

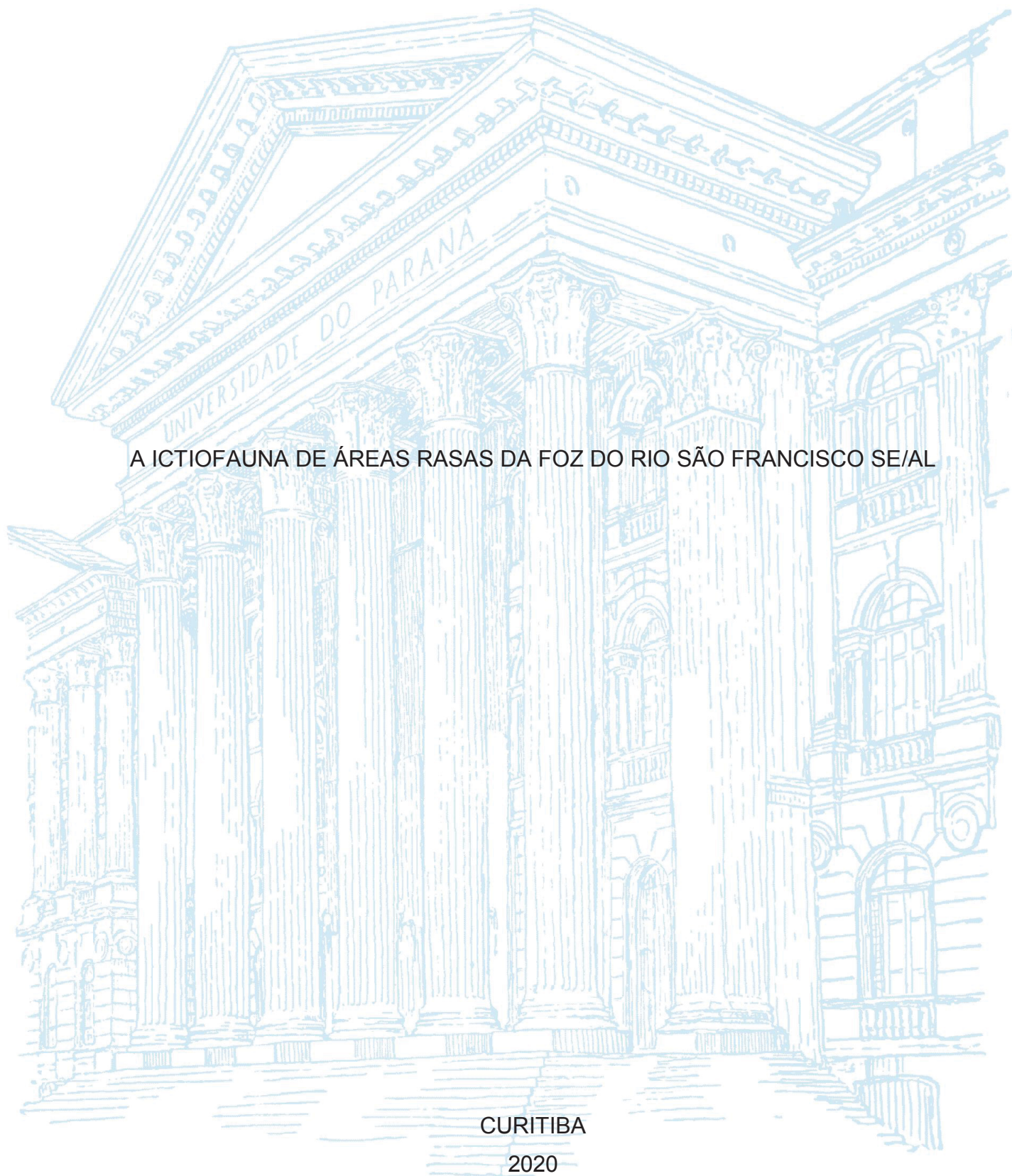
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RENATO LUIZ BOT NETO

A ICTIOFAUNA DE ÁREAS RASAS DA FOZ DO RIO SÃO FRANCISCO SE/AL

CURITIBA

2020



RENATO LUIZ BOT NETO

A ICTIOFAUNA DE ÁREAS RASAS DA FOZ O RIO SÃO FRANCISCO SE/AL

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: prof. Dr. Henry Louis Spach

Coorientador: prof. Dr. Roberto Schwarz Junior

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Rosilei Vilas Boas – CRB/9-939).

Bot Neto, Renato Luiz.

A ictiofauna de áreas rasas da foz do rio São Francisco SE/AL. / Renato
Luiz Bot Neto. – Curitiba, 2020.
147 f. : il.

Orientador: Henry Louis Spach.

Coorientador: Roberto Schwarz Júnior.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de
Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação.

1. Ictiofauna. 2. São Francisco, Rio. 3. Salinização. 4. Peixe - Ecologia. 5.
Peixe-rei. 6. Robalo (Peixe). I. Título. II. Spach, Henry Louis. III. Schwarz
Júnior, Roberto. IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências
Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 597



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO - 40001016048P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **RENATO LUIZ BOT NETO** intitulada: **A ictiofauna de áreas rasas da foz do rio São Francisco SE/AL**, sob orientação do Prof. Dr. HENRY LOUIS SPACH, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 31 de Março de 2020.

Assinatura Eletrônica
10/04/2020 17:04:39.0
HENRY LOUIS SPACH
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
03/04/2020 21:45:12.0
PEDRO CARLOS PINHEIRO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE)

Assinatura Eletrônica
01/04/2020 14:01:45.0
LUIZ FERNANDO FÁVARO
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
01/04/2020 15:32:09.0
VINICIUS ABILHOA
Avaliador Externo (MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA
IMBUÍTA)

Assinatura Eletrônica
04/05/2020 17:40:21.0
PAULO DE TARSO DA CUNHA CHAVES
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Dedico essa tese a minha querida esposa Guiullianna que aceitou participar dessa grande aventura comigo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer meu orientador professor Dr. Henry Louis Spach por mais uma vez ter aberto as portas de seu laboratório e pela confiança depositada em mim para a realização de um trabalho tão importante e desafiador.

Ao professor Dr. Roberto Schwarz Junior, meu coorientador, por ter me recebido muito bem na Universidade Federal de Sergipe (UFS), pelo auxílio na identificação do material e por estar sempre presente durante os campos contribuindo de maneira ativa para o sucesso das coletas e do projeto.

Ao professor Dr. Jodnes Sobreira Vieira pelo empréstimo mensal da sonda multiparâmetro, sem a qual não poderíamos realizar um trabalho tão detalhado.

Ao professor e amigo Dr. Leonardo Cruz da Rosa por ter me recebido e me apresentado à cidade de Aracaju, além de ter hospedado no início de minha estadia na cidade.

Aos meus pais Otaner Luiz Bot e Filomena Rita Bot por terem sempre me dado todo apoio que precisei em todas as fases da minha educação e por terem me dado ensinamentos que me levaram a ser a pessoa que eu sou.

À minha querida esposa Guiulliana Carolina Quirino de Lima Drapczynski Bot, que topou embarcar nessa jornada comigo e que esteve sempre ao meu lado, mesmo em momentos de crise, sem nunca deixar de me incentivar e de me lembrar de minhas capacidades. Além de me acompanhar em todos os momentos do projeto, tanto no campo como nas triagens do material.

Aos alunos do Curso de Engenharia de Pesca Kléverson (Krebs), Priscila e Paulo que além de participar das coletas auxiliaram na triagem do material.

Aos alunos do curso de Ecologia Jefferson e Luane pela identificação da fauna de água doce na qual eu não possuía nenhuma experiência.

Ao nosso barqueiro e amigo Ronaldinho, que nos levou mensalmente aos pontos de coleta e também nos ensinou muito sobre o rio São Francisco.

Aos Podcasts: Dragões de Garagem, Fronteiras da Ciência, Nerdcast, PODentender, RPGuaxa, e Scicast que me acompanharam durante momentos de triagem e planejamento, me divertindo, informando e tornando esses momentos de trabalhos repetitivos muito mais agradáveis.

Aos canais do YouTube: Acervo do Terror, Cadê a Chave, Cartuchito, ChocolaTV, Coisa de Nerd, ColôniaContraAtaca, Eu e Ela Joga, Freak TV, Japão

Nosso de Cada Dia, Jovem Nerd, Meu Dia Comum, Nerdologia, e Solo da Sorte que me ajudaram muito principalmente nos momentos de folga e solidão, me fazendo rir e sendo uma ótima companhia durante o período em que morei sozinho na cidade de Aracaju.

Às bandas Blind Guardian, Flogging Molly, Grave Digger, Iron Maiden, Rhapsody of Fire e Sabaton que me inspiraram e acompanharam tanto em momentos de triagem solitária quanto nos momentos de planilhamento de dados

À Alexandra Elbakyan criadora do Sci-Hub sem o qual eu não teria acesso a muitos dos trabalhos que compõe essa tese.

Ao Ator e bonequeiro Paul Zaloom que foi meu primeiro contato com a divulgação científica (O mundo de Beakman) e me inspirou na decisão de me tornar um cientista. Além de ser meu grande modelo de comunicação científica tanto em aulas quanto no cotidiano.

À Melitta Bentz, inventora dos filtros de café, pois sem a sua maravilhosa invenção não haveria como produzir ciência.

E a todos que de alguma forma contribuíram com o sucesso dessa jornada.

OBRIGADO!

GLORIA FORTIS MILES
ADVERSOR ET ADMORSUS

RESUMO

O rio São Francisco possui grande importância cultural para o Brasil, no entanto os aspectos biológicos e ecológicos de algumas regiões ainda são lacunas no conhecimento científico. Assim, efeitos de alterações ambientais podem passar despercebidos. Devido a grande extensão da bacia este rio é dividido em Alto, Médio, Sub-Médio e Baixo São Francisco. A região do Baixo São Francisco é particularmente vulnerável a alterações, pois sofre os impactos acumulados das alterações que ocorrem da nascente até a foz. A construção de barramentos no curso de um rio causa mudanças em sua dinâmica transformando ambientes lóticos em lênticos, aumentando o tempo de residência da água, retendo nutrientes e sedimentos, impedindo a migração de organismos, reduzindo a vazão e também diminuindo a influência das cheias. Na região do Sub-Médio e Baixo São Francisco existem sete barragens, formando um sistema em cascata, estabilizando quase que completamente a vazão tanto em volume quanto no padrão temporal. A diminuição do fluxo de água doce causa a intrusão da água salina no sistema, amplia a área estuarina na foz do São Francisco e causa a modificação da fauna. A ictiofauna é um grupo de grande mobilidade e rápida resposta, tornando um bom indicador de mudanças ambientais. À vista disso, o presente estudo teve o objetivo de analisar e descrever as características da ictiofauna das áreas rasas da foz do rio São Francisco. Assim o primeiro capítulo teve por objetivo verificar a ampliação da área estuarina na região da foz do rio São Francisco através da presença de espécies tipicamente estuarinas e marinhas em áreas que anteriormente apresentavam fauna tipicamente dulcícola. O segundo capítulo teve por objetivo investigar os padrões de co-ocorrência nos ambientes rasos da foz do rio São Francisco. O objetivo do terceiro capítulo foi descrever e comparar a relação peso-comprimento e o padrão de crescimento do peixe-rei *Atherinella brasiliensis*. E o capítulo final teve como objetivo identificar possíveis diferenças ontogenéticas na forma dos otólitos *sagittae* do robalo *Centropomus undecimalis*. Para cumprir tais objetivos os peixes foram coletados mensalmente (de maio/2017 a abril/2018) através de arrastos manuais em cinco estações na margem do rio. Os resultados do primeiro capítulo levam a crer que a área estudada possuiu características estuarinas, já que a fauna encontrada é em sua maioria marinha/estuarina (99,92%) mesmo em locais de salinidade mais baixa. No segundo capítulo os resultados das simulações mostram que o padrão encontrado não difere do esperado ao acaso, indicando que as interações competitivas não são a maior força influenciadora na estruturação da ictiofauna. No terceiro capítulo foram observadas diferenças no crescimento da *A. brasiliensis* em relação aos dados disponíveis na literatura, mas estas aparentam ser causadas por variações ambientais e/ou metodológicas. No quarto capítulo foram encontradas diferenças ontogenéticas nos otólitos analisados e estas são muito importantes para a construção do conhecimento sobre a espécie. Enfim é importante salientar que a continuidade dos estudos é de extrema importância para as espécies locais e para a população que tira do rio sua fonte sustento e de abastecimento de água.

Palavras-chave: Salinização, picaré, mudança ambiental, assembleia de peixes.

ABSTRACT

The São Francisco River has great cultural importance for Brazil, however, the biological and ecological aspects of some regions are still gaps in scientific knowledge. Thus, the effects of environmental changes may go unnoticed. Due to the great extension of the basin, this river is divided into High, Medium, Sub-Medium and Low São Francisco. The region of Low San Francisco is particularly vulnerable to changes, as it suffers the accumulated impacts of changes that occur from the spring to the mouth. The construction of dams in the course of a river causes changes in its dynamics, transforming lotic into lentic environments, increasing the residence time of the water, retaining nutrients and sediments, preventing the migration of organisms, reducing the flow and also decreasing the influence of floods. In the Sub-Medium and Low São Francisco region there are seven dams, forming a cascade system, stabilizing almost completely the flow both in volume and in temporal pattern. The decrease in the flow of fresh water causes the intrusion of saline water in the system, enlarges the estuarine area at the mouth of the São Francisco and causes the modification of fauna. The ichthyofauna is a group of great mobility and quick response, making it a good indicator of environmental changes. Therefore, the present study aimed to analyze and describe the characteristics of the ichthyofauna in the shallow areas of the mouth of the São Francisco River. The first chapter aimed to verify the expansion of the estuarine area in the region of the mouth of the São Francisco River through the presence of typically estuarine and marine species in areas that previously had typical freshwater fauna. The second chapter aimed to investigate patterns of co-occurrence in the shallow environments of the mouth of the São Francisco River. The objective of the third chapter was to describe and compare the weight-length relationship and the growth pattern of the kingfish *Atherinella brasiliensis*. And the final chapter aimed to identify possible ontogenetic differences in the shape of the otoliths *sagittae* of the sea bass *Centropomus undecimalis*. In order to fulfill these objectives, the fish were collected monthly (from May/2017 to April/2018) through manual trawls in five stations on the river bank. The results of the first chapter lead us to believe that the studied area had estuarine characteristics, since the fauna found is mostly marine/estuarine (99.92%) even in places with lower salinity. In the second chapter, the results of the simulations show that the pattern found does not differ from what was expected at random, indicating that competitive interactions are not the greatest influencing force in the structuring of ichthyofauna. In the third chapter differences were observed in the growth of *A. brasiliensis* with the data available in the literature, but these appear to be caused by environmental and/or methodological variations. In the fourth chapter, ontogenetic differences were found in the analyzed otoliths and these are very important for the construction of knowledge about the species. Finally, it is important to emphasize that the continuity of studies is extremely important for local species and for the population that draws its source of sustenance and water supply from the river.

Keywords: Salinization, beach seine, environmental change, fish assemblage.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	11
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
2	CAPÍTULO 1 - Padrões de composição e ocorrência da ictiofauna de zonas rasas da foz do rio São Francisco SE-AL	37
2.1	INTRODUÇÃO	38
2.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
2.2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	39
2.2.2	COLETA DOS DADOS.....	40
2.2.3	ANÁLISE DOS DADOS	41
2.3	RESULTADOS	42
2.4	DISCUSSÃO	53
2.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
3	CAPÍTULO 2 - Co-ocorrência de espécies de peixes nas áreas rasas da foz do rio São Francisco SE/AL	64
3.1	INTRODUÇÃO	65
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	67
3.3	RESULTADOS	68
3.4	DISCUSSÃO	74
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
4	CAPÍTULO 3 - O crescimento da <i>Atherinella brasiliensis</i> (QUOY & GAIMARD, 1824) em um ambiente tropical	80
4.1	INTRODUÇÃO	81
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	83
4.3	RESULTADOS	85
4.4	DISCUSSÃO	87
4.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92
5	CAPÍTULO 4 - Variação ontogenética no otólito sagitta de <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792) em um estuário tropical	97
5.1	INTRODUÇÃO	98
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	100
5.3	RESULTADOS	102
5.4	DISCUSSÃO	108
5.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
7	REFERÊNCIAS GERAIS	118

1. INTRODUÇÃO GERAL

O rio São Francisco foi assim nomeado por ter sido descoberto por Américo Vespúcio em 1501 no dia dedicado a São Francisco de Assis (4 de outubro), também é conhecido como “o rio da Integração nacional”, pois faz a ligação entre a região Sudeste (no estado de Minas Gerais) com a região Nordeste do Brasil, unindo assim duas das principais regiões do país e subsidiando a vida econômica de ambas as regiões através do fornecimento de energia elétrica que é gerada em sua bacia (SILVA, 2009; SILVA *et al.*, 2010). A nascente do São Francisco está localizada no Chapadão da Zangaia, a 1428 metros de altitude, município de São Roque (MG), onde em 1972 foi criado o Parque Nacional da Serra da Canastra. O rio segue a orientação sul-norte ao longo de uma depressão encravada entre o Planalto Atlântico e as Chapadas do Brasil Central até aproximadamente a cidade de Barra quando se dirige a nordeste até a cidade de Cabrobró, local onde faz uma inflexão para sudeste seguindo nessa direção até desembocar no Oceano Atlântico, entre os estados de Sergipe e Alagoas (10°29'59.65"S, 36°23'53.33" W) (MEDEIROS *et al.*, 2003; 2007; KNOPPERS *et al.*, 2006; SILVA, 2009; SILVA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2013).

É o terceiro maior rio do Brasil e um dos mais importantes recursos hídricos do país (MEDEIROS *et al.*, 2003; SANTOS *et al.*, 2014). Ele corta seis estados, mas sua bacia hidrográfica abrange sete unidades federativas (Minas Gerais, Bahia, Goiás, Distrito Federal, Pernambuco, Sergipe e Alagoas) ao longo dos seus 2.863 Km de extensão (MEDEIROS *et al.*, 2003; SILVA, 2009; SILVA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2014), enquadra-se na tipologia de rio de médio a grande porte, apresenta relevância ecológica, econômica e social, percorre regiões com as mais diversas condições socioambientais, assim o rio varia em seu percurso, tanto em volume quanto nos diferentes usos da água: abastecimento de água, irrigação, navegação, lazer, turismo, pesca, aquicultura e geração de energia (MARQUES *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2010; MEDEIROS *et al.*, 2011).

A bacia do São Francisco possui área de 636.919 Km², aproximadamente 7,5% do território nacional, sendo que cerca de 83% dessa área é pertencente aos estados de Minas Gerais e Bahia, 16% aos estados de Pernambuco, Alagoas e Sergipe e 1% a Goiás e Distrito Federal. É dividida fisiogeograficamente em quatro sub-regiões da nascente ao estuário: Alto, Médio, Sub-Médio e Baixo São Francisco (MEDEIROS *et al.*, 2003; 2007; SANTOS *et al.*, 2014; ANA, 2016).

A geologia da Bacia do São Francisco é composta por diversas unidades litoestratigráficas desde o Pré-Cambriano Indiferenciado até sedimentos e coberturas inconsolidadas do Quaternário. As rochas do Pré-Cambriano, mais antigas, fazem parte do escudo brasileiro, composto por rochas ígneas com alto grau de metamorfismo, e podem ser encontradas principalmente a nordeste e a leste da bacia (MMA, 2006). A bacia também possui terrenos formados no Cretáceo, Terciário (Formação Barreiras) e Quaternário Deltaico. A formação Barreiras, que se constitui de tabuleiros, agrega a maior parte do Sub-Médio e Baixo São Francisco. A planície fluvio-marinha do Baixo São Francisco se estende desde a cidade de Penedo (AL) e é formada por superfícies planas, sem a presença de desníveis acentuados, constituídas por sedimentos recentes, aluvionares, dunas eólicas e praias (BRAZ FILHO, 1980). Na região do delta e na base dos tabuleiros encontram-se terraços marinhos pleistocênicos, para o norte e nordeste sobressaem os tabuleiros da Formação Barreiras (DOMINGUEZ, 1996). Nela é possível encontrar planaltos (nas regiões mais altas), planícies (nas regiões mais baixas), chapadas, regiões de serras e morros e cânions (na região do Baixo São Francisco). Por ter uma nascente em terreno elevado é tipicamente um rio de planalto e a maior parte do seu curso está em regiões de altitude entre 400 e 600 metros, sendo interrompido por diversas quedas d'água no seu curso superior e inferior (SILVA, 2009).

No trecho compreendido entre Paulo Afonso (BA) e Propriá (SE) aproximadamente 80% das rochas é datada do Pré-Cambriano Indiviso (P€), dos outros 20% restantes distribuídos entre Propriá e a foz, 10% são formados, em igual proporção, por rochas Cretáceas do subgrupo Coruipe Indiviso (Kco) e depósitos inconsolidados do Quaternário (Q), o restante (10%) é formado por sedimentos Terciários-Quaternários da Formação Barreiras (TQb) (MMA, 2006).

A região costeira e o delta do Baixo São Francisco têm origem no Cretáceo, Terciário (Formação Barreiras) e Quaternário (Aluviões e dunas). A formação Barreiras abrange a maior parte dos sedimentos na porção sul da região, formando tabuleiros. Na região do Delta e na base dos tabuleiros localizam-se terraços marinhos do Pleistoceno e para a direção norte nordeste os tabuleiros terciários da Formação Barreiras. A planície fluvio-marinha se estende desde Penedo (AL) até o litoral e é formada de superfícies planas, sem desníveis acentuados que foram formados por sedimentos recentes (aluvionares, eólicos e praias). Dunas eólicas são características de grande parte do litoral (BRAZ FILHO, 1980; DOMINGUEZ, 1996).

Cerca de 85% da água do presente no São Francisco tem sua origem nos cerrados e 72% de sua vazão advém do Estado de Minas Gerais (RAMOS, 2003). Na maior parte de sua extensão o rio atravessa uma região sujeita ao fenômeno das secas, no entanto o rio São Francisco é perene, pois suas nascentes e seus principais afluentes se encontram em regiões de chuvas regulares (GODOY, 2003). Ele possui 168 afluentes (rios, riachos, ribeirões, córregos e veredas), dos quais 99 são perenes e 69 intermitentes, também possuiu 36 tributários principais sendo que 19 são perenes. No entanto, na região do Baixo São Francisco quase não há ligações com rios de médio e grande porte que possam aumentar significativamente a vazão. Por possuir 64,4 bilhões de m³/ano, o São Francisco corresponde a 69% das águas superficiais da região Nordeste (SILVA *et al.*, 2010). Possui vazão média anual de 2.850 m³/s, apresentando uma das maiores descargas líquidas do país, no entanto o rendimento de sedimento por área acaba sendo um dos menores, pois possui ao longo do seu curso um sistema de barragens em cascata (OLIVEIRA, 2003).

A vegetação predominante na bacia do São Francisco é a caatinga, sendo que a área total de caatinga aberta e caatinga degradada é de 24,58% da área total. A Mata atlântica preservada e degradada corresponde a 5,72% da área total. Outras feições também estão presentes na bacia em menor quantidade, restingas (1,12%), vegetação ciliar (0,45%), cobertura vegetal herbácea (0,25%), manguezal (0,13%) e solo exposto (0,04%). Áreas antropizadas como agricultura, pastagem e urbanização representam em torno de 65,79% da área total (MEDEIROS *et al.*, 2004). Pode-se dizer que a Região hidrográfica do São Francisco é dominada por dois grandes biomas: Cerrado e Caatinga, em diversas gradações de cobertura vegetal. Ocorrem ainda exceções nos altos cursos de suas cabeceiras, principalmente nas nascentes dos rios Paraopeba e das Velhas (MG), onde a vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual e na região de sua foz onde ocorrem Manguezais (Formações Pioneiras), ao longo da faixa litorânea, e formações de Floresta Semidecidual, pertencentes ao domínio Atlântico (MMA, 2006).

A precipitação média anual é de 440 a 1.300 mm e as vazões de longa duração são de 2.000 a 2.700 m³/s e os valores médias das máximas vazões anuais são de 7.000 a 7.800 m³/s (PEREIRA *et al.*, 2003). A montante da barragem de Xingó (Alto, Médio e Sub-Médio), o período mais chuvoso é de novembro a janeiro (53% da precipitação anual), enquanto o período mais seco ocorre de junho a agosto. No entanto há uma diferença marcante no período de ocorrência do período chuvoso no

Baixo São Francisco, que se estende de maio/junho a agosto/setembro (MMA, 2006). A região do Baixo São Francisco é caracterizada por possuir em sua maioria afluentes intermitentes e temporários e vazões regularizadas (SANTOS, 2009). A influência de todos os barramentos localizados a montante (Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, complexo Paulo Afonso, Xingó) é marcante nessa região (SATO & GODINHO, 1999; GODINHO & GODINHO, 2003), sendo que o regime hidrológico natural era caracterizado por apresentar cheias no período do verão e estiagem no período do inverno (LOWE-MCCONNELL, 1999).

Por sua longa extensão o Rio São Francisco atravessa diversos domínios climáticos, com clima Köppen Aw na região do Alto São Francisco, do tipo Aw a BShw no Médio, do tipo semiárido BShw na região do Sub-Médio e do tipo AS' (quente e úmido) no Baixo (zona Costeira) (BERNARDES, 1951).

A população total da Região Hidrográfica do São Francisco, no ano 2000, era de aproximadamente 13 milhões de habitantes (12.823.013), 8% da população total do país, sendo que desse total 74,4% é representada por população urbana. A densidade demográfica média na bacia é de 20,0 hab/Km², próxima da média brasileira que é de 19,8 hab/Km². Há um total de 503 municípios distribuídos ao longo da bacia e desses 451 possuem problemas no abastecimento de água potável (MMA, 2006; SILVA *et al.*, 2010).

O baixo curso do Rio São Francisco se estende do município de Paulo Afonso (BA) até a foz, no Oceano Atlântico, entre os municípios de Piaçabuçu (AL) e Brejo Grande (SE) (DIEGUES, 1994; SATO & GODINHO, 1999; 2004), é trecho mais curto (272 Km) entre as sub-regiões do rio, possui desnível de 500 m de altitude e por sua localização geográfica é a porção mais oriental de toda bacia. A área de drenagem do Baixo São Francisco é de aproximadamente 30.377 Km², equivalente a 5% da área total da bacia, abrange os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe e é a menor porção das quatro sub-regiões (CODEVASF, 1991; JUNQUEIRA, 2000; INSTITUTO XINGÓ, 2003). Destaca-se também pela presença de um “canyon” que tem início no município de Paulo Afonso (BA) e se estende por aproximadamente 100 km por leitos de rochas cristalinas que contam com a presença de diversas cachoeiras até próximo a cidade de Pão de Açúcar (AL), onde é interrompido pela barragem da usina hidroelétrica de Xingó, deste ponto até a foz o percurso é de cerca de 165 km, onde o rio começa a apresentar menor declividade, favorecendo a formação de meandros (SILVA, 2009).

A plataforma continental em frente ao rio São Francisco é estreita, variando entre 20 e 50 Km de largura e a quebra da plataforma acontece em profundidades de 40 a 80 m (KNOPPERS *et al.*, 1999). A região é dominada por mesomarés (entre 2 e 4 m) semi-diurnas (duas marés altas e duas marés baixas por dia) com marés de sizígias atingindo 2,7 m (BITTENCOURT *et al.*, 2007; MEDEIROS *et al.*, 2007; SEMENSATTO, 2004). O regime de ondas é de alta energia, e assim como os ventos, são predominantemente de NE e E durante o período verão-outono (de janeiro a maio) e primavera (de setembro a novembro), ocorrem também ondas de SE de março a agosto (inverno) (DOMINGUEZ, 1996) que se manifestam com altura média de 1 m e frequências de 6 s (BITTENCOURT *et al.*, 2007; MEDEIROS *et al.*, 2007). As Águas Tropicais de Superfície (ATS) da Corrente Sul Equatorial (CSE) predominam sobre a plataforma continental (PETERSON & STRAMMA, 1991) causando influência direta nas águas costeiras (MEDEIROS *et al.*, 2003). A região estuarina do São Francisco é, do ponto de vista geomorfológico, um vale de rio inundado (MEDEIROS *et al.*, 2014) e a profundidade é variável, atingindo aproximadamente 14 m nas áreas próximas a foz e chegando a atingir 18 m no canal próximo a cidade de Piaçabuçu (AL). O pró-delta do rio se localiza entre 0,5 a 2,5 km da foz, caracteriza-se por uma forte zona de arrebentação, com ondas altas e bancos de areia submersos, dos quais parte ficam emersos e expostos durante os períodos de baixa-mar (MEDEIROS *et al.*, 2007).

Como citado anteriormente o clima da região do baixo São Francisco é AS', segundo a classificação Köppen, ou seja, quente e úmido com chuvas no período do inverno (BERNARDES, 1951), com média de temperatura anual de 25°C (AGUIAR NETTO *et al.*, 2011) e demonstrando dois períodos distintos: chuvoso (entre abril e agosto) e seco (entre setembro e março) (KNOPPERS *et al.*, 2006).

A partir de Paulo Afonso (BA) a vegetação do o Baixo São Francisco, embora haja a predominância da formação de Savana Estépica até a foz do rio Ipanema (AL), possuiu áreas de tensão ecológica (Savana Estépica – Floresta Estacional) com manchas de Floresta Estacional Semidecidual a partir de Propriá (SE) e à medida que o São Francisco se aproxima de sua foz ocorrem formações Pioneiras de influência fluvio-marinhas que formam os manguezais. As atividades antrópicas são bastante intensas na região como consequências da ocupação territorial da faixa litorânea (MMA, 2006).

Entre os diversos impactos antrópicos recebidos pela bacia do São Francisco um dos mais notáveis é a construção de barragens para a produção de energia

elétrica. A construção de barragens ao longo do curso dos rios implica em mudanças nas condições naturais dos cursos d'água. De maneira geral, as barragens reduzem a velocidade da corrente e a quantidade de sedimentos transportados pelo rio, alteram a biota local, causam a perda de espécies e de solos agrícolas, empobrecem a fauna a jusante, alteram os pulsos de inundações, modificam o transporte de nutrientes, diminuem a turbidez da água a jusante e ainda provocam grandes impactos socioambientais através do deslocamento de um grande contingente populacional (SILVA, 2009; SILVA *et al.*, 2010). As usinas hidrelétricas são muito relevantes para o Médio e Baixo São Francisco, pois a ausência de afluentes significativos faz com que as alterações causadas por esses barramentos sejam fundamentais para as características fluviais a jusante (SOUZA & KNOPPERS, 2003; KNOPPERS *et al.*, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2007; MEDEIROS *et al.*, 2011). As mudanças causadas pelos barramentos se iniciaram em 1950 e foram progressivamente agravadas pela sucessão de barragens construídas no setor Sub-Médio do rio São Francisco (MEDEIROS *et al.*, 2011).

A partir de 1950 foram construídas ao longo do curso do São Francisco diversas barragens para a produção de energia elétrica. De montante a jusante as principais usinas hidrelétricas em operação no São Francisco são: Três Marias (1963), Sobradinho (1978), Itaparica (Luiz Gonzaga – 1988), Moxotó (Apolônio Sales – 1978), Paulo Afonso I, II e III (1955), Paulo Afonso IV (1980), e Xingó (1994). No entanto apenas as usinas de Três Marias, Sobradinho e Itaparica possuem reservatórios de regularização (SANTOS, 2009; SILVA, 2009; NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013).

Devido construção desse sistema de barragens em cascata o rio São Francisco passou a sofrer impactos comuns a outros rios barrados, pois a construção de barragens promove alterações físicas, químicas e biológicas na água e nos sedimentos e influenciam processos hidrológicos e biogeoquímicos dos trechos a sua jusante (MEDEIROS *et al.*, 2011). Os rios possuem naturalmente uma dinâmica própria que é resultado de uma morfologia peculiar, quando uma modificação é sofrida por esse rio, como a construção de uma barragem, há como resultado mudanças significativas principalmente no segmento a jusante (COELHO, 2008). Com a construção das barragens o baixo São Francisco sofreu severas modificações no seu regime hidrossedimentológico (NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013), pois esse trecho do rio acumula os efeitos dos impactos ocorridos desde a nascente

até a foz (efeito gargalo) (SANTOS, 2014). No entanto esses impactos tiveram seu auge em 1994 com a construção da usina de Xingó, localizada a 180 km da foz, que ao operar em conjunto com demais usinas promoveu essas mudanças a sua jusante (KNOPPERS *et al.*, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2007).

A modulação ou a regularização total da vazão, objetivando o suprimento de água constante, é uma das modificações mais notáveis da construção de barragens e causa efeitos drásticos por reduzir as vazões e suavizar ou interromper a pulsação natural do sistema fluvial (MEDEIROS *et al.*, 2007). Através da construção de barragens a atividade de geração de energia causou grandes alterações no Sub-Médio e Baixo São Francisco (MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011; 2014). Antes da construção das barragens a vazão do rio São Francisco variava de acordo com os pulsos naturais de chuvas na região do Alto e Médio São Francisco, com picos entre 8.000 e 18.000 m³/s e com baixas de 600 m³/s (SANTOS *et al.*, 2013). Após a conclusão da última usina (Xingó – 1994) a vazão foi definitivamente regularizada em 1995 pela barragem de Sobradinho, atualmente a vazão é mantida constante no volume médio de 1.850 m³/s, 35% menor que no período anterior as barragens (OLIVEIRA 2003; MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011; 2014). Os picos de enchente que ocorriam naturalmente de janeiro a março, foram eliminados entre 1995 e 2001 (MEDEIROS *et al.*, 2011; 2014). Houve por parte do IBAMA a fixação de uma vazão mínima na foz de 1.300 m³/s, no entanto esse volume carece de embasamento científico para as condições da bacia do São Francisco (MMA, 2006). Mesmo eventos extremos de chuva nas regiões do Alto e Médio São Francisco tem pouca influência nas regiões a jusante do rio, uma vez que boa parte da água vinda através da pluviosidade fica nas barragens e é utilizada para a manutenção do nível dessas barragens. Somente eventos de chuva a jusante de Sobradinho causam alterações significativas na vazão do Baixo São Francisco (MEDEIROS *et al.*, 2011). É ainda preciso citar que a transposição do Rio São Francisco, projeto comandado pelo governo brasileiro, pode agravar ainda mais a situação da vazão reduzida (SANTOS, 2009).

Os rios naturalmente transportam sedimentos e elementos biogênicos (nitrogênio, fósforo e silicato) que são essenciais para a manutenção da produtividade da biota aquática (MEDEIROS *et al.*, 2003). Os sedimentos carregados pelos rios são responsáveis por manter o balanço sedimentológico em suas áreas a jusante, porém a presença de barragens cria armadilhas que aprisionam tanto sedimentos como

nutrientes ao diminuírem a velocidade do fluxo natural do rio (HAY, 1998) e a presença de um sistema de barragens em sequência faz com que a água do rio a jusante se torne livre de sedimentos (VÖRÖSMARTY, 2003).

Após a construção das barragens o Baixo São Francisco se tornou transparente e oligotrófico (MMA, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011; KNOPPERS *et al.*, 2006) e áreas que anteriormente possuíam alta turbidez se tornaram totalmente transparentes (MEDEIROS *et al.*, 2003; 2007). Os lagos e várzeas localizados em suas margens deixaram de ser inundados e fertilizados sazonalmente, o que alterou o seu funcionamento biogeoquímico, e pela falta de nutrientes as áreas a jusante das barragens tiveram sua produtividade biológica diminuída (SANTOS *et al.*, 2013). A retenção de nutrientes causada pelas barragens também causou mudanças drásticas sobre a pesca resultando na extinção de espécies e na redução do estoque pesqueiro (NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013).

O baixo São Francisco tem sofrido mudanças em sua morfologia causadas pela regularização das vazões, que ao eliminar as fortes correntezas reduziu a potencialidade do rio transportar sedimentos, alterando o balanço sedimentar e desencadeando processos erosivos (OLIVEIRA, 2003; DOMINGUEZ, 1996; BITTENCOURT *et al.*, 2007), devido à perda da reposição de sedimentos fluviais no trecho a jusante (MEDEIROS *et al.*, 2007). Anteriormente havia uma pluma de sedimentos que descarregava sedimentos na região da foz e neutralizava processos erosivos marinhos, estabelecendo um equilíbrio entre o rio e o mar, no entanto a falta da carga de sedimentos possibilita processos erosivos marinhos que foram acelerados na década de 1990 (JESUS, 2010). Assim, a pluma que se observa na foz do rio São Francisco não é uma pluma fluvial típica e sim uma pluma de resuspensão de sedimentos causada pela erosão marinha (MEDEIROS *et al.*, 2007). A pouca variação no nível d'água faz com que haja uma faixa de solo onde as ondas causam choque constante na base dos taludes, causando o solapamento, desagregação e arraste do material para o canal do rio, gerando sérios problemas de assoreamento, promovendo a formação de extensos bancos de areia (croas) e o deslocando do canal principal em direção a margem sergipana (HOLANDA *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2013). Devido a regularização da vazão e retenção dos sedimentos a erosão passou a ser dominante a sul e a norte da foz, resultando na destruição do povoado do Cabeço (SE), do qual restou apenas o farol (que se encontra dentro da água), e na perda de parte do território de Sergipe. A erosão costeira segue progressivamente

destruindo praias e faixas externas dos manguezais a sul da foz. As mudanças na dinâmica provocam o assoreamento em várias faixas e promovem a formação de barras arenosas no canal do rio, tornando-o mais raso, causando dificuldades a navegação e impossibilitando a navegação de embarcações de maior calado, o que compromete a movimentação das populações locais (NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013). A redução permanente dos sólidos em suspensão causada pelas barragens além de causar a erosão crônica no Baixo São Francisco ainda está mudando a dinâmica da foz com a possível evolução do delta para um sistema da categoria “delta defletido influenciado por ondas” com a progressiva deflexão da saída do rio em direção a sul (BITTENCOURT *et al.*, 2007).

Reduções expressivas nas descargas de grandes rios, causadas por barragens ou transposições, possibilitam o avanço da penetração da maré atuante (seja ela macromaré, mesomaré ou micromaré) que, dependendo da intensidade e frequência, levará a alteração da qualidade da água e o avanço da cunha salina. Em períodos críticos (e.g. estiagens prolongadas) há a redução da vazão a jusante da barragem, que associada a baixa declividade do rio próximo a desembocadura, permite a entrada da água salgada (COELHO, 2008). Em condições naturais a extensão da intrusão salina na calha do rio depende das forçantes oceanográficas (e.g. marés, ventos e ondas), da geomorfologia e do fluxo fluvial. Naturalmente existe variabilidade no fluxo fluvial, com períodos de alta vazão (estações chuvosas) e períodos de baixa vazão (estações secas). No entanto a variação anual do fluxo de água doce no rio São Francisco não existe mais, pois a construção das barragens eliminou esta variação interanual. Em função dessa perda a intrusão de água salgada, na forma de cunha, permanece dentro da calha do rio (MEDEIROS *et al.*, 2014). Segundo Medeiros *et al.* (2014) a estrutura de cunha salina possuiu pouco deslocamento horizontal, ou seja, ela é relativamente estacionária, devido a estabilização da vazão causada pelas barragens. Normalmente a cunha salina se localiza até aproximadamente 6 km da foz, mas em eventos climáticos extremos ela pode chegar até aproximadamente 10 Km (SANTOS *et al.*, 2013; MEDEIROS *et al.*, 2014). Apesar da cunha salina se proliferar até aproximadamente 10 km rio adentro a influência causada pela onda de maré alcança em torno de 30 Km rio acima (SANTOS *et al.*, 2013). A salinização do Baixo São Francisco pode trazer diversos prejuízos para a agricultura e para o abastecimento humano na região da foz (OLIVEIRA *et al.*, 2008), pois foi apenas após a regularização das vazões que a intrusão da água do mar no

canal fluvial começou a ocorrer frequentemente, pois antes da regularização esse era um fenômeno raro. Em cidades ribeirinhas localizadas na região da foz, a redução das vazões dificulta a captação de água para o consumo humano, uma vez que com a redução da vazão há a maior intrusão da cunha salina, fazendo com que a população local receba apenas água salobra durante as marés de sizígia e tenha que se deslocar para a obtenção de água doce (NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013).

Os estudos da biota do rio São Francisco não são recentes, pois remontam ao início da pesquisa científica no território brasileiro com a vinda de diversos naturalistas estrangeiros que realizaram levantamentos em diferentes grupos (aves, répteis, anfíbios, peixes e etc.) ao longo da bacia. Em relação avifauna alguns autores (PACHECO, 2004; SCHUNCK *et al.* 2012) consideram o conhecimento sobre o grupo razoavelmente satisfatório uma vez que os levantamentos de aves nos biomas pertencentes ao São Francisco estão sendo realizados desde o início do século XIX (PAPAVERO, 1971) principalmente no bioma caatinga. No entanto os estudos parecem se concentrar nas regiões do Alto e Médio São Francisco (ROOS *et al.*, 2010; SCHUNCK *et al.* 2012) deixando uma lacuna de conhecimento na região do Baixo São Francisco. No tocante a herpetofauna acreditava-se até recentemente que biomas como a caatinga não possuíam uma herpetofauna própria, efeito possivelmente causado pela escassez de inventários e coleções sobre o grupo (RODRIGUES, 2005). Entretanto estudos sobre a herpetofauna têm sido atualmente realizados e evidenciam a diversidade das regiões do Médio (RODRIGUES, 1993; 1996; 2002), Sub-Médio (SANTOS, PEÑA & LUZ, 2008; DE SOUZA *et al.*, 2013) e em áreas mais extensas que incluem o Baixo São Francisco (DAMASCENO, 2005; FILOGONIO *et al.*, 2010). Ademais a continuidade das pesquisas associadas ao São Francisco está revelando a existência de espécies da herpetofauna ainda não descritas (RODRIGUES & JUNCÁ, 2002).

Os estudos sobre a ictiofauna da bacia do São Francisco não são recentes, sendo que um dos primeiros trabalhos data do final do século XIX (LÜTKEN, 1875), entretanto trabalhos amplos sobre a distribuição da ictiofauna do São Francisco ainda são escassos (BARBOSA & SOARES, 2009) e informações sobre a ictiofauna relacionada às áreas de represamento ainda são pouco disponíveis (SILVA, SANTOS & RATTON, 2006) e mesmo informações sobre a atividade pesqueira são incipientes e dispersas (BARBOSA & SOARES, 2009). Assim ações efetivas para a sua conservação ou exploração de maneira sustentável são tímidas ou mesmo

inexistentes (MMA, 2006). Em sua maioria os trabalhos realizados com a ictiofauna na bacia do São Francisco possuem foco em regiões específicas da bacia como o Alto (SATO, CARDOSO & AMORIM, 1987; ALVIN & PERET, 2004; ALVES & POMPEU, 2005; SATO *et al.*, 2005; SANTOS & BRASIL-SATO, 2006; SATO & SAMPAIO, 2006; CORRÊA & BRASIL-SATO, 2008; MONTEIRO *et al.*, 2009; GOMES & SATO, 2011; LOURES & POMPEU, 2012), Médio (DOS SANTOS POMPEU, 1999; DE CAMARGO & PETRERE JR, 2001; COSTA-NETO, DIAS & MELO, 2002; THOMÉ *et al.*, 2005; POMPEU & GODINHO, 2006; SILVA, SANTOS & RATTON, 2006; TRAJANO, SECUTTI & BICHUETTE, 2009; DAGOSTA, MARINHO & CAMALIER, 2014; BELEI *et al.*, 2016) ou Sub-Médio São Francisco (DA LUZ *et al.*, 2009), sendo que o Baixo São Francisco tem sido pouco estudado em relação a ictiofauna. Outros trabalhos ictiológicos possuem seu foco direcionado a ictiofauna residente nas barragens (SATO & SAMPAIO, 2006; ALVES, 2007; NORMANDO *et al.*, 2013) ou em aspectos biológicos e ecológicos de uma única espécie ou gênero (FERREIRA *et al.*, 1996; OLIVEIRA *et al.*, 2004; BRASIL-SATO & DOS SANTOS, 2005; GARCIA & MOREIRA FILHO, 2005; GODINHO & KYNARD, 2006; HATANAKA, HENRIQUE-SILVA & GALETTI JR, 2006; SATO *et al.*, 2006; GODINHO, KYNARD & GODINHO, 2007; LIMA & BRITSKI, 2007; DE AMORIM *et al.*, 2009). Essa dispersão das informações gera dificuldade na avaliação do estado de exploração dos recursos ícticos, assim como a tomada de medidas racionais de ordenamento da atividade pesqueira e na conservação das espécies da ictiofauna. Ademais o manejo das atividades pesqueiras no São Francisco historicamente advém de ações isoladas, tomadas a partir de informações fragmentadas provenientes de instituições e pesquisadores (BARBOSA & SOARES, 2009).

Atualmente existem 244 espécies de peixes listadas para a bacia do rio São Francisco, das quais 214 são consideradas nativas. Do total de espécies de peixes presentes no rio São Francisco 138 são consideradas espécies nativas não endêmicas, 76 são consideradas espécies endêmicas, 24 são espécies introduzidas e apenas 6 são espécies marinhas coletadas dentro da calha do rio, principalmente na região de Penedo, no estado de Alagoas. Para as espécies consideradas nativas são contabilizadas 29 famílias que estão distribuídas nas seguintes ordens: Clupeiformes, Characiformes, Gymnotiformes, Siluriformes, Cypriniformes, Perciformes e Synbranchiformes. Dentre as espécies nativas a ordem Siluriformes se destaca por possuir 10 famílias, 47 gêneros e 79 espécies, sendo seguida pela ordem

Characiformes com 9 famílias, 43 gêneros e 77 espécies. Já as ordens Clupeiformes e Synbranchiformes são as menos representativas, pois contam com apenas uma espécie cada. Para a distribuição de gêneros destacam-se as famílias Characidae (apresentando 28 gêneros) e Loricariidae (apresentando 15 gêneros). Em relação a diversidade de espécies as famílias mais diversas são Characidae (com 43 espécies), Rivulidae (com 32 espécies) e Loricariidae (com 24 espécies). E os gêneros mais diversos são: *Simpsonichthys* (com 24 espécies), *Leporinus* (com 10 espécies), *Cynolebias* e *Hypostomus* (com 8 espécies cada) (BARBOSA & SOARES, 2009). A ictiofauna da bacia do São Francisco possui certo grau de endemismo, sendo que 36,3% das espécies são consideradas endêmicas, isso se deve principalmente pela presença da família Rivulidae que concentra a maior parte dessas espécies (ROSA *et al.*, 2003; ALVES & POMPEU, 2005). A ictiofauna do São Francisco é diversa, no entanto o número de espécies continua aumentando devido a novos estudos como a descrição de uma nova espécie endêmica *Salminus franciscanus* (dourado), anteriormente identificado como *S. brasiliensis* (LIMA & BRITSKI, 2007).

Embora as ações antrópicas na bacia do São Francisco possam estar afetando diretamente a ictiofauna, algumas áreas ainda possuem importantes estoques e grande atividade pesqueira, pois várias das espécies que ocorrem no rio São Francisco possuem importância na alimentação humana e são alvo da pesca na bacia, dentre as quais merecem destaque: *Prochilodus* sp. (Curimatãs), *Salminus franciscanus* (Dourado), *Pseudoplatystoma corruscans* (Pintado ou Surubim), *Brycon* sp. (Matrinxãs), *Pimelodus maculatus* (Mandi-amarelo), *Duopalatinus emarginatus* (Mandi-açu), *Conorhynchus conirostris* (Pirá), *Leporinus* sp. e *Schizodon knerii* (Piaus), *Lophiosilurus alