram variação significativa (Anderson *et al.*, 2008). Foi realizada uma Análise Canônica das Coordenadas Principais (CAP) para os dados de abundância, resultando em agrupamentos gráficos através de permutações (Anderson *et al.*, 2008) para as quais foi utilizado o teste de correlação de Spearman acima de 0,4 ($p > 0,4$).

Para avaliar se existe algum distúrbio quanto à comunidade de peixes nos setores amostrados foram plotadas as curvas de comparação entre abundância e biomassa (ABC), que determinam o nível de distúrbio de uma área a partir do seguinte pressuposto: quando ocorre um distúrbio as espécies conservativas, que são menos abundantes e dominam em biomassa, são as mais afetadas. Desta forma as espécies oportunistas se tornam dominantes também em relação à biomassa. Para eliminar a influência da captura eventual de um cardume foi plotada a curva de dominância parcial, que desconsidera a primeira espécie ranqueada, mostrando se toda a comunidade, ou apenas a espécie dominante é afetada pelo distúrbio (Clarke & Warwick, 1994).

A análise de dispersão, MVDISP, tem como resultado a dispersão relativa, que define a variabilidade relativa dentro de cada grupo, e o índice de dispersão multivariado (IMD), que permite uma análise entre dois grupos. Para as análises de guildas tróficas foram construídos escalonamentos multidimensionais não-métricos (nMDS) para verificar se ocorrem agrupamento das amostras conforme os setores Controle e Impacto. No caso de verificação de agrupamentos, os grupos identificados em cada escalonamento foram testados através da análise de similaridade (ANOSIM). Quando os grupos foram significativamente distintos aplicou-se a análise de similaridade de percentagens (SIMPER) para identificar as guildas responsáveis por tais diferenças (Clarke & Warwick, 2001).

Para verificar se existem diferenças na estrutura taxonômica entre os setores *Impacto pré-dragagem 2012*, *Impacto pós-dragagem 2012* e *Controle pós-dragagem 2012*, foram calculados os índices de Distinção Taxonômica Média (AvTD, Δ^+) e da

Variação na Distinção Taxonômica (VarTD, Λ^+). Os valores foram plotados juntamente com o intervalo de confiança calculados em 999 simulações para cada índice. Esses índices são úteis por permitirem comparar dados com esforços amostrais distintos. Eles são calculados com base na presença e ausência de espécies e a distância taxonômica entre elas (Clarke & Warwick, 2001). Os dados do setor Impacto pré-dragagem 2012 foram coletados entre outubro de 1999 e setembro de 2000 e fazem parte da base de dados do Laboratório de Ecologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar da UFPR.

RESULTADOS

Em 18 meses de coleta foram realizados 324 arrastos e capturados 3283 peixes pertencentes a 27 famílias e 63 espécies. Das famílias encontradas, cinco apresentaram o número de espécies acima de três, foram elas: Sciaenidae com 11 espécies,

Paralichthyidae com 6 espécies, Haemulidae com 5 espécies, Carangidae e Ariidae com 4 espécies cada. Em termos percentuais, 83,8% da captura foi composto pelas famílias Haemulidae (47%), Gerreidae (10,6%), Sciaenidae (10,2%), Paralichthyidae (6%), Tetraodontidae (5,7%) e Carangidae (4,2%).

Quanto às espécies, 17 apresentaram abundância percentual maior que 1%, foram elas, *Pomadasys corvinaeformis* (46,5%), *Eucinostomus argenteus* (10,5%), *Etropus crossotus* (5,0%), *Chloroscombrus chrysurus* (4,2%), *Sphoeroides greeleyi* (3,6%), *Diplectrum radiale* (3,4%), *Prionotus punctatus* (2,9%), *Menticirrhus americanus* (2,7%), *Achirus lineatus* (1,9%), *Cynoscion leiarchus* (1,9%), *Chirocentron bleekermanus* (1,8%), *Menticirrhus littoralis* (1,6%), *Micropogonias furnieri* (1,5%), *Genidens genidens* (1,4%), *Stellifer rastriifer* (1,4%), *Chilomycterus spinosus* (1,2%), *Sphoeroides testudineus* (1,1%). Estas espécies representam 93% dos peixes amostrados. As outras 46 espécies, com ocorrência menor que 1% cada, podem ser consideradas ocasionais (Tabela I).

Tabela I - Frequência relativa (%) por espécie, setor de coleta e estações do ano, listados por ordem alfabética de família.

Família/Espécie	Não-Dragado					Dragado					Total Geral
	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Total	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Total	
Achiridae								0,061			
<i>Achirus declivis</i>	0,061				0,06			0,03		0,06	0,12
<i>Achirus lineatus</i>	0,457	0,274	0,609	0,426	1,77	0,03			0,12	0,18	1,95
Albulidae											
<i>Albula vulpes</i>			0,03		0,03						0,03
Ariidae								0,03			
<i>Aspistor luniscutis</i>				0,03	0,03			0,03		0,03	0,06
<i>Cathorops spixii</i>								0,03	0,09	0,12	0,12
<i>Genidens genidens</i>	0,548	0,152	0,183	0,457	1,34	0,03				0,06	1,40
<i>Notarius grandicassis</i>									0,03	0,03	0,03
Carangidae								0,122			
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,03		0,091	2,955	3,08	0,213	0,152		0,58	1,07	4,14
<i>Oligoplites saurus</i>		0,03			0,03						0,03
<i>Selene setapinnis</i>	0,03				0,03						0,03
<i>Selene vomer</i>									0,06	0,06	0,06
Clupeidae								0,122			
<i>Chirocentron bleekermanus</i>		0,061	0,03	1,432	1,52				0,12	0,24	1,77
<i>Sardinella brasiliensis</i>			0,03		0,03		0,061			0,06	0,09
Cynoglossidae											
<i>Symphurus tessellatus</i>			0,183	0,03	0,21				0,03	0,03	0,24
Dasyatidae											
<i>Dasyatis guttata</i>		0,03			0,03						0,03
Diodontidae											
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0,518	0,061	0,122	0,274	0,97	0,03	0,061		0,15	0,24	1,22
Engraulidae								0,03			
<i>Anchoa sp.</i>	0,03		0,03		0,06					0,03	0,09
<i>Anchoa tricolor</i>			0,03		0,03						0,03
Ephippidae								0,061			
<i>Chaetodipterus faber</i>		0,213	0,152	0,305	0,67	0,03	0,03		0,18	0,3	0,97
Gerreidae											
<i>Diapterus rhombeus</i>						0,03				0,03	0,03
<i>Eucinostomus argenteus</i>	3,472	0,944	0,609	2,62	7,65	1,31	0,152		1,46	2,92	10,57
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,03				0,03						0,03
Gobiidae											
<i>Microgobius meeki</i>	0,03		0,091		0,12			0,061			0,12

Haemulidae												
<i>Conodon nobilis</i>			0,122		0,12				0,03	0,03		0,15
<i>Genyatremus luteus</i>			0,091		0,09	0,03				0,03		0,12
<i>Haemulon steindachneri</i>		0,03			0,03							0,03
<i>Orthopristis ruber</i>	0,03				0,03	0,03			0,03	0,06		0,09
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	23,21		0,822	22,39	46,42	0,03			0,09	0,12		46,54
Lutjanidae												
<i>Lutjanus synagris</i>	0,061		0,061		0,12	0,03			0,09	0,12		0,24
Monacanthidae												
<i>Stephanolepis hispidus</i>				0,03	0,03							0,03
Ogcocephalidae												
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>									0,03	0,03		0,03
Paralichthyidae												
<i>Citharichthys arenaceus</i>		0,122	0,091	0,03	0,24	0,061	0,03	0,03	0,12	0,24		0,49
<i>Citharichthys sp.</i>			0,03		0,03							0,03
<i>Citharichthys spilopterus</i>			0,244	0,03	0,27	0,03	0,03				0,06	0,34
<i>Etropus crossotus</i>	1,401		1,736	1,005	4,14	0,244	0,03		0,64	0,91		5,06
<i>Paralichthys brasiliensis</i>			0,03		0,03							0,03
<i>Paralichthys orbignyana</i>	0,03			0,061	0,09							0,09
Phycidae												
<i>Urophycis brasiliensis</i>						0,03				0,03		0,03
Rhinobatidae												
<i>Rhinobatos percellens</i>	0,03			0,03	0,06	0,061		0,03		0,09		0,15
Sciaenidae												
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>		0,274			0,27			0,061	0,03	0,09		0,37
<i>Cynoscion jamaicensis</i>									0,03	0,03		0,03
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0,244	0,244	0,579	0,366	1,43			0,061	0,4	0,46		1,89
<i>Cynoscion microlepidotus</i>									0,06	0,06		0,06
<i>Isopisthus parvipinnis</i>				0,213	0,21							0,21
<i>Macrodon ancylodon</i>									0,03	0,03		0,03
<i>Menticirrhus americanus</i>	0,274	0,152	0,426	0,731	1,58	0,579	0,061	0,122	0,3	1,07		2,65
<i>Menticirrhus littoralis</i>	0,061	0,183	0,944	0,03	1,22	0,274	0,03	0,03	0,06	0,4		1,61
<i>Menticirrhus sp.</i>	0,03	0,061	0,061	0,061	0,21	0,091		0,091	0,03	0,21		0,43
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,03	1,401	0,061	0,03	1,52							1,52
<i>Stellifer rastrifer</i>			0,03		0,03			0,183	1,19	1,37		1,40
Serranidae												
<i>Diplectrum formosum</i>			0,03		0,03							0,03
<i>Diplectrum radiale</i>	0,64		0,03	0,975	1,64	0,853	0,091	0,03	0,79	1,77		3,41
Sparidae												
<i>Archosargus rhomboidalis</i>								0,03		0,03		0,03
Syngnathidae												
<i>Hippocampus reidi</i>	0,061		0,03		0,09							0,09
<i>Syngnathus folletti</i>		0,03			0,03							0,03
<i>Syngnathus sp.</i>						0,03				0,03		0,03
Synodontidae												
<i>Synodus foetens</i>	0,213		0,244	0,213	0,67	0,03			0,15	0,18		0,85
<i>Synodus sp.</i>	0,03				0,03							0,03
Tetraodontidae												
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1,005	0,975	1,188	0,335	3,50		0,03		0,09	0,12		3,62
<i>Sphoeroides spengleri</i>	0,457	0,03	0,091	0,183	0,76	0,122			0,09	0,21		0,97
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,244	0,03	0,152	0,335	0,76	0,091	0,03	0,03	0,21	0,37		1,13
Triglidae												
<i>Prionotus punctatus</i>	0,396	0,03	1,036	0,64	2,10	0,122	0,213	0,152	0,27	0,76		2,86
Uranoscopidae												
<i>Astroscopus graecum</i>									0,06	0,06		0,06
Total Geral	33,66	5,33	10,33	36,22	85,53	4,417	1,036	1,371	7,65	14,5		100,00
Total Espécies	46,03	33,33	57,14	44,44	80,95	39,68	23,81	33,33	50,8	71,4		100,00
Total Famílias	62,96	51,85	74,07	62,96	85,19	62,96	40,74	44,44	66,7	85,2		100,00

Das 63 espécies amostradas, 51 foram capturadas no setor Não-Dragado e 45 no setor Dragado, tendo-se encontrado 31 espécies nos dois setores: *A. lineatus*, *A. luniscutis*, *C. faber*, *C. spinosus*, *C. bleekeri*, *C. chrysurus*, *C. arenaceus*, *C. spilopterus*, *C. nobilis*, *C. gracilicirrhus*, *C. leiarchus*, *D. radiale*, *E. crosotus*, *E. argenteus*, *G. genidens*, *G. luteus*, *L. synagris*, *M. americanus*, *M. littoralis*, *O. ruber*, *P. corvinaeformis*, *P. punctatus*, *R. percellens*, *S. brasiliensis*, *S. greeleyi*, *S. spengleri*, *S. testudineus*, *S. rastrifer*, *S. tessellatus*, *S. foetens*. As espécies *A. vulpes*, *A. tricolor*, *Citharichthys* sp, *D. guttata*, *D. formosum*, *E. melanopterus*, *H. steindachneri*, *H. reidi*, *I. parvipinnis*, *M. meeki*, *M. furnieri*, *O. saurus*, *P. brasiliensis*, *P. orbignyanus*, *S. setapinnis*, *S. hispidus*, *S. folletti* foram encontradas apenas no setor Não-Dragado. As espécies *A. rhomboidalis*, *A. y-graecum*, *C. spixii*, *C. jamaicensis*, *C. microlepidotus*, *D. rhombeus*, *M. ancyllodon*, *N. grandicassis*, *O. vesperilio*, *S.vomer*, *Syngnathus* sp. e *U. brasiliensis* foram capturadas apenas no setor Dragado (Tabela I).

O número total de indivíduos capturados foi diferente entre os dois setores, no Não-Dragado foram capturados 2.808 peixes (85,5%), enquanto no Dragado foram capturados 475 peixes (14,5%). Essa diferença foi evidenciada também pelo resultado da PERMANOVA que mostra diferenças significativas na comunidade de peixes entre as estações do ano ($p = 0,0005$), entre os setores ($p = 0,036$) e também na interação das estações do ano com os setores ($p =$

0,0069). Não houve diferença significativa entre as áreas e nem na interação das estações com as áreas ($p = 0,1159$).

Quanto às estações do ano, a PERMANOVA *Pair-wise* mostrou não haver diferença significativa entre a primavera e o verão ($p = 0,2919$), porém nas comparações entre as demais estações do ano foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$). Para a interação das estações com os setores, a análise mostrou haver diferenças significativas entre o setor Dragado e o setor Não-Dragado na primavera ($p = 0,0242$) e no verão ($p = 0,018$) e não haver diferenças significativas no outono ($p = 0,0927$) e no inverno ($p = 0,1001$). A média de captura de peixes por arrasto foi maior no outono para os dois setores, com as seguintes variações: (1) Não-Dragado, menor média de captura no inverno e segunda maior média no verão; (2) Dragado, menor média na primavera e segunda maior média inverno (Figura 2a).

A biomassa total dos peixes capturados nos setores Não-Dragado e Dragado apresentou valores de 65.902 g e 27.211 g, respectivamente. A PERMANOVA mostra haver diferença na biomassa entre as estações do ano ($p = 0,0002$), entre os setores ($p = 0,0403$) e também na interação das estações com os setores ($p = 0,0018$). Não foram constatadas diferenças significativas entre as áreas dentro dos setores ($p = 0,2323$) e nem na interação das estações do ano com as áreas ($p = 0,0592$).

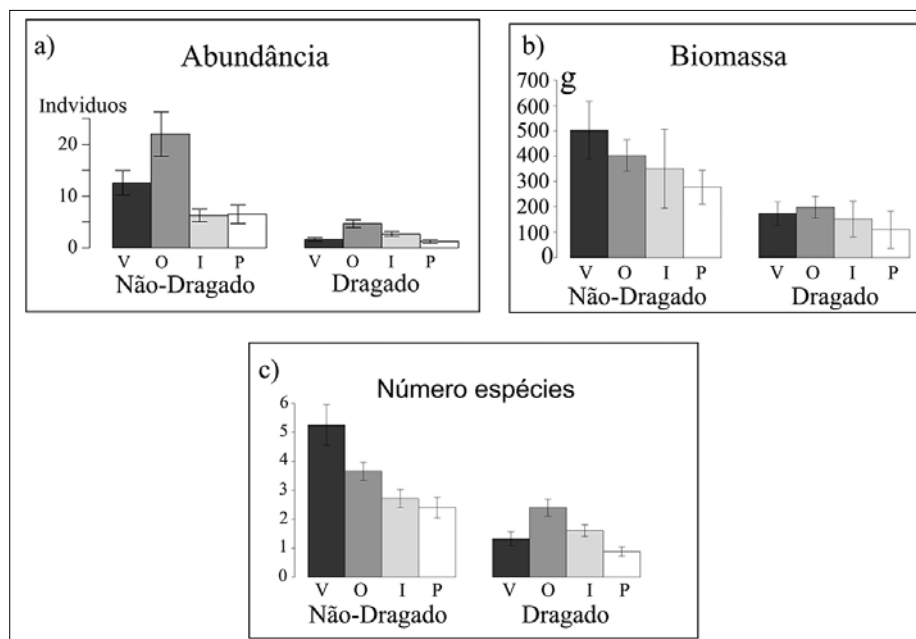


Figura 2 - Histograma da média da abundância (a), da biomassa (b), e do número de espécies (c) capturada por arrasto, acompanhado da barra de erro padrão, nos setores Dragado e Não-Dragado durante as quatro estações do ano. V - Verão, O - Outono, I - Inverno, P - Primavera.

Em relação às estações do ano, a PERMANOVA *Pair-wise* mostrou que as estações primavera/verão ($p = 0,292$) e Outono inverno ($p = 0,0614$) não diferem entre si quanto a biomassa ($p = 0,0614$), mas a primavera e o verão são diferentes do outono e do inverno ($p < 0,05$) e o inverno não é diferente do outono ($p = 0,0614$). Para a interação das estações do ano com os setores foi constatado que os setores Não-Dragado e Dragado são diferentes quanto à biomassa na primavera ($p = 0,029$) e no verão ($p = 0,0212$) e não são diferentes no outono ($p = 0,0993$) e no inverno ($p = 0,1029$). No setor Não-Dragado, a biomassa média por arrasto foi maior no verão, seguido do outono e do inverno, com a menor média ocorrendo na primavera. No setor Dragado, a maior média de biomassa por arrasto foi no outono, seguido do verão e inverno, com a menor média na primavera (Figura 2b).

Segundo os resultados da PERANOVA, existem diferenças significativas no número de espécies entre os dois setores ($p = 0,0462$), onde o setor Não-Dragado (51 espécies) apresenta um maior número de espécies do que o setor Dragado (45 espécies); entre as estações do ano ($p = 0,0113$), onde a primavera (27 espécies) é diferente do outono (40 espécies) ($p = 0,0149$), do inverno (36 espécies) ($p = 0,0039$) e do verão (42 espécies) ($p = 0,048$). Também foram observadas diferenças significativas na interação de setor com estação do ano ($p = 0,048$), onde no verão o setor Não-Dragado (20 espécies) foi diferente do setor Dragado (12 espécies) ($p = 0,032$). No setor Não-Dragado, a estação que apresentou a maior média de espécies por arrasto foi o verão, seguido do outono, inverno e a menor média ocorreu na primavera. No setor Dragado, o número médio de espécies por arrasto foi maior no outono, seguido do inverno, do verão e neste setor a menor média também foi na primavera (Figura 2c).

A CAP não mostrou nenhum grande agrupamento, mas é possível perceber algumas relações. A ocorrência da espécie *P. corvinaeformis* está relacionada com o setor Não-Dragado onde houve a maior captura dessa espécie, no período de outono, quando foram capturados 735 indivíduos e em dois arrastos no inverno quando foram capturados 571 indivíduos. A presença de *D. radiale* está associada com o outono,

quando foram capturados 32 indivíduos no setor Não-Dragado e 26 indivíduos no setor Dragado e com o inverno quando foram capturados 21 indivíduos no setor Não-Dragado e 28 indivíduos no setor Dragado (Figura 3).

Apesar de não ter ficado evidente na CAP, a espécie *S. greeleyi* está associada ao setor Não-Dragado onde foram capturados 115 de um total de 119 indivíduos, sendo 33 no inverno, 11 no outono, 32 na primavera e 39 no verão, enquanto que no setor Dragado foram capturados apenas quatro indivíduos. A espécie *C. chrysurus* foi mais abundante no outono, quando foram capturados 116 de um total de 136 indivíduos, dos quais 97 foram no setor Não-Dragado, sendo que em apenas dois arrastos foram capturados 53 e 23 indivíduos em cada um. A ocorrência de *C. leiarchus* está associada ao outono, quando foram capturados 12 indivíduos no setor Não-Dragado e 13 indivíduos no setor Dragado. *C. leiarchus* também está associada ao verão, quando foram capturados 19 indivíduos no setor Não-Dragado e dois no setor Dragado, de um total de 62 indivíduos (Figura 3).

O gráfico de k-dominância mostra a curva do setor Não-Dragado superior à curva do setor Dragado, evidenciando que existe uma maior dominância no setor Não-Dragado. Isso demonstra que no setor Não-Dragado, diferentemente do Dragado, existe uma dominância acumulada com um número reduzido de espécies (Figura 4).

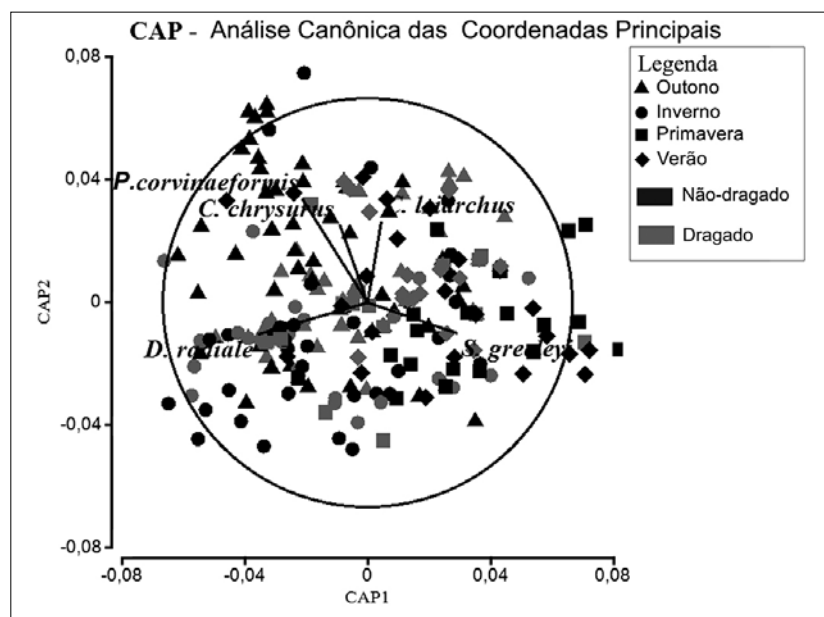


Figura 3: Resultado gráfico da Análise Canônica das Coordenadas Principais (CAP).

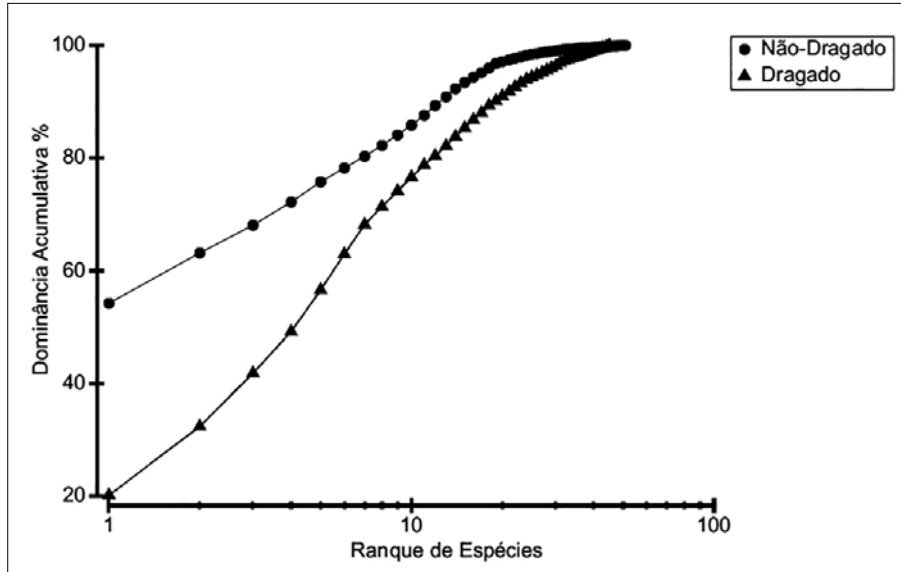


Figura 4 - Curvas de k-dominância para os setores Dragado e Não-Dragado.

