

ANÁLISE INTERANUAL DA ASSEMBLEIA DE PEIXES ESTUARINOS APÓS IMPACTO DE CONSTRUÇÃO DE OBRA RODOVIÁRIA NO LITORAL SUL DO BRASIL

Interannual analysis of estuarine fish assemblages
after impact in the south coast of Brazil

Máira Gnoatto Afonso¹, Paulo Ricardo Schwingel², Johnatas Adelir-Alves³, Henry Louis Spach⁴

¹ Doutoranda (bolsista da Capes), Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Brasil. E-mail: mairagafonso@gmail.com

² Professor da Universidade do Vale do Itajaí, Escola do Mar, Ciência e Tecnologia, Itajaí, SC, Brasil.
E-mail: schwingel@univale.br

³ Pesquisador, Laboratório de Ecologia de Peixes, Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Pontal do Paraná, PR, Brasil. E-mail: johnatas_alves@yahoo.com

⁴ Professor do Laboratório de Ecologia de Peixes, Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Pontal do Paraná, PR, Brasil. E-mail: henry@ufpr.br

RESUMO

Ecossistemas de águas transitórias vêm sofrendo com destruição e perda de biodiversidade devido a diversos impactos antropogênicos. Assembleias de peixes estuarinos foram descritas em métricas taxonômicas e funcionais e as variações temporais foram investigadas ao longo do tempo, durante e depois de uma dragagem e construção de um aterro na enseada do Saco dos Limões, litoral Sul do Brasil. Os peixes foram coletados por meio de arrasto de fundo. Na análise temporal sobre a ictiofauna, foram utilizadas ordenação multidimensional e análise de similaridade baseada na presença e ausência de espécies, famílias e abundância de espécies e guildas. Foram identificadas 78 espécies, distribuídas em 33 famílias. A espécie mais abundante foi *Genidens genidens* (25,9%) e Sciaenidae, com 16,7% do total das espécies identificadas, foi a família com maior riqueza (13 spp.). Espécies marinhas visitantes foram a guilda de uso do estuário mais representativa (44,1%) e zoobentívoros foram a guilda alimentar com maior número de espécies (61,5%). Métricas taxonômicas evidenciaram mudanças interanuais nas assembleias de peixes, o que pode estar relacionado às atividades de dragagem e ao aterro para a construção da rodovia na margem da enseada do Saco dos Limões. Métricas taxonômicas e funcionais podem ser empregadas com eficiência em trabalhos de monitoramento ambiental.

Palavras-chave: ictiofauna, águas transitórias, guildas, diversidade taxonômica e funcional.

Recebido em: 31/8/2020

Aprovado em: 3/11/2022

Publicado *on-line* em: 31/01/2023

ABSTRACT

*Transitional water ecosystems suffer from the destruction and loss of biodiversity. Fish assemblages were described in taxonomic and functional metrics and temporal variations were investigated over time, during and after an intervention in the cove of Saco dos Limões, south coast of Brazil. Sampling was performed using bottom trawling. In the temporal analysis of the ichthyofauna, we used multidimensional ordering and similarity analysis were used, based on the presence and absence of species, families and abundance of species and guilds. Were identified 78 species and 33 families. The most abundant species was *Genidens genidens* (25.9%) and *Sciaenidae*, with 16.7% of the total identified species, was the family with the highest richness (13 spp). Visiting marine species was the most representative guild in the estuary (44.1%) and zoobentivores was the food guild with the largest number of species (61.5%). Taxonomic metrics showed interannual changes in the fish assemblages, which may be related to the dredging and landfill activities for the construction of the highway on the shore of the Saco dos Limões cove. Taxonomic and functional metrics can be used efficiently in environmental monitoring work.*

Keywords: *ichthyology, transitional waters, guilds, taxonomic diversity, functional diversity.*

INTRODUÇÃO

Baías, estuários, manguezais, lagunas e deltas são ambientes costeiros intermediários entre os sistemas de água doce e marinho. Tais ecossistemas são conhecidos como águas de transição e são caracterizados pelas constantes variações nas condições bióticas e abióticas (Mclusky & Elliott, 2004; Elliott *et al.*, 2007). As águas de transição são ambientes altamente produtivos e importantes para o crescimento de espécies de interesse comercial (Mclusky & Elliott, 2004; Eick & Thiel, 2014). Além dos recursos pesqueiros, as águas de transição também fornecem serviços como proteção da costa, filtragem e desintoxicação de material dissolvido e particulado realizados por organismos filtradores e fanerógamas submersas, áreas para lazer e turismo (Elliott & Dewailly, 1995; Mclusky & Elliott, 2004; Elliott *et al.*, 2007).

A distribuição da biota nesses ecossistemas é determinada pela dinâmica das condições ambientais, mas os impactos ambientais como poluição, supressão de *habitats* e exploração dos recursos são fatores que interferem na distribuição dos organismos no espaço e tempo (Eick & Thiel, 2014). Nessa biota, os peixes são fundamentais para a compreensão da ecologia do ecossistema, sendo considerados indicadores ambientais para formulação de estratégias de gestão dos efeitos das atividades humanas (Whitfield & Elliott, 2002; Bevilacqua *et al.*, 2012).

No Brasil, estudos sobre ictiofauna nas águas de transição costumam abordar as variações espaciais e temporais em relação à heterogeneidade ambiental (Vilar; Spach & Joyeux, 2011; Passos *et al.*, 2013; Nakayama *et al.*, 2020). No entendimento das características que moldam a ocupação dos ecossistemas é fundamental conhecer a escala temporal na descrição de uma comunidade. Em águas de transição, as comunidades oscilam, conforme as variações ambientais, em escalas temporais curtas (como ciclo de marés e ação eólica) ou longas (como o regime pluviométrico de uma estação), sendo que variações in-

teranuais da ictiofauna são pouco conhecidas. Além disso, a análise de guildas pode descrever a estrutura e as interações dentro das comunidades e também compreender as relações interespecíficas e interguildas, fornecendo embasamento para trabalhos de manejo e conservação de ecossistemas (Barletta & Blaber, 2007; Elliott *et al.*, 2007; Harrison & Whitfield, 2008). Para os peixes, a abordagem de guildas utiliza características da biologia como modos de uso do estuário, interações e conectividade com áreas adjacentes (mar aberto, zona costeira e bacias de água doce), bem como a posição trófica (Elliott & Dewailly, 1995; Garrison & Link, 2000; Lobry *et al.*, 2003; Franco *et al.*, 2008).

A enseada do Saco dos Limões faz parte de um ecossistema estuarino localizado na Baía Sul da cidade de Florianópolis (ilha), estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil. Entre 1995 e 2004, obras para a construção de uma rodovia na margem da enseada do Saco dos Limões trouxeram alterações ambientais, tais como aumento da circulação da água marinha adjacente e substituição do zooplâncton estuarino por zooplâncton marinho costeiro (Veado & Resgalla, 2005). No local foram realizados dragagem e aterro entre agosto de 1996 e fevereiro de 1997 (Veado & Resgalla, 2005).

Diante do exposto, o presente estudo tem por objetivo analisar a variação interanual da ictiofauna da enseada do Saco dos Limões pela abordagem conjunta de taxonomia (famílias e espécies) e funcionalidade (guildas) com o propósito de identificar possíveis alterações causadas na assembleia de peixes estuarinos. A investigação sobre as famílias, espécies e guildas que compõem comunidades de peixes pode identificar variações temporais no uso de ambientes transicionais e estabelecer estratégias de gestão e conservação. Considerando a resiliência da assembleia de peixes (Phil *et al.*, 2002), espera-se que a diversidade de peixes na enseada do Saco dos Limões se mantenha estável durante o período amostrado, mesmo sendo exposta às alterações ocasionadas por fatores naturais e antropogênicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A enseada do Saco dos Limões está localizada na ilha de Santa Catarina, na margem leste da Baía Sul (Figura 1). Esse ambiente forma um remanso com propriedades estuarinas que recebe aporte do Rio Tavares, sendo caracterizado como uma enseada de águas calmas e rasas (2 e 8 metros de profundidade), com fundo arenolodoso e elevada produtividade biológica (Souza-Conceição & Schwingel, 2011).

Coleta de dados

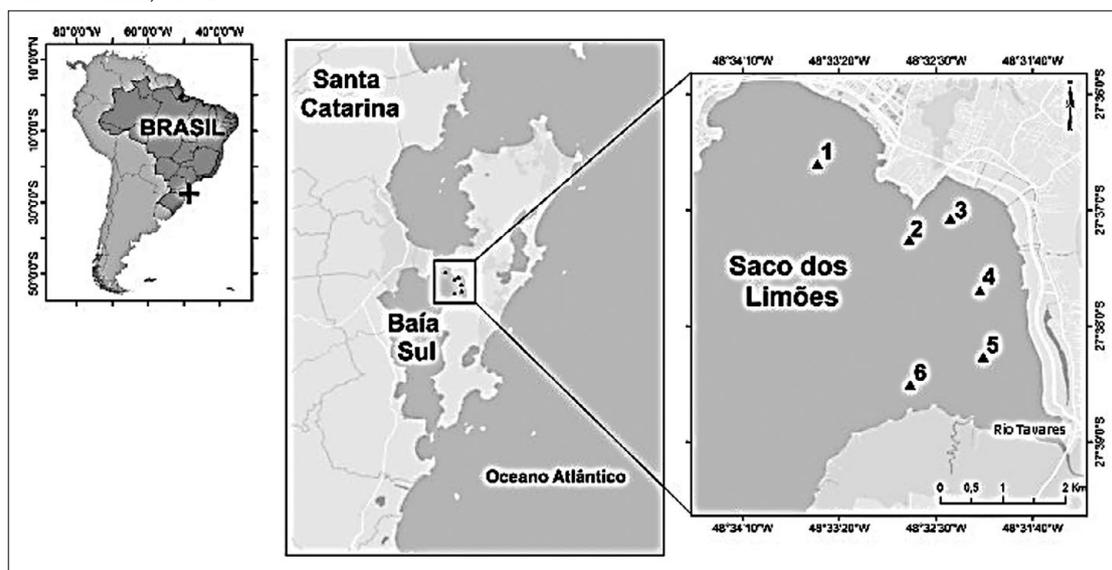
A amostragem ocorreu nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro dos anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003. Dois arrastos simultâneos de 10 minutos foram realizados em cada ponto amostral (Figura 1), totalizando 12 arrastos mensais, 72 arrastos em cada ano e 360 arrastos ao longo dos 5 anos, utilizando redes de arrasto de portas (comprimento de 4,5 m, tralha superior a 7,5 m e inferior a 9 m e malhas de 12 e 14 mm entre nós opostos), sendo a despesca das redes considerada como uma amostra.

Os peixes capturados foram identificados ao menor nível taxonômico possível e categorizados em guildas de uso do estuário (uso do *habitat*) e guildas alimentares (dieta) (Figueiredo & Menezes, 1978, 1980; Fischer, 1978; Menezes & Figueiredo, 1980, 1985; Guimarães, 1996; Elliott *et al.*, 2007; Denadai *et al.*, 2013; Silva-Junior; Carvalho & Vianna, 2013; Passos *et al.*, 2013; Marceniuk *et al.*, 2016; Marceniuk, 2018; Betancur-r *et al.*, 2017; Froese & Pauly, 2019; Ribeiro *et al.*, 2019; Eschmeyer, 2020).

As guildas de uso de estuário consideradas foram anádromas (NA – espécies que se desenvolvem no mar e migram para rios para desovar), catádromas (CA – espécies que vivem em água doce e migram para ambientes marinhos para desovar), anfídromas (AM – migram entre o mar e a água doce sem migração relacionada à reprodução), visitantes marinhos (VM – espécies que desovam no mar e entram em estuários em baixo número, são consideradas estenohalinas e são encontradas em salinidades de aproximadamente 35), migrantes marinhos (MM – espécies que desovam no mar e entram em estuários em grande número como jovens, consideradas eurihalinas), espécies estuarinas (ES) e migrantes de água doce (FM – encontradas em números moderados nos estuários, consideradas oligohalinas) (Elliott *et al.*, 2007).

As categorias dos grupos funcionais quanto ao modo de alimentação utilizado foram zooplantívoros (ZP – alimentam-se de zooplâncton), detritívoro (DV – alimentam-se de detritos e/ou microfítobentos), herbívoro (HV – pastam macroalgas, macrófitas ou fitoplâncton), onívoro (OV – alimentam-se de algas filamentosas, macrófitas, perifton, epifauna e infauna), piscívoro (PV – alimentação de peixes e grandes invertebrados), zoobentívoro (ZB – alimentação de invertebrados que vivem logo acima ou entre os sedimentos) e oportunistas (OP – alimentação de uma variedade diversificada de alimentos) (Elliott *et al.*, 2007).

Figura 1 - Localização da área amostral e dos pontos de coleta na enseada do Saco dos Limões, Baía Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil



Análise de dados

Os dados da presença e ausência de espécies e famílias e de abundância de espécies e guildas por mês e ano de coleta foram planilhados e organizados. As amostragens foram classificadas em dois períodos relativos à construção da rodovia: durante a obra, representado pelo ano de 1997, e depois da obra, representado pelos anos 2000, 2001, 2002 e 2003.

Foram construídos escalonamentos métricos não paramétricos (MDS) para verificar os agrupamentos da fauna conforme os anos. A análise de similaridade (ANOSIM) identificou agrupamentos fornecendo o grau de separação pelo valor R e também o nível de significância. O valor de R varia de 0 a 1, grupos distintos ($R > 0,75$), grupos que se sobrepõem, mas são distintos ($R > 0,5$), e grupos indistinguíveis ($R < 0,25$) (Clarke & Gorley,

2015). A análise de similaridade de percentagens (SIMPER) foi aplicada nos casos de grupos distintos para identificar as famílias, espécies, guildas de uso do estuário e guildas alimentares responsáveis por diferenças (Clarke & Gorley, 2015).

A análise de diferenças taxonômicas dos anos amostrados foi realizada utilizando os índices de Distinção Taxonômica Média (Delta+) e de Variação da Distinção Taxonômica (Lambda+) com as matrizes de presença/ausência de espécies (Clarke & Gorley, 2015). Os valores de cada índice foram plotados em funis, que representam o intervalo de confiança de 95% de probabilidade elaborado por meio de 1.000 simulações dos valores de Delta+ e Lambda+ esperados. Os pontos alocados dentro do funil são considerados de acordo com o padrão taxonômico esperado. Assembleias com maior complexidade taxonômica (ou maior biodiversidade) possuem valores baixos de Delta+ e elevados valores de Lambda+. Os níveis hierárquicos taxonômicos utilizados foram espécie, gênero, família, classe e ordem. Todas as análises foram realizadas com o programa Primer 7 (Clarke & Gorley, 2015).

RESULTADOS

Distribuição taxonômica e de guildas

Foram identificadas 78 espécies de peixes (76 Actinopterygii e 2 Elasmobranchii), distribuídas em 33 famílias ao longo dos anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 (Tabela I).

Em 1997 e 2000 foram registradas 46 espécies, em 2001 ocorreram 49 espécies e em 2002 e 2003 estiveram presentes na área 48 espécies. As famílias com maior número de espécies foram Sciaenidae (13), Carangidae (7), Epinephelidae (5), Paralichtidae (5) e Tetraodontidae (5), representando 44,87% do total das espécies (Tabela I). As espécies mais abundantes, considerando os cinco anos monitorados, foram *Genidens genidens* (25,9%), *Eucinostomus gula* (11,9%), *E. argenteus* (8,5%), *Cetengraulis edentulus* (8,1%) e *Citharichthys spilopterus* (7,7%). A espécie *G. genidens* foi a predominante em 2000, 2001, 2002 e 2003, enquanto em 1997 *C. edentulus* foi predominante, com 31,6% dos indivíduos capturados.

Tabela I - Lista das espécies indicando a presença nos anos amostrados (P), a guilda de uso do estuário (AN = anádromo, AM = anfídromo, ES = estuarino, MM = migrante marinho e VM = visitante marinho) e a guilda alimentar (ZP = zooplanc-tívoro, DV = detritívoro, OV = onívoro, PV = piscívoro, ZB = zoobentívoro e OP = oportunista)

Família	Espécie	GUE	GA	1997	2000	2001	2002	2003
Achiridae	<i>Achirus declivis</i>	VM	ZB		P			
	<i>Achirus lineatus</i>	ES	ZB	P			P	P
	<i>Catathyridium garmani</i>	AM	ZB**	P	P	P	P	P
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	MM	ZB**	P	P	P	P	P
	<i>Genidens genidens</i>	ES	ZB	P	P	P	P	P
Blenniidae	<i>Hypoleurochilus fissicornis</i>	VM	ZB		P			
	<i>Caranx latus</i>	MM	ZB		P			
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	VM	OP	P	P	P	P	P
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	MM	ZP			P		
	<i>Oligoplites saurus</i>	MM	PV	P	P	P	P	P
	<i>Selene setapinnis</i>	MM	PV	P	P	P	P	P
	<i>Selene vomer</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Trachinotus carolinus</i>	VM	ZB	P		P		
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	AM	ZB	P	P		P	P
	<i>Centropomus undecimalis</i>	AM	PV					P
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	VM	ZP	P	P		P	P
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	MM	ZP					P

(continuação Tabela 1)

