

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AUDITORIA AMBIENTAL
MESTRADO EM AUDITORIA AMBIENTAL**

LUCCAS ALVES GAULIA

**ICTIOFAUNA DO ENTORNO DA ILHA DOS BAGRES, ALTO ESTUÁRIO DE
SANTOS-SÃO VICENTE – SP, BRASIL.**

SANTOS/SP

2019

LUCCAS ALVES GAULIA

**ICTIOFAUNA DO ENTORNO DA ILHA DOS BAGRES, ALTO ESTUÁRIO DE
SANTOS-SÃO VICENTE – SP, BRASIL.**

Dissertação apresentada à
Universidade Santa Cecília como
parte dos requisitos para obtenção de
título de mestre no Programa de Pós-
Graduação em Auditoria Ambiental,
sob orientação do Prof. Msc. Matheus
Marcos Rotundo e coorientação do
Prof. Dr. Álvaro Luiz Diogo Reigada.

SANTOS/SP

2019

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

G239i GAULIA, Luccas Alves
597 Ictiofauna do entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente - SP, Brasil. Luccas Alves Gaulia. - 2019
84 p.

Orientador: Prof. Msc. Matheus Marcos Rotundo
Coorientador: Prof. Dr. Álvaro Luiz Diogo Reigada

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Santa Cecília, Programa de Pós-Graduação em Auditoria Ambiental, Santos, SP, 2019.

1. Diversidade. 2. Conservação. 3. Sazonalidade. 4. Espacialidade. 5. Uso de habitat. I. ROTUNDO, Matheus Marcos. II. REIGADA, Álvaro Luiz Diogo. III. Ictiofauna do entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente - SP, Brasil.

Elaborada pelo SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas – Unisanta

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à Deus, minha protetora Josefina Bakhita, à minha esposa, irmãos e mamãe que em todos os momentos acreditaram no meu sucesso na vida

Agradecimentos

Agradeço aos meus Orientadores Matheus Marcos Rotundo e Álvaro Luiz Diogo Reigada pela dedicação e paciência de estar ao meu lado nesta jornada.

Aos pescadores do “Projeto Pró-pesca: pescando o conhecimento” pelo esforço amostral para a obtenção do material que originou minha dissertação.

À Universidade Santa Cecília pela infraestrutura disponibilizada.

À equipe do Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília, pela triagem e identificação, em especial ao Gustavo Stabile e Maria Eduarda Laranjeira.

As colegas de mestrado: Amanda Carminatto e Thaíza Barreto pelas valiosas contribuições ao trabalho.

Aos professores Bruno Ferrette e Milena Ramires pelas contribuições na banca de qualificação.

À Sandra e Imaculada da Secretária de Pós-Graduação da Universidade Santa Cecília pelo carisma e simpatia nestes últimos anos.

Aos professores e alunos que durante todo este período transferiram seus conhecimentos e experiências.

A minha família pelo apoio incondicional.

RESUMO

O conhecimento sobre a assembleia de peixes, no tocante a organização dos componentes ictiofaunísticos, constitui um instrumento para auxiliar na gestão adequada desses recursos naturais. Dentro de uma perspectiva mais ampla, tais informações, podem auxiliar no ordenamento integrado dos sistemas estuarinos, sendo imprescindíveis para subsidiar as ações de manejo pesqueiro baseado no ecossistema. O presente estudo tem como objetivo descrever a composição da comunidade de peixes no alto estuário de Santos-São Vicente – SP - Brasil, através de descritores de diversidade e suas variações espaciais e temporais, bem como verificar suas relações com os aspectos abióticos. Foram totalizadas 24 campanhas de amostragens mensais entre março de 2013 e fevereiro de 2015. As amostragens foram realizadas em quatro pontos distintos no entorno da Ilha dos Bagres, utilizando rede de espera de 150m de comprimento e malha 70mm, durante um período de oito horas. Buscando avaliar as diferenças sazonais e espaciais foram realizadas ANOVAs “two-way” onde os fatores foram os pontos de coleta e as quatro estações do ano entre os valores diversidade, riqueza e abundância. A ictiofauna foi composta por 83 espécies, 32 famílias, 20 ordens e duas classes, sendo a elevada riqueza observada relacionada às características oceanográficas do estado de São Paulo. A comunidade apresentou elevada dominância numérica, sendo que as 05 espécies mais representativas corresponderam a 52,2% do total. A maior parte das espécies apresenta ampla distribuição ao longo do Oceano Atlântico ocidental, possuem hábitos alimentares carnívoros (generalistas), ampla capacidade de osmorregulação e valor comercial. Existem espécies em diferentes graus de ameaça à conservação, além de um número representativo de espécies com dados deficientes e uma espécie invasora. Foram observadas variações sazonais da riqueza, abundância e diversidade, sendo as duas últimas com variações também espaciais. Dentre os parâmetros ambientais analisados, apenas a salinidade foi diferenciada espaço-sazonalmente, sendo também identificadas alterações espaciais para a profundidade e sazonais para a temperatura. Os parâmetros físico-químicos corresponderam 56,93% da distribuição das espécies registradas. Devido a grande quantidade de estressores na área de estudo, sugere-se o monitoramento constante, visando ações de conservação e manejo, pois a região apresenta elevada importância ecológica, econômica e social para todo o litoral centro do estado de São Paulo.

Palavras-chave: Diversidade. Conservação. Sazonalidade. Espacialidade. Uso de habitat.

ABSTRACT

The knowledge of fishing assemblage, regarding the organization of the ichthyofaunistic components, constitutes an instrument to assist in the proper management of natural resources. In a wider perspective, this type of information may assist on the integrated management of estuarine systems and it is essential to subsidize ecosystem-based fisheries management. This study aims to describe the composition of the fish community in the upper estuary of Santos-São Vicente – SP, Brazil, through diversity descriptors and their spatial and temporal variations, as well as verify their relationship with abiotic parameters. A total of 24 sampling campaigns were taken monthly between March of 2013 to February of 2015. The samplings were taken at four distinct points near by the Bagre Island, using a driftnet with length of 150m and mesh size of 70mm during an eight-hour period. Seeking to evaluate the spatial and seasonal differences, it was taken two-way ANOVAs which the factors taken into account were the sampling points and the four seasons from the values of diversity, richness and abundance. The ichthyofauna was composed by 83 species, 32 families, 20 orders and two classes and the observed high richness is related to the oceanographic characteristics of the state of São Paulo. The fish community showed greater numerical dominance, the five most representative species corresponded to 52.2% of the total. Most of the species are widely distributed throughout the western Atlantic Ocean, have carnivorous eating habits (generalists), wide osmoregulation capacity and greater commercial values. There are species in varying degrees of conservation threat also, there is an expressive number of species with deficient data and an invasive species. Seasonal variations of richness, abundance and diversity were observed, as well as spatial variations of abundance and diversity. Among the analyzed environmental parameters, only the salinity was differentiated spatial-seasonally, and spatial changes in depth and seasonal changes in temperature were also identified. The physicochemical parameters corresponded to 56.93% of the distribution of the registered species. Due to the large number of stressors in the study area, constant monitoring is suggested aiming conservation and management engagements, as the region presents high ecological, economic and social importance for the entire central coast of the state of São Paulo.

Keywords: Diversity. Conservation. Seasonality. Spatiality. Habitat use.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Complexo baía-estuário de Santos, São Vicente e Bertioga (CBESSB) com destaque dos quatro pontos amostrais na região do entorno da Ilha dos Bagres (Vermelho). A. Baía de Santos. B. Canal de São Vicente. C. Canal de Santos. D. Alto estuário de Santos e São Vicente. E. Canal de Bertioga.....	23
Figura 2 - A. Representatividade de famílias por ordens B. Representatividade de espécies por famílias observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	30
Figura 3 - A. Representatividade dos tipos de habitats preferenciais (D: dulcícola, E: estuarino, M: marinho) B. Representatividade da utilização econômica (N: sem valor comercial, A: alimentação, Q: aquarofilia) das espécies observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	31
Figura 4 - Representatividade das espécies mais abundantes capturadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	32
Figura 5 - Representatividade da riqueza por pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	32
Figura 6 - Representatividade da abundância de espécies por pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	33
Figura 7 - Representatividade da abundância das principais famílias por pontos amostrais (A: ponto 01, B: ponto 02, C: ponto 03, D: ponto 04) localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	34
Figura 8 - Representatividade da abundância das principais espécies por pontos amostrais (A: ponto 01, B: ponto 02, C: ponto 03, D: ponto 04) localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	35
Figura 9 - Análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundancias por espécie e pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	35
Figura 10 - Variações dos valores da diversidade de Shannon (H') entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	36

Figura 11 - As curvas individuais de rarefação por pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	37
Figura 12 - Representatividade da riqueza por período climático no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	37
Figura 13 - Representatividade da abundância de espécies por estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	38
Figura 14 - Representatividade da abundância das principais famílias por estação climática (A: outono, B: inverno, C: primavera, D: verão) no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	39
Figura 15 - Representatividade da abundância das principais espécies por estação climática (A: outono, B: inverno, C: primavera, D: verão) no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	40
Figura 16 - Análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundâncias por espécie e estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	41
Figura 17 - Variações dos valores da diversidade de Shannon (H') entre as estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	42
Figura 18 - As curvas individuais de rarefação por estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	42
Figura 19 - Variações dos valores de profundidade. A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	43
Figura 20 - Variações dos valores de pluviometria (72hs). A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	44
Figura 21 - Variações dos valores de temperatura. A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	44
Figura 22 - Variações dos valores de salinidade (‰), A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	45

Figura 23 - Variações dos valores de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	46
Figura 24 - Variações dos valores de pH, A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	47
Figura 25 - Variações dos valores de oxigênio dissolvido (OD=Mg/L), A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	48
Figura 26 - Análise de correspondência canônica utilizando os valores de abundância, temperatura (Temp), salinidade (Sal), condutividade (Cond), profundidade (Prof), pluviometria (Rain), oxigênio dissolvido (OD), pH, e pontos amostrais por estações climáticas, localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	49
Figura 27 - Espécies registradas pela primeira vez no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil. A: <i>Hypanus americanus</i> (Dasyatidae); B: <i>Albula vulpes</i> (Albulidae); C: <i>Gymnothorax ocellatus</i> (Muraenidae); D: <i>Bagre bagre</i> (Ariidae); E: <i>Mugil brevirostris</i> (Mugilidae); F: <i>Strongylura timucu</i> (Belonidae); G (Carangidae), sendo G1: <i>Caranx crysos</i> , G2: <i>Caranx hippos</i> , G3: <i>Chloroscombrus crysurus</i> , G4: <i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> , G5: <i>Oligoplites palometa</i> , G6: <i>Selene setapinnis</i> e G7: <i>Trachinotus falcatus</i> ; H: <i>Citharichthys macrops</i> (Paralichthyidae); I: <i>Polydactylus oligodon</i> (Polynemidae); J (Gerreidae), sendo J1: <i>Eucinostomus argenteus</i> e J2: <i>Eugerres brasiliensis</i> ; K: <i>Diplectrum radiale</i> (Serranidae); L: <i>Pomatomus saltatrix</i> (Pomatomidae); M (Haemulidae), sendo M1: <i>Conodon nobilis</i> , M2: <i>Genyatremus cavifrons</i> , M3: <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> e M4: <i>Orthopristis ruber</i> ; N: <i>Lutjanus synagris</i> (Lutjanidae), O (Scorpaenidae), sendo O1: <i>Scorpaena brasiliensis</i> e O2: <i>Scorpaena plumieri</i> ; P(Sciaenidae), sendo P1: <i>Cynoscion virescens</i> , P2: <i>Cynoscion jamaicensis</i> , P3: <i>Larimus breviceps</i> , P4: <i>Paralonchurus brasiliensis</i> , P5: <i>Macrodon atricauda</i> e P6: <i>Umbrina coroides</i> ; Q: <i>Lobotes surinamensis</i> (Lobotidae) e R: <i>Sphoeroides tyleri</i> (Tetraodontidae).....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes, ordens, famílias e espécies, organizadas conforme sistemática de Nelson et al. (2016); abundância numérica relativa (AR%); distribuição geográfica (DG), sendo: circuntropical (CT), transatlântica (TA), Atlântico Ocidental (WA), Atlântico Sul Ocidental (SWA), Província Zoogeográfica da Argentina (Ar), Caribe (Ca), Província Zoogeográfica do Brasil (Br) e Pacífico Oriental (EP); dieta (Di), sendo: carnívoro (CAR), detritívoro (DET), invertívoro (INV), onívoro (OMN), piscívoro (PIS) e planctívoro (PLA); tipo de habitat, relacionado a capacidade de osmorregulação (HB), sendo: dulcícola (D), estuarino (E) e marinho (M); importância econômica (\$), sendo: alimentação (A), aquarofilia (Q) e sem valor comercial (N); status de conservação segundo legislação estadual brasileira (SMA), legislação federal brasileira (MMA) e União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), sendo: dados deficientes (DD), ameaçado (EN), não avaliado (NE), necessitam de diretrizes de gestão e ordenamento pesqueiro (NMA), menos preocupante (LC), quase ameaçado (NT) e vulnerável (VU); primeiro registro para a área (*); espécie invasora (#).....	26
Tabela 2 - Representatividade taxonômica por classes observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	30
Tabela 3 - Similaridade de Jaccard da composição de espécies entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	33
Tabela 4 - Riqueza, abundância, dominância de Simpson, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	36
Tabela 5 - Similaridade de Jaccard da composição de espécies entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.....	38
Tabela 6 - Riqueza, abundância, dominância de Simpson, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.	41
Tabela 7 - Valores do teste de Tukey para as variações de profundidade entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil. (*): valores significativos.	43

Tabela 8 - Valores do teste de Tukey para as variações de temperatura entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valores significativos.....	45
Tabela 9 - Valores do teste de Tukey para as variações de salinidade entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valor significativo.....	46
Tabela 10 - Valores do teste de Tukey para as variações de salinidade entre os pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valor significativo.....	46
Tabela 11 - Valores do teste de Tukey para as variações de condutividade entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valores significativos.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Alimentação
\$	Valor econômico
ACC	Análise de correspondência canônica
Ad	<i>Achirus declives</i>
Al	<i>Achirus lineatus</i>
Alu	<i>Aspistor luniscutis</i>
ANOVA	Análise de Variância
AQUASAFE	Sistema Operacional do Estuário de Santos
Ar	Província Zoogeográfica da Argentina
AR%	Abundância numérica relativa
Av	<i>Albula vulpes</i>
AZUSC	Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília
Bb	<i>Bagre bagre</i>
Bg	<i>Bairdiella goeldi</i>
Br	Província Zoogeográfica do Brasil
Ca	<i>Cynoscion acoupa</i>
CA	Caribe
CAR	Carnívoros
CBESSB	Complexo baía-estuário de Santos, São Vicente e Bertioga
Cc	<i>Caranx crysos</i>
Cch	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>
Ce	<i>Cetengraulis edentulus</i>
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
Cf	<i>Chaetodipterus faber</i>
Ch	<i>Caranx hippos</i>
Cis	<i>Citharichthys spilopterus</i>
Cj	<i>Cynoscion jamaicensis</i>
Cl	<i>Caranx latus</i>
Cle	<i>Cynoscion leiarchus</i>
Cm	<i>Citharichthys macrops</i>
Cmi	<i>Cynoscion microlepidotus</i>
Cn	<i>Conodon nobilis</i>
Cond	Condutividade

Cp	<i>Centropomus parallelus</i>
Cs	<i>Cathorops spixii</i>
Csp	<i>Chilomycterus spinosus</i>
CT	Circuntropical
Cu	<i>Centropomus undecimalis</i>
Cv	<i>Cynoscion virescens</i>
D	Dulcícolas
D'	Dominância de Simpson
Da	<i>Diapterus auratus</i>
DD	Dados deficientes
DET	Detritívoros
DG	Distribuição geográfica
Di	Dieta
Dr	<i>Diapterus rhombeus</i>
Dra	<i>Diplectrum radiale</i>
E	Estuarinos
Ea	<i>Eucinostomus argenteus</i>
EA	Estações climáticas
Eb	<i>Eugerres brasilianus</i>
Ec	<i>Etropus crossotus</i>
Eg	<i>Eucinostomus gula</i>
Em	<i>Eucinostomus melanopterus</i>
EN	Ameaçada
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EP	Pacífico Oriental
Es	<i>Elops smithi</i>
g	Gramas
Gb	<i>Genidens barbatus</i>
Gbr	<i>Geophagus brasiliensis</i>
Gc	<i>Genyatremus cavifrons</i>
Gg	<i>Genidens genidens</i>
Go	<i>Gobionellus oceanicus</i>
Goc	<i>Gymnothorax ocellatus</i>
H'	Índice de diversidade de Shannon
Ham	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>

HB	Habitat (capacidade de osmorregulação)
Hc	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>
Hcl	<i>Harengula clupeola</i>
Hya	<i>Hypanus americanus</i>
INV	Invertívoros
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
J'	Equitabilidade de Pielou
Kg	Quilogramas
Lb	<i>Larimus breviceps</i>
LC	Pouco preocupante
LI	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Ls	<i>Lobotes surinamensis</i>
Lsy	<i>Lutjanus synagris</i>
M	Marinhos
Ma	<i>Macrodon atricauda</i>
Mam	<i>Menticirrhus americanus</i>
Mb	<i>Mugil brevirostris</i>
Mc	<i>Mugil curema</i>
Mf	<i>Micropogonias furnieri</i>
Mg	Riqueza de Margalef
MI	<i>Mugil liza</i>
mm	Milímetros
MMA	Ministério do Meio Ambiente
N	Sem valor comercial
NA	Não aplicável
NE	Não avaliado
NMA	Necessitam de diretrizes de gestão e ordenamento pesqueiro
NT	Quase ameaçada
Ob	<i>Opsanus beta</i>
OD	Oxigênio dissolvido
Og	<i>Ophichthus gomesii</i>
OMN	Onívoros
Oo	<i>Opisthonema oglinum</i>
Op	<i>Oligoplites palometa</i>
Or	<i>Orthopristis ruber</i>

Os	<i>Pomatomus saltatrix</i>
Osa	<i>Oligoplites saliens</i>
Osu	<i>Oligoplites saurus</i>
P1	Ponto amostral 1
P2	Ponto amostral 2
P3	Ponto amostral 3
P4	Ponto amostral 4
PAST	<i>Paleontological statistics software package</i>
Pb	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>
Pc	<i>Pogonias courbina</i>
pH	Potencial hidrogeniônico
PIS	Piscívoros
PL	Pontos de coleta
PLA	Planctívoros
Po	<i>Polydactylus oligodon</i>
Pp	<i>Prionotus punctatus</i>
PR	Estado do Paraná
Prof	Profundidade
Pv	<i>Polydactylus virginicus</i>
Q	Aquarofilia
Rain	Pluviometria
r_{cof}	Coeficiente de correlação cofenética
RJ	Estado do Rio de Janeiro
RS	Estado do Rio grande do Sul
Sal	Salinidade
Sb	<i>Scorpaena brasiliensis</i>
Sg	<i>Sphoeroides greeleyi</i>
Sj	Índice de simaliridade de Jaccard
Sp	<i>Scorpaena plumieri</i>
SP	Estado de São Paulo
Ss	<i>Selene setapinnis</i>
St	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Ste	<i>Symphurus tessellatus</i>
Sti	<i>Strongylura timucu</i>
Stm	<i>Strongylura marina</i>

Str	<i>Stellifer rastrifer</i>
Sty	<i>Sphoeroides tyleri</i>
Sv	<i>Selene vomer</i>
SWA	Atlântico Sul Ocidental
TA	Transatlântico
Tc	<i>Trachinotus carolinus</i>
Temp	Tempertauro
Tf	<i>Trachinotus falcatus</i>
TI	<i>Trichiurus lepturus</i>
Tm	<i>Trinectes microphthalmus</i>
Tp	<i>Trinectes paulistanus</i>
Uc	<i>Umbrina coroides</i>
UNISANTA	Universidade Santa Cecília
VU	Vulnerável
WA	Atlântico Ocidental

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	19
MATERIAIS E MÉTODOS	22
Área de estudo	22
Coleta de dados	22
Análise laboratorial	24
Análise de dados	24
RESULTADOS	26
Resultados gerais	26
Variações espaciais	32
Variações sazonais	37
Dados Abióticos	42
Bióticos X Abióticos	48
DISCUSSÃO	50
CONCLUSÃO	63
COMPROVANTE DE SUBMISSÃO	64
REFERÊNCIAS	65

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional contínuo junto aos ambientes costeiros, associado ao uso de fertilizantes e combustíveis fósseis contribui para o aumento da concentração de nutrientes. Desta forma, o ambiente aquático está continuamente exposto aos processos de poluição orgânica e inorgânica (LIVINGSTONE, 1998). Em especial, os estuários são os ambientes que mais estão sujeitos aos efeitos dos impactos urbanos e industriais (LIVINGSTONE, 1998; OLIVEIRA-RIBEIRO *et al.*, 2005; AKAISHI *et al.*, 2007; VALDEZ-DOMINGOS *et al.*, 2007).

Historicamente a zona costeira representa papel estratégico para a economia e crescimento populacional, principalmente devido a construção de portos e terminais (BARLETTA *et al.*, 2010; BLABER e BARLETTA, 2016). No Brasil, mais da metade das regiões metropolitanas estão localizadas em áreas estuarinas (CETESB, 2001), porém este desenvolvimento não foi pautado em um modelo econômico sustentável que considere a importância ecológica destas áreas (KENNISH, 1998). Como consequência esses ecossistemas estão expostos a diferentes impactos da urbanização e industrialização.

Os estuários são caracterizados pelo intercâmbio entre águas oceânicas e continentais. Os processos de mistura, circulação e estratificação desses sistemas são governados basicamente pela descarga de água doce, correntes de maré e transferência de energia do vento para a superfície da massa d'água. Além disso, a geomorfologia, a salinidade e os padrões de circulação da região costeira adjacente também são influências importantes nos sistemas estuarinos (MIRANDA *et al.*, 2002). Essas variações nas propriedades físicas, químicas e biológicas ocorrem rapidamente, determinando grande demanda de energia por parte dos organismos (DAY *et al.*, 1989).

O ambiente estuarino é formado por um mosaico de habitats, como marisma, manguezal, gamboa e coluna d'água (MIRANDA *et al.*, 2002) que fornecem alimentos diversos e abundantes, proteção contra predação e condições ambientais favoráveis para o crescimento e sobrevivência dos estágios iniciais de vários organismos. A distribuição dos organismos nestes locais é influenciada principalmente pela salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido (SPACH *et al.*, 2004; BARLETTA *et al.*, 2010) e é dependente do estágio do ciclo de vida, podendo variar com a estação do ano (WEINSTEIN e BROOKS, 1983). Nessas áreas a comunidade nectônica está composta em sua maioria por indivíduos imaturos,

geralmente caracterizada por espécies marinhas transientes (WEINSTEIN e BROOKS, 1983) de água doce ou anádromas, que utilizam os estuários como áreas de criação de larvas e juvenis, de alimentação, ou em alguma parte do ciclo de suas migrações para a reprodução (YÁÑES-ARANCIBIA, 1986; VENDEL *et al.*, 2003). Assim, os estuários são considerados como responsáveis pela conectividade de diferentes habitats (SHEAVES, 2005), sendo responsáveis também pela renovação de grupos demográficos (BARLETTA *et al.*, 2010).

As mudanças sazonais nos parâmetros ambientais em áreas estuarinas ocasionam mudanças na produtividade primária (FLORES-VERDUGO *et al.*, 1990) e conseqüentemente, na cadeia alimentar, incluindo alterações na composição ictiofaunística (BLABER *et al.*, 1995; MORRISON *et al.*, 2002; OLIVEIRA NETO *et al.*, 2004). Além disso, não se pode ignorar as oscilações horizontais e verticais desses parâmetros devido ao aporte continental, condicionado por estações secas e chuvosas (HAEDRICH, 1983; FLORES-VERDUGO *et al.*, 1990; DYER, 1997; ELLIOTT e MCLUSKY, 2002; GONZALEZ-ORTEGON *et al.*, 2006). Interações biológicas como predação e competição também são igualmente importantes na estruturação das assembleias de peixes (KENNISH, 1986).