A curva de comparação entre biomassa e abundância no setor Não-Dragado mostra as duas linhas bem próximas na parte superior do gráfico, com a abundância superando a biomassa na parte inferior do gráfico, a estatística W é negativa e próxima a 0, o que indica um distúrbio moderado (Figura 5a). Na figura 5b temos a curva de dominância parcial mostrando que as linhas continuam próximas, com a abundância abaixo, mas superando a biomassa na parte esquerda do gráfico. Esse também é um padrão de um ambiente com distúrbio moderado, mesmo quando a espécie mais impor-

tante é desconsiderada, confirmando o resultado mostrado pela curva ABC.

No setor Dragado a curva ABC também mostra um padrão de ambiente com distúrbio moderado. A biomassa supera a abundância, as duas linhas estão próximas e se cruzam na parte esquerda do gráfico (Figura 5c). A curva de dominância parcial mostra que a biomassa continua acima da abundância, as linhas continuam próximas e se cruzam na parte esquerda do gráfico, confirmando o padrão de um ambiente com distúrbio moderado (Figura 5d).

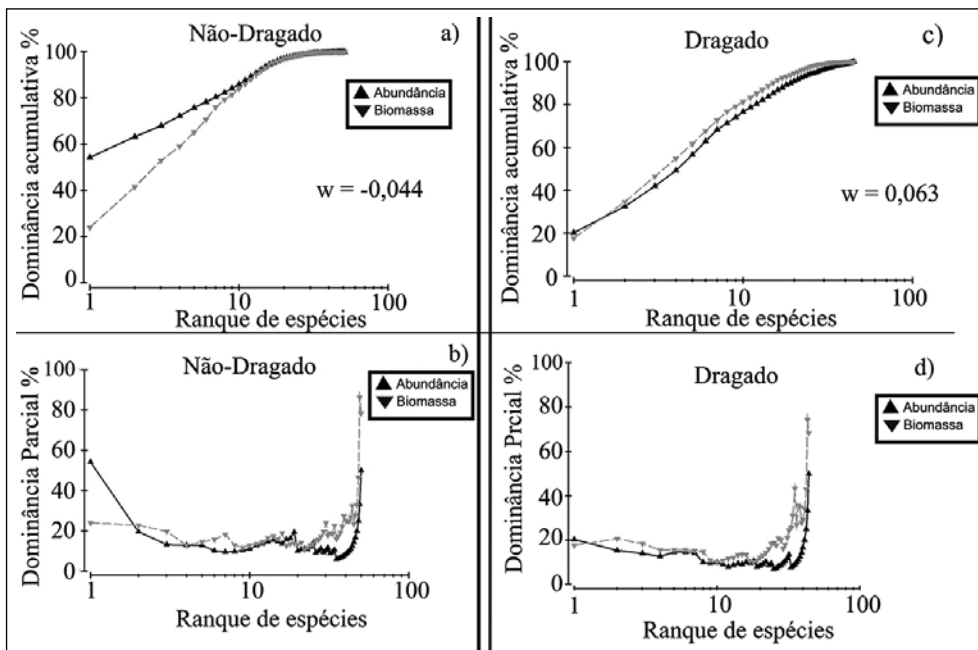


Figura 5 - (a) curva de comparação entre abundância e biomassa (ABC) para o setor Não-Dragado; (b) curva de dominância parcial, que desconsidera a espécie mais importante ranqueada para o setor Não-Dragado; (c) curva de comparação entre abundância e biomassa (ABC) para o setor Dragado; (d) curva de dominância parcial, que desconsidera a espécie mais importante ranqueada para o setor Dragado.

A análise de percentagens de guildas tróficas revelou a dominância das espécies de zoobentívoras (74%), seguido por piscívoras (16%). As guildas de detritívoros, herbívoros, omnívoros, oportunistas e zooplantívoros foram representadas por apenas uma espécie cada (1,7%).

O MDS feito com base nas percentagens de guildas tróficas (Figura 6) mostrou uma clara divisão de dois grupos referentes aos setores Não-Dragado e Dragado, que foi confirmado pelo ANOSIM (R-Global = 0,93, p = 0,01). A análise SIMPER resultou em um valor de dissimilaridade de 68,6%. A guilda trófica que mais contribuiu para essa dissimilaridade foi a dos zoobentívoros com 82% de contribuição para o total de dissimilaridade, seguida pelos omnívoros com 8% de contribuição (Tabela II).

Os resultados da Média da Distinção Taxonômica $\Delta+$ (AvTD) e da Variação da Distinção Taxonômica $\Lambda+$ (VarTD) mostraram que de todas as campanhas amostrais realizadas, apenas no setor Dragado nos meses de setembro de 2000 (pré-dra-

gagem 2012), dezembro de 2012 e agosto de 2013 (pós-dragagem 2012), e no setor Controle em maio de 2012 (pós-dragagem 2012) os valores obtidos de $\Delta+$ e $\Lambda+$ estiveram fora do intervalo de confiança (Figura 7a).

Apesar de a maioria dos valores de $\Delta+$ e $\Lambda+$ estarem dentro do intervalo de confiança, de maneira geral, os valores do setor Dragado, tanto antes como depois da dragagem estão localizados mais próximos aos limites do intervalo de confiança de 95%, enquanto os valores do setor Não-Dragado estão, em sua maioria, mais próximos da média esperada (Figura 7b).

Na elipse (Figura 7c) podemos observar dois pontos fora do intervalo de confiança de 95%, referentes ao setor Dragado nos meses de Setembro de 2000 (pré-dragagem 2012) e agosto de 2013 (pós-dragagem 2012). Esses pontos foram também os mais distantes do intervalo de confiança na figura 24. O formato da elipse e da distribuição dos objetos sugere uma maior variação em $\Lambda+$ do que em $\Delta+$.

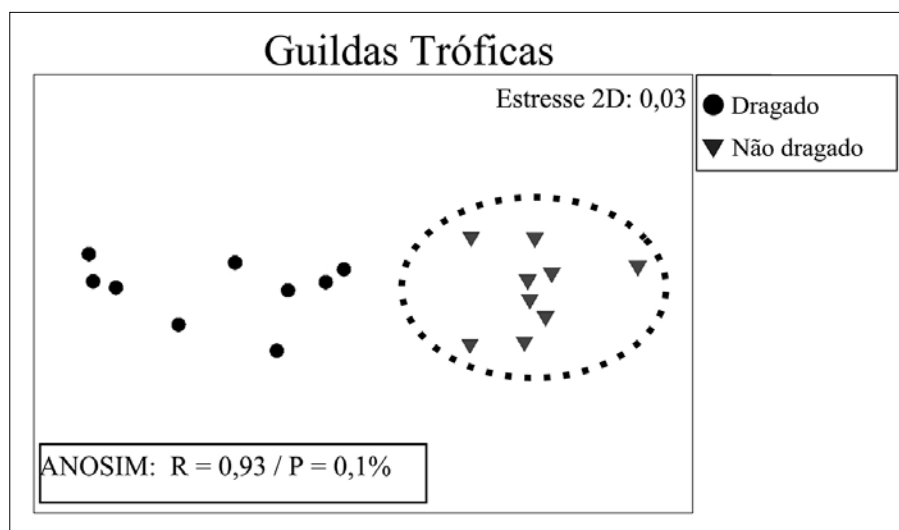


Figura 6 - Análise de guildas tróficas, com os resultados da ordenação MDS, juntamente com o resultado da análise ANOSIM.

Tabela II - Resultado da análise SIMPER para as guildas tróficas.

Grupos D & N-D		Dissimilaridade média = 68,59				
	Grupo N-D	Grupo D				
Espécies	\bar{X} Abund.	\bar{X} Abund.	\bar{X} Diss.	Diss/DP	Contrib. %	Acum. %
Zoobentívoros	7,6	0,79	56,3	3,9	82,08	82,08
Omnívoros	0,85	0,32	5,82	0,99	8,48	90,56

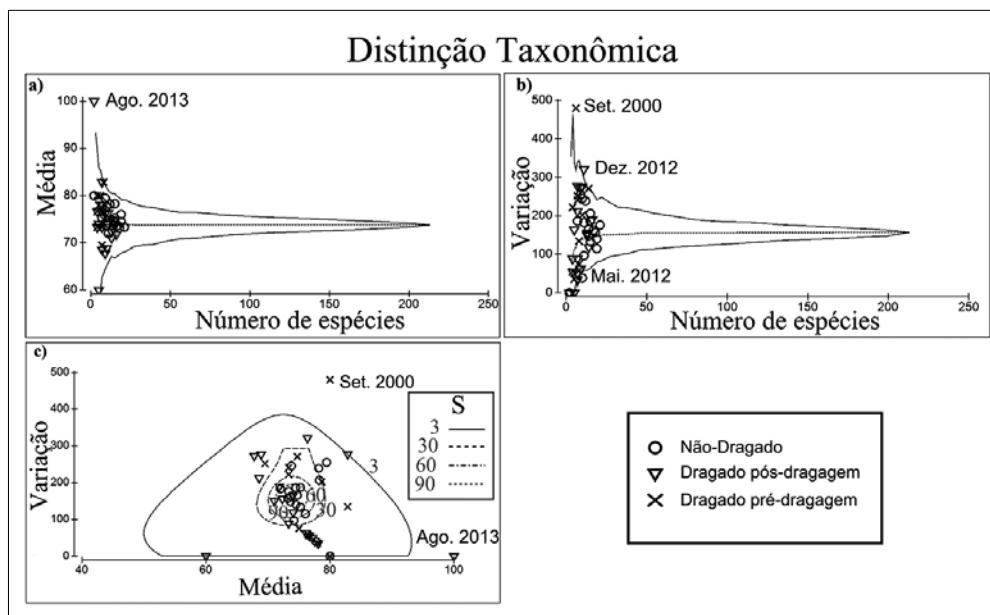


Figura 7 - Distinção Taxonômica: a - Média; b - Variação; c - Elipse (Média x Variação) Os índices foram calculados para os setores: Dragado pré-dragagem 2012, Dragado pós-dragagem 2012 e Não-Dragado pós-dragagem 2012. Para a variação e para a média (a / b) de distinção Taxonômica o valor médio esperado é representado pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança de 95% é dado pela linha sólida do entorno em forma de funil; Para a Elipse (c), Cada linha representa o intervalo de confiança de 95% referente ao número de espécies "S", obtido a partir de 999 simulações independentes de subconjuntos randômicos.

DISCUSSÃO

Os estuários são ambientes protegidos da ação das ondas que apresentam conexão com o mar, sendo assim, lugares ideais para a construção de centros urbanos com atividades portuárias, industriais e pesqueiras. No Complexo Estuarino de Paranaguá, a presença de cidades e portos como em Paranaguá e Antonina vem, ao longo de décadas, gerando alterações na estrutura e funcionamento do ecossistema devido ao descarte de efluentes domésticos, industriais e constantes dragagens para aprofundamento do canal de acesso aos portos.

Em relação aos fatores ambientais dos setores avaliados (dragado e não dragado), apesar da semelhança entre os sedimentos de fundo, existem diferenças relacionadas com as correntes de maré. Na Ponta do Poço, próximo ao setor Dragado, as correntes de maré alcançam, 141 cm/s na maré enchente e 119 cm/s na vazante (Marone *et al.* 1997). Nesse local, as correntes são flexionadas em direção ao canal da Cotinga, concentrando os fluxos próximos à Ponta do Poço. Por outro lado, no setor Não-Dragado, próximo à ilha da Cotinga, onde as áreas são mais rasas, os fluxos das correntes são menores. Essas diferenças oceanográficas se refletiram nos padrões de ocorrência da ictiofauna. Foram encon-

tradas diferenças entre os dois setores em relação à abundância de indivíduos, riqueza de espécies e biomassa. Grande parte da diferença na abundância está relacionada com a captura de grandes cardumes de *P. corvinaeformis* em poucos arrastos no outono e inverno de 2012, ou seja, foi uma ocorrência pontual e não constante ao longo dos 18 meses. A diferença na riqueza de espécies é pequena, apenas seis espécies a mais no setor Não-Dragado do que no setor Dragado. Essa diferença se deu principalmente devido à presença de espécies ocasionais, com ocorrência menor que 1%. Não foram constatadas diferenças significativas entre as áreas dentro de cada setor para nenhuma das variáveis analisadas, ou seja, a variação ocorre na maior escala, entre os setores, e não dentro de cada setor.

A curva de dominância mostra que existe uma maior dominância e, portanto, menor diversidade de espécies, no setor Não-Dragado do que no setor Dragado. Mesmo com menor riqueza de espécies, essa análise indica que a diversidade é proporcionalmente maior no setor Dragado, levando em consideração o número de espécies em relação ao número de indivíduos capturados, o que está relacionado com a elevada ocorrência de indivíduos da espécie *P. corvinaeformis* no setor Não-Dragado. A diversidade está relacionada com os níveis de impacto, mas não é ne-

cessariamente uma relação direta (quanto maior impacto menor a diversidade). Todavia um impacto moderado pode aumentar a diversidade, retirando as espécies dominantes e aumentando a quantidade de nichos e assim abrir espaço para um maior número de espécies ocuparem a mesma área. Por outro lado, se o impacto é intenso ocorre uma grande redução no número de espécies (Connell, 1978).

A comparação entre biomassa e abundância mostra que os dois setores sofrem distúrbio moderado. Mesmo sem nenhuma obra de engenharia no setor Não-Dragado, o local provavelmente é afetado pelas dragagens constantes do canal de acesso ao porto de Paranaguá, pelo tráfego de navios e talvez até pela pluma de efluentes domésticos e industriais provenientes da cidade de Paranaguá.

Mesmo utilizando dados pretéritos à dragagem em 2012, para fazer a análise de distinção taxonômica não foi possível perceber diferenças entre os dados pré-dragagem e pós-dragagem. Tanto os dados anteriores como posteriores às obras, apresentam comportamento semelhante e uma suave diferença entre os dados do setor Não-Dragado e do setor Dragado, mais um indício que as diferenças não foram causadas pela dragagem de 2012.

A retirada do substrato de fundo nas obras de dragagem pode afetar os peixes demersais devido à remoção dos organismos bentônicos que representam uma importante fonte de alimento (Daan *et al.*, 1990). Foi o que se observou nesse estudo, na análise de guildas tróficas, onde foi constatado que os peixes bentívoros foram os principais responsáveis pela diferença entre os dois setores, sendo mais abundantes no setor Não-Dragado. Por outro lado, os peixes são organismos vágéis e podem evitar distúrbios causados pela dragagem migrando para áreas adjacentes que não foram afetadas. Sob condições estressantes, a maioria das espécies tende a se deslocar, ficando apenas as mais tolerantes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). Após o término das obras a tendência é que os peixes retornem ao local, já que a ictiofauna estuarina é composta por um grande número de espécies oportunistas, que são responsáveis pela rápida recolonização de áreas impactadas, mitigando assim parte dos impactos causados pelas dragagens (Elliot *et al.*, 2007). Sendo assim, é possível afirmar que os impactos causados na assembleia de peixes por obras como dragagens são pontuais, localizadas nas áreas diretamente afetadas (Silva Junior *et al.*, 2012).

Uma das dificuldades para se avaliar alterações causadas por atividades como as dragagens é a inexistência de dados pretéritos. Na maioria dos

casos os estudos ocorrem apenas após um impacto. Desta forma, não se conhece o estado natural do local, o que dificulta avaliar se ocorreu uma real alteração do ambiente. Neste estudo não foi diferente, o levantamento de dados se deu após o início das obras de dragagem e na maioria das análises estatísticas foram comparados apenas os dois setores após a dragagem. Apenas na análise de distinção taxonômica, que permite analisar dados coletados com diferentes desenhos amostrais, foram utilizados dados de um estudo pretérito, realizado na mesma área que foi dragada. Além disso, em estudos de impacto ambiental em áreas estuarinas, existe dificuldade de se avaliar se a assembleia está estressada por fatores antrópicos ou ambientais. Isto ocorre, pois os estuários são ambientes naturalmente estressantes para as assembleias, em função da alta variabilidade dos parâmetros ambientais (Elliot & Quintino 2007).

Os resultados deste estudo mostraram que existe variabilidade temporal na comunidade ictiológica, com aparente importância das estações outono e primavera na composição da assembleia de peixes na região. A abundância de indivíduos apresentou variação entre todas as estações do ano, menos entre verão e primavera, que apresentaram os menores valores. Os maiores valores foram registrados no outono, seguido do inverno devido à influência de cardumes de *P. corvinaeformis*, *D. radiale* associadas ao outono e inverno e *C. chrysurus* associada apenas ao outono. A primavera apresentou o menor número de espécies, sendo diferente das outras três estações, que não se diferenciaram entre si. Foram encontradas diferenças na biomassa em relação às estações do ano, onde a biomassa foi maior nos meses outono e inverno que nos meses de primavera e verão, provavelmente em decorrência da grande captura de *P. corvinaeformis*. No outono foram encontrados os maiores valores de abundância dos nos dois setores e os maiores valores de riqueza e biomassa no setor Impacto. Entre o final da primavera e início do outono observa-se uma tendência de aumento na abundância, biomassa e diversidade devido à desova e reprodução de muitas espécies, pois é um período de condições ambientais favoráveis no que diz respeito à temperatura e disponibilidade de alimentos (Corrêa, 2001; Santos *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2004). Assim, é possível perceber a importância de se realizar desenhos amostrais com réplicas nas diferentes escalas de tempo e espaço. Os fatores que dominam a distribuição da comunidade de peixes são muito variáveis e podem ser diferente entre os anos, devido aos ciclos interanuais, como El-Niño, por exemplo.

Como sugestão para trabalhos futuros, resalta-se a importância de desenvolver desenhos amostrais que contemplem os períodos anteriores, concomitantes e posteriores à intervenção antrópica no ambiente. Que contemple também uma área controle, com características similares da área a ser impactada. Para definição destas áreas é indispensável a detalhada caracterização dos fatores oceanográficos, com dados de correntes, turbidez, salinidade, temperatura, profundidade, sedimentologia e geomorfologia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akin, S.; Winemiller, K.O. & Gelwick, F. P. Seasonal and spatial variations in fish and macro crustacean assemblage structure in Mad Island marsh estuary, Texas. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v.57, n.1, p.269-282. 2003.
- Anderson, M.J.; Gorley, R.N. & Clarke, K.R. PERMANOVA+ for PRIMER: *Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, 217 p., Plymouth, 2008.
- Angulo, R.J. *Geologia da planície costeira do Estado do Paraná*. Tese de Doutorado em Geologia Sedimentar, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 334 p., São Paulo, 1992.
- Barletta, M. & Corrêa, M.F.M. *Guia para identificação de peixes da costa do Brasil*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba 1992.
- Blaber S.J.M. Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation. *Fish. Aquat. Resour.*, v.7, Oxford, 372 p., 2000.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.W. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-e, Plymouth Marine Laboratory, 859 p., Plymouth, 1994.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.W. *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition*. Plymouth Marine Laboratory, 180 p., Plymouth, 2001.
- Connell, J.H. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, v.199, p.1302-1310, 1978.
- Corrêa, M.F.M. *Ictiofauna demersal da Baía de Guaqueçaba (Paraná, Brasil)*. Composição, estrutura distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. Tese de Doutorado, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 160 p., Curitiba, 2001.
- Cyrus, D.P. & Blaber, S.J.M. Turbidity and salinity in a tropical northern Australian estuary and their influence on fish distribution. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v.35, n.1, p.545-563, 1992.
- Daan, N.; Bromley, P.J.; Hislop, J.R. G. & Nielsen, N.A. Ecology of North Sea fish. *Neth. J. Sea Res.*, v.26, p.343-386, 1990.
- Dennison, W.C.; Orth, R.J.; Moore, K.A.; Stevenson, J.C.; Carter, V.; Kollar, S.; Bergstrom, P.W. & Batiuk, R.A. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation. *BioScience*, v.43, n.1, p.86-94, 1993.
- Elliot, M.; Whitfield, A.K.; Potter, I.C.; Blaber, S.J.M.; Cyrus, D.P.; Nordlie, F.G. & Harinson, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries.*, v.8, p.241-268, 2007.
- Elliott, M., & Quintino, V. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Poll. Bull.*, v. 54, n. 6, p. 640-5, 2007.
- Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 104 p., São Paulo, 1977.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)*. Museu de Zoologia, Universidade de São, 110 p., Paulo, São Paulo, 1978.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)*. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90 p., São Paulo, 1980.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)*. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 116 p., São Paulo, 2000.
- Jaureguizar, A.J.; Menni, R.; Guerrero, R. & Lasta, C. Environmental factors structuring fish communities of the Río de La Plata estuary. *Fish. Res.*, v.66, n.1, p.195-211, 2004.
- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M. & Machado, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. p.131-145, in Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds.), *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer, 360 p., Berlin 2001.
- Lamour, M.R. *Morfodinâmica sedimentar da desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR*. Tese de Doutorado em Geologia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, 161 p., Curitiba, 2007.

- Loneragan, N.R.; Potter, I.C. & Lenanton, R.C.J. Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of a temperate Australian estuary. *Mar. Biol.*, v.103, n.1, p.575-586, 1989.
- Maack, R. *Geografia física do Estado do Paraná*. José Olympio, 450 p., Curitiba, 1981.
- Maes, J.; Van Damme, P.A.; Taillieu, A. & Ollivier, F. Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde estuary, Belgium). *J. Fish Biol.*, v.52, n.1, p.534-546, 1998.
- Manderson, J.P.; Pessutti, J.; Hilbert, J.G. & Juanes, F. Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; *Pseudopleuronectes americanus*, Walbaum) in a northwest Atlantic estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v.304, p.137-157, 2004.
- Marone, E.; Mantovanelli, A.; Noernberg, M.A.; Klingenfuss, M.S.; Lautert, L.F.C. & Prata Junior, V.P. *Caracterização física do complexo estuarino da Baía de Paranaguá*. Relatório do Convênio APPA/CEM, Universidade Federal do Paraná, v.2, 274 p., Pontal do Paraná, 1997.
- Mc Dowall, R.M. *Diadromy in fishes, migrations between freshwater and marine environments*. Croom Helm Publications, 308 p., London, 1988.
- Menezes, N. & Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3)*. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96 p., São Paulo, 1980.
- Menezes, N. & Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4)*. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105 p., São Paulo, 1985.
- Passavante, J.Z.O. & Koenig, M.L. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. XXVI. Clorofila a e material em suspensão no estuário do Rio Botafogo. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v.18, p.207-230, 1984.
- Pérez-Ruzafa, A.; García-Charton, J.A.; Barcala, E. & Marcos, C. Changes in benthic assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: the Mar Menor (Spain, western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.*, v.53, p.107-120, 2006.
- Ricklefs, R.E. *A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. Editora Guanabara Koogan, 5ª edição, 470 p., Rio de Janeiro, 2003.
- Santos, C.; Schwarz Jr., R.; Oliveira Neto, J.F. & Spach, H.L. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. *Bol. Inst. Pesca*, v.28, n.1, p.49-60, 2002.
- Silva Junior, D.R.; Santos S.R.; Travassos, M & Vianna, M. Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem. *Braz. J. Oceanogr.*, v.60, n.1, p.25-32, 2012.
- Spach, H.L.; Godefroid, R.S.; Santos, C.; Schwarz Jr, R. & Queiroz, G.M.L. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Braz. J. Oceanogr.*, v.52, n.1, p.47-58, 2004.
- Whitfield, A.K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, v.9 n.1, p.151-186, 1999.
- Whitfield, A.K. & Elliott, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.*, v.61, p.229-250, 2002.