Família	Espécie	GUE	GA	1997	2000	2001	2002	2003
Cynoglossidae	<i>Symphurus plagusia</i>	MM**	ZB**	P	P			
	<i>Symphurus tessellatus</i>	MM	ZB		P	P	P	P
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	VM	ZB		P			
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	MM	ZB					P
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	AM	PV			P	P	
	<i>Anchoa marinii</i>	MM	ZP					P
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	MM	ZP	P	P	P	P	P
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	NA	OV	P	P		P	P
Epinephelidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	MM	PV			P		
	<i>Hyporthodus niveatus</i>	MM	PV					P
	<i>Mycteroperca acutirostris</i>	VM	ZB		P			
	<i>Mycteroperca bonaci</i>	VM	PV				P	
	<i>Mycteroperca microlepis</i>	MM	ZB			P		
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	VM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	MM	OV	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus gula</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i>	ES	ZB	P	P	P	P	P
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>	*	ZB		P			
Haemulidae	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	VM	ZB	P	P	P		P
	<i>Orthopristis ruber</i>	VM	ZB	P		P	P	P
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	MM	ZB	P		P	P	P
Monocantidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	VM	ZB		P	P	P	P
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	MM	DV	P	P	P	P	P
	<i>Mugil liza</i>	CA	DV	P		P	P	
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	VM	PV**			P	P	P
	<i>Citharichthys arenaceus</i>	VM	ZB			P		
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	ES	ZB	P	P	P	P	P
Paralichthyidae	<i>Etropus longimanus</i>	VM	ZB	P				
	<i>Etropus crossotus</i>	MM	ZB		P	P	P	P
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	MM	ZB	P				
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	VM	PV	P		P	P	P
Pristigasteridae	<i>Chirocentron bleekermanus</i>	VM	PV	P	P		P	P
	<i>Pellona harroweri</i>	VM	PV	P				
Rhinobatidae	<i>Pseudobatos percellens</i>	VM	ZB	P	P			
	<i>Bairdiella ronchus</i>	MM	PV	P	P	P		
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	M	ZB				P	
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	VM	PV	P	P	P	P	P
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	VM	PV**	P				
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	MM	ZB	P		P	P	
	<i>Menticirrhus americanus</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	VM	ZB	P	P			
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	VM	ZB			P	P	
	<i>Pogonias courbina</i>	VM	ZB	P				
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	MM	ZB				P	
	<i>Stellifer stellifer</i>	VM	ZB					P
	<i>Stellifer rastrifer</i>	VM	ZB	P			P	P
	<i>Diplectrum radiale</i>	VM	PV	P	P	P	P	P
	<i>Rypticus randalli</i>	VM	PV			P		P
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	VM	ZB	P	P	P	P	P
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>	ES	PV		P	P	P	
Stromateidae	<i>Peprilus</i> sp.	VM**	OV**		P	P		P
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	VM	PV		P	P	P	P

(continuação Tabela I)

Família	Espécie	GUE	GA	1997	2000	2001	2002	2003
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MM	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	ES	ZB		P	P	P	P
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	ES	ZB	P	P	P	P	P
	<i>Sphoeroides pachygaster</i>	ES**	ZB			P		
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	ES**	ZB			P	P	
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	VM	PV	P	P	P	P	P
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	VM	ZB	P	P	P	P	P

Nota: GUE = guilda de uso de estuário e GA = guilda alimentar.

* Não foram encontradas informações.

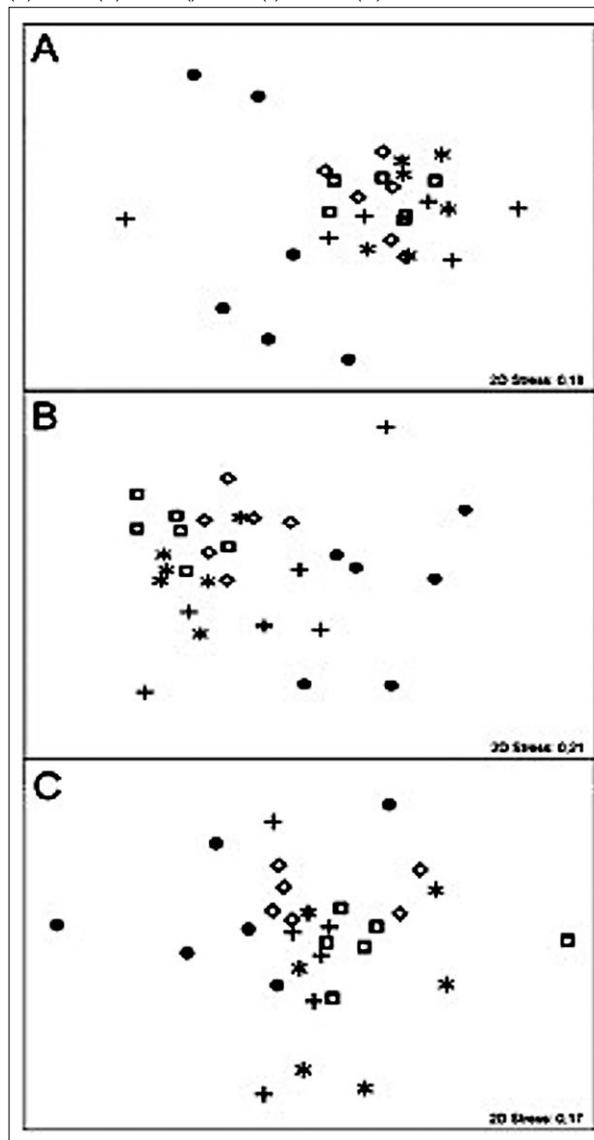
** Classificação baseada em congêneres.

Em relação às guildas de uso do estuário, os visitantes marinhos dominaram em número de espécies (34 espécies, 44,1%), seguidos dos migrantes marinhos (28 espécies, 36,4%) e estuarinos (10 espécies, 12,9%). Anfidromos e anádromos foram menos representativos, com quatro e uma espécie respectivamente. Quanto às guildas alimentares, 48 espécies (61,5%) pertencem ao grupo dos zoobentívoros, 19 espécies são piscívoras (24,3%), 5 são zooplantívoras (6%), 3 são onívoras (3,8%), 2 são classificadas como detritívoras (2,5%) e 1 como oportunista (Tabela I). Na soma dos anos, as espécies zoobentívoras dominaram em número de indivíduos (67,8%), seguidos por onívoras (18%) e zooplantívoras (8,5%) (Tabela I).

Análise da similaridade taxonômica e de guildas

O escalonamento multidimensional não métrico (MDS), baseado na presença/ausência de famílias, evidencia que a assembleia de peixes em 1997 difere dos demais anos (Figura 2). A análise de similaridade ANOSIM (R-Global = 0,216; $P < 0,01$) mostra diferença, ainda que com sobreposição entre os anos 1997 e 2000 ($R = 0,324$; $P < 0,05$), 1997 e 2001 ($R = 0,544$; $P < 0,01$), 1997 e 2002 ($R = 0,594$; $P < 0,01$) e 1997 e 2003 ($R = 0,514$; $P < 0,01$). O resultado do SIMPER indica que essa diferença na assembleia de peixes está associada à presença de Synodontidae e Epinephelidae em 2000, 2001, 2002 e 2003.