A Baixada Santista é um macro ecossistema que engloba vários ambientes costeiros, tais como estuários, manguezais, praias, ilhas e áreas de conservação, um expressivo complexo industrial e o maior porto da América Latina resultando na área mais densamente povoada da zona costeira do estado de São Paulo (ABESSA *et al.*, 2008; MUTO *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2014). Assim, a Baía de Santos se insere nesse contexto pela elevada influência antrópica, seja pelo transporte de contaminantes do estuário ou pela deposição do material de dragagem, além de intenso esforço pesqueiro (GEFE *et al.*, 2004, SCHMIEGELOW e GIANESELLA, 2014).

Embora seja incontestável a importância dos estuários para os peixes, estudos sobre a composição de espécies ainda são escassos no Brasil (SILVEIRA *et al.*, 2010), podendo sua biodiversidade estar subestimada (BARLETTA *et al.*, 2010), mesmo em locais de fácil acesso, como aqueles localizados em regiões metropolitanas (VILAR e JOYEUX, 2018). Em muitos casos, os estuários brasileiros foram amplamente modificados antes de serem devidamente estudados (BARLETTA *et al.*, 2010; SILVEIRA *et al.*, 2010; VILAR e JOYEUX, 2018), sendo

esta realidade também observada para peixes de ambientes costeiros recifais brasileiros (PINHEIRO *et al.*, 2015).

Dentre os estudos realizados com a ictiofauna no complexo baía-estuário de Santos-São Vicente e Bertioga destacam-se: Vazzoler (1970), Paiva-Filho (1982), Paiva-Filho e Schmiegelow (1986), Paiva-Filho *et al.* (1987), Paiva-Filho e Toscano (1987), Ribeiro Neto (1989), Giannini e Paiva-Filho (1990), Graça Lopes *et al.* (1993), Ribeiro Neto (1993), Giannini e Paiva-Filho (1995), Fagundes *et al.* (2007), Schmidt *et al.* (2008), Rocha (2009), Barbanti *et al.* (2013), Dias *et al.* (2014), Rocha e Dias (2015), Santos *et al.* (2015), Caetano (2016), Dias *et al.* (2017) e Carminatto (2018). Apesar da relevância geoeconômica do complexo baía-estuário de Santos-São Vicente e Bertioga, ainda são incipientes os trabalhos que abordam as interpelações ecológicas acerca de sua ictiofauna, assim como estudos que visem a compreensão do funcionamento desse ambiente em um contexto de macro ecossistema da Baixada Santista.

Os aspectos ecológicos, como a variação da riqueza, abundância e diversidade fazem parte da dinâmica ambiental e interferem diretamente nas comunidades a qual estão inseridas. Além disso, esses aspectos constituem subsídios básicos para a compreensão da dinâmica das comunidades e contribuem efetivamente para a conservação do ambiente (LOWE-McCONNELL, 1999). Por outro lado, Oliveira (2007) explicou que o monitoramento dos processos ecológicos é essencial para gerar informações acerca da atual condição ambiental e suas tendências em séries temporais. Ainda segundo o autor, a diversidade biológica sofre perdas à medida que as condições ambientais são alteradas, sendo importante, buscar soluções que englobem o sistema como um todo, considerando os aspectos biológicos e seus processos ecológicos em escalas apropriadas.

Assim, a ampliação do conhecimento sobre a assembleia de peixes, no tocante a organização dos componentes ictiofaunísticos, constitui mais um instrumento para auxiliar na gestão adequada desses recursos naturais. Dentro de uma perspectiva mais ampla, tais informações, podem auxiliar no ordenamento integrado dos sistemas estuarinos, sendo imprescindíveis para subsidiar as ações de manejo pesqueiro baseado no ecossistema (HELLMANN e FOWLLE, 1999; MATHIESON *et al.*, 2000; GASALLA e SOARES, 2001; MACE, 2004; SILVEIRA, 2011).

O presente estudo tem como objetivo descrever a composição da ictiofauna no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos/São Vicente – SP, através de descritores de diversidade e suas variações espaciais e temporais, bem como verificar suas relações com os aspectos abióticos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada na região do alto estuário de Santos-São Vicente, pertencente ao complexo baía-estuário de Santos-São Vicente-Bertioga. Abriga o maior porto da América Latina, sendo este responsável pela movimentação das cargas oriundas do maior polo petroquímico do Brasil (Cubatão). Embora diferentes estudos demonstrem a contaminação de água, sedimento e até mesmo de peixes, é considerado um criadouro natural de peixes na região Sudeste brasileira, sendo relevante para a atividade pesqueira artesanal na região (TOLEDO *et al.* 1983; BALDRINI e PEREIRA, 1987; PAIVA-FILHO *et al.*, 1987; LAMPARELLI *et al.*, 2001; HORTELLANI *et al.*, 2008; TORRES *et al.*, 2015).

Coleta de dados

Foram totalizadas 24 campanhas de amostragens mensais entre março de 2013 e fevereiro de 2015. As amostragens foram realizadas em quatro pontos distintos no entorno da Ilha dos Bagres, região do alto estuário de Santos/São Vicente, localizada no município de Santos – SP (Figura 01). As campanhas foram realizadas durante o período matutino (início as 5hs) sempre durante a maré de quadratura.

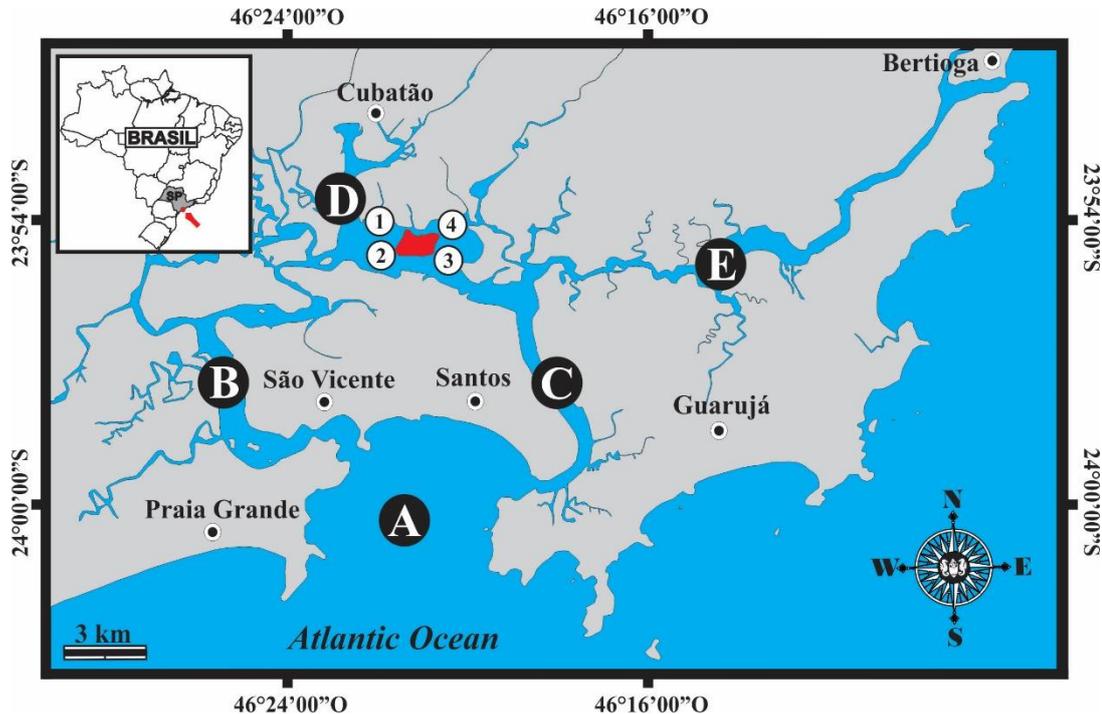


Figura 1 - Complexo baía-estuário de Santos, São Vicente e Bertioga (CBESSB) com destaque dos quatro pontos amostrais na região do entorno da Ilha dos Bagres (Vermelho). A. Baía de Santos. B. Canal de São Vicente. C. Canal de Santos. D. Alto estuário de Santos e São Vicente. E. Canal de Bertioga.

Embora os pontos sejam próximos, apresentam características diferenciadas quanto ao grau de perturbação. Os pontos 1 e 4 estão localizados em áreas abrigadas no largo do Canéu e largo Santa Rita, respectivamente. Os pontos 2 e 3 estão parcialmente sobre o canal de navegação do porto de Santos, sendo dragados constantemente para a manutenção da profundidade. O ponto médio de cada ponto amostral foi nas coordenadas: P1 ($23^{\circ}54'30''\text{S}/ 46^{\circ}21'38''\text{W}$), P2 ($23^{\circ}54'55''\text{S}/ 46^{\circ}21'39''\text{W}$), P3 ($23^{\circ}54'57''\text{S}/ 46^{\circ}20'25''\text{W}$) e P4 ($23^{\circ}54'30''\text{S}/ 46^{\circ}20'17''\text{W}$).

Em cada ponto foi utilizada uma rede de espera de 150m de comprimento, 3,5 metros de altura e malha 70mm (entre nós opostos), durante um período de oito horas. As redes foram liberadas e recolhidas com auxílio de embarcação motorizada, seguindo a sequência numérica dos pontos, com intervalo aproximado de 25-30 minutos.

Utilizando uma sonda multiparâmetros foram obtidos os valores de profundidade, salinidade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido (superfície e fundo) em cada ponto amostral.

Através da plataforma AQUASAFE (SAMPAIO *et al.*, 2018) foram obtidos dados de precipitação local (dois dias anteriores + dia da campanha da amostragem)

utilizando pluviômetro do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN, 2019).

Após a captura, os organismos sofreram eutanásia através de imersão em solução saturada de óleo de cravo e em seguida foram conservados no gelo e transportados ao laboratório do Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC).

Análise laboratorial

No laboratório, os peixes foram identificados e mensurados unitariamente quanto ao comprimento total utilizando ictiômetro (precisão de 1mm) e pesados em balança analítica (precisão de 0,1 g). Todos os exemplares foram identificados com base em: Figueiredo e Menezes (1978, 1980, 2000), Fischer (1978), Menezes e Figueiredo (1980,1985), Cervigón *et al.* (1992), Carvalho-Filho (1999), Carpenter (2002), Fischer *et al.* (2004), Marceniuk (2005), Leis (2006), Sampaio e Nottingham (2008), Carvalho-Filho *et al.* (2010), Gomes *et al.* (2010), Menezes *et al.* (2015), Marceniuk *et al.* (2016, 2019) e Mercedes-Azpelicueta *et al.* (2019). A ordem sistemática e a nomenclatura científica adotadas foram respectivamente de Nelson *et al.* (2016) e Fricke *et al.* (2019).

Análise de dados

Com base na lista de espécies foi realizada a categorização da distribuição em zonas biogeográficas, com base em Floeter *et al.* (2008), Luiz Jr *et al.* (2008), Passos *et al.* (2012) e Rotundo *et al.* (2019) em: circuntropical (CT), transatlântico: nos dois lados do Oceano Atlântico (TA), Atlântico Ocidental (WA), Atlântico Sul Ocidental: do Norte do Brasil à Argentina (SWA), Província Zoogeográfica da Argentina: área entre o Rio de Janeiro e Argentina (Ar), Caribe: da Florida – EUA à Venezuela (Ca), Província Zoogeográfica do Brasil: área entre o Delta do Rio Orinoco - Venezuela e Santa Catarina (Br), Pacífico Oriental (EP) e não aplicável (NA), no caso de espécies com distribuição tipicamente dulcícola.

Com base em Froese e Pauly (2019) o hábito alimentar das espécies foi categorizado em: carnívoros (CAR), detritívoros (DET), invertívoros (INV), onívoros (OMN), piscívoros (PIS) e planctívoros (PLA). Também foram classificadas quanto ao tipo de habitat (capacidade de osmorregulação), segundo Fricke *et al.* (2019) em: marinhos (M), estuarinos (E) e dulcícolas (D). Utilizando os trabalhos de Monteiro-

Neto *et al.* (2003), Sampaio e Nottingham (2008) e Gurjão e Lotufo (2018) foram verificadas as espécies que são utilizadas na aquarofilia.

O status de conservação de cada espécie foi verificado na União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2019), na lista de espécies ameaçadas do Brasil (BRASIL, 2014) e no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014).

Com base na distribuição da abundância por estações climáticas e pontos amostrais foram calculados os índices de riqueza de Margalef (Mg), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D') através do programa PAST (*Paleontological Statistics*, versão 2.17, HAMMER e HARPER, 2006).

Considerando que a rarefação é uma técnica para avaliar a riqueza de espécies a partir dos resultados da amostragem, e que esta permite o cálculo da riqueza para um determinado número de amostras individuais com base na construção das curvas (GOTELLI e COLWELL, 2001), realizamos tal análise utilizando os dados de abundância entre as áreas geográficas e períodos climáticos.

A similaridade da composição foi avaliada através do índice de Jaccard (S_j), onde: M = número de espécies comuns entre os pontos/períodos X e Y; N = número de espécies exclusivas nos pontos/períodos X e Y:

$$S_j = \frac{M}{(M + N)}$$

Buscando avaliar as diferenças sazonais e espaciais foram realizadas três ANOVAs “two way” onde os fatores foram os pontos de coleta (PL) e as quatro estações do ano (EA) entre os valores do índice de Shannon (H'), riqueza e abundância (MAGURRAN, 1988), além dos dados abióticos. Quando a interação dos fatores não foi significativa, foram realizadas ANOVAs “one way” com os fatores separadamente, quando significativos, estes foram analisados pelo teste de comparação múltipla de Tukey, para evidenciar diferenças entre as médias ajustadas (HUITEMA, 2011).

Para verificar a similaridade da ictiofauna entre os pontos/períodos amostrais foram realizadas análises de cluster exploratórias. Assim, foram utilizadas diferentes funções de ligação (UPGM, single linkage e método de Ward) e várias métricas (Gower, Euclidiana, Correlação, Simpson, Bray-curtis, Cosine, Morisita, Horn, Hamming, Chord, Manhattan e Kimura) escolhendo aquela que melhor se adequou aos dados e com maior coeficiente de correlação cofenética (r_{cof}) (ZAR, 2010).

Foi realizada uma análise de correspondência canônica considerando as abundâncias das espécies capturadas por pontos amostrais em cada estação climática e os dados abióticos.

Parte dos exemplares capturados foram tombados como material testemunho na Coleção Científica Regional de Peixes da Costa da Mata Atlântica do Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC-UNISANTA), localizado no município de Santos, litoral centro do estado de São Paulo.

RESULTADOS

Resultados gerais

Foram observadas 83 espécies pertencentes a 32 famílias, 20 ordens e 2 Classes (Tabela 01). A Classe Osteichthyes abrigou 98,8% das espécies, 98,3% dos gêneros, 96,9% das famílias e 95% das ordens (Tabela 02).

Tabela 1 - Classes, ordens, famílias e espécies, organizadas conforme sistemática de Nelson et al. (2016); abundância numérica relativa (AR%); distribuição geográfica (DG), sendo: circuntropical (CT), transatlântica (TA), Atlântico Ocidental (WA), Atlântico Sul Ocidental (SWA), Província Zoogeográfica da Argentina (Ar), Caribe (Ca), Província Zoogeográfica do Brasil (Br) e Pacífico Oriental (EP); dieta (Di), sendo: carnívoro (CAR), detritívoro (DET), invertívoro (INV), onívoro (OMN), piscívoro (PIS) e planctívoro (PLA); tipo de habitat, relacionado a capacidade de osmorregulação (HB), sendo: dulcícola (D), estuarino (E) e marinho (M); importância econômica (\$), sendo: alimentação (A), aquarofilia (Q) e sem valor comercial (N); status de conservação segundo legislação estadual brasileira (SMA), legislação federal brasileira (MMA) e União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), sendo: dados deficientes (DD), ameaçado (EN), não avaliado (NE), necessitam de diretrizes de gestão e ordenamento pesqueiro (NMA), menos preocupante (LC), quase ameaçado (NT) e vulnerável (VU); primeiro registro para a área (*); espécie invasora (#).

Classe/ Ordem/ Família/ Espécie	AR%	DG	Di	HB	\$	SMA	MMA	IUCN
CHONDRICHTHYES								
MYLIOBATIFORMES								
Dasyatidae								
<i>Hypanus americanus</i> (Hildebrand & Schroeder, 1928)*	0,11	WA	CAR	EM	Q	LC	LC	DD
OSTEICHTHYES								
ALBULIFORMES								
Albulidae								
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)*	0,1	WA	CAR	M	N	LC	LC	NT
ANGUILLIFORMES								
Muraenidae								
<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831*	0,08	Ca+SWA	CAR	M	Q	LC	LC	LC
Ophichthidae								
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	0,17	WA	CAR	M	N	LC	LC	LC
CLUPEIFORMES								
Engraulidae								
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	0,59	WA	PLA	EM	A	LC	LC	LC

Classe/ Ordem/ Família/ Espécie	AR%	DG	Di	HB	\$	SMA	MMA	IUCN
Clupeidae								
<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)	0,55	WA	PLA	M	A	LC	LC	LC
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	0,21	WA	PLA	EM	A	NT	LC	LC
SILURIFORMES								
Ariidae								
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	3,71	Br	OMN	EM	A	DD	LC	LC
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)*	0,15	Ca+Br	CAR	EM	A	DD	LC	LC
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	3,07	Ca+Br	CAR	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	1,64	Br+Ar	CAR	EM	A	NMA	EN	NA
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	7,1	Br+Ar	OMN	EM	A	DD	LC	LC
BATRACHOIDIFORMES								
Batrachoididae								
<i>Opsanus beta</i> (Goode & Bean, 1880)#	0,32	Ca	CAR	EM	N	LC	LC	LC
GOBIIFORMES								
Gobiidae								
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	0,27	WA	INV	DEM	Q	LC	LC	LC
MUGILIFORMES								
Mugilidae								
<i>Mugil brevisrostris</i> Miranda Ribeiro, 1915*	0,06	WA	DET	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	26,5	TA+EP	OMN	DEM	AQ	DD	LC	LC
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	0,86	WA	OMN	DEM	A	NMA	LC	DD
CICHLIFORMES								
Cichlidae								
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,02	NA	OMN	DE	A	LC	LC	LC
BELONIFORMES								
Belonidae								
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	0,15	WA	OMN	DEM	A	DD	LC	LC
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)*	0,15	WA	PIS	DEM	A	DD	LC	LC
CARANGIFORMES								
Carangidae								
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)*	0,08	TA	CAR	EM	AQ	LC	LC	LC
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)*	0,21	TA	CAR	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	0,13	TA	CAR	DEM	AQ	LC	LC	LC
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)*	0,38	TA	PLA	EM	A	LC	LC	LC
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)*	1,6	WA	CAR	M	A	LC	LC	LC
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)*	2,19	Ca+Br	CAR	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	1,28	Ca+SWA	CAR	EM	AQ	LC	LC	LC
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,99	WA	CAR	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)*	0,84	WA	CAR	EM	A	NT	LC	LC
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	0,95	WA	CAR	EM	AQ	NT	LC	LC
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	0,78	WA	CAR	EM	AQ	LC	LC	LC
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)*	0,25	WA	CAR	EM	A	LC	LC	LC
PLEURONECTIFORMES								
Paralichthyidae								
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885*	0,19	WA	INV	M	N	DD	LC	LC

Classe/ Ordem/ Família/ Espécie	AR%	DG	Di	HB	\$	SMA	MMA	IUCN
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	0,4	WA	OMN	DEM	N	DD	LC	LC
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	0,4	WA+EP	OMN	EM	N	DD	LC	LC
Achiridae								
<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	0,13	WA	INV	DEM	N	DD	LC	LC
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,13	WA	INV	DEM	Q	DD	LC	LC
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	0,21	WA	INV	EM	N	DD	LC	LC
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	0,04	Ca+Br	INV	DEM	N	DD	LC	LC
Cynoglossidae								
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,38	WA	INV	EM	N	DD	LC	LC
SCOMBRIFORMES								
Trichiuridae								
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	2,99	CT	CAR	EM	A	LC	LC	LC
PERCIFORMES								
Polynemidae								
<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)*	0,08	WA	OMN	EM	A	LC	LC	LC
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	0,42	WA	OMN	EM	A	LC	LC	LC
Centropomidae								
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	1,45	WA	CAR	DEM	A	NT	LC	LC
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	0,63	WA	CAR	DEM	A	NT	LC	LC
Gerreidae								
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	1,35	WA	INV	DEM	A	DD	LC	LC
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	9,54	Ca+Br	DET	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855*	0,04	WA+EP	DET	DEM	N	LC	LC	LC
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,06	WA	DET	DEM	N	DD	LC	LC
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	0,15	TA	OMN	DEM	N	LC	LC	LC
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)*	0,06	WA	CAR	EM	A	DD	LC	LC
Serranidae								
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)*	0,61	WA	CAR	EM	Q	LC	LC	LC
Pomatomidae								
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)*	0,19	CT	CAR	EM	A	NT	LC	VU
Haemulidae								
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)*	1,52	WA	OMN	DEM	AQ	DD	LC	LC
<i>Genyatremus cavifrons</i> (Cuvier, 1830)*	0,84	Ca+Br	OMN	EM	A	LC	LC	DD
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)*	0,06	Ca+SWA	CAR	EM	Q	LC	LC	LC
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)*	0,61	Ca+SWA	CAR	EM	AQ	NT	LC	LC
Lutjanidae								
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)*	0,13	WA	CAR	EM	AQ	LC	LC	NT
SCORPAENIFORMES								
Scorpaenidae								
<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829*	0,08	WA	CAR	M	Q	LC	LC	LC
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789*	0,02	WA	CAR	M	Q	LC	LC	LC
Triglidae								
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	0,48	Ca+SWA	CAR	EM	AQ	LC	LC	LC
MORONIFORMES								
Ephippidae								

Classe/ Ordem/ Família/ Espécie	AR%	DG	Di	HB	\$	SMA	MMA	IUCN
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	2,57	WA	INV	DEM	AQ	LC	LC	LC
ACANTHURIFORMES								
Sciaenidae								
<i>Bairdiella goeldi</i> (Marceniuk <i>et al.</i> , 2019)	0,36	WA	OMN	EM	A	DD	LC	LC
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	1,31	Ca+SWA	CAR	DEM	A	DD	LC	LC
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)*	0,42	Ca+SWA	CAR	EM	A	NT	LC	LC
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	0,51	Ca+Br	CAR	EM	A	DD	LC	LC
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	0,53	WA	CAR	EM	A	DD	LC	LC
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)*	1,33	Ca+Br	CAR	EM	A	NT	LC	LC
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830*	0,93	Ca+Br	CAR	DEM	A	LC	LC	LC
<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)*	0,69	Br+Ar	CAR	EM	A	NMA	LC	NA
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	4,46	WA	CAR	DEM	AQ	NT	LC	LC
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	4,61	Ca+SWA	CAR	DEM	AQ	NMA	LC	LC
<i>Paralanchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)*	0,74	Ca+SWA	INV	EM	AQ	NT	LC	LC
<i>Pogonias courbina</i> (Lacepede, 1803)	0,02	WA	INV	DEM	A	NMA	EN	LC
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	0,11	Br+Ar	OMN	EM	N	LC	LC	LC
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830*	0,27	WA	INV	EM	A	LC	LC	LC
SPARIFORMES								
Lobotidae								
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)*	0,15	CT	CAR	DEM	A	DD	LC	LC
ELOPIFORMES								
Elopidae								
<i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010	0,59	WA	CAR	M	A	LC	LC	DD
TETRAODONTIFORMES								
Tetraodontidae								
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	0,57	TA	CAR	EM	AQ	DD	LC	LC
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	0,15	Ca+Br	INV	EM	Q	DD	LC	LC
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	0,76	WA	OMN	DEM	Q	DD	LC	LC
<i>Sphoeroides tyleri</i> Shipp, 1972*	0,13	WA	INV	M	N	DD	LC	LC
Diodontidae								
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	0,11	SWA	INV	M	Q	DD	LC	LC

Tabela 2 - Representatividade taxonômica por classes observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Classes	Ordens	Famílias	Gêneros	Espécies
Chondrichthyes	1	1	1	1
Osteichthyes	19	31	57	82

A ordem com maior representatividade de famílias foi Perciformes (n=7), seguida de Pleuronectiformes (n=3), Anguilliformes, Clupeiformes, Scorpaeniformes e Tetraodontiformes (n=2) (Figura 02A). A família com maior representatividade de espécies foi Sciaenidae (n=14), seguida de Carangidae (n=12), Gerreidae (n=6) e Ariidae (n=5), juntas representaram 44.6% do total de espécies observadas (Figura 02B).