Figura 2 - Ordenação multidimensional com base na presença/ausência de famílias (A), na presença/ausência de espécies (B) e na similaridade quantitativa das espécies (C) nos anos de 1997 (•), 2000 (+), 2001 (◻), 2002 (*) e 2003 (◊)

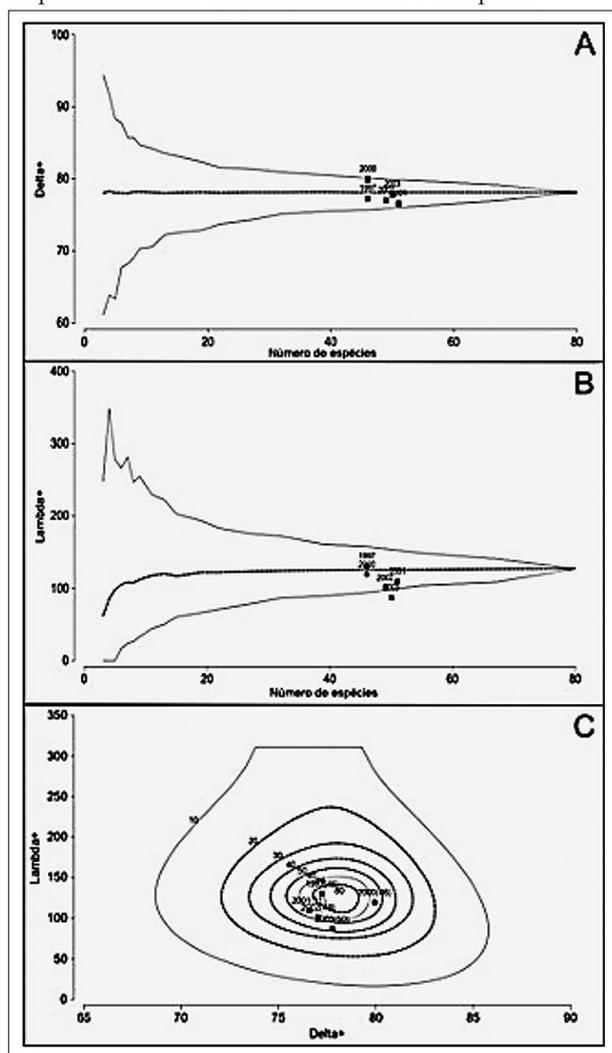


Na análise baseada em presença/ausência de espécies (Figura 2B), o MDS e a ANOSIM correspondente (R -Global = 0,422; $P < 0,01$) mostram que não existem diferenças entre a assembleia de peixes para 2002 e 2003 ($R = 0,222$; $P > 0,05$). Porém, evidencia distinção entre 1997 e 2001 ($R = 0,709$; $P < 0,01$), 1997 e 2002 ($R = 0,611$; $P < 0,01$), 1997 e 2003 ($R = 0,572$; $P < 0,01$), 2000 e 2001 ($R = 0,567$; $P < 0,01$) e 2001 e 2003 ($R = 0,562$; $P < 0,01$). A assembleia de peixes exibe distinção, com forte sobreposição em 1997 e 2000 ($R = 0,281$; $P < 0,05$), 2000 e 2002 ($R = 0,406$; $P < 0,01$), 2000 e 2003 ($R = 0,302$; $P < 0,01$) e 2001 e 2002 ($R = 0,348$; $P < 0,05$).

A análise MDS com base na similaridade quantitativa das espécies entre os anos mostra existir diferenças entre as assembleias de peixes de 1997 em relação aos demais anos (Figura 2C). A análise ANOSIM (R -Global = 0,197; $P < 0,01$) aplicada aos dados de porcentagem de espécies mostrou diferenciação, mas com sobreposição, entre 1997 e 2000 ($R = 0,274$; $P < 0,05$), 1997 e 2001 ($R = 0,298$; $P < 0,01$), 1997 e 2002 ($R = 0,278$; $P < 0,05$), 1997 e 2003 ($R = 0,257$; $P < 0,05$) e 2001 e 2003 ($R = 0,311$; $P < 0,01$). As assembleias de peixes não apresentaram distinção entre os anos 2000, 2001 e 2002, bem como em 2000 e 2002 em relação a 2003. Por meio da análise SIMPER, as diferenças entre 1997 e 2000 e entre 1997 e 2001 são evidenciadas pela maior abundância média de *C. edentulus* em 1997 e de *G. genidens* em 2000 e 2001. As maiores abundâncias médias de *C. edentulus* em 1997 e de *Eucinostomus argenteus* em 2002 foram responsáveis pela diferença na assembleia de peixes entre 1997 e 2002. Entre 1997 e 2003, a diferença ocorre pelas maiores abundâncias médias de *C. edentulus* e de *E. argenteus* em 1997 e de *G. genidens*, *E. gula* e *C. spilopterus* em 2003. A diferença entre 2001 e 2003 é devido às maiores abundâncias médias de *G. genidens*, *Micropogonias furnieri* em 2001 e às maiores abundâncias médias de *Chloroscombrus chrysurus*, *C. edentulus* e *E. gula* em 2003.

Em relação à distinção taxonômica média (Delta +), observou-se que todos os anos ficaram alocados dentro do intervalo de confiança e próximos da média esperada (Figura 3A). Na variação da distinção taxonômica (Lambda+),

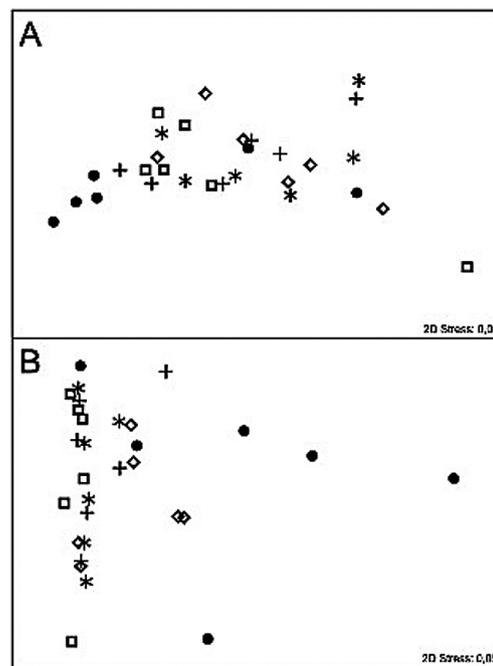
Figura 3 – Distinção taxonômica média (A) e variação da distinção taxonômica (B), calculadas para os anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003. A média esperada é representada pela linha pontilhada central, e o limite do intervalo de confiança de 95% é dado pela linha sólida do entorno, em forma de funil. Biplot entre a distinção taxonômica média (Delta+) e a variação da distinção taxonômica (Lambda+) calculado para os anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 (C). A elipse representa o valor do intervalo de confiança de 95% de probabilidade de se encontrar entre 40 e 80 espécies



2003 está fora do intervalo de confiança (Figura 3B). O gráfico biplot de ambos os índices mostra 2001, 2002 e 2003 com valores de Lambda+ inferiores aos de 1997 e de 2000, sendo 2000 com maior valor de Delta+ (Figura 3C).

A ordenação MDS (Figura 4A) e ANOSIM correspondente, baseadas nas guildas do uso do estuário, não mostraram diferenças entre a assembleia de peixes no período analisado (R-Global = 0,065; $P > 0,05$). Resultado semelhante (Figura 4B) ocorreu com as análises baseadas nas guildas alimentares (R-Global = 0,086; $P > 0,05$), apresentando distinção com sobreposição apenas entre os anos 1997 e 2002 (R = 0,269; $P < 0,05$). A análise SIMPER revela que essa diferenciação foi causada pelas maiores abundâncias médias de zoobentívoros em 1997 e zooplactívoros e onívoros em 2002.

Figura 4 - Ordenação multidimensional com base na porcentagem de guildas de uso do estuário (A) e guildas alimentares (B) nos anos de 1997 (•), 2000 (+), 2001 (◻), 2002 (*) e 2003 (◊)



DISCUSSÃO

A dinâmica natural das assembleias de peixes em ecossistemas de transição pode ser avaliada por meio das variações interanuais das diversidades taxonômicas e funcionais. Estudos em estuários brasileiros classificaram espécies de peixes em guildas funcionais (Vieira & Musick, 1994; Garcia & Vieira, 2001; Chaves & Bouchereau, 2004; Andrade-Tubino; Ribeiro & Vianna, 2008; Vilar; Spach & Joyeux, 2011; Passos *et al.*, 2013), porém não avaliaram mudanças ao longo do tempo. A hipótese de que a construção da rodovia na enseada do Saco dos Limões possa ter influenciado a formação da assembleia de peixes foi parcialmente corroborada pela diferenciação taxonômica entre os anos avaliados, enquanto as análises de guildas não mostraram clara distinção.

O estudo da variação da diversidade taxonômica e funcional revelou que as métricas taxonômicas tradicionais foram os melhores indicadores das mudanças estruturais do que os grupos funcionais na assembleia de peixes na enseada do Saco dos Limões. A presença/ausência de espécies foi mais eficiente para discriminar assembleias entre os anos do que a abundância de espécies e presença/ausência de famílias. Com relação à abundância de espécies, o menor número de exemplares de *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula* e *Citharichthys spilopterus* em 1997 e um maior número em 1997 de *E. argenteus* e *Cetengraulis edentulus* são oscilações que podem ter contribuído para uma menor discriminação das assembleias com base na abundância de espécies.

Como as características funcionais podem estar diretamente ligadas a processos ecossistêmicos, sendo assim mais sensíveis na detecção de respostas da ictiofauna às mudanças ambientais, a ausência de diferenças nas características funcionais sugere, na área estudada, efeitos similares nos processos do ecossistema ou respostas similares às pressões

do ambiente (Wilson, 1999; Laureto; Cianciaruso & Samia, 2015). As características funcionais também não evidenciaram diferenças na assembleia de peixes ao longo de um gradiente de salinidade no Complexo Estuarino de Paranaguá (Passos *et al.*, 2013).

As análises de Distinção Taxonômica Média e a Variação de Distinção Taxonômica, uma abordagem que incorpora informações sobre as relações filogenéticas das espécies na comunidade e sensibilidade para detectar respostas da comunidade às mudanças ambientais (Warwick & Clarke, 1998), indicaram que a estrutura foi similar entre os anos amostrados e que a semelhança observada na composição de espécies no período 2000-2003 pode estar associada ao término das obras de dragagem e aterro no local.

Evidências na composição específica do zooplâncton indicaram diminuição de características estuarinas da área após a construção da rodovia, causada pelo aumento da salinidade e sobreposição da fauna marinha costeira (Veado & Resgalla, 2005). A dragagem significou um aumento na profundidade média da enseada do Saco dos Limões e, por consequência, alterações na dinâmica hidrológica e na salinidade. Além disso, obras como essa são reconhecidas pelos impactos diretos sobre a biota aquática, causando modificação da diversidade biológica (Castro & Almeida, 2012). Portanto, esperava-se encontrar diferenças na assembleia de peixes de modo que elas pudessem se relacionar aos impactos da obra. De fato, o ano de 1997, considerado o período de amostragem no qual ocorriam as obras, foi o que apresentou maior distinção em relação aos demais quanto a ordenações MDS de presença e ausência de famílias e de espécies.

Entretanto, deve-se considerar que não é possível afirmar que as diferenças encontradas estejam diretamente relacionadas ao impacto da obra, uma vez que não existe disponibilidade de dados sobre peixes no período anterior ao início da obra. Um levantamento bibliográfico não revelou a existência de dados pretéritos sobre peixes na área. Além das alterações ambientais causadas por atividades humanas, a dinâmica natural das assembleias pode ser perturbada por eventos climáticos (Bevilacqua *et al.*, 2012). Na Lagoa dos Patos, situada no estado vizinho (Rio Grande do Sul), mudanças nas guildas de uso do estuário foram verificadas em detrimento do fenômeno El Niño 1997-1998 (Garcia & Vieira, 2001), mesmo ano em que foram encontradas maiores diferenças na estrutura taxonômica da assembleia de peixes na enseada do Saco dos Limões, mas sem clara diferenciação funcional.

A distribuição de guildas de uso do estuário entre os anos não apresentou diferenças, provavelmente porque as espécies visitantes marinhas e migrantes marinhas foram predominantes em todos os anos estudados. A alta ocorrência de espécies migrantes marinhas pode estar associada às características físicas da região, pois é uma baía com ampla abertura para o mar. Essa guilda também foi abundante em outras regiões estuarinas (Mclusky & Elliott, 2004; Eick & Thiel, 2014). Grande parte da comunidade de peixes estuarinos é originária de áreas marinhas e a abordagem de guildas reflete isso (Elliott *et al.*, 2007). Em ambientes costeiros, as adaptações fisiológicas nos peixes os permitem migrar para ambientes menos salinos, seja esse comportamento relacionado com a finalidade de reprodução/alimentação ou não. Os marinhos visitantes tipicamente entram nos estuários apenas nas regiões próximas à desembocadura, onde as salinidades são de aproximadamente 35 (Elliott *et al.*, 2007), contudo, a salinidade não é o único fator determinante (e.g.) na distribuição das guildas de uso de estuário (Passos *et al.*, 2013; Nakayama *et al.*, 2020; Cattani *et al.*, 2022).

Quanto à guilda alimentar, o elevado número de espécies zoobentívoras encontrado na enseada do Saco dos Limões pode ser resultante da seletividade da rede de arrasto de

fundo, que captura principalmente espécies demersais. A utilização de um único equipamento para a captura de peixes não é capaz de amostrar a composição da comunidade de modo representativo e pode favorecer o predomínio de determinadas guildas (Elliot & Dewailly, 1995). Além disso, no que se refere ao modo de alimentação das espécies, também é necessário considerar que a distribuição trófica depende da sazonalidade das fontes de alimentos (Chaves & Bouchereau, 2004). Ao mesmo tempo, o fator ontogenia na alimentação é importante para classificar uma espécie em determinada guilda, já que as espécies podem mudar de guilda alimentar durante a vida (Elliott *et al.*, 2007).

Na enseada do Saco dos Limões, dominaram em número de espécies os peixes pertencentes à guilda visitantes marinhos, seguidos pelos migrantes marinhos e pelas espécies estuarinas, bem como a maioria das espécies eram zoobentívoros, seguidos por piscívoros. Essa distribuição de guildas é semelhante à encontrada por outros autores em estuários no Sul do Brasil (Chaves & Bouchereau, 2004; Vilar; Spach & Joyeux, 2011; Passos *et al.*, 2013), o que era esperado dada a pequena distância geográfica entre o Saco dos Limões e esses estuários, uma vez que as assembleias de peixes de estuário compartilham amplas semelhanças taxonômicas (Sheaves, 2012) e funcionais (Elliot & Dewailly, 1995) em grandes escalas espaciais.

Apesar da importância das métricas funcionais para compreender como os peixes utilizam os recursos do ambiente, as análises de guildas de uso do estuário e alimentar não revelaram variação temporal da assembleia de peixes estuarinos na enseada do Saco dos Limões. A abordagem de guildas pode ser mais significativa na comparação entre estuários em diferentes áreas biogeográficas, uma vez que as diferenças regionais dominam em amplas escalas subcontinentais, em parte impulsionadas por mudanças geográficas no conjunto de espécies disponíveis (Elliott *et al.*, 2007; Harrison & Whitfield, 2008), ou também quando uma maior quantidade de guildas é explorada (Garrison & Link, 2000).

No Brasil, a legislação que versa sobre a compatibilização do desenvolvimento econômico-social com a conservação e preservação do meio ambiente exige avaliar as melhores medidas mitigadoras para evitar ou minimizar os danos causados por empreendimentos, como a construção de rodovias (Dalmo *et al.*, 2012). O Estudo de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental são instrumentos de controle preventivo de danos ambientais e as métricas taxonômicas podem ser utilizadas como uma excelente ferramenta para o monitoramento da biodiversidade em áreas que recebem grandes alterações ambientais (Martinho *et al.*, 2008; Cianciaruso; Silva & Batalha, 2009; Castro & Almeida, 2012).

Por fim, é uma condicionante a realização de estudos antes do início das obras, e a inserção de abordagens ecológicas, como a utilizada neste trabalho, pode ser útil para evitar decisões equivocadas e minimizar impactos socioambientais, auxiliando o desenvolvimento sustentável.

Agradecimentos - Os autores agradecem aos profissionais envolvidos nas coletas e na identificação das amostras, ao DEER/SC, pelo apoio financeiro, e ao CTTMar/UNIVALI, pela viabilização dos estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

- Barletta, M. & Blaber, S.J.M. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bull. Mar. Sci.*, v. 80, p. 647-680, 2007.
- Dalmo, A.B.; Borges, L.A.C.; Nascimento, G.O.; Pereira, J.A.A.; Rezende, J.L.P. & Silva, R.A. Breve análise dos instrumentos da política de gestão ambiental brasileira. *Política & Sociedade*, v. 11, n. 22, p. 155-179, 2012.
- Betancur-r, R.; Wiley, E.O.; Arratia, G.; Acero, A.; Bailly, N.; Miya, M.; Lecointre, G. & Orti, G. Phylogenetic classification of bony fishes. *BMC Evol. Biol.*, v. 17, n. 162, 2017.
- Bevilacqua, S.; Plicanti, A.; Sandulli, R. & Terlizzi, A. Measuring more of β -diversity: quantifying patterns of variation in assemblage heterogeneity. An insight from marine benthic assemblages. *Ecol. Indic.*, v. 18, p. 140-148, 2012.
- Castro, S.M.D. & Almeida, J.R.D. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Sociedade & Natureza*, v. 24, n. 3, p. 519-533, 2012.
- Cattani, A.P.; Gerke, Y.; Pichler, H.A.; Adeliir-Alves, J.; Spach, H.L. & Schwingel, P.R. Fish assemblage patterns in a subtropical estuary in southern Brazil. *Biota Neotrop.*, v. 22, 2022.
- Chaves, P. & Bouchereau, J.L. Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. *Acta Adriat.*, v. 45, p. 83-94. 2004.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.*, v. 9, p. 93-103, 2009.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. *Getting started with PRIMER v7*. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 2015.
- Denadai, M.R.; Santos, F.B.; Bessa, E. & Fernandez, W.S. Population biology and diet of *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Pomadasysidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, v. 61, p. 1947-1954, 2013.
- Eick, D. & Thiel, R. Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. *Mar. Biodivers.*, v. 44, n. 4, p. 559-580, 2014.
- Elliott, M. & Dewailly, F. The Structure and components of european estuarine fish assemblages. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, v. 29, p. 397-417, 1995.
- Elliott, M.; Whitfield, A.K.; Potter, I.C.; Blaber, S.J.M.; Cyrus, D.P.; Nordlie, F.G. & Harrison, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish.*, v. 8, p. 241-268, 2007.
- Eschmeyer, W.N. *Catalog of fishes*. San Francisco: California Academy of Sciences, 2020. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain>. Acesso em: 24 mar. 2020.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N.A. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil, v. II. Teleostei* (1). 1. ed., São Paulo: Museu de Zoologia, USP, 1978, 110 p.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N.A. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil, v. III. Teleostei* (2). 1. ed., São Paulo: Museu de Zoologia, USP, 1980, 90 p.

- Fischer, W. (ed.). *FAO species identification sheets for fishery purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31)*. Rome: FAO, 1978.
- Franco, A.; Elliott, M.; Franzoi, P. & Torricelli, P. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 354, p. 219-228, 2008.
- Froese, R. & Pauly, D. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. Disponível em: www.fishbase.org, version (8/2019). Acesso em: 20 abr. 2019.
- Garcia, A.M. & Vieira, J.P. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, v. 23, p. 133-152, 2001.
- Garrison, L.P. & Link, J.S. Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States Continental Shelf Ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 202, p. 231-240, 2000.
- Guimarães, R.Z.P. *Sistemática e biogeografia de Ryphticus (Teleostei: Serranidae)*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 104 p., Rio de Janeiro, 1996.
- Harrison, T.D. & Whitfield, A.K. Geographical and typological changes in fish guilds of South African Estuaries. *J. Fish Biol.*, v. 73, p. 2542-2570, 2008.
- Laureto, L.M.O.; Cianciaruso, M.V. & Samia, D.S.M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natur. Conserv.*, v. 13, p. 112-116, 2015.
- Lobry, J.; Mourand, L.; Rochard, E. & Elie, P. Structure of the gironde estuarine fish assemblages: a comparison of european estuaries perspective. *Aquat. Living Resour.*, v. 16, p. 47-58, 2003.
- Marceniuk, A.P.; Caires, R.; Siccha-Ramirez, R. & Oliveira, C. Review of the harvestfishes, genus *Peprilus* (Perciformes: Stromateidae), of the Atlantic coast of South America. *Zootaxa*, 4098, p. 311-332, 2016.
- Marceniuk, A.P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Bol. Inst. Pesca*, v. 31, p. 89-101, 2018.
- Martinho, F.; Viegas, I.; Dolbeth, M.; Leitão, H.N.; Cabral, H.N. & Pardal, M.A. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: performance evaluation under climatic instability. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 56, n. 11, p. 1834-1843, 2008.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (3)*. 1. ed., São Paulo: Museu de Zoologia, USP, 1980, 96 p.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)*. 1. ed., São Paulo: Museu de Zoologia, USP, 1985, 105 p.
- Mclusky, D.S. & Elliott, M. *The estuarine ecosystem*, 3rd ed., 2004.
- Nakayama, P.; Peret, A.C.; Adelir-Alves, J.; Cardoso, O.R.; Lamour, M.R. & Spach, H.L. Environmental drivers of fish assemblages from the shallow infralittoral areas of the Paranaguá Bay, southern Brazil. *Oecologia Aust.*, 2020.
- Passos, A.C.; Contente, R.F.; Abbate, P.F.V.; Spach, H.L.; Vilar, C.C.; Joyeux, J.C.; Cartagena, B.F.C. & Fávaro, L.F. Analysis of fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *BJO*, v. 61, p. 251-264, 2013.

Phil, L.; Cattrysse, A.; Codling, I.; Mathieson, S.; McLusky, D.S. & Roberts, C. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas, in Elliot, M. & Hemingway, K. (ed.). *Fishes in estuaries*. Blackwell Publishing Ltd., 2002, 627 p.

Ribeiro, G.C.; Cattani, A.P.; Hostim-Silva, M.; Clezar, L.; Passos, A.C.; Cardoso O.R. & Spach, H.L. Ichthyofauna marine of the island of Santa Catarina, southern Brazil: checklist with comments on the species. *Biota Neotrop.*, v. 19, p. 1-11, 2019.

Sheaves, M. Ecosystem equivalence and the ability to generalize insights from global consistencies in mangrove fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 461, p. 137, 2012.

Silva-Junior, D.R.; Carvalho, D.M.T. & Vianna, M. The catfish *Genidens genidens* (CUVIER, 1829) as a potential sentinel species in Brazilian estuarine waters. *J. Appl. Ichthyol.*, p. 1-7, 2013.

Souza-Conceição, J.M. & Schwingel, P.R. Age and growth of *Cetengraulis edentulus* (Clupeiformes: Engraulidae) in a subtropical bight of southern coast Brazil. *Zoologia*, v. 28, p. 297-304, 2011.

Veado, L. & Resgalla, C. Alteração da comunidade zooplanctônica do Saco dos Limões após impacto das obras da via expressa sul - Baía Sul da Ilha de Santa Catarina. *BJAST*, v. c9, p. 65-73, 2005.

Vieira, J.P. & Musik, J.A. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. *Atlântica*, v. 16, p. 31-53, 1994.

Vilar, C.C.; Spach, H.L. & Joyeux, J.C. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. *J. Mar. Biolog. Assoc.*, v. 91, p. 635-648, 2011.

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.

Warwick, R.M. & Clarke. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *J. Appl. Ecol.*, v. 35, n. 11, p. 532-543, 1998.

Wilson, J.B. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos*, v. 86, p. 507-522, 1999.