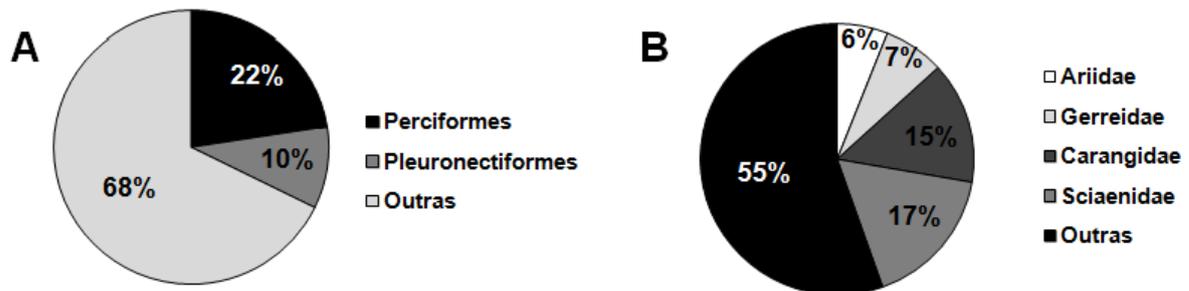


Figura 2 - A. Representatividade de famílias por ordens B. Representatividade de espécies por famílias observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

A maioria (53,0%) das espécies registradas possuem distribuição ao longo do oceano Atlântico ocidental (WA), seguida por 12,0% (Ca+Br), 10,8% (Ca+SWA), 7,2% (TA), 4,8% (Br+Ar), 3,6% (CT), 2,41% (WA+EP). Em cada uma das áreas: Br, Ca, SWA, NA e TA+EP foram registradas apenas uma espécie.

Em relação ao hábito alimentar, 51,8% são carnívoras, 19,3% onívoras, 18,1% invertívoras, 4,8% detritívoras e planctívoras e 1,2% piscívoras.

Com base na preferência de habitat foi possível verificar a maior quantidade de espécies que habitam ambientes estuarinos e marinhos (n=40), seguido de espécies dulcícolas-estuarinas-marinhas (n=31), marinhas (n=11) e dulcícola-estuarina (n=1) (Figura 03A). Apenas 15 espécies não apresentam valor econômico, as demais 48 apresentam valores associados exclusivamente a alimentação (n=42), aquarofilia (n=11) ou ambas (n=15) (Figura 03B).

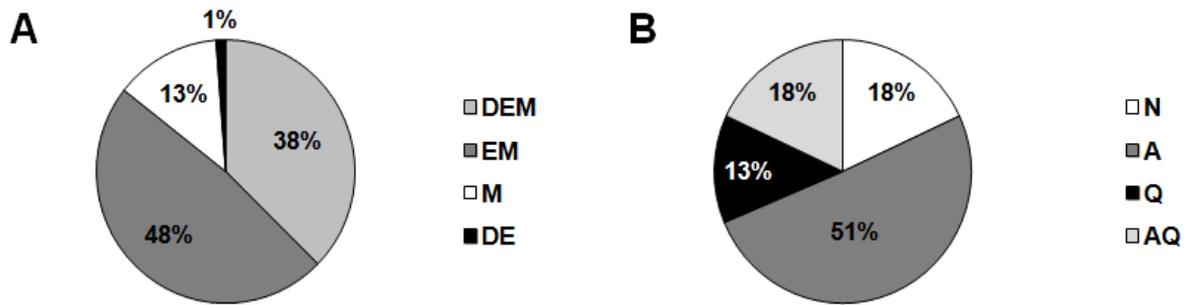


Figura 3 - A. Representatividade dos tipos de habitats preferenciais (D: dulcícola, E: estuarino, M: marinho) B. Representatividade da utilização econômica (N: sem valor comercial, A: alimentação, Q: aquarofilia) das espécies observadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Considerando os critérios adotados pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019), foi observado que 85,5% das espécies estão classificadas como pouco preocupante, 6,0% não foram avaliadas, 4,8% possuem dados deficientes, 2,4% estão quase ameaçadas e 1,2% vulneráveis. Com base na legislação federal (BRASIL, 2014), apenas 2,4% estão classificadas como em perigo. Através da legislação estadual (SÃO PAULO, 2014), 45,8% estão classificadas como pouco preocupante, 34,9% possuem dados deficientes, 13,2% estão quase ameaçadas e 6,0% necessitam de diretrizes de gestão e ordenamento pesqueiro. A maior parte (68,4%) das espécies foi classificada exclusivamente pela legislação estadual (SÃO PAULO, 2014), 10,53% pela estadual e federal, 10,5% exclusivamente pela IUCN (2019) e 5,3% pela estadual e IUCN. As 18 espécies classificadas em alguma categoria de ameaça representaram 19,9% da abundância (Tabela 01).

No total foram capturados 5252 exemplares. As cinco espécies mais abundantes representaram 54% do total, sendo elas em ordem decrescente: *M. curema* (n=1392), *D. rhombeus* (n=501), *G. genidens* (n=373), *M. furnieri* (n=242) e *M. americanus* (n=234) (Figura 04).

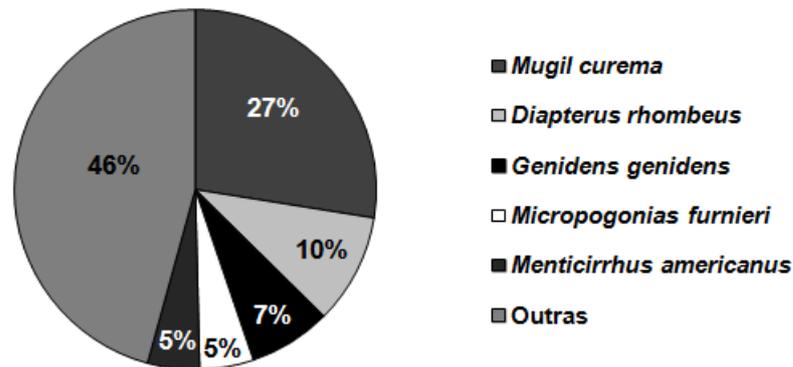


Figura 4 - Representatividade das espécies mais abundantes capturadas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Variações espaciais

A riqueza foi maior no ponto 4 (n=75), seguido pelo ponto 1 (n=67), ponto 2 (n=66) e o ponto 3 (n=65) (Figura 05), porém não foram estatisticamente diferenciadas ($R^2= 0,2126$, $F=1,5246$ e $p=0,2144$). A similaridade da composição entre os pontos foi alta (>50%), sendo o maior valor observado entre os pontos 01 e 03 e o menor entre os pontos 02 e 03 (Tabela 03).

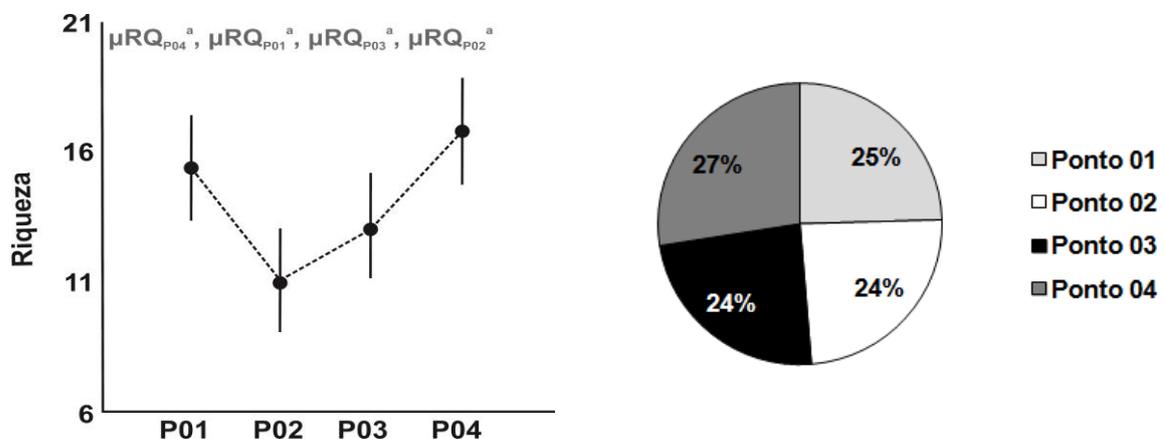


Figura 5 - Representatividade da riqueza por pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 3 - Similaridade de Jaccard da composição de espécies entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

	P1	P2	P3	P4
P1	100%	75%	78%	77%
P2		100%	66%	74%
P3			100%	75%
P4				100%

Apenas duas espécies (2,4%) foram exclusivas a algum ponto amostral, sendo *P. courbina* ao ponto 02 e *S. plumieri* ao ponto 4. Em contrapartida 57,8% ocorreram em todos os pontos, sendo elas: *A. luniscutis*, *C. spixii*, *C. parallelus*, *C. undecimalis*, *C. edentulus*, *C. faber*, *C. spilopterus*, *C. nobilis*, *C. acoupa*, *C. jamaicensis*, *C. leiarchus*, *C. microlepidotus*, *C. virescens*, *D. rhombeus*, *D. radiale*, *E. smithi*, *E. crossotus*, *E. melanopterus*, *G. barbuis*, *G. genidens*, *G. cavifrons*, *G. oceanicus*, *H. amblyrhynchus*, *L. laevigatus*, *L. breviceps*, *L. synagris*, *M. atricauda*, *M. americanus*, *M. furnieri*, *M. curema*, *M. liza*, *O. palometa*, *O. saliens*, *O. saurus*, *O. beta*, *O. ruber*, *P. brasiliensis*, *P. virginicus*, *P. punctatus*, *S. setapinnis*, *S. vomer*, *S. testudineus*, *S. tessellatus*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *T. lepturus*, *T. microphthalmus* e *U. coroides*.

A distribuição da abundância em relação aos pontos amostrais demonstrou que os maiores valores obtidos ocorreram no ponto 4 (n=1744), seguidos pelo ponto 1 (n=1396), ponto 3 (n=1210) e ponto 2 (n=902) (Figura 06). Também ficou evidenciada a diferença significativa entre os pontos ($R^2=0,1785$; $F=6,6645$; $p=0,00040$), onde o ponto 04 difere dos pontos 2 ($p=0,00017$) e 3 ($p=0,0233$).

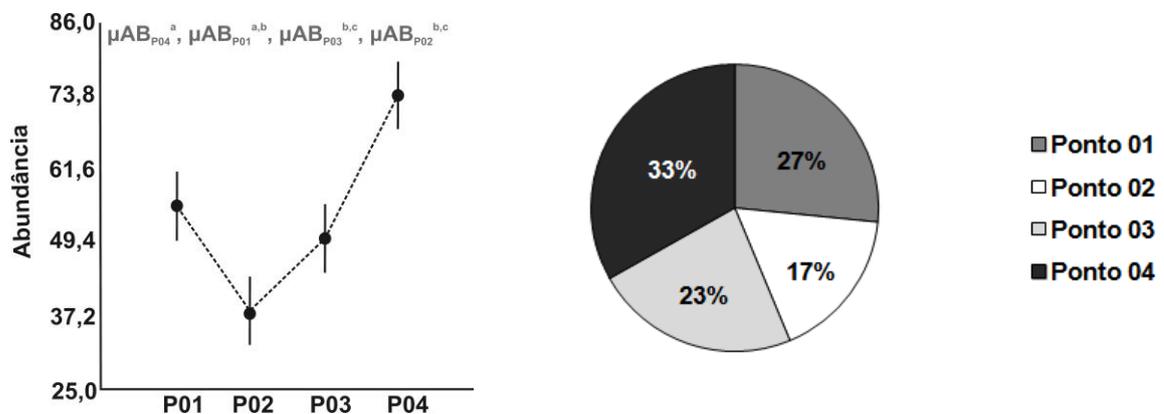


Figura 6 - Representatividade da abundância de espécies por pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

As famílias que apresentaram maior abundância no ponto 1 foram Mugilidae (n=514) e Sciaenidae (n=223) (Figura 07A). No ponto 2 foram Mugilidae (n=195), Ariidae (n=185), Sciaenidae (n=137), Gerreidae (n=134) e Carangidae (n=72) (Figura 07B). No ponto 3 foram Mugilidae (n=263), Ariidae (n=214) e Sciaenidae (n=197) (Figura 07C). No ponto 4 foram Mugilidae (n=468), Sciaenidae (n=299) e Ariidae (n=237) (Figura 07D).

As espécies que apresentaram maior abundância no ponto 1 foram *M. curema* (n=499), *M. americanus* (n=86), *D. rhombeus* (n=78) e *G. genidens* (n=78) (Figura 08A). No ponto 2 foram *M. curema* (n=186), *D. rhombeus* (n=130), *G. genidens* (n=98) e *A. luniscutis* (n=47) (Figura 08B). No ponto 3 foram *M. curema* (n=253), *D. rhombeus* (n=139), *G. genidens* (n=77), *C. faber* (n=69) e *A. luniscutis* (n=66) (Figura 08C). No ponto 4 foram *M. curema* (n=454), *D. rhombeus* (n=154), *G. genidens* (n=120), *M. furnieri* (n=112) e *M. americanus* (n=81) (Figura 08D).

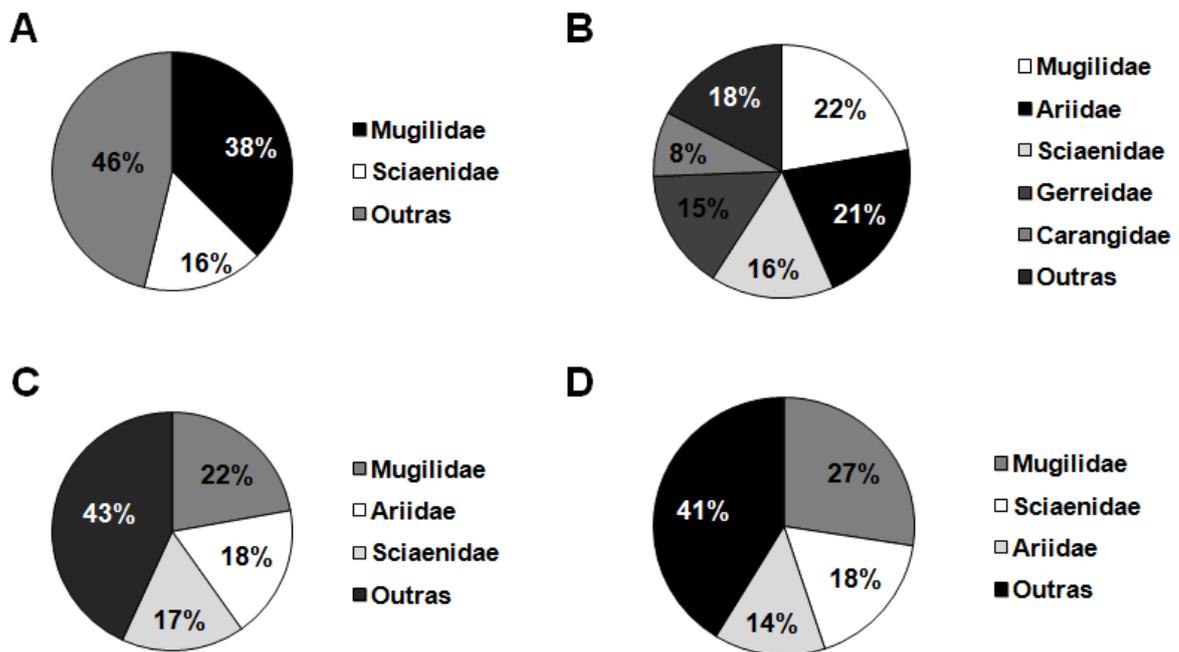


Figura 7 - Representatividade da abundância das principais famílias por pontos amostrais (A: ponto 01, B: ponto 02, C: ponto 03, D: ponto 04) localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

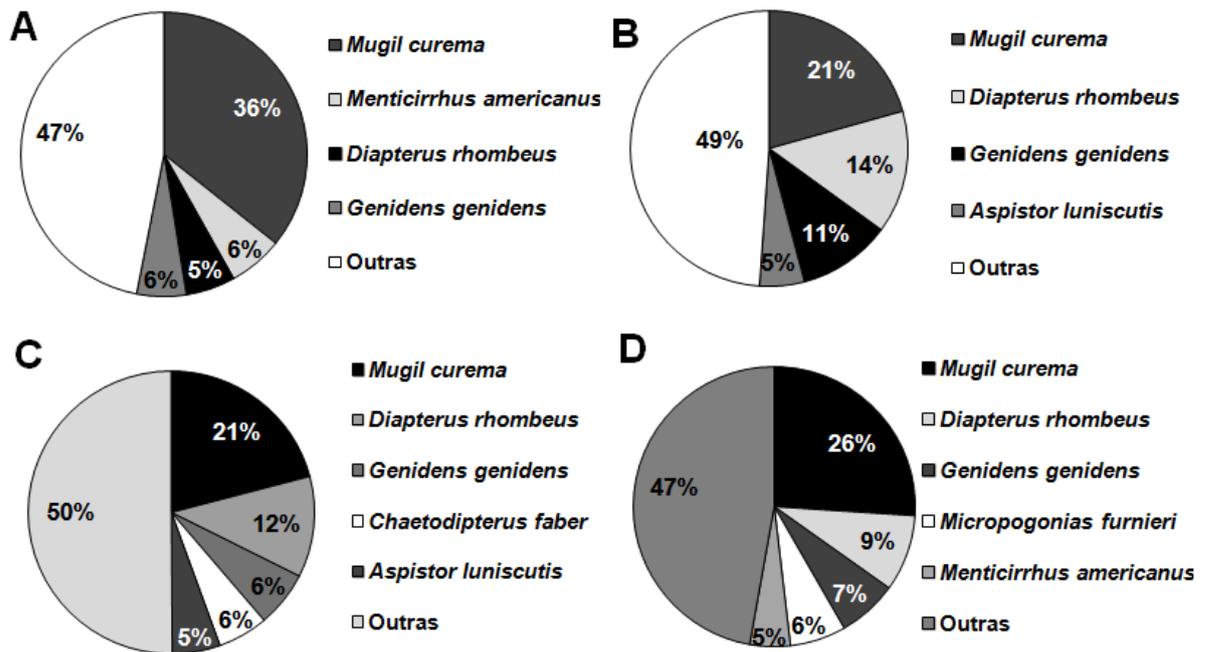


Figura 8 - Representatividade da abundância das principais espécies por pontos amostrais (A: ponto 01, B: ponto 02, C: ponto 03, D: ponto 04) localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

A análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundancias por espécie e pontos amostrais identificou dois grupos distintos, sendo estes compostos pela similaridade entre os pontos 1 e 4, assim como entre os pontos 2 e 3 (Figura 09). A função de ligação e a distância que apresentaram menor distorção dos dados ($r_{\text{cof}} = 0,9739$) foram respectivamente, UPGMA e Manhattan.

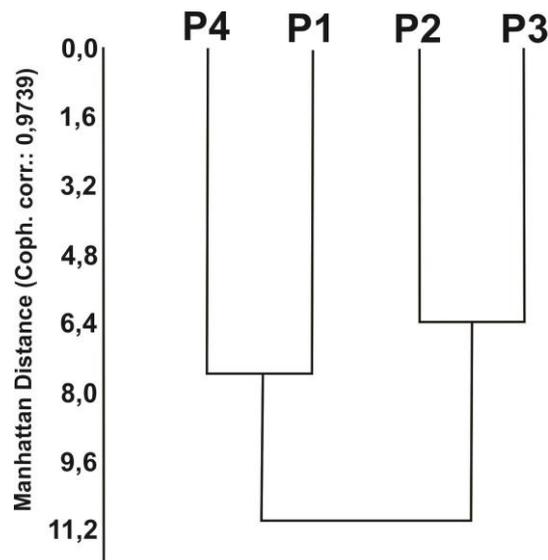


Figura 9 - Análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundancias por espécie e pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Os índices de diversidade demonstraram maiores valores para a diversidade de Shannon (H') no ponto 03, seguido pelos pontos 04, 02 e 01 (Figura 10). A dominância foi maior em oposição aos valores de H' , apenas alternando a ordem entre o ponto 02 e 03. A equitabilidade, assim como esperado foi maior nos pontos com maiores valores de H' (Tabela 04).

A análise de variância demonstrou diferença estatística entre os valores de diversidade de Shannon (H') entre os pontos amostrais ($R^2=0,2003$; $F=7,6836$; $p=0,00012$). O teste de Tukey identificou a diferença entre os pontos 01 e 04 ($p=0,00098$) e 2 e 4 ($p=0,00021$).

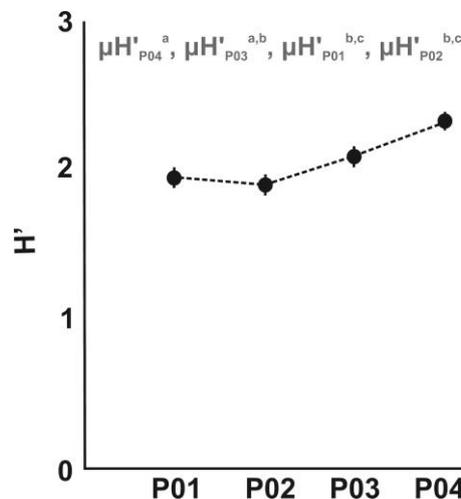


Figura 10 - Variações dos valores da diversidade de Shannon (H') entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 4 - Riqueza, abundância, dominância de Simpson, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

	P1	P2	P3	P4
Riqueza	67	66	65	75
Abundância	1396	902	1210	1744
Dominância de Simpson	0,1464	0,0863	0,0769	0,0937
Diversidade de Shannon	2,901	3,141	3,226	3,197
Equitabilidade de Pielou	0,6899	0,7496	0,7727	0,7405

As curvas individuais de rarefação por pontos amostrais (Figura 11) demonstram que, com base em 600 exemplares capturados (ponto médio da menor abundância registrada entre os pontos), não existe diferença estatística entre o número de espécies observadas por pontos de coleta.

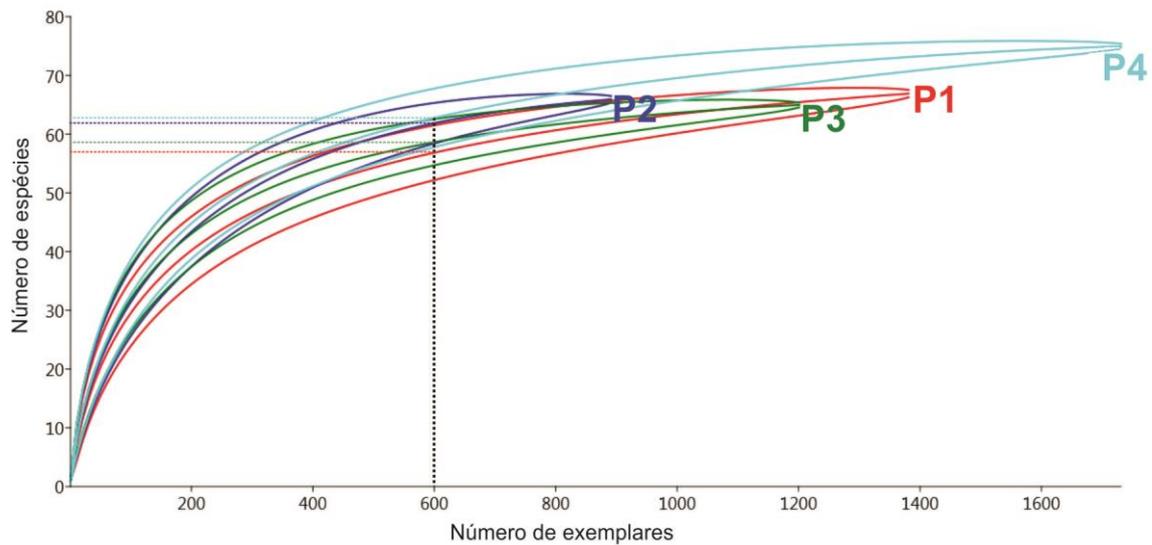


Figura 11 - As curvas individuais de rarefação por pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Variações sazonais

A riqueza foi maior no verão ($n=67$), seguido pelo outono ($n=59$), inverno ($n=56$) e primavera ($n=54$) (Figura 12), sendo estatisticamente diferenciadas ($R^2=0,141428$; $F=5,0515$; $p=0,0027$); sendo a primavera foi diferenciada do outono e do inverno. A similaridade da composição entre as estações climáticas foi alta ($>50\%$), sendo o maior valor observado entre o outono e o inverno e o menor entre a primavera e o verão (Tabela 05).

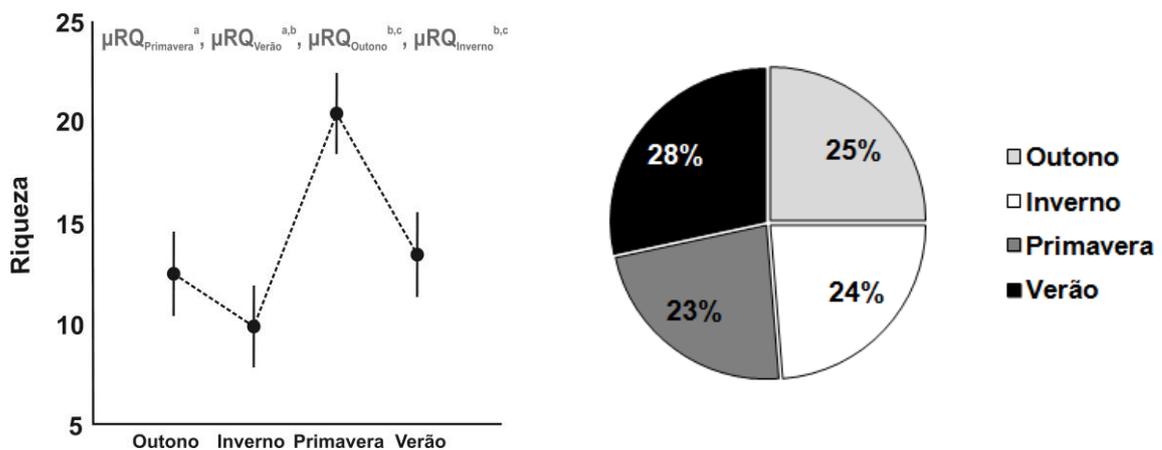


Figura 12 - Representatividade da riqueza por período climático no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 5 - Similaridade de Jaccard da composição de espécies entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Outono	100%	74%	66%	68%
Inverno		100%	72%	60%
Primavera			100%	57%
Verão				100%

Nos quatros períodos sazonais ocorreram espécies exclusivas, sendo: outono: *S. greeleyi*; inverno: *A. vulpes* e *P. saltatrix*; primavera: *B. bagre*, *C. chrysurus*, *O. oglinum* e *S. timucu* e verão: *C. crysos*, *E. argenteus*, *E. gula*, *E. brasilianus*, *G. brasiliensis*, *H. corvinaeformis*, *M. brevisrostris*, *P. courbina*, *P. oligodon*, *S. plumieri*, *T. falcatus* e *T. paulistanus*.

A distribuição da abundância em relação aos períodos climáticos demonstrou que os maiores valores ocorreram no outono (n=1531), seguidos pelo inverno (n=975), primavera (n=1336) e verão (n=1410) (Figura 13). Também ficou evidenciada a diferença significativa entre as estações ($R^2=0,0903$; $F=3,0449$; $p=0,0327$), onde o outono difere do inverno ($p=0,0336$).

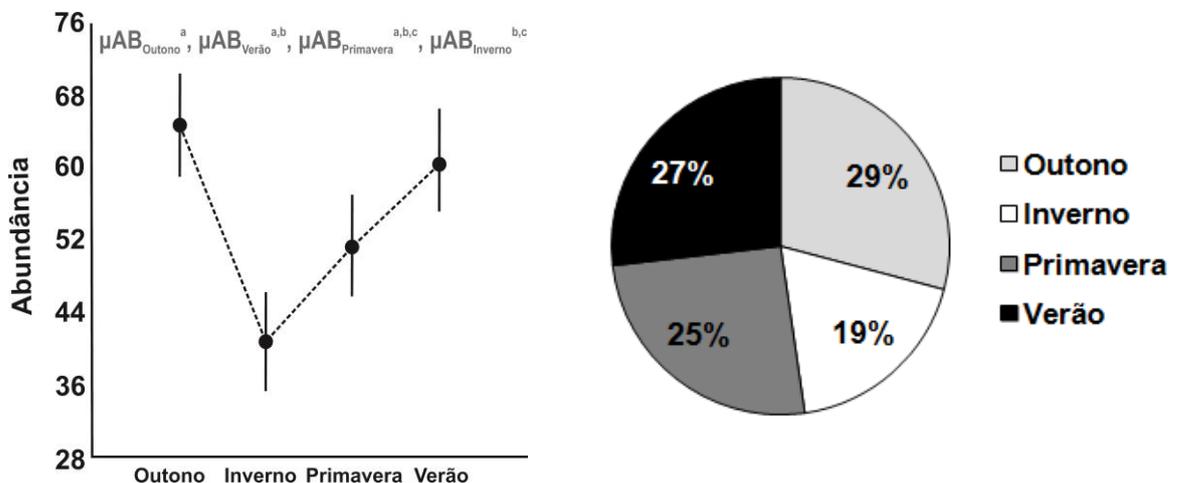


Figura 13 - Representatividade da abundância de espécies por estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

As famílias que apresentaram maior abundância no outono foram: Ariidae (n=336), Mugilidae (n=271), Gerreidae (n=143) e Sciaenidae (n=70) (Figura 14A). No inverno foram: Mugilidae (n=208), Gerreidae (n=93), Ariidae (n=81), Sciaenidae (n=77) e Carangidae (n=47) (Figura 14B). Na primavera foram: Mugilidae (n=361), Gerreidae (n=212), Sciaenidae (n=75) e Trichiuridae (n=73) (Figura 14C). No verão foram: Mugilidae (n=552) e Ariidae (n=191) (Figura 14D).

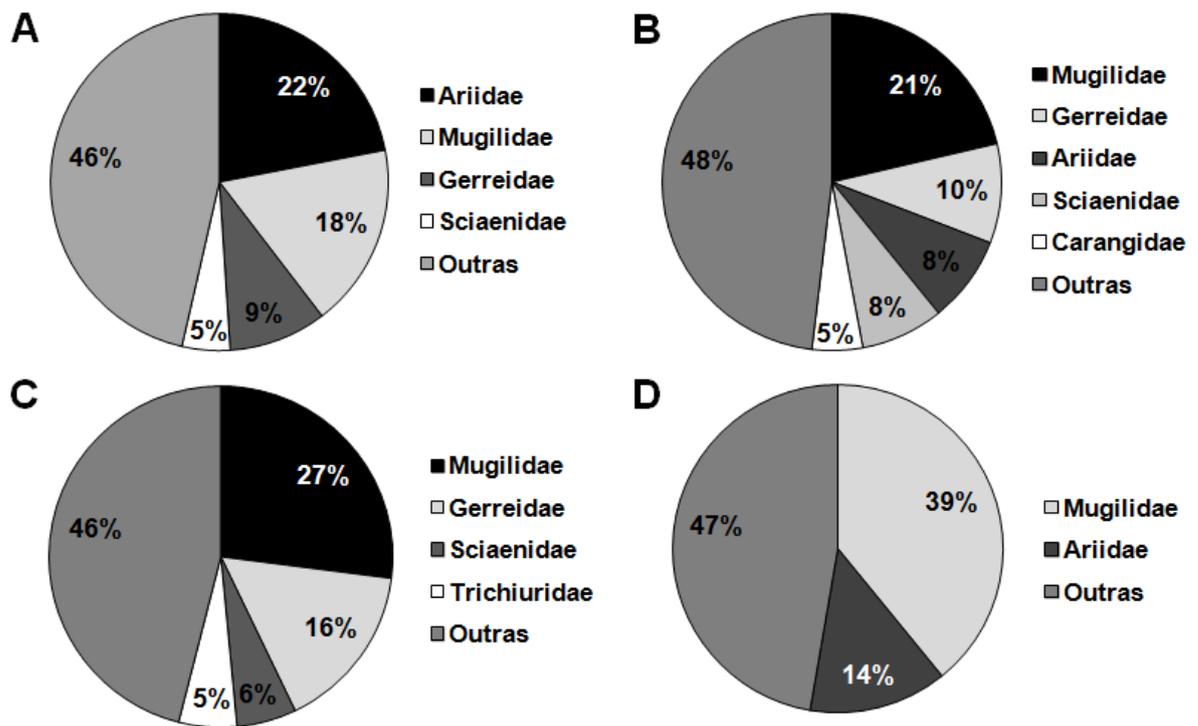


Figura 14 - Representatividade da abundância das principais famílias por estação climática (A: outono, B: inverno, C: primavera, D: verão) no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

As espécies que apresentaram maior abundância no outono foram *M. curema* (n=271), *D. rhombeus* (n=143), *A. luniscutis* (n=100), *G. genidens* (n=97), *G. barbuis* (n=71), *M. furnieri* (n=70) e *C. spixii* (n=68) (Figura 15A). No inverno foram *M. curema* (n=208), *D. rhombeus* (n=93), *G. genidens* (n=81), *M. furnieri* (n=77) e *H. amblyhynchus* (n=47) (Figura 15B). Na primavera foram *M. curema* (n=361), *D. rhombeus* (n=212), *M. americanus* (n=75) e *T. lepturus* (n=73) (Figura 15C). No verão foram *M. curema* (n=552), *G. genidens* (n=130) e *A. luniscutis* (n=61) (Figura 15D).

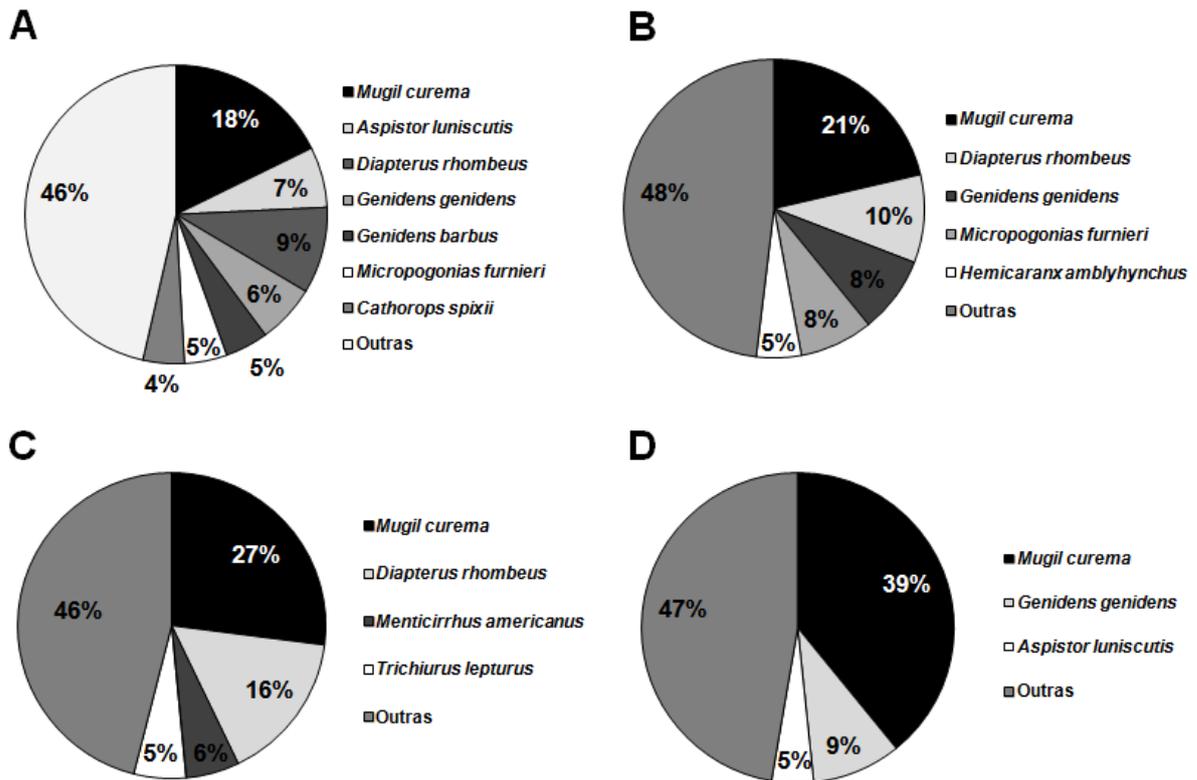


Figura 15 - Representatividade da abundância das principais espécies por estação climática (A: outono, B: inverno, C: primavera, D: verão) no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

A análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundâncias por espécie e estações climáticas identificou um grupo formado pelo outono, inverno primavera, sendo os dois primeiros com maior similaridade, assim como separou o verão das demais estações (Figura 16). A função de ligação e a distância que apresentaram menor distorção dos dados ($r_{\text{cof}} = 0,9314$) foram respectivamente, UPGMA e euclidiana.

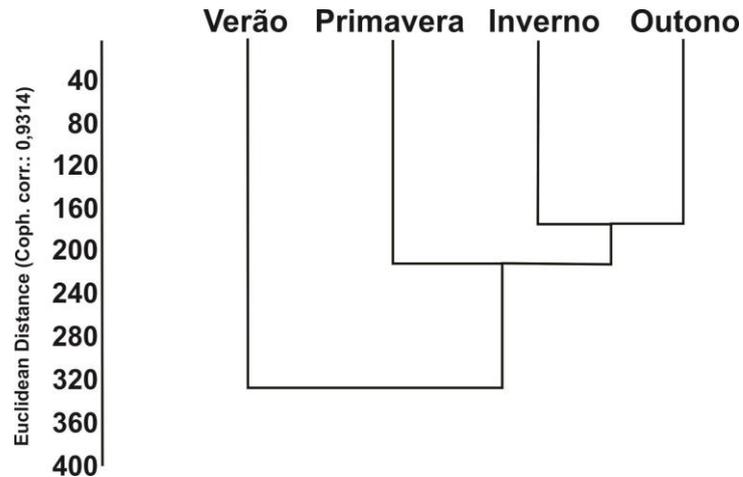


Figura 16 - Análise de agrupamento (cluster) utilizando a distribuição das abundancias por espécie e estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Os índices de diversidade demonstraram maiores valores para a diversidade de Shannon (H') no outono, seguido pelo inverno, primavera e verão (Figura 17). A dominância foi maior em oposição aos valores de H' . A equitabilidade, assim como esperado foi maior nos pontos com maiores valores de H' (Tabela 06).

A análise de variância demonstrou diferença estatística entre os valores de diversidade de Shannon (H') entre as estações climáticas ($R^2=0,1175$; $F=4,0846$; $p=0,0090$). O teste de Tukey identificou a diferença entre outono e inverno ($p=0,0138$) e inverno e primavera ($p=0,0304$).

Tabela 6 - Riqueza, abundância, dominância de Simpson, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Riqueza	59	56	55	67
Abundância	1531	975	1336	1410
Dominância de Simpson	0,0639	0,08016	0,1136	0,172
Diversidade de Shannon	3,267	3,123	2,906	2,802
Equitabilidade de Pielou	0,8011	0,7758	0,7285	0,6663

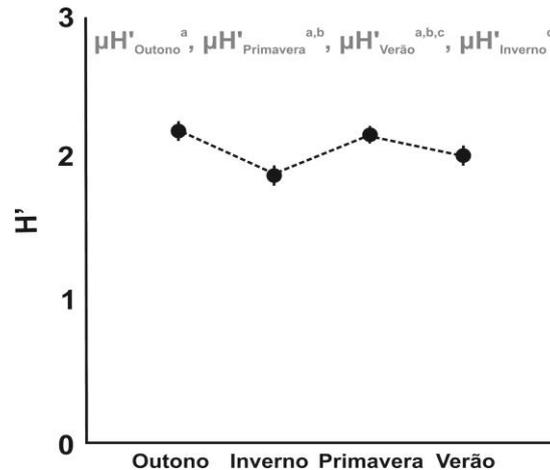


Figura 17 - Variações dos valores da diversidade de Shannon (H') entre as estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

As curvas individuais de rarefação por estações climáticas (Figura 18) demonstram que, com base em 600 exemplares capturados (ponto médio da menor abundância registrada entre os períodos climáticos), existe diferença estatística apenas entre o número de espécies observadas no verão e primavera.

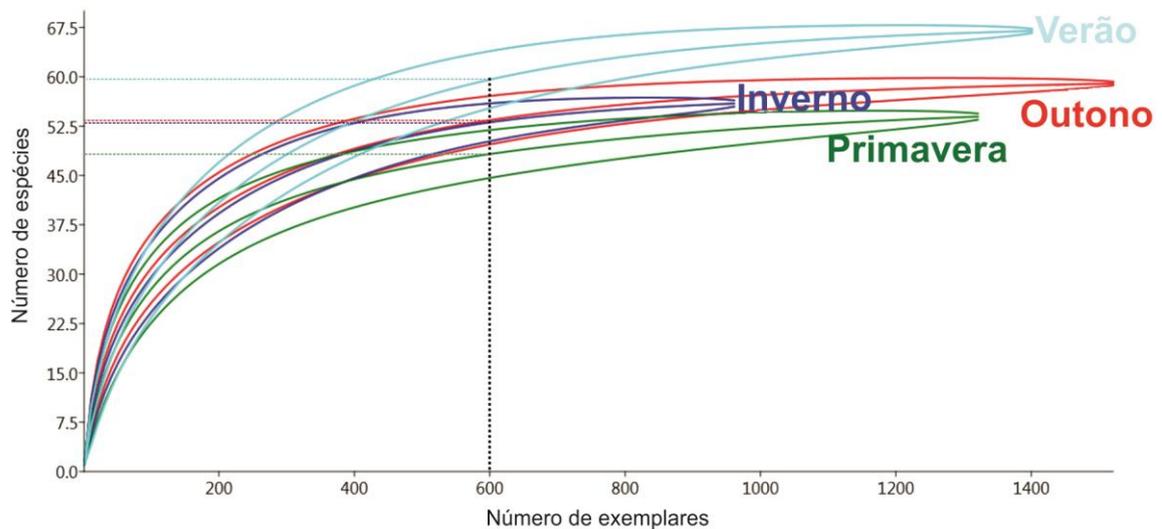


Figura 18 - As curvas individuais de rarefação por estações climáticas no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Dados Abióticos

A maior média de profundidade ocorreu no ponto 2 ($12,62 \pm 1,57m$; $n=24$), seguido pelo ponto 01 ($5,53 \pm 6,45m$; $n=24$), ponto 03 ($4,42 \pm 3,49m$; $n=24$) e ponto 04 ($1,35 \pm 0,27m$; $n=24$) (Figura 19). A análise de variância bifatorial ($R^2=0,6472$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=1,6663$;

$p=0,1110$), assim como entre estações climáticas ($F=1,7270$; $p=0,1680$), porém foi diferenciada entre os pontos ($F=42,2084$; $p<0,001$). A ANOVA unifatorial ($R^2=0,5583$) com pontos amostrais confirmou a diferença significativa ($F=38,7626$; $p<0,001$). Através da matriz de probabilidade, o teste de Tukey evidenciou diferenças entre os pontos (Tabela 07).

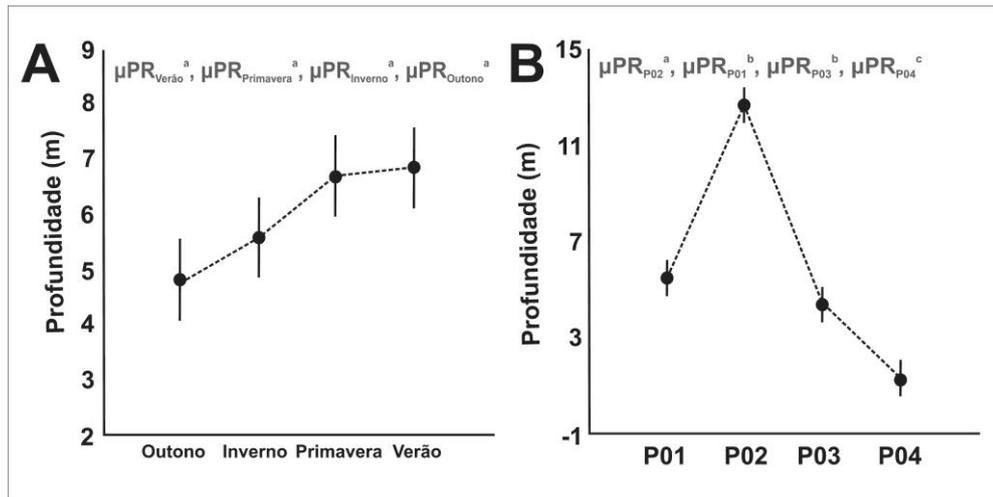


Figura 19 - Variações dos valores de profundidade. A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 7 - Valores do teste de Tukey para as variações de profundidade entre os pontos amostrais localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil. (*): valores significativos.

	P01	P02	P03	P04
P01	x			
P02	<0,001*	x		
P03	0,7316	<0,001*	x	
P04	0,0012*	<0,001*	0,0282	x

A pluviometria apresentou maior média no verão ($52,47\pm 43,11\text{mm}$; $n=24$), seguido pelo outono ($46,08\pm 76,58\text{mm}$; $n=24$), primavera ($44,68\pm 85,66\text{mm}$; $n=24$) e inverno ($29,58\pm 21,26\text{mm}$; $n=24$) (Figura 20). A análise de variância ($R^2=0,0186$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F<0,001$; $p=1,00$), assim como entre pontos ($F<0,001$; $p=1,00$) e entre estações climáticas ($F=0,5054$; $p=0,6795$).

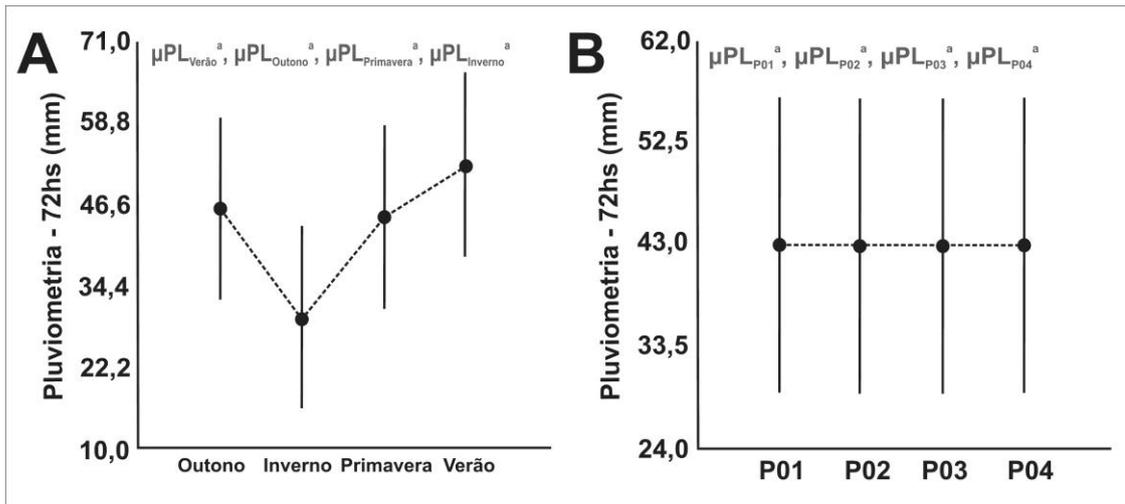


Figura 20 - Variações dos valores de pluviometria (72hs). A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

A temperatura apresentou maior média durante o verão ($26,34 \pm 1,97^{\circ}\text{C}$; $n=24$), seguido do outono ($25,49 \pm 1,83^{\circ}\text{C}$; $n=24$), primavera ($23,94 \pm 1,68^{\circ}\text{C}$; $n=24$) e inverno ($21,32 \pm 0,81^{\circ}\text{C}$; $n=24$) (Figura 21). A análise de variância bifatorial ($R^2=0,6256$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=0,4924$; $p=0,8756$), assim como entre os pontos ($F=1,3402$; $p=0,2672$), porém foi diferenciada entre as estações ($F=41,7575$; $p<0,001$). A ANOVA unifatorial ($R^2=0,5861$) com as estações climáticas amostrais confirmou a diferença significativa ($F=43,4322$; $p<0,001$). Através da matriz de probabilidade, o teste de Tukey evidenciou diferenças entre os períodos climáticos (Tabela 08), sendo o inverno diferente de todas as outras estações, além da diferença entre a primavera e o verão.

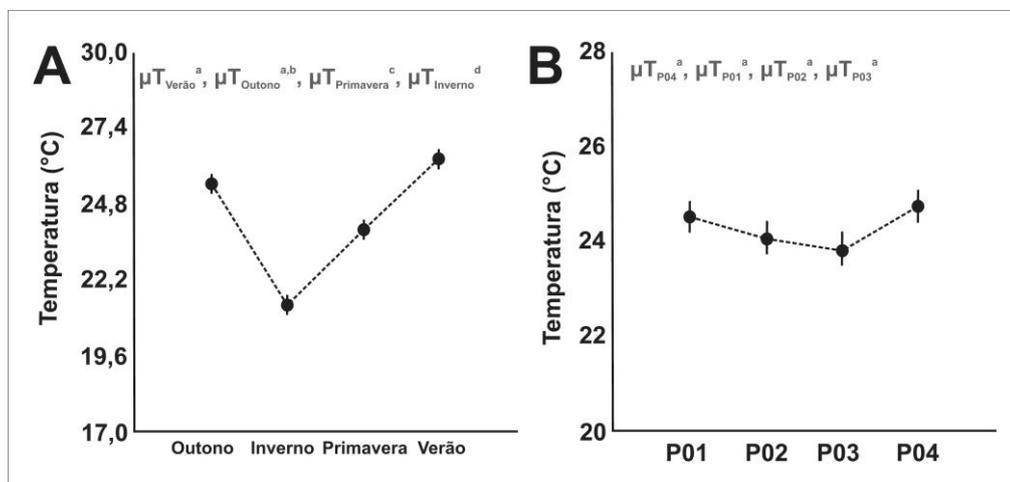


Figura 21 - Variações dos valores de temperatura. A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP,

Brasil.

Tabela 8 - Valores do teste de Tukey para as variações de temperatura entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valores significativos.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Outono	x			
Inverno	<0,001*	X		
Primavera	0,0082*	<0,001*	x	
Verão	0,2773	<0,001*	<0,001*	x

Considerando a sazonalidade, a maior média de salinidade ocorreu durante o inverno ($22,42 \pm 4,94\%$; $n=24$), seguido pela primavera ($19,04 \pm 8,35\%$; $n=24$), verão ($17,70 \pm 7,79\%$; $n=24$) e outono ($17,45 \pm 3,44\%$; $n=24$). Entre os pontos, os maiores valores médios foram observados no ponto 02 ($21,88 \pm 5,55\%$; $n=24$), seguido pelo ponto 03 ($20,19 \pm 7,07\%$; $n=24$), ponto 04 ($18,50 \pm 7,20\%$; $n=24$) e ponto 01 ($16,03 \pm 6,17\%$; $n=24$) (Figura 22). A análise de variância bifatorial ($R^2=0,2274$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=0,4479$; $p=0,9045$), porém indicou diferença entre os pontos ($F=3,5338$; $p=0,0184$) e estações climáticas ($F=2,9729$; $p=0,0366$). A ANOVA unifatorial entre os períodos climáticos ($R^2=0,0861$) confirmou a diferença significativa ($F=2,8902$; $p=0,0396$) e o teste de Tukey indicou a diferença entre o outono e o inverno ($p=0,0509$), sendo este considerado como significativo devido a robustez do teste (Tabela 09). A ANOVA unifatorial entre os pontos amostrais ($R^2=0,1023$) confirmou a diferença significativa ($F=3,4977$; $p=0,0186$) e o teste de Tukey indicou a diferença entre os pontos 01 e 02 ($p=0,0134$) (Tabela 10).

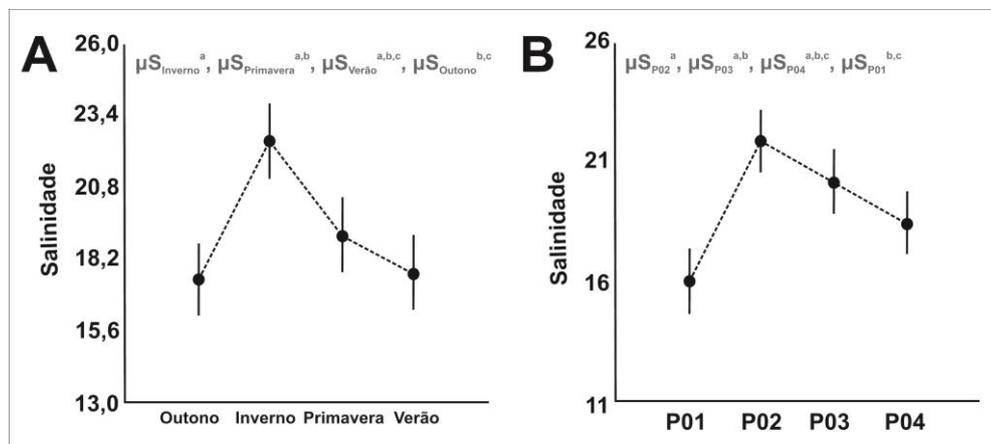


Figura 22 - Variações dos valores de salinidade (%), A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 9 - Valores do teste de Tukey para as variações de salinidade entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valor significativo.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Outono	x			
Inverno	0,0509*	x		
Primavera	0,8391	0,2906	x	
Verão	0,9993	0,0693	0,8949	x

Tabela 10 - Valores do teste de Tukey para as variações de salinidade entre os pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valor significativo.

	P01	P02	P03	P04
P01	x			
P02	0,0135*	x		
P03	0,1296	0,808	x	
P04	0,559	0,285	0,808	x

O maior valor médio da condutividade ocorreu no inverno ($34883,3 \pm 7631,5 \mu\text{S/cm}$; $n=24$), seguido pela primavera ($30105,8 \pm 12845,8 \mu\text{S/cm}$; $n=24$), verão ($28463 \pm 11745 \mu\text{S/cm}$; $n=24$) e outono ($27166,7 \pm 5531,1 \mu\text{S/cm}$; $n=24$) (Figura 23). A análise de variância ($R^2=0,1230$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=1975$; $p=0,9938$), assim como entre pontos ($F=0,0647$; $p=0,9783$), porém foi significativa entre os períodos climáticos ($F=3,0854$; $p=0,0318$). A ANOVA unifatorial entre os períodos climáticos ($R^2=0,1014$) confirmou a diferença significativa ($F=3,4629$; $p=0,0194$) e o teste de Tukey indicou a diferença entre o inverno e a primavera ($p=0,0347$), e entre inverno e verão ($p=0,0346$) (Tabela 11).

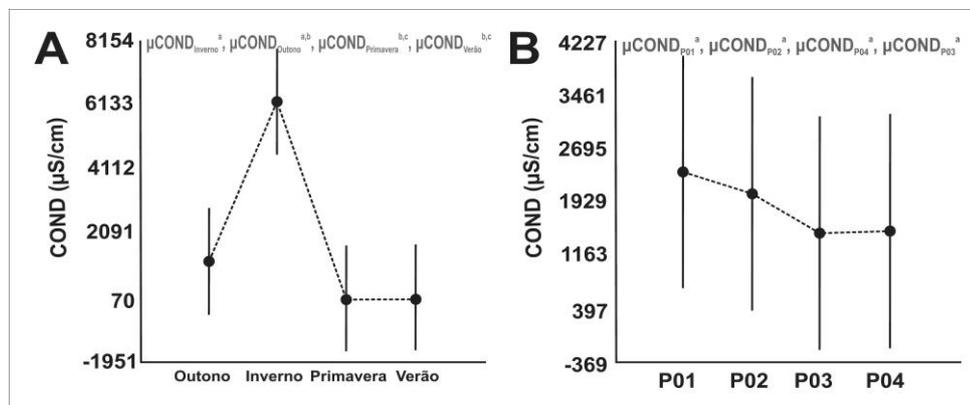


Figura 23 - Variações dos valores de condutividade ($\mu\text{S/cm}$), A: entre as estações climáticas, B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Tabela 11 - Valores do teste de Tukey para as variações de condutividade entre os períodos climáticos no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil, (*): valores significativos.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Outono	x			
Inverno	0,1206	x		
Primavera	0,9541	0,0347*	x	
Verão	0,9539	0,0346*	1	x

Os valores de pH variaram entre 6,96 e 9,31, sendo a maior média observada no ponto 04 ($8,13 \pm 0,57$; $n=24$), seguido pelo ponto 02 ($8,12 \pm 0,52$; $n=24$), ponto 03 ($8,03 \pm 0,48$; $n=24$) e ponto 01 ($8,01 \pm 0,58$; $n=24$) (Figura 24). A análise de variância bifatorial ($R^2=0,1090$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=0,1985$; $p=0,9937$), assim como entre pontos ($F=0,2376$; $p=0,8698$) e períodos climáticos ($F=2,4293$; $p=0,0713$).

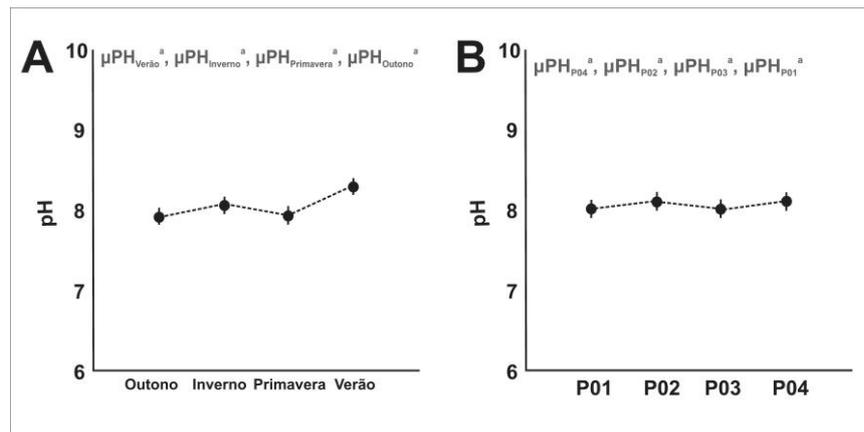


Figura 24 - Variações dos valores de pH, A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

O oxigênio dissolvido variou entre 4,25 e 10,18mg/L, sendo a maior média no verão ($6,71 \pm 1,26$ mg/L; $n=24$), seguido pela primavera ($6,53 \pm 0,95$ mg/L; $n=24$), inverno ($6,30 \pm 1,51$ mg/L; $n=24$) e outono ($5,91 \pm 0,80$ mg/L; $n=24$) (Figura 25). A análise de variância bifatorial ($R^2=0,1352$) não demonstrou interação significativa entre os pontos e estações climáticas ($F=0,4418$; $p=0,9081$), assim como entre pontos ($F=0,8388$; $p=0,4765$) e períodos climáticos ($F=2,0052$; $p=0,1198$).

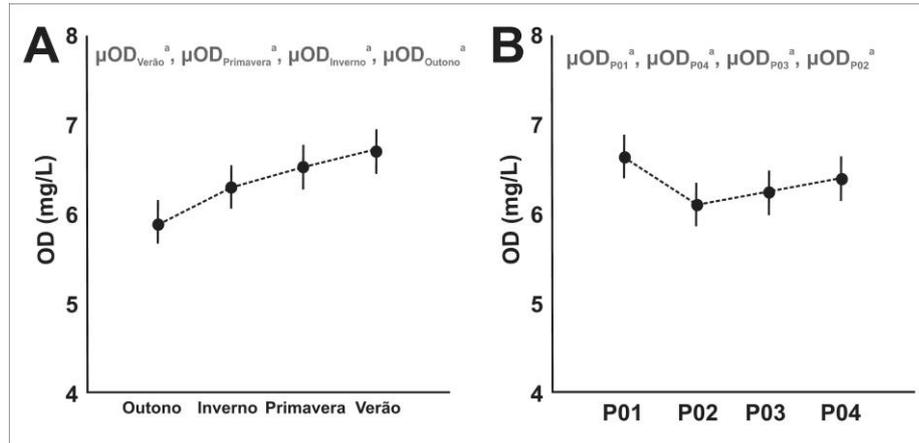


Figura 25 - Variações dos valores de oxigênio dissolvido (OD=Mg/L), A: entre as estações climáticas B: entre pontos amostrais no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

Bióticos X Abióticos

Através da análise de correspondência canônica utilizando os dados de abundância das espécies e os dados abióticos (profundidade, salinidade, condutividade, temperatura, pluviometria, pH e oxigênio dissolvido) foi verificado que os dois primeiros eixos respondem 56,93% da variabilidade dos dados. Foram formados quatro grupos distintos, dois de cada lado do eixo 1 (Figura 26). Cabe ressaltar que devido a não variação significativa (sazonal e espacial) da pluviometria, pH e oxigênio dissolvido, estes fatores poderiam ser retirados da análise, mas buscando uma melhor compreensão da ictiofauna avaliada com os fatores abióticos definimos pela sua utilização.

O grupo 1 foi formado pelas espécies: *A. vulpes*, *C. jamaicensis*, *C. macrops*, *C. nobilis*, *C. spixii*, *D. rhombeus*, *E. melanopterus*, *G. ocellatus*, *H. amblyrhynchus*, *H. clupeola*, *M. americanus*, *M. furnieri*, *O. saliens*, *O. saurus*, *P. punctatus*, *S. testudineus*, *S. vomer*, *T. lepturus*, *T. microphthalmus* e *T. falcatus*, estando relacionado aos maiores valores de salinidade e condutividade.

O grupo 2 foi formado por: *A. luniscutis*, *C. spilopterus*, *C. undecimalis*, *D. auratus*, *D. radiale*, *E. brasiliensis*, *E. gula*, *E. smithi*, *G. barbatus*, *L. laevigatus*, *P. oligodon*, *S. greeleyi*, *S. plumieri*, *S. tessellatus*, *S. rastrifer*, *S. tyleri* e *T. paulistanus*, estando vinculado aos maiores valores de pH.

O grupo 3 foi composto por: *B. bagre*, *C. edentulus*, *C. faber*, *C. latus*, *C. leiarchus*, *C. microlepidotus*, *C. spinosus*, *C. virescens*, *E. crossotus*, *G. cavifrons*, *G. genidens*, *H. americanus*, *L. breviceps*, *M. atricauda*, *O. beta*, *P. saltatrix*, *P.*

courbina, *P. virginicus*, *S. brasiliensis*, *S. setapinnis*, *S. timucu* e *U. coroides*, estando relacionado as maiores profundidades e pluviometria.

O grupo 4 foi formado pelas espécies: *A. declivis*, *A. lineatus*, *B. goeldi*, *C. acoupa*, *C. crysos*, *C. chrysurus*, *C. hippos*, *C. parallelus*, *E. argenteus*, *G. brasiliensis*, *G. oceanicus*, *H. corvinaeformis*, *L. surinamensis*, *L. synagris*, *M. brevirostris*, *M. curema*, *M. liza*, *O. gomesii*, *O. oglinum*, *O. palometa*, *O. ruber*, *P. brasiliensis*, *S. marina* e *T. carolinus*, estando relacionado aos maiores valores de oxigênio dissolvido e temperatura.

A distribuição dos pontos amostrais por períodos climáticos evidenciou que o inverno e outono estão relacionados com os menores valores pluviométricos e consequentemente, menores valores de profundidade, oxigênio dissolvido, temperatura, assim como aos maiores valores de salinidade, condutividade e pH. Em oposição, o verão e a primavera estão relacionados com os maiores valores pluviométricos e consequentemente, as maiores profundidades e valores de oxigênio dissolvido, assim como, aos menores valores de salinidade, condutividade e pH.

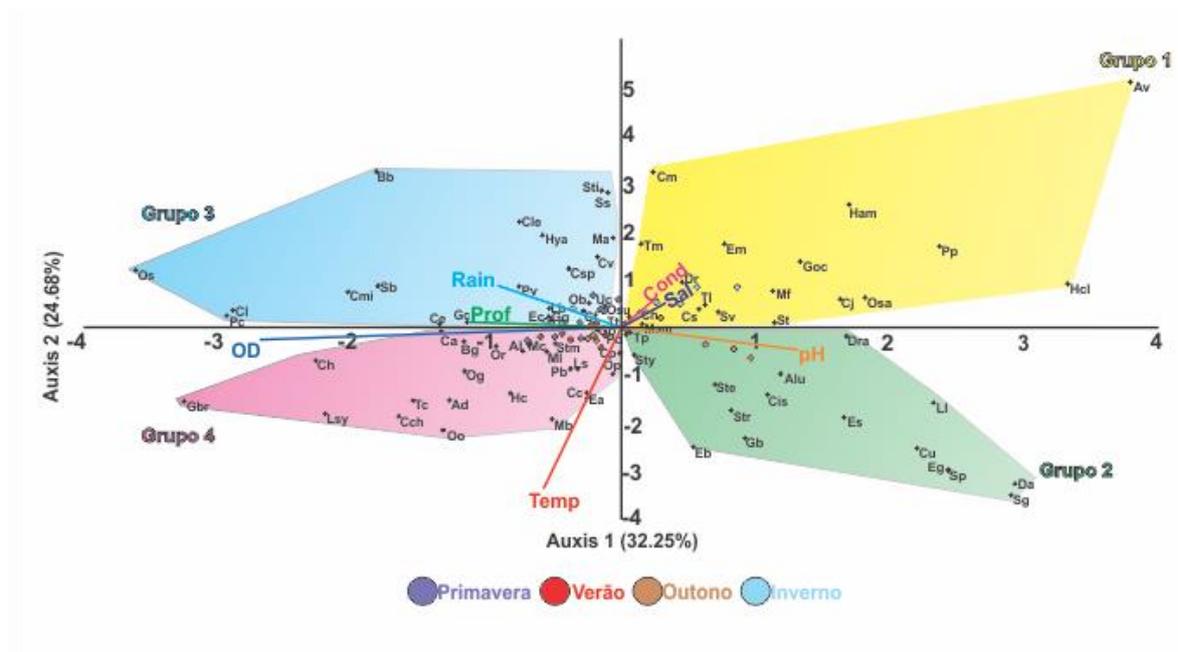


Figura 26 - Análise de correspondência canônica utilizando os valores de abundância, temperatura (Temp), salinidade (Sal), condutividade (Cond), profundidade (Prof), pluviometria (Rain), oxigênio dissolvido (OD), pH, e pontos amostrais por estações climáticas, localizados no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil.

DISCUSSÃO

Segundo Andrade-Tubino *et al.* (2008) as famílias Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae são as mais importantes nos sistemas costeiros do Brasil. Ainda em relação a estas famílias, Vieira e Musick (1994) as classificaram como as mais conspícuas das assembleias de peixes estuarinos do Atlântico Sudoeste. No mesmo contexto, Vilar *et al.* (2013) em estudo realizado em cinco estuários localizados ao longo da costa brasileira, acrescentaram Ariidae como uma das três famílias mais importantes.

Com base nestas informações, os dados observados no presente estudo reafirmam a importância de Sciaenidae tanto em relação a representatividade de espécies (17%), como em relação a abundância (16,29%), sendo que *M. furnieri* e *M. americanus* representaram juntas 10% do total capturado. Da mesma forma, Carangidae apresentou elevados números de espécies (13,3%) e de abundância (8,68%). Os bagres (Ariidae) seguiram a mesma tendência em relação a representatividade de espécies (6%) como em abundância (15,67%), sendo *C. spixii* a espécie com maior abundância registrada por Dias *et al.* (2017) em estudo realizado no canal de Bertioga, mesmo complexo estuarino do presente estudo.

Salientamos também a importância de Gerreidae e Mugilidae no presente estudo, sendo a última responsável por abrigar poucas espécies (3,6%), porém com elevada abundância (27,4%), assim como Gerreidae que apresentou seis espécies (7%) e representou 11,2% do total capturado. Tais resultados também foram similares a estudos realizados no mesmo complexo: Vazzoler (1970), Paiva-Filho (1982), Paiva-Filho *et al.* (1987) e Giannini e Paiva-Filho (1990).

Apenas dois trabalhos foram realizados na mesma área: Paiva-Filho *et al.* (1987) coletaram 76 exemplares pertencentes a 5 famílias e 6 espécies, utilizando armadilhas durante 12 meses (1985-1986). Santos *et al.* (2015) capturaram 1738 exemplares pertencentes a 28 famílias e 59 espécies, utilizando redes de emalhe (malhas 12, 24, 40 e 60mm entre nós opostos) em dois períodos (março e agosto) de 2010. Neste último, Sciaenidae, Carangidae, Achiridae, Ariidae e Engraulidae foram as famílias com maior riqueza, diferindo do presente estudo principalmente por Engraulidae. Tal diferença está relacionada ao pequeno porte das espécies desta família e ao tamanho da malha adotada, responsável por sua baixa representatividade e abundância.

Utilizando o índice de Jaccard, a similaridade da composição entre o presente estudo e Paiva-Filho *et al.* (1987) foi baixa (4,7%), sendo apenas duas espécies não observadas: *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) e *Rhonciscus crocro* (Cuvier, 1830). A composição entre Santos *et al.* (2015) e o presente foi similar em 49,5%, sendo 12 espécies não registradas: *Anchoa spinifer* (Valenciennes, 1848), *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911), *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825), *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837), *Caranx bartholomaei* Cuvier, 1833, *Caranx crysos* (Mitchill, 1815), *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841), *Isopisthus parvipinnis* (Cuvier, 1830), *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), *Pellona harroweri* (Fowler, 1917), *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) and *Synodus bondi* Fowler, 1939. Tais diferenças devem estar relacionadas ao tamanho diferencial das malhas das redes de espera e ao esforço amostral empregado.

Assim, o presente estudo adicionou mais 34 espécies e 8 famílias a ictiofauna local (Figura 27), reforçando a necessidade de estudos faunísticos, mesmo em áreas de fácil acesso, ou com elevada atividade antrópica.

Utilizando rede de “arrastão de praia” na região da boca do canal estuarino de Santos, entre 1979 e 1983, Graça Lopes *et al.* (1993) registraram 79 espécies, sendo Carangidae a família com maior representatividade de espécies (n=11), responsável também pela maior abundância.

No mesmo complexo estuarino, na região central do Canal de Bertioga, Barbanti *et al.* (2013) registraram a ocorrência de 78 espécies pertencentes a 39 famílias, sendo Carangidae, Sciaenidae, Haemulidae e Ariidae as famílias com maior representatividade de espécies. Apenas 10 espécies foram responsáveis por mais de 50% do total capturado, mesmo número observado por Dias *et al.* (2017) que registraram a ocorrência de 50 espécies na porção final do Canal de Bertioga.

Na sinopse sobre o conhecimento de peixes estuarinos brasileiros, Vilar e Joyeux (2018) analisaram 27.891 registros, totalizando 796 espécies compreendidas em 425 gêneros, 144 famílias e 33 ordens. No mesmo estudo é possível verificar a variação da riqueza ao longo de um gradiente latitudinal, onde destacam-se duas regiões: Nordeste (-4° a -5°) e Sudeste (-22° a -23°), onde salientaram que estuários localizados em regiões metropolitanas, como a baía de Guanabara (RJ) foram profundamente degradados antes de serem bem estudados. Neste contexto, o

CBESSB foi relativamente pouco estudado quando comparado a outros estuários brasileiros localizados em zonas economicamente ativas e de fácil acesso.

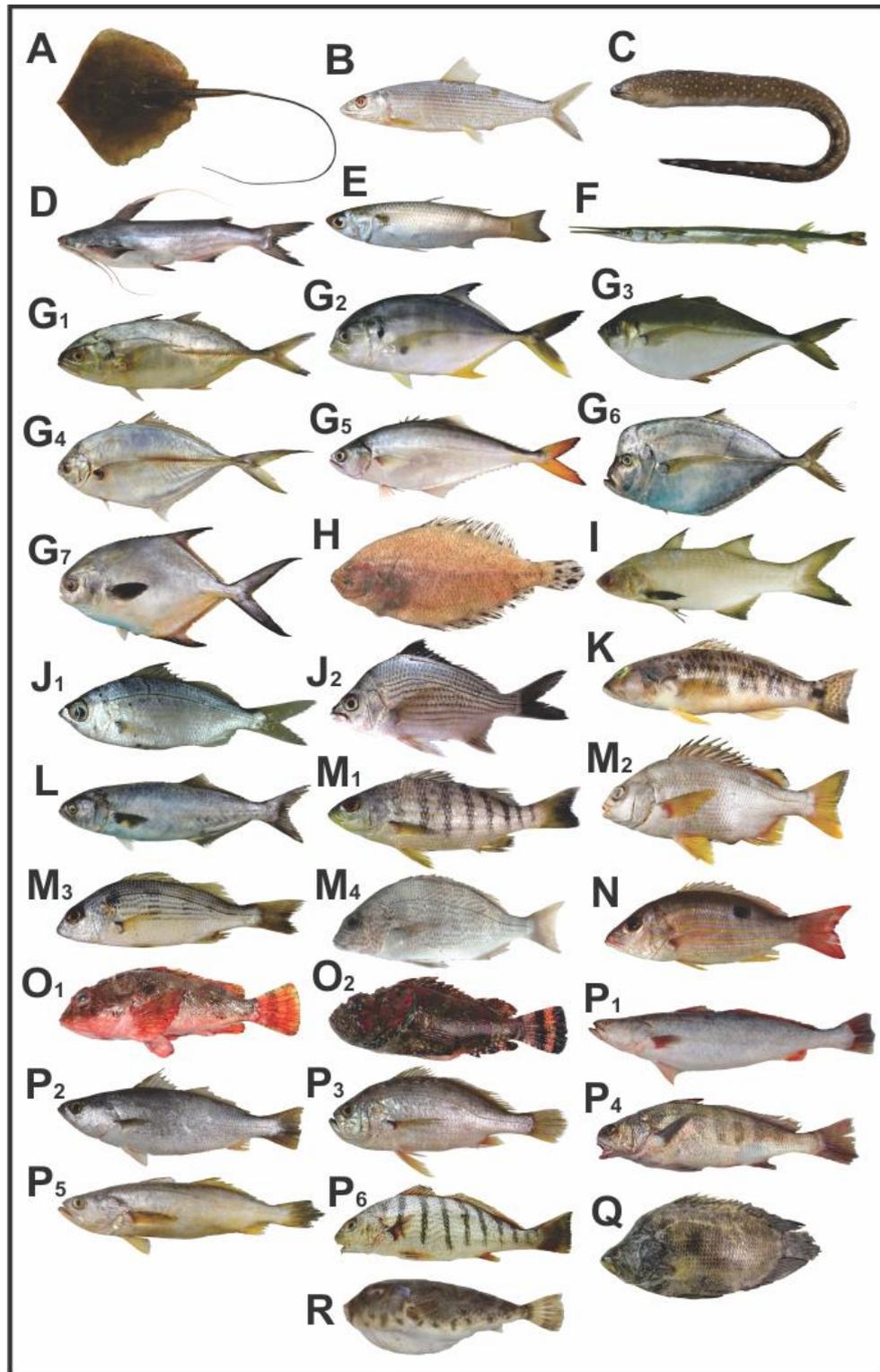


Figura 27 – Espécies registradas pela primeira no entorno da Ilha dos Bagres, alto estuário de Santos-São Vicente – SP, Brasil. A: *Hypanus americanus* (Dasyatidae); B: *Albula vulpes* (Albulidae); C: *Gymnothorax ocellatus* (Muraenidae); D: *Bagre bagre* (Ariidae); E: *Mugil brevirostris* (Mugilidae); F: *Strongylura timucu* (Belonidae); G (Carangidae), sendo G1: *Caranx crysos*, G2: *Caranx hippos*, G3: *Chloroscombrus crysurus*, G4: *Hemicaranx amblyrhynchus*, G5: *Oligoplites palometa*, G6: *Selene setapinnis* e G7: *Trachinotus falcatus*; H: *Citharichthys*

macrops (Paralichthyidae); I: *Polydactylus oligodon* (Polynemidae); J (Gerreidae), sendo J1: *Eucinostomus argenteus* e J2: *Eugerres brasilianus*; K: *Diplectrum radiale* (Serranidae); L: *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae); M (Haemulidae), sendo M1: *Conodon nobilis*, M2: *Genyatremus cavifrons*, M3: *Haemulopsis corvinaeformis* e M4: *Orthopristis ruber*; N: *Lutjanus synagris* (Lutjanidae), O (Scorpaenidae), sendo O1: *Scorpaena brasiliensis* e O2: *Scorpaena plumieri*; P(Sciaenidae), sendo P1: *Cynoscion virescens*, P2: *Cynoscion jamaicensis*, P3: *Larimus breviceps*, P4: *Paralanchurus brasiliensis*, P5: *Macrodon atricauda* e P6: *Umbrina coroides*; Q: *Lobotes surinamensis* (Lobotidae) e R: *Sphoeroides tyleri* (Tetraodontidae).

Considerando todos os estudos envolvendo ictiofauna realizados no CBESSB: Vazzoler (1970), Paiva-Filho (1982), Paiva-Filho e Schmiegelow (1986), Paiva-Filho *et al.* (1987), Paiva-Filho e Toscano (1987), Ribeiro Neto (1989), Giannini e Paiva-Filho (1990), Graça Lopes *et al.* (1993), Ribeiro Neto (1993), Giannini e Paiva-Filho (1995), Fagundes *et al.* (2007), Schmidt *et al.* (2008), Rocha (2009), Barbanti *et al.* (2013), Dias *et al.* (2014), Rocha e Dias (2015), Santos *et al.* (2015), Caetano (2016), Dias *et al.* (2017) e Carminatto (2018), além do presente estudo, foram reportadas 210 espécies, sendo 78 espécies registradas no canal do estuário de São Vicente, 97 na região do alto estuário, 127 no canal de Bertioga e 190 na baía de Santos. A riqueza observada (n=210) é similar a observada por Passos *et al.* (2012) no estuário de Paranaguá-PR (n=213), sendo 55,98% das espécies comuns aos dois complexos estuarinos. A elevada riqueza no CBESSB e no Complexo estuarino de Paranaguá (PASSOS *et al.*, 2012), corrobora com o observado por Vilar e Joyeux (2018) para peixes estuarinos na latitude -24°.

De forma geral, a ictiofauna estuarina é caracterizada pela dominância numérica de poucas espécies (KENNISH, 1986), sendo esta característica corroborada por este trabalho, pois apenas cinco espécies: *M. curema*, *D. rhombeus*, *G. genidens*, *M. furnieri* e *M. americanus* foram responsáveis por 52,2% do total capturado. Tal dominância também foi relatada por Santos *et al.* (2015) na mesma área, porém com espécies diferentes, sendo apenas *D. rhombeus* comum aos dois estudos. No geral, a riqueza e abundância registradas no presente estudo concordam com os padrões observados em outros estuários brasileiros, como observado por Araújo *et al.* (1998), Azevedo *et al.* (1999), Schwarz Jr. *et al.* (2006, 2007), Carvalho-Neto e Castro (2008) e Schmidt *et al.* (2008). Embora a teoria ecológica demonstre que poucas espécies possuem elevada abundância e muitas sejam pouco abundantes (MAGURRAN, 2004), discrepâncias na densidade de espécies podem indicar sinais de distúrbios, onde poucas espécies são favorecidas (MILAZZO *et al.*, 2002; MAGURRAN, 2004; MEDEIROS *et al.*, 2007).

Comparando a composição total do CBESSB com a região costeira (não incluindo estuários) compreendida entre o estado do Rio de Janeiro e Santa Catarina (ROTUNDO *et al.* 2019), ambas regiões localizadas na Província zoogeográfica Argentina (CAIRES, 2014), a similaridade foi baixa (43.5%). Tal resultado evidencia a existência de uma ictiofauna adaptada em habitar zonas estuarinas, mesmo os estuários representando elevada conectividade com o ambiente marinho costeiro adjacente (ABLE, 2005; ANDRADE-TUBINO 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2011; MURRAY *et al.*, 2018; OBOLEWSKI *et al.*, 2018).

Para avaliar a riqueza e a composição de peixes estuarinos é necessário considerar o número de espécies endêmicas da província zoogeográfica em que o estuário está inserido. No geral, o elevado número de espécies em estuários tropicais é influenciado diretamente pelo número de espécies nos ambientes costeiros adjacentes, porém é importante salientar a necessidade de um delineamento amostral que considere o comportamento nictemeral e sazonal de espécies diádromas (KENNISH, 1990; VIEIRA e MUSICK 1993, 1994; VASCONCELOS *et al.*, 2011). Neste contexto, observamos que a ictiofauna do CBESSB é composta por 11,6% de espécies endêmicas da Província zoogeográfica argentina e 5,3% da Província brasileira. A importância da Província zoogeográfica argentina na diversidade de peixes marinhos e estuarinos também foi observada no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (LUIZ JR *et al.* 2008), no complexo estuarino de Paranaguá (PASSOS *et al.* 2012), na região marinha costeira entre o Rio de Janeiro e Santa Catarina (ROTUNDO *et al.* 2019), porém não foi muito expressiva na Baía do Araçá, em São Sebastião-SP (LAMAS *et al.* 2016) e no presente estudo.

A riqueza da ictiofauna marinha-estuarina da costa do estado de São Paulo pode ser atribuída de forma geral, a influência da oscilação da convergência subtropical, entre as águas quentes da corrente do Brasil e as águas frias da corrente das Malvinas; a zona de ressurgência que durante o verão e a primavera faz com que a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) penetre sobre a plataforma atingindo a área costeira com uma termoclina entre 10 e 15 metros e durante o inverno se retrai e a Água Tropical (AT) preenche o espaço; ao representativo aporte de águas provenientes da drenagem continental; e a elevada largura e baixa declividade da plataforma continental, composta por sedimento lamoso-lodoso. Devido a estas características, a região representa o limite meridional de ocorrência de espécies

tropicais e o limite setentrional de espécies de regiões temperadas (PIRES-VANIN *et al.* 1993; MATSUURA 1995; CASTRO e MENEZES 1998; MENEZES *et al.* 2003; BRAGA NIENCHESKI 2006; CASTRO *et al.* 2006; CASTRO *et al.* 2008; AMARAL e NALLIN 2011).

Segundo Karr (1981) e Araujo *et al.* (2003) comunidades com boa representatividade de espécies carnívoras de topo possuem composição saudável, pois com declínio da qualidade ambiental, as espécies carnívoras de topo são substituídas por onívoras. O presente estudo corrobora com esta afirmativa, pois a região do alto estuário de Santos-São Vicente apresenta diferentes estressores e diversos impactos já relatados (CETESB 1978, 1981, 2001; MILANELLI, 2003; MEDEIROS e BÍCEGO 2004; ZARONI, 2006; SIQUEIRA *et al.* 2012), sendo composta por apenas 1,2% de piscívoras (carnívoros de topo) e 19,3% onívoras.

Segundo Blaber (2000), cerca de 80% das espécies estuarinas são carnívoras e poucas dentre elas são especializadas, o que também foi observado no presente estudo, pois grande parte (51,8%) das espécies possui hábito alimentar carnívoro (generalista), 1,2% são piscívoras e 18,1% são invertívoras. A ausência de espécies herbívoras pode ser devido a redução da cobertura vegetal devido a suspensão do sedimento dragado no canal de navegação portuário, como observado por Barletta *et al.* (2016) no complexo estuarino de Paranaguá.

Assim como esperado, a maioria (86,7%) das espécies possui capacidade de osmorregulação que permite sua presença no ambiente estuarino, porém 13,2% são consideradas exclusivamente marinhas. A presença de espécies marinhas no ambiente estuarino está relacionada a entrada de água marinha oriunda da plataforma continental adjacente, no geral pela parte inferior da coluna de água em direção ao interior do estuário, sendo este o limite da ocorrência de espécies marinhas (BARLETTA *et al.* 2010). Assim, as áreas estuarinas localizadas na porção final da intrusão de águas marinhas e continentais possuem maior riqueza (BARLETTA-BERGAN *et al.* 2002). Porém, este padrão não foi observado quando verificamos os registros de espécies nos diferentes setores do CBESSB, sendo a maior riqueza localizada na região da baía de Santos, o que pode ser justificado pelo número discrepante de esforço amostral entre as áreas do complexo.

Como é sabido os estuários são importantes áreas de desova, viveiro e proteção para inúmeras espécies de peixes e invertebrados, sendo também essenciais para a sobrevivência de pescadores tradicionais (BARLETTA e COSTA 2009, BARLETTA

et al. 2010). Esta relação fica evidenciada quando observamos a representatividade das espécies com importância comercial no CBESSB, 68,7% são utilizadas para alimentação e 30,3% no mercado de aquarofilia. Embora diferentes estudos demonstrem a contaminação da água, sedimento e até mesmo de peixes, o CBESSB é considerado um criador natural de peixes na região Sudeste brasileira, sendo também relevante para a atividade pesqueira artesanal (CETESB 1978, 1981, 2001; PAIVA-FILHO *et al.* 1987; MILANELLI, 2003; MEDEIROS e BÍCEGO, 2004; ZARONI, 2006; HORTELLANI *et al.* 2008; SIQUEIRA *et al.* 2012; TORRES *et al.* 2015).

No presente estudo 32 espécies estão classificadas como Dados Deficientes (DD), representando 49,3% da abundância total e a maior parte (71,9%) possui importância comercial. A falta de informações básicas sobre algumas espécies, acabam por subsidiar a classificação destas como DD, podendo seu real *status* estar sendo negligenciado (HOWARD e BICKFORD, 2014; BLAND *et al.* 2015; LUIZ JR *et al.* 2016). Assim, diversos grupos de pesquisadores vêm buscando alternativas para uma avaliação eficiente nos casos em que os dados básicos são inexistentes. Neste contexto, diferentes abordagens já foram avaliadas, mas independente do conceito adotado, parece consenso que muitas espécies atualmente classificadas como DD, estão realmente em algum grau de ameaça, porém não estão protegidas por programas de conservação e/ou legislações (JENNINGS *et al.* 1999; GOOD *et al.* 2006; BRITO, 2010; MORAIS *et al.* 2013; SOUSA-BAENA *et al.* 2014; HOWARD e BICKFORD, 2014; BLAND *et al.* 2015; JETZ e FRECKLETON, 2015; LUIZ JR *et al.* 2016).

Se considerarmos também as 18 espécies categorizadas com algum grau de ameaça, verificamos que 60,2% das espécies registradas no presente estudo (69,2% da abundância total) necessitam de atenção especial dos pesquisadores e governantes para sua conservação. Tal necessidade é cada vez mais evidente e complexa, uma vez que as atividades portuárias estão em pleno desenvolvimento no CBESSB, devido principalmente a exploração de petróleo na camada de pré-sal, ou ao elevado aumento populacional na região metropolitana da Baixada Santista (Santos *et al.* 2015).

Ainda no contexto de conservação, é notável a presença de *Opsanus beta* (Gulf toadfish), espécie introduzida possivelmente por água de lastro (CAIRES *et al.* 2007). A espécie, original do Golfo do México (COLLETTE, 2002), se estabeleceu

como população estável no CBESSB (TOMÁS *et al.* 2014) e também foi registrada no estuário de Paranaguá (CAIRES *et al.* 2007). A estabilização de espécies exóticas está relacionada a sua história de vida, mas também às características ambientais, sendo as áreas degradadas mais susceptíveis a manutenção destas espécies (RICCIARDI e ATKINSON, 2004; MILARDI *et al.* 2018). As espécies invasoras podem causar alterações de habitats incluindo mudanças nos ciclos de nutrientes e transferência de energia, além da competição, predação, transmissão de doenças e impactos genéticos, fatores que somados ou não causam a extinção local de espécies nativas (GALLARDO *et al.* 2016; ARNDT *et al.* 2018).

Diversos estudos demonstraram que a abundância, riqueza, composição, diversidade, densidade e distribuição da ictiofauna em áreas estuarinas está diretamente relacionada aos aspectos físico-químicos, principalmente salinidade e temperatura. Porém outros autores evidenciaram a importância da competição e predação entre os aspectos determinantes da comunidade ictiológica estuarina (MOYLE e CECH, 1988; VIEIRA e MUSICK, 1993; VILLARROEL, 1994; GARCIA e VIEIRA-SOBRINHO, 1997; MACÊDO *et al.*, 2000; PESSANHA *et al.*, 2000; BARLETTA *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004; BARLETTA *et al.*, 2005; GIARRIZO e KRUMME, 2007; PAIVA *et al.*, 2008; GARCIA *et al.*, 2012; BARLETTA *et al.*, 2008; MORENO-VALCÁRCEL *et al.*, 2013; PICHLER *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2016; GARCIA e PESSANHA, 2017; BOLZAN *et al.*, 2018; CHAVES *et al.*, 2018; COSTA *et al.*, 2018).

Assim como esperado, a profundidade não variou significativamente entre os períodos climáticos, porém entre os pontos foi evidenciada diferença. Os pontos dois e quatro foram responsáveis pelas diferenças observadas, devido ao ponto dois estar parcialmente inserido no canal dragado do porto de Santos e o quatro em área abrigada de baixio no largo Santa Rita.

Vários autores demonstraram a variação sazonal da ictiofauna em estuários, sendo que diversos destes evidenciaram a importância da pluviosidade como fator regulador da composição, abundância e diversidade (PESSANHA *et al.*, 2000; SPACH *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004; MORENO-VALCÁRCEL *et al.*, 2013). No geral, as maiores abundâncias estão associadas aos períodos chuvosos, como observado no presente estudo, onde outono e verão representaram 56% do total capturado.

Utilizando dados pluviométricos diários do CEMADEN (2019), entre o período de janeiro de 2013 e dezembro de 2018 para a região do CBESSB, observa-se que a maior média ocorreu durante o verão (1090,02mm), seguido pelo outono (811,82mm), primavera (766,2mm) e inverno (520,8mm). Tais resultados são confirmados pelos dados da EMBRAPA (2019), onde verifica-se que a região apresenta um elevado balanço hídrico mensal, sempre positivo, independentemente da estação climática. O padrão clássico para sistemas tropicais e extratropicais que controlam a região (SANTA'ANNA, 1990), evidencia que a pluviosidade é maior nas estações climáticas com maiores temperaturas, o que corrobora com os dados do CEMADEN (2019) e do presente estudo, onde o verão apresentou as maiores temperaturas e pluviometria, seguido pelo outono, primavera e inverno.

A variação pluviométrica interfere diretamente em outros fatores físico-químicos avaliados neste estudo, mesmo não sendo diferenciada significativamente entre os períodos climáticos e pontos amostrais. A ausência de variação sazonal na pluviometria regional, corrobora com a classificação de Thornthwaite (1931) para a região da Baixada Santista, onde esta foi categorizada como de clima super-úmido mesotermal, sem época seca (SANTOS, 1965). Inversamente a pluviometria, temperatura e oxigênio dissolvido, os valores de salinidade, condutividade e pH foram maiores durante o inverno e primavera. Os maiores valores de temperatura e pluviometria nos períodos de verão e outono não refletem com exatidão o padrão climático tropical do litoral paulista (LAMPARELLI e MOURA, 1998), embora os níveis pluviométricos regionais tenham sido elucidados anteriormente. O padrão diferenciado de temperatura também foi registrado por Carminatto (2018) em região costeira próxima ao local deste estudo, sendo verificado os maiores valores durante o verão e outono, onde o esperado é verão e primavera.

A salinidade e condutividade são influenciadas diretamente pela pluviosidade e ciclos de marés. Porém, como a pluviometria não apresentou variações sazonais e espaciais significativas, as diferenças espaço-sazonais da salinidade, assim como as alterações sazonais da condutividade estão relacionadas com o ciclo de marés.

A temperatura geralmente é relacionada com a variação sazonal da ictiofauna, porém, esta não evidenciou uma relação clara, embora tenha sido diferenciada significativamente entre os períodos climáticos, devido possivelmente ao padrão diferenciado observado no outono, além da diferença entre primavera e verão.

Ao contrário do esperado, a diversidade foi maior durante o outono e inverno, sendo esta relação tipicamente associada a menor pluviosidade e temperatura, o que diminui a conectividade entre o ambiente marinho e dulcícola e conseqüentemente a riqueza (BARLETTA-BERGAN *et al.* 2002; BARLETTA *et al.* 2010). Embora tenham sido utilizadas duas metodologias para avaliar as alterações sazonais e espaciais da riqueza, ambas análises convergiram na verificação de alterações apenas sazonais, porém divergiram na detecção dos períodos diferenciados. Cabe ressaltar que mesmo com diferenças sazonais na riqueza, a composição foi altamente similar (>50%) em relação aos períodos climáticos e pontos amostrais.

Embora os valores de temperatura do outono tenham sido atípicos, a análise de correspondência canônica evidenciou que a maior parte dos pontos ficaram localizados junto ao inverno, correspondendo ao padrão clássico esperado. Assim, durante estes períodos climáticos foram observadas as espécies com maiores afinidades para locais com baixa profundidade, oxigênio dissolvido e temperatura, assim como aos maiores valores de salinidade, condutividade e pH.

Além da influência da pluviosidade, a profundidade, salinidade, condutividade, pH e o oxigênio dissolvido também são alterados pelos ciclos de marés e taxas de fotossíntese e/ou respiração (MACÊDO *et al.*, 2000). Porém é importante destacar que a capacidade de neutralização do ambiente aquático impede que ocorram amplas variações de pH, sendo os maiores valores relacionados as áreas de maior influência marinha (PAIVA *et al.*, 2008), sendo esta relação a base para sustentar a ausência de variações sazonais e espaciais significativas para o pH no presente estudo.

Outro fator que também é alterado pela pluviosidade, mas que influencia a diversidade, composição e estrutura da comunidade de peixes em estuários é a turbidez, servindo principalmente para a proteção de juvenis contra predadores (BLABER e BLABER, 1980; HANEKOM e BAIRD, 1984; VIEIRA e CASTELLO, 1996; GARCIA e VIEIRA-SOBRINHO, 1997).

Em estudo realizado por Santos *et al.* (2015) no mesmo local, não foram evidenciadas relações significativas da ictiofauna em relação a pluviosidade, temperatura e salinidade, porém foram observadas alterações nictemerais. Segundo os autores, a elevada pluviosidade local, assim como as demais características ambientais, pode não influenciar significativamente a ictiofauna em relação a

sazonalidade, como também observado por Villarroel (1994) e Barletta *et al.* (2003). Estes resultados são refutados com base no observado neste estudo, onde ficaram evidenciadas alterações sazonais significativas (riqueza, abundância e diversidade), sendo estas relacionadas aos fatores físico-químicos: profundidade, temperatura, salinidade e condutividade. Assim, o presente estudo corrobora com os resultados observados em outros estuários brasileiros (PESSANHA *et al.*, 2000; SPACH *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004; BARLETTA *et al.*, 2005; GIARRIZO e KRUMME, 2007; GARCIA *et al.*, 2012; BARLETTA *et al.*, 2008; PICHLER *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2016; GARCIA e PESSANHA, 2017; BOLZAN *et al.*, 2018; CHAVES *et al.*, 2018; COSTA *et al.*, 2018).

Segundo Day *et al.* (1989) as variações sazonais da ictiofauna estuarina também estão relacionadas ao caráter transitório da maioria das espécies que habitam os estuários, devido principalmente as atividades alimentares e reprodutivas, sendo que poucas espécies completam o seu ciclo de vida nesse hábitat. Outros fatores que também podem regular a diversidade das comunidades estão relacionados como a extensão das cadeias alimentares e a variação e sobreposição de nichos (MAGURRAN, 1988).

Embora os padrões ecológicos sazonais e espaciais tenham sido evidenciados pelos resultados, é importante ressaltar que o CBESSB possui diversos estressores ambientais que podem alterá-los. Assim, compreender estes impactos é importante para avaliar as alterações na comunidade de peixes local. Como dito anteriormente, o CBESSB abriga o maior porto da América Latina e um dos maiores polos petroquímicos do Brasil (Cubatão), sendo estes responsáveis por inúmeros impactos antropogênicos (CETESB, 1978, 1981, 2001; MILANELLI, 2003; MEDEIROS e BÍCEGO, 2004; ZARONI, 2006; MARTINS, *et al.*, 2008; SIQUEIRA, *et al.*, 2012).

Dentre os impactos da atividade portuária, a dragagem representa uma das principais preocupações ambientais para os ecossistemas costeiros. É responsável por alterações na qualidade da água, padrões de circulação e morfodinâmica do substrato, tanto na área estuarina onde ocorre, quanto na área marinha adjacente (PERIS-MORA *et al.*, 2005; BARLETTA *et al.*, 2016). Tais alterações são responsáveis por mudanças na assembleia de peixes, causando perda de espécies, bioacumulação de contaminantes, deformidades, doenças, mortalidade, alterações na composição e abundancia, inclusive com reflexos a atividade pesqueira (APPLEBY e SCARRATT, 1989; THIBODEAUX e DUCKWORTH, 2001; WILBER e

CLARKE, 2001; ERFTEMEIJER e LEWIS III, 2006; PÉREZ-RUZAFÁ *et al.*, 2006; HATIN *et al.*, 2007; PAUKERT *et al.*, 2008; FISCHER *et al.*, 2012; BARLETTA *et al.*, 2016; WENGER *et al.*, 2017, 2018; BARLETTA e LIMA, 2019).

Outro impacto gerado pela atividade portuária está relacionado a poluição sonora causada pela movimentação dos navios, esta pode gerar dificuldades a comunicação dos peixes, causando estresse em curto prazo e perda auditiva a longo prazo (POPPER, 2003; WAHLBERG e WESTERBERG, 2005; WYSOCKI *et al.*, 2006). Além de afetar a audição e comunicação dos peixes, a poluição sonora pode causar danos nos ovos e alterar as comunidades, devido as espécies buscarem ambientes sem este estressor, gerando alterações populacionais e conseqüentemente reflexos na produtividade pesqueira local (MCCAULEY *et al.*, 2003; MITSON e KNUDSEN, 2003; ABDULLA e LINDEN, 2008).

Outro impacto pouco considerado, mas de equivalente importância é a poluição luminosa. Devido a atividade contínua nos terminais portuários, existe a necessidade de iluminação artificial durante o período noturno, sendo esta um estressor comum aos habitats aquáticos (NIGHTINGALE *et al.*, 2006; RICHARDS *et al.*, 2007). A luminosidade é um dos fatores responsáveis por diferentes comportamentos nos peixes, influenciando a formação de cardumes, distribuição espacial, forrageamento, migração e reprodução (HARDEN-JONES, 1956; WOODHEAD, 1956; PLOSKEY e JOHNSON, 2001; MUSSEN e CECH Jr, 2019). A luz artificial pode inibir a presença de espécies que não possuem capacidade de adequação a exposição contínua de luminosidade, mas também pode atrair outras espécies que se adaptam com maior facilidade, alterando a composição local (PRINSLOW *et al.*, 1980; PLOSKEY e JOHNSON, 2001; NIGHTINGALE *et al.*, 2006; HAMEL *et al.*, 2008).

Além destes estressores, os efluentes domésticos são lançados no interior da Baía de Santos (cerca de 4km da costa), através do emissário (CETESB, 2007). Estudos sobre a contaminação do CBESSCB com diferentes metodologias indicaram a presença de diferentes substâncias (principalmente metais pesados e compostos organoclorados) na água, sedimento e organismos (CETESB, 1978, 1981, 2001, 2008; FUKUMOTO *et al.*, 2006; ZARONI, 2006; FORTUNATO *et al.*, 2012; BURUAEM *et al.*, 2013; CARMO *et al.*, 2013; ABESSA *et al.*, 2014; MOREIRA e ABESSA, 2014; PRADO *et al.*, 2015; GIMILIANI *et al.*, 2016; CORTEZ *et al.*, 2018; MOREIRA *et al.*, 2018; PERINA *et al.*, 2018).

Com base no exposto, sugere-se o monitoramento constante da área, visando subsidiar ações de conservação e manejo, pois a área apresenta elevada importância ecológica, econômica e social para toda a região do litoral centro do estado de São Paulo.

CONCLUSÃO

A ictiofauna do entorno da Ilha dos Bagres, localizada na região superior do Complexo baía estuário de Santos-São Vicente e Bertioga foi composta por 83 espécies, compreendidas em 32 famílias, 20 ordens e duas classes. A elevada riqueza é característica dos estuários da região sudeste-sul do Brasil, devido às características oceanográficas regionais. A ictiofauna apresentou elevada dominância numérica, sendo as 05 espécies mais representativas (*M. curema*, *D. rhombeus*, *G. genidens*, *M. furnieri* e *M. americanus*) correspondendo a 52,2% do total.

A maior parte das espécies apresenta ampla distribuição ao longo do Oceano Atlântico ocidental, possuem hábitos alimentares carnívoros (generalistas), ampla capacidade de osmorregulação e valor comercial. Existem espécies em diferentes graus de ameaça a conservação, além de um número representativo de espécies com dados deficientes e a presença de uma espécie invasora.

A riqueza, abundância e diversidade apresentaram variações sazonais. A abundância e diversidade também foram diferenciadas espacialmente, sendo a composição altamente similar, tanto em relação aos períodos climáticos, quanto aos pontos amostrais.

A profundidade apresentou alterações apenas entre os pontos amostrais; a salinidade foi diferenciada espaço-sazonalmente; a condutividade e temperatura variaram significativamente apenas em relação aos períodos climáticos. A pluviosidade, pH e oxigênio dissolvido não apresentaram nenhum tipo de padrão sazonal ou espacial. As alterações dos parâmetros ambientais foram influenciadas principalmente pela amplitude de marés, pois não foram verificadas alterações na pluviosidade. Os parâmetros ambientais corresponderam 56,93% da distribuição das espécies registradas, sendo evidenciado padrões sazonais e espaciais.

Embora os padrões ecológicos sazonais e espaciais tenham sido evidenciados pelos resultados, é importante ressaltar que a área possui diversos estressores ambientais que podem alterá-los. Assim, sugere-se o monitoramento constante da área, visando subsidiar ações de conservação e manejo, pois a região apresenta elevada importância ecológica, econômica e social para todo o litoral centro do estado de São Paulo.

COMPROVANTE DE SUBMISSÃO

Biota Neotropica - Manuscript ID BN-2019-0870

Recebendo muitos emails? [Cancelar inscrição](#)



Biota Neotropica <onbehalf@manuscriptcentral.com>

Qui, 22/08/2019 17:07

mmrotundo@unisanta.br; mmrotundo@unisanta.br; Gustavo Stabile Cardoso; Maria Eduarda Laranjeira; gaulia@msn.com; amandacarminatto@gmail.com; Alvaro Reigada; milena.ramires@hotmail.com +2 pessoas



22-Aug-2019

Dear Prof. Rotundo:

Your manuscript entitled "Checklist of ichthyofauna in the area around Bagres Island in the Santos-São Vicente upper estuary, São Paulo, Brazil" has been successfully submitted online and is presently being given full consideration for publication in the Biota Neotropica.

Your manuscript ID is BN-2019-0870.

Please mention the above manuscript ID in all future correspondence or when calling the office for questions. If there are any changes in your street address or e-mail address, please log in to ScholarOne Manuscripts at <https://mc04.manuscriptcentral.com/bn-scielo> and edit your user information as appropriate.

You can also view the status of your manuscript at any time by checking your Author Center after logging in to <https://mc04.manuscriptcentral.com/bn-scielo>.

Thank you for submitting your manuscript to the Biota Neotropica.

Sincerely,
Biota Neotropica Editorial Office

REFERÊNCIAS

- ABDULLA, A.; LINDEN, O. **Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea**. Volume 1: review of impacts, priority areas and mitigation measures. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain, 184p, 2008.
- ABESSA, D. M. S.; CARR, R. S.; SOUSA, E. C. P. M.; RACHID, B. R. F.; ZARONI, L. P.; GASPARRO, M. R.; PINTO, Y. A.; BÍCEGO, M. C.; HORTELLANI, M. A.; SARKIS, L. E. S.; MUNIZ, P. Interactive Ecotoxicological Assessment of a Complex Tropical Estuarine System. In: Hoffer, T. N. (Ed.) **Marine Pollution: New Research**. Nova Science Publishers Inc., New York, Chapter 4, p. 1-36, 2008
- ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; FIGUEREDO-RACHID, B. R.; ZARONI, L. P.; REGINA, M.; GASPARRO, M. A. H.; SARKIS, J. E. S. Using Sets of Geochemical Analyses and Toxicity Tests to Assess the Effects of Sewage Disposal in Santos Bay, Brazil. **Journal of Environment and Human**, v. 1, n. 3, p. 34-47, 2014.
- ABLE, K. W. A Re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 1, p. 5-17, 2005.
- AKAISHI, F. M.; ST-JEAN, S. D.; BISHAY, F.; CLARKE, J.; RABITTO, I. S.; OLIVEIRA-RIBEIRO, C. A. Immunological responses, histopathological finding and disease resistance of blue mussel (*Mytilus edulis*) exposed to treated and untreated municipal wastewater. **Aquatic Toxicology**, v. 82, n. 1, p. 1-14, 2007.
- AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do Litoral Norte de São Paulo, Sudeste do Brasil. E-Book, UNICAMP, Campinas, 2011. 573pp. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?down=000812694>. Acessado em: 15 jan. 2019.
- ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 640-661, 2008.
- APPLEBY, J.; SCARRATT, D. J. Physical effects of suspended solidson marine and estuarine fish and shellfish with special reference toocean dumping: A literature review. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.1, p. 1681-1687, 1989.
- ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 417-430, 1998.
- ARAUJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.

ARNDT, E.; MARCHETTI, M. P.; SCHEMBRI, P. J. Ecological impact of alien marine fishes: insights from freshwater systems based on a comparative review. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 457-474, 2018.

AZEVEDO, M. C. C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A. G.; GOMES, I. D.; PESSANHA, A. L. M. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n 3, p. 443-454, 1999.

BALDRINI, C. V.; PEREIRA, D. N. Metais pesados na Baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente; bioacumulação. **Ambiente: revista CETESB de tecnologia**, v. 1, n. 3, p. 118-27, 1987.

BARBANTI, B.; CAIRES, R.; MARCENIUK, A. P. A ictiofauna do Canal de Bertioga, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 276-291, 2013.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River in north Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 193-206, 2002.

BARLETTA, M.; A. BARLETTA-BERGAN; U. SAINT-PAUL.; G. HUBOLD. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**, v. 256, p. 217-228, 2003.

BARLETTA, M.; AMARAL, C. S.; CORRÊA, M. F. M.; GUEBERT, F.; DANTAS, D. V.; LORENZI, L.; SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, n. 6, p. 1314-1336, 2008.

BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Living and nonliving resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Coastal Research SI**, v. 56, p. 371-375, 2009.

BARLETTA, M.; CYSNEIROS, F. J. A.; LIMA, A. R. A. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 890-920, 2016.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A., ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIERA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A. Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 237, 2019.

BLABER, S. J. M. **Tropical Estuarine Fishes**. Ecology, Exploitation and Conservation. Fish and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science, Oxford, 2000. 372p.

BLABER, S. J. M.; BARLETTA, M. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 537-568, 2016.

BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 143-162, 1980.

BLABER, S. J. M.; BREWER, D.T.; SALINI, J. P. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Austrália. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, v. 40, p. 177-193, 1995.

BLAND, L. M.; COLLEN, B.; ORME, C. D. L.; BIELBY, J. Predicting the conservation status of data-deficient species. **Conservation Biology**, v. 29, p. 250-259, 2015.

BOLZAN, M. S.; ANDRADES, R.; SPACH, H. L.; HOSTIM-SILVA, M. The influence of selected environmental parameters and habitat mosaics on fish assemblages in a South American estuary. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 1, p. 249-257, 2019.

BRAGA, E. S.; NIENCHESKI, L. F. H. Composição das massas de água e seus potenciais produtivos na área entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B.; Marureira, L. S. P. (Eds). **O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região Sudeste-Sul do Brasil**. Edusp, São Paulo, p. 161-218, 2006.

BRASIL. MMA (Ministério do Meio Ambiente) **Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014**. Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos". Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf. Acessado em: 05 jan. 2019.

BRITO, D. Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 8, p. 709-713, 2010.

BURUAEM, L.M.; CASTRO, I.B.; HORTELLANI, M.A.; TANIGUCHI, S.; FILLMANN, G.; SASAKI, S.T.; PETTI, M.A.V.; SARKIS, J.E.S.; BÍCEGO, M.C.; MARANHO, L.A.; DAVANSO, M.B.; NONATO, E.F.; CESAR, A.; COSTA-LOTUFO, L.V.; ABESSA, D.M.S. Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, n. 179-189, 2013.

CAETANO, Irapajy da Silva. **Estrutura da comunidade de peixes da zona de arrebentação da Baía de Santos/SP**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, 2016.

CAIRES, R. A. Biogeografia dos peixes marinhos do Atlântico Sul Ocidental: padrões e processos. **Arquivos de Zoologia**, v. 45 (esp), p. 5-24, 2014.

CAIRES, R. A.; PICHLER, H. A.; SPACH, H. L.; IGNÁCIO, J. M. *Opsanus brasiliensis* Rotundo, Spinelli & Zavalla-Camin, 2005 (Teleostei: Batrachoidiformes: Batrachoididae), a junior synonym of *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), with notes on its occurrence in the Brazilian coast. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 0-0, 2007.

CARMINATTO, Amanda Aparecida. **Complexidade do hábitat, caracterização e diversidade de peixes recifais da Ilha das Palmas e da Ilha do Mato (Guarujá/SP)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, 2018.

CARMO, C. A.; ABESSA, D. M. S.; MACHADO-NETO, J. G. Metals in muscles of mullet (*Mugil curema*) from a contaminated estuary: evidences of potential risks to public health. **Natural Resources**, v. 2, n. 2, p. 81-94, 2013.

CARPENTER, K. E. **FAO species identification sheets for fishery purposes**. The living marine resources of the Western Central Atlantic (fishing area 31) FAO, Roma, V, 1-3, 2002.

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes da costa brasileira**, 3ª Ed., Melro, São Paulo, 1999. 320p.

CARVALHO-FILHO, A.; SANTOS, S.; SAMPAIO, I. *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) (Perciformes: Sciaenidae), a valid species from the southwestern Atlantic, with comments on its conservation. **Zootaxa**, v. 2519, p. 4, 2010.

CARVALHO-NETO, R. N. F.; CASTRO, A. C. L. Diversidade das assembleias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhã. **Arquivo Ciências do Mar**, v. 41, p. 48-57, 2008.

CASTRO, B. M.; LORENZETTI, J. A.; SILVEIRA, I. C. A.; MIRANDA, L. B. Estrutura termohalina e circulação na região entre o cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: Rossi-Wongtschowski C. L. D. B.; Marureira L. S. P. (Eds) **O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região Sudeste-Sul do Brasil**. Edusp, São Paulo, v. 11, p. 120, 2006.

CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B.; SILVA, L. S.; FONTES, R. F. C.; PEREIRA, A. F.; COELHO, A. L. Processos Físicos: Hidrografia, Circulação e Transporte. In: Pires-Vanin A. M. S. (Ed) **Oceanografia de um ecossistema subtropical - Plataforma de São Sebastião, SP**. Edusp, São Paulo, p. 59-121, 2008.

CASTRO, R. M. C.; MENEZES, N. A. Estudo Diagnóstico de Diversidade de Peixes do Estado de São Paulo. In: Joly C. A.; Bicudo, C. E. M. (Eds) **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX-6: Vertebrados**. Fapesp, São Paulo, p. 1-13, 1998.

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. 2019. **Banco de dados pluviométricos**. 2019. Disponível em: <http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/#>. Acesso em: 29 ago. 2019.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A. J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J. M.; ROBAINA, G.; RODRIGUEZ, B. Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur America. **Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación**, Roma, 1992.

CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). Metais pesados na Baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente. São Paulo, **Relatório Técnico**, 1981. 143p.

CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). Poluição das águas no estuário e Baía de Santos. São Paulo, **Relatório Técnico**, 1978. 71p.

CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). Relatório de monitoramento de emissários submarinos. São Paulo. **Relatório Técnico**, 106p, 2007.

CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo. São Paulo. **Relatório Técnico**, 294p, 2008.

CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). Sistema estuarino de Santos e São Vicente. São Paulo, **Relatório Técnico**, 2001. 183p.

CHAVES, M. C. N. R.; FRANCO, A. C. S.; SEIXAS, L. B.; DA CRUZ, L. R.; DOS SANTOS, L. N. Testing the ecocline concept for fish assemblages along the marine-estuarine gradient in a highly-eutrophic estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 211, p. 118-126, 2018.

COLLETTE, B. B. Batrachoididae. In **The Living marine resources of the Western Central Atlantic**. Vol 2: Bony Fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae) (Carpenter KE (Eds) FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication, n. 5, p. 1026-1042, 2002.

CORTEZ, F. S.; SOUZA, L. S.; GUIMARÃES, L. L.; ALMEIDA, J. E.; PUSCEDDU, F. H.; MARANHO, L. A.; MOTA, L. G.; NOBRE, C. R.; MORENO, B. B.; ABESSA, D. M. S.; CESAR, A.; SANTOS, A. R.; PEREIRA, C. D. S. Ecotoxicological effects of losartan on the brown mussel *Perna perna* and its occurrence in seawater from Santos Bay (Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 637, p.1363-1371, 2018.

COSTA, C. R.; COSTA, M. F.; DANTAS, D. V.; BARLETTA, M. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 301, 2018.

DAY JR, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine ecology**. 1ª Ed., John Wiley and Sons, New York, 1989. 558p.

DIAS, J. F.; FERNANDEZ, W. S.; SCHMIDT, T. C. Length-weight relationship of 73 fish species caught in the southeastern inner continental shelf region of Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 42, n. 1, p. 127, 2014.

DIAS, J. F.; ROCHA, M. L. F. D.; SCHMIDT, T. C. D. S.; VILLAMARIN, B. C.; MORAIS, D. B. Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioiga Channel, São Paulo (Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 1, p. 29-43, 2017.

DYER, K. R. **Estuaries, a Physical Introduction**. 2ª Ed., John Wiley, London, 1997. 195p.

ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D. S. The need of definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 815-827, 2002.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Banco de Dados Climáticos do Brasil**. 2019. Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/balanco/resultados/sp/450/balanco.html>. Acesso em: 29 ago. 2019.

ERFTEMEIJER, P. L.; LEWIS III, R. R. R. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1553-1572, 2006.

FAGUNDES, L.; TOMÁS, A. R. G.; CASARINI, L. M.; BUENO, E. F.; LOPES, G. M.; MACHADO, D. D. A. L.; ROSA, R. A.; BRAGA, A. C. A.; CAMARGO, F. B. F.; OBERG, I. M. F.; PELLEGRINI, S. D. O. P. A pesca de arrasto-de-praia na Ilha de São Vicente, São Paulo, Brasil. **Série Relatórios Técnicos**, v. 29, p. 1-45, 2007.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de Peixes marinhos do sudeste do Brasil**, II Teleostei (1), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**, III, Teleostei (2), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**, VI Teleostei (5), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

FISCHER, J.; PAUKERT, C.; DANIELS, M. Fish community response to habitat alteration: impacts of sand dredging in the Kansas River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 141, n. 6, p. 1532-1544, 2012.

FISCHER, L. G.; PEREIRA, L. E. D.; VIEIRA, J. P. **Peixes estuarinos e costeiros: Série Biodiversidade do Atlântico Sudoeste**. 1ª Ed., Editora Coscientia, Rio Grande, 2004.

FISCHER, W. **FAO species identification sheets for fishery purposes, Western Central Atlantic**. Fishing area 31, FAO, Roma, 1978.

FLOETER, S. R.; ROCHA, L. A.; ROBERTSON, D. R.; JOYEUX, J. C.; SMITH-VANIZ, W. F. WIRTZ, P.; EDWARDS, A. J.; BARREIROS, J. P.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L.; BRITO, A.; FALCÓN, J. M.; BOWEN, B. W.; BERNARDI, G. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 1: p. 22-47, 2008.

FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F.; RAMÍREZ-FLORES, O.; AMEZCUA-LINARES, F.; YAÑES-ARANCIBIA, A.; ALVAREZ-RUBIO, M.; DAY JR, J. W. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua brava Lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 219-230, 1990.

FORTUNATO, J. M.; HYPOLITO, R.; MOURA, C. L.; NASCIMENTO, S. C. Caracterização da contaminação por metais pesados em área de mangüezal, município de Santos (SP). **Revista do Instituto Geológico**, v. 33, n. 1, p. 57-69, 2012.

FRICKE R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. **Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References**. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acessado em: 12 jan. 2019.

FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <http://fishbase.org/search.php>. Acessado em: 12 jan. 2019.

FUKUMOTO, M. M.; MAHIQUES, M. M.; TESSLER, M. G. Bottom faciology and sediment transport in Santos Bay, Southeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1737e1740, 2006.

GALLARDO. B.; CLAVERO, M.; SÁNCHEZ, M. I.; VILÀ, M. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 151-163, 2016.

GARCIA, A. F. S.; PESSANHA, A. L. M. Temporal dynamics of tidal mudflat fish assemblages in north-eastern Brazil: short and medium-term variations. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 98, n. 7, p. 1745-1755, 2017.

GARCIA, A. M.; VIEIRA-SOBRINHO, J. P. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). **Atlântica**, v. 19, p. 161-181, 1997.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; MORAES, L. E.; PAES, E. T. Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance in a subtropical estuary. **Marine Ecology Progress Series**, v. 461, p. 121-135, 2012.

GASALLA, M. D. L. A.; SOARES, L. S. H. Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 27, n. 2, p. 243-259, 2001

GEFE, W. E.; AMORIM, L. F. C.; AMORIM, A. C. E.; AMORIM, A. F. Aspectos sócio-econômicos da pesca artesanal na Região da Baixada Santista. In: **IV Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde**, 2004, 13-21, Santos, SP, Núcleo de Pesquisas Ambientais da Baixada Santista, 1CD-ROM.

GIANNINI, R.; PAIVA-FILHO, A. M. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebentação de praias arenosas do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 43, n. 2, p. 141-152, 1995.

GIANNINI, R.; PAIVA-FILHO, A. M. Sciaenidae fishes (Teleostei: Perciformes) from Baía de Santos (SP), Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 38, n. 1, p. 69-86, 1990.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 739-754, 2007.

GIMILIANI, G. T.; FONTES, R. F. C.; ABESSA, D. M. S. Modeling the dispersion of endocrine disruptors in the Santos Estuarine System (Sao Paulo State, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 1, p. 1-8, 2016.

GOMES, U. L.; SIGNORI, C. N.; GADIG, O. B. F.; SANTOS, H. R. S. **Guia para a identificação de tubarões e raias do Rio de Janeiro**. 1ª Ed. Technical Books, Rio de Janeiro, 2010. 243p. ISBN: 978-85-61368-15-9.

GONZALEZ-ORTEGON, E.; PASCUAL, E.; CUESTA J. A.; DRAKE, P. Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 67, p. 293-302, 2006.

GOOD, T. C.; ZJHRA, M. L.; KREMEN, C. Addressing data deficiency in classifying extinction risk: a case study of a radiation of Bignoniaceae from Madagascar. **Conservation Biology**, v. 20, p. 1099-1110, 2006.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.

GRAÇA LOPES, R. D.; RODRIGUES, E. S.; PUZZI, A.; PITA, J. B.; COELHO, J. A. P.; FREITAS, M. D. Levantamento ictiofaunístico em um ponto fixo na Baía de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 20, p. 7-20, 1993.

GURJÃO, L. M. D.; LOTUFO, T. M. D. C. Native species exploited by marine aquarium trade in Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18. p. 3, 2018.

HAEDRICH, R. L. **Estuaries and enclosed areas**. In: KETCHUM, B. H. (Ed.), *Ecosystem of the world*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 1983, p. 183-207.

HAMEL, M. J.; BROWN, M. L.; CHIPPS, S. R. Behavioral responses of rainbow smelt to in situ strobe lights. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 28, n. 2, p. 394-401, 2008.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **PAST—paleontological statistics, version 2.17**. Disponível em: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acessado em: 10 de jan. de 2019.

HANEKOM, N.; BAIRD, D. Fish community structures in *Zostera* and non-*Zostera* regions of the Kromme estuary, St Francis Bay. **South African Journal of Zoology**, v. 19, p. 295-301, 1984.

HARDEN-JONES, F. R. The behaviour of minnows in relation to light intensity. **Journal of Experimental Biology**, v. 33, p. 271-281, 1956.

HATIN, D.; LACHANCE, S.; FOURNIER, D. Effect of dredged sediment deposition on use by Atlantic sturgeon and lake sturgeon at an open-water disposal site in the St. Lawrence estuarine transition zone. **American Fisheries Society Symposium**, v. 56, p. 235-255, 2007.

HELLMANN, J. J.; FOWLER, G. W. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. **Ecological Applications**, v. 9, n. 3, p. 824-834, 1999.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E.; ABESSA, D.; SOUSA, E.C. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do Estuário Santos-São Vicente. **Química Nova**, v. 31, n. 1, p. 10-19, 2008.

HOWARD, S. D.; BICKFORD, D. P. Amphibians over the edge: silent extinction risk of data deficient species. **Diversity and Distributions**, v. 20, p. 837-846, 2014.

HUITEMA, B. **The analysis of covariance and alternatives: Statistical methods for experiments, quasi-experiments, and single-case studies**. 2ª ed., John Wiley & Sons, 2001, 688p.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acessado em: 10 jan. 2019.

JENNINGS, S.; REYNOLDS, J. D.; POLUNIN, N. V. Predicting the vulnerability of tropical reef fishes to exploitation with phylogenies and life histories. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1466-1475, 1999.

JETZ, W.; FRECKLETON, R. P. Towards a general framework for predicting threat status of data-deficient species from phylogenetic, spatial and environmental information. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 370, n. 1662, p. 20140016, 2015.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries: anthropogenic effects**. Boca Raton, CRC Press, 1990, 494p.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries: biological aspects**. Boca Raton, CRC Press, 1988, 390p.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. Vol. 1, CRC Press, Boston, 1986, 253p.

LAMAS, R. A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; CONTENTE, R. F. Checklist of the fish fauna of the Araçá Bay, São Sebastião Channel, northern coast of São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 12, p. 6, 2016.

LAMPARELLI, C. C.; MOURA, D. O. **Mapeamento dos Ecossistemas Costeiros do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, CETESB, 1998, 108p.

LAMPARELLI, M. L.; COSTA, M. P.; PRÓSPERI, V. A.; BEVILÁCQUA, J. E.; ARAÚJO, R. P.; EYSINK, G. G. L.; POMPEIA, S. **Sistema estuarino de Santos e São Vicente**. Relatório Técnico CETESB, São Paulo, p. 28, 2001.

LEIS, J. M. Nomenclature and distribution of the species of the porcupinefish family Diodontidae (Pisces, Teleostei). **Memoirs of Museum Victoria**, v. 63, n. 1, p. 77-90, 2006.

LIVINGSTONE, D. R. The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 120A, p. 43-49, 1998

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**, São Paulo: EDUSP, p. 534, 1999.

LUIZ JR, O. J.; CARVALHO-FILHO, A.; FERREIRA, C. E.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, Southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, symbiotic associations, and conservation. **Zootaxa**, v. 1807, n. 1, p. 1-25, 2008.

LUIZ JR, O.; WOODS, R. M.; MADIN, E. M.; MADIN, J. S. Predicting IUCN extinction risk categories for the world's data deficient groupers (Teleostei: Epinephelidae). **Conservation Letters**, v. 9, n. 5, p. 342-350, 2016.

MACE, G. M. The role of taxonomy in species conservation. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 359, p. 711-719, 2004.

MACÊDO, S. J.; FLORES-MONTES, M. J.; LINS, I. C. Características Abióticas da Área, p. 7-25. *In*: BARROS, H. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MACÊDO, S. J.; LIMA, T. (Eds.) **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**. Recife, Edição Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, p. 252, 2000.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. London, Croom Helm, 1988, 178p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256p.

MARCENIUK, A. P. Chave para a identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da Costa Brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.

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**, v. 4098, n. 2, p. 311-332, 2016.

MARCENIUK, A. P.; MOLINA, E. G.; CAIRES, R. A.; ROTUNDO, M. M.; WOSIACKI, W. B.; OLIVEIRA, C. Revision of *Bairdiella* (Sciaenidae: Perciformes) from the western South Atlantic, with insights into its diversity and biogeography. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 1, p. e180024, 2019.

MARTINS, C. D. C.; GOMES, F. B. A.; FERREIRA, J. A.; MONTONE, R. C. 2008. Organic markers of sewage contamination in surface sediments from Santos Bay, São Paulo. **Química Nova**, n. 31, v. 5, p. 1008-1014, 2008.

MATHIESON, S.; CATTRIJSSE, A.; COSTA, M. J.; DRAKE, P.; ELLIOT, M.; GARDNER, J.; MARCHAND, J. Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds, **Marine Ecology Progress Series**, v. 204, p. 225-242, 2000.

MATSUURA, Y. Exploração pesqueira - ambiente marinho no litoral brasileiro. In: **Secretaria de Coordenação dos Assuntos de Meio Ambiente**. Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento: subsídios ao planejamento da gestão ambiental. MMA, Brasília, p. 1-15, 1995.

MCCAULEY, R.; FEWTRELL, J.; POPPER, A. N. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. **Journal of the Acoustical Society of America**, v.113, n.1, p. 638-642, 2003.

MEDEIROS, P. M.; BICEGO, M. C. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. I. Santos, SP-Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 9-10, p. 761-769, 2004.

MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R. G.; SOUZA, A. T.; ILARRI, M. I.; SAMPAIO, C. L. S. Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northeastern Brazilian reef. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, p. 288-300, 2007.

MENEZES, N. A.; BUCKUP, P. A.; FIGUEIREDO, J. L.; MOURA, R. L. **Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003, 160p.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**, IV, Teleostei (3), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**, V, Teleostei (4), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1985.

MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C. D.; SICCHA-RAMIREZ, R. A. Q. U. E. L. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p. 1-38, 2015.

MERCEDES-AZPELIQUETA, M.; DELPIANI, S. M.; CIONE, A. L.; OLIVEIRA, C.; MARCENIUK, A. P.; de ASTARLOA, J. M. D. Morphology and molecular evidence support the validity of *Pogonias courbina* (Lacepède, 1803) (Teleostei: Sciaenidae), with a redescription and neotype designation. **PLoS one**, v. 14, n. 6, p. e0216280, 2019.

MILANELLI, João Carlos Carvalho. **Biomonitoramento de costões rochosos como instrumento para avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo na região do Canal de São Sebastião – São Paulo**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MILARDI, M.; ASCHONITIS, V.; GAVIOLI, A.; LANZONI, M.; FANO, E. A.; CASTALDELLI, G. Run to the hills: exotic fish invasions and water quality degradation drive native fish to higher altitudes. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 1325-1335, 2018.

MILAZZO, M.; CHEMELLO, R.; BADALAMENTI, F.; CAMARDA, R.; RIGGIO. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? **Marine Ecology**, v. 23, p.280-290, 2002.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia física de estuários**, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 414, 2002.

MITSON, R. B.; KNUDSEN, H. P. Causes and effects of underwater noise on fish abundance estimation. **Aquatic Living Resources**, v. 16, p. 255-263, 2003.

MONTEIRO-NETO, C.; CUNHA, F. E. D. A.; NOTTINGHAM, M. C.; ARAÚJO, M. E.; ROSA, I. L.; BARROS, G. M. L. Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, northeast Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 6, p. 1287-1295, 2003.

MORAIS, A. R.; SIQUEIRA, M. N.; LEMES, P.; MACIEL, N. M.; de MARCO, P.; BRITO, D. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. **Biological Conservation**, v. 166, p. 98-102, 2013.

MOREIRA, L. B.; ABESSA, D. M. S. Water toxicity assessment of Santos Bay under different climate conditions. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 9, n. 1, p. 51-57, 2014.

MOREIRA, L. B.; CAMARGO, J. B. D. A.; MARQUES, B. B.; MARTINS, C. C.; ABESSA, D. M. S. Multiple lines of evidence of sediment quality in an urban Marine Protected Area (Xixová-Japuí State Park, SP, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 5, p. 4605-4617, 2018.

MORENO-VALCÁRCCEL, R. M.; OLIVA-PATERNA, F. J.; ARRIBAS, C.; FERNÁNDEZ-DELGADO, C. Fish composition and assemblage in the anthropogenic-modified tidally-restricted Doñana (Spain) marshlands. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 119, n. 1, p. 54-63, 2013.

MORRISON, M. A.; FRANCIS, M. P.; HARTILL, B. W.; PARKINSON, D. M. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 793-807, 2002.

MOYLE, P. B.; CECH, J. J. **Fishes an Intoduction to Ichthyology**. 2º Ed., Prentice Hall, New Jersey, USA, 1988. 560p.

MURRAY, T. S.; COWLEY, P. D.; BENNETT, R. H.; CHILDS, A. R. Fish on the move: connectivity of an estuary-dependent fishery species evaluated using a large-scale acoustic telemetry array. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 75, n. 11, p. 2038-2052, 2018.

MUSSEN, T. D.; CECH Jr, J. J. Assessing the use of vibrations and strobe lights at fish screens as enhanced deterrents for two estuarine fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 95, n. 1, p. 238-246, 2019.

MUTO, E.Y.; CORBISIER, T. N.; COELHO, L. I.; ARANTES, L. P. L.; CHALOM, A.; SOARES, L. S. H. Trophic groups of demersal fish of Santos Bay and adjacent continental shelf, São Paulo State, Brazil: temporal and spatial comparisons. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62 n. 2, p. 89-102, 2014.

NELSON, J. S.; GRANDE, T. C.; WILSON, M. V. **Fishes of the World**, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA, 2016. p. 752. ISBN: 978-11-1834-23-36.

NIGHTINGALE, B.; LONGCORE, T.; SIMENSTAD, C. A. Artificial night lighting and fishes. In: Rich, C.; Longcore, T. **Ecological Consequences of Artificial Night Lighting**. Island Press, USA, 2006. 257- 275p.

OBOLEWSKI, K.; GLIŃSKA-LEWCZUK, K.; ASTEL, A. Lost connectivity between a coastal lagoon and the sea—implications of floodgate closure for benthic macroinvertebrates. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 211, p. 77-89, 2018.

OLIVEIRA NETO, J. F.; GODEFROID, R. S.; de QUEIROZ, G. M. L. N.; SCHWARZ JÚNIOR, R. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 26, n. 1, p. 125-138, 2004.

OLIVEIRA-RIBEIRO, C. A.; VOLLAIRE, Y.; SANCHEZ-CHARDI, A.; ROCHE, H. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue nature reserve, France. **Aquatic Toxicology**, v. 74, p. 53-69, 2005.

OLIVEIRA, Diogo Marques. **A pesca artesanal da frota de Mosqueiro (Belém – Pará) e o uso do ambiente pela dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii* - Castelnau, 1855)**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2007.

PAIVA-FILHO, A. M. **Estudo sobre a ictiofauna do canal dos barreiros, Estuário de São Vicente, SP**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1982.

PAIVA-FILHO, A. M.; GIANNINI, R.; RIBEIRO NETO, F. B.; SCHMIEGELOW, J. M. M. Ictiofauna do complexo baía-estuário de Santos e São Vicente, SP, Brasil, **Relatório Interno do Instituto Oceanográfico**, 17(1): 1-10, 1987.

PAIVA-FILHO, A. M.; SCHMIEGELOW, J. M. M. Estudo sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas (*Xyphopenaeus kroyeri*) nas proximidades da Baía de Santos - SP, I - aspectos quantitativos. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 34, p. 79-85, 1986.

PAIVA-FILHO, A. M.; TOSCANO, A. P. Estudo comparativo e variação sazonal da ictiofauna na zona entremarés do mar casado – Guarujá e mar pequeno – São Vicente, SP. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 35, n. 2, p. 153-165, 1987.

PAIVA, A. C.; CHAVES, P. D. T. D. C.; ARAÚJO, M. E. D. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.

PASSOS, A. C. D.; CONTENTE, R. F.; ARAUJO, C. C. V. D.; DAROS, F. A. L. D. M.; SPACH, H. L.; ABILHÔA, V.; FÁVARO, L. F. Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 226-238, 2012.

PAUKERT, C.; SCHLOESSER, J.; FISCHER, J.; EITZMANN, J.; PITTS, K.; THORNBRUGH, D. Effect of instream sand dredging on fish communities in the Kansas River USA: current and historical perspectives. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 23, n. 4, p. 623-633, 2008.

PÉREZ-RUZAFÁ, A.; GARCIA-CHARTON, J. A.; BARCALA, E.; MARCOS, C. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). **Marine pollution bulletin**, v. 53, n. 1-4, p. 107-120, 2006.

PERINA, F. C.; TORRES, R. J.; MOZETO, A. A.; NASCIMENTO, M. R. L.; ABESSA, D.M.S. Sediment quality assessment of the tributaries of the Santos-São Vicente Estuarine System – Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 13, n. 2, p. 25-38, 2018.

- PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; GOMES, I. D. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n.1, p. 251-261, 2000.
- PICHLER, H. A.; GRAY, C. A.; BROADHURST, M. K.; SPACH, H. L.; NAGELKERKEN, I. Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transient fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 90, n.1 p. 396-416, 2017.
- PINHEIRO, H. T.; JOYEUX, J. C.; MADUREIRA, J. M. C.; MARTINS, A. Fish diversity of a southwestern Atlantic coastal island: aspects of distribution and conservation in a marine zoogeographical boundary. **Check List**, v. 11, p. 2, 2015.
- PIRES-VANIN, A. M. S.; ROSSI-WONGSTSHOWSKI, C. L. D. B.; AIDAR, E.; MESQUITA, H. S. L.; SOARES, L. S. H.; KATSURAGAWA, M.; MATSUURA, Y. Estrutura e função do ecossistema de plataforma continental do Atlântico Sul brasileiro: síntese dos resultados. **Publicação Especial do Instituto Oceanográfico**, v. 10, p. 217-231, 1993.
- PLOSKEY, G. R.; JOHNSON, P. N. Effectiveness on strobe lights and an infrasound device for eliciting avoidance by juvenile salmon. **American Fisheries Society**, Symposium 26, Bethesda, Maryland, 37-56., 2001.
- POPPER, A. N. Effects of anthropogenic sound on fishes. **Fisheries**, v. 28, p. 24-31, 2003.
- PRADO, L. R. G. B.; FELIX, C.; ABESSA, D. M. S.; BURUAEM, L. M.; ABUJAMARA, L. D.; KIRSCHBAUM, A. A.; TURATTI, G. C. R.; RANZANI-PAIVA, M. J. T.; CORREIA, A. T.; SERIANI, R. Hematological parameters and nuclear abnormalities in peripheral erythrocytes of *Achirus lineatus* (Pleuronectiformes: Achiridae). **Comparative Clinical Pathology**, v. 24, n. 1, p.169-175, 2015.
- PRINSLOW, T. E.; WHITMUS, C. J.; DAWSON, J. J.; BAX, N. J.; SNYDER, B. P.; SALO, E. O. **Effects of wharf lighting on outmigrating salmon, 1979**. FRI-UW-8007. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, 1980. 137p.
- RIBEIRO NETO, Francisco Borba. **Análise ecomorfológica das comunidades de peixes do Complexo baía-estuário de Santos e São Vicente**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.
- RIBEIRO NETO, Francisco Borba. **Estrutura da comunidade de peixes da Baía de Santos, SP, Brasil**, Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.
- RICCIARDI, A.; ATKINSON, S. K. Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. **Ecology Letters**, v. 7, n. 9, p. 781-784, 2004.

RICHARDS, N. S.; CHIPPS, S. R.; BROWN, M. L. Stress response and avoidance behavior of fishes as influenced by high-frequency strobe lights. **North American Journal of Fisheries Management**, 27(4): 1310-1315, 2007.

ROCHA, M. L. F. D.; DIAS, J. F. Inventory of Chondrichthyes and Actinopterygii species collected in the central coast of São Paulo State, Brazil, **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, p. 1-9, 2015.

ROCHA, Maria Luiza Chiste Flaquer da. **Indicadores ecológicos e biomarcadores de contaminação ambiental na ictiofauna da Baía de Santos e do canal de Bertioga, São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ROTUNDO, M. M.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BARRELLA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; RAMIRES, M. Checklist of marine demersal fishes captured by the pair trawl fisheries in Southern (RJ-SC) Brazil. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 1, p. e20170432, 2019.

SAMPAIO, A. F. P.; RIBEIRO, R. B.; RUIZ, M. S.; GIORDANO, F. Disseminação de informações ambientais para *stakeholders* através da implantação de sistema de base dados e modelos numéricos de alta resolução na Bacia Hidrográfica do Estuário de Santos-São Vicente, **Unisanta BioScience**, v. 7, n. 5, 68-74, 2018.

SAMPAIO, C. L. S.; NOTTINGHAM, M. C. 2008. **Guia para identificação de peixes ornamentais brasileiros**: espécies marinhas, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 205p. Disponível em: <https://www.docsity.com/pt/guia-para-identificacao-de-peixes-ornamentais-brasileiros/4778811/>. Acessado em: 20 jan. 2019.

SANTA'ANNA NETO, João Lima. **Ritmo climático e a gênese das chuvas na zona costeira paulista**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

SANTOS, E. O. Características climáticas. IN: AZEVEDO, A. A. **Baixada Santista – Aspectos Geográficos**, Volume 1: Bases Físicas. São Paulo, EDUSP, 1965. 95-150p.

SANTOS, J. A. P.; SCHMIEGELOW, J. M. M.; ROTUNDO, M. M.; BARRELLA, W. Composição e variação temporal da assembleia de peixes do alto sistema estuarino de Santos, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, n.4, p. 945-959, 2015.

SÃO PAULO. SMA (Secretaria do Meio Ambiente) **Decreto nº 60.133, de 7 de fevereiro de 2014**. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fauna/2016/12/Decreto.Estadual.60133.14.fauna_amea%C3%A7ada.pdf. Acessado em: 12 fev. 2019.

SCHMIDT, T. C. S.; MARTINS, I. A.; REIGADA, A. L. D.; DIAS, J. F. Taxocenose de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da região estuarina de São Vicente, SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 73-81, 2008.

SCHMIEGELOW, J. M. M.; GIANESELLA, S. M. F. Absence of zonation in a mangrove forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 2, p. 117-131, 2014.

SCHWARZ JR, R.; FRANCO, A.C.N.P.; SPACH, H.L.; SARPEDONTI, V.; PICHLER, H.A.; QUEIROZ, G.M.L.N. Composição e estrutura da ictiofauna demersal na baía dos Pinheiros, Paraná. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 10, n. 1, p. 27-39, 2006.

SCHWARZ JR., R.; FRANCO, A. C. N. P.; SPACH, H. L.; SANTOS, C.; PICHLER, H. A.; QUEIROZ, G. M. L. N. Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na baía dos Pinheiros, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 33, n. 2, p. 157-169, 2007.

SHEAVES, M. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. **Marine Ecology Progress Series**, v. 302, p. 293-305, 2005.

SILVA Jr, D. R.; PARANHOS, R.; VIANNA, M. Spatial patterns of distribution and the influence of seasonal and abiotic factors on demersal ichthyofauna in an estuarine tropical bay. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 821-846, 2016.

SILVEIRA, L. F.; BEISIEGEL, B. D. M.; CURCIO, F. F.; VALDUJO, P. H., DIXO, M.; VERDADE, V. K.; MATTOX, G. M. T.; CUNNINGHAM, H. M. T. Para que servem os inventários de fauna? **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SILVEIRA, R. B. Registros de cavalos-marinhos (Syngnathidae: *Hippocampus*) ao longo da costa brasileira. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 316-325, 2011.

SIQUEIRA, G. W.; de LIMA, W. N.; MENDES, A. S.; APRILE, F. M.; BRAGA, E. D. S.; MAHIQUES, M. M. Evolução do impacto ambiental causado por matéria orgânica, mercúrio e arsênio nos sedimentos de fundo do sistema estuarino de Santos. **Geochimica Brasiliensis**, v. 18, n. 1, p. 54-63, 2012.

SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L. C.; PETERSON, A. T. Knowledge behind conservation status decisions: data basis for "Data Deficient" Brazilian plant species. **Biological Conservation**, v. 173, p. 80-89, 2014.

SOUSA, E. C. P. M.; ZARONI, L. P.; GASPARRO, M. R.; PEREIRA, C. D. S. Review of ecotoxicological studies of the marine and estuarine environments of the Baixada Santista (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 2, p. 133-147 e 316-325, 2014.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ, JR., R.; QUEIROZ, G. M. L. N. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 1, p. 47-58, 2004.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S. Padrões temporais na assembleia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 591-600, 2003.

THIBODEAUX, L. J.; DUCKWORTH, K. T. 2001. The effectiveness of environmental dredging: A study of three sites. **Remediation Journal**, v. 11, p. 5-33, 2001.

THORNTHWAITE, C. W. The climates of North America: according to a new classification. **Geographical Review**, v. 21, n. 4, p. 633-655, 1931.

TOLEDO, M. D.; SAKUMA, A. M.; PREGNOLATTO, W. Aspectos da contaminação por cádmio em produtos do mar coletados no Estuário de Santos, Baía da Guanabara e Baía de Todos os Santos. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, p. 15-24, 1983.

TOMÁS, A. R. G.; TUTUI, S. D. S.; FAGUNDES, L.; SOUZA, M. R. *Opsanus beta*: an invasive fish species in the Santos estuary, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 4, p. 349-355, 2012.

TORRES, R. J.; CESAR, A.; PASTOR, V. A.; PEREIRA, C. D.; CHOUERI, R. B.; CORTEZ, F. S.; MORAIS, R. D.; ABESS, A. D. M.; do NASCIMENTO, M. R.; MORAIS, C. R.; FADINI, P. S.; CASILLAS, T. A.; MOZETO, A. A. A critical comparison of different approaches to sediment-quality assessments in the Santos estuarine system in Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 68, n. 1, p. 132-147, 2015.

VALDEZ-DOMINGOS, F. X.; AZEVEDO, M.; SILVA, M. D.; RANDI, M. A. F.; FREIRE, C. A.; SILVA E ASSIS, H. C.; OLIVEIRA-RIBEIRO, C. A. Multibiomarker assessment of three Brazilian estuaries using oysters as bioindicators. **Environmental Research**, v. 105, n. 3, p. 350-363, 2007.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Connectivity between estuaries and marine environment: integrating metrics to assess estuarine nursery function. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1123-1133, 2011.

VAZZOLER, A. D. M. Ictiofauna da baía de Santos: I. Sciaenidae (Percoidea, Percomorphi). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 18, n. 1, p. 11-26, 1970.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C.; SPACH, H. L. Fish Assemblages in a tidal flat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 233-242, 2003.

VIEIRA, J. P.; CASTELLO, J. P. Fish fauna. In: SEELIGER, U. ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. (eds.). **Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern Atlantic**. Springer Verlag, Heidelberg, New York, 1996. Capítulo 4, n.13, p. 56-61.

VIEIRA, J. P.; MUSICK, J. A. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warmtemperate and tropical estuarine waters of the western Atlantic. **Atlântica**, v. 15, p. 115-133, 1993.

VIEIRA, J. P.; MUSICK, J.A. A fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. **Atlântica**, v. 16, n. 1, p. 31-53, 1994.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C. Synopsis of the knowledge on the Brazilian estuarine fishes. **PeerJ Preprints**, v. 6, p. e27085v1, 2018.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; SPACH, H. L.; VIEIRA, J. P.; VASKE-JR., T. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 485, n. 1, p. 181-197, 2013.

VILLARROEL, P. R. Estructura de las comunidades de peces de la Laguna de Raya, Isla de Margarita, Venezuela. **Ciencias Marinas**, v. 20, n. 1, p. 1-16, 1994.

WAHLBERG, M.; WESTERBERG, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 288, p. 295-309.

WEINSTEIN, M. P.; BROOKS, H. A. Comparative ecology of nekton residing in a tidal creek and adjacent seagrass meadow: community composition and structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 12, p. 15-27, 1983.

WENGER, A. S.; HARVEY, E.; WILSON, S.; RAWSON, C.; NEWMAN, S. J.; CLARKE, D.; SAUNDERS, B.J.; BROWNE, N.; TRAVERS, M. J.; MCILWAIN, J. L.; ERFTEMEIJER, P. L.; HOBBS, J. P. A.; MCLEAN, D.; DEPCZYNSKI, M.; EVANS, R. D. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 5, p. 967-985, 2017.

WENGER, A. S.; RAWSON, C. A.; WILSON, S.; NEWMAN, S. J.; TRAVERS, M. J.; ATKINSON, S.; BROWNE, N.; CLARKE, D.; DEPCZYNSKI, M.; ERFTEMEIJER, P. L. A.; EVANS, R. D.; HOBBS, J. P. A.; MCILWAIN, J. L.; MCLEAN, D. L.; SAUNDERS, B. J.; HARVEY, E. Management strategies to minimize the dredging impacts of coastal development on fish and fisheries. **Conservation Letters**, v. 11, n.5, p. e12572, 2018.

WILBER, D. H.; CLARKE, D. G. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 21, n. 4, p. 855-875, 2001.

WOODHEAD, P. M. J. The behaviour of minnows (*Phoxinus phoxinus* L.) in a light gradient. **Journal of Experimental Biology**, v. 33, p. 257-270, 1956.

WYSOCKI, L. E.; DITTAMI, J. P; LADICH, F. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. **Biological Conservation**, v. 128, p. 501-508, 2006.

YÁÑES-ARANCIBIA, A. **Ecología de la Zona costeira**. México: A.G.T. Editora S.A., 1986, p. 189.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 5^a. ed. New Jersey, Prentice–Hall, 2010, p. 663. ISBN 978-01-3499-54-41.

ZARONI, Leticia Pires. **Avaliação da qualidade dos sedimentos marinhos e estuarinos no município de Bertioga - SP.** Tese (Doutorado em Oceanografia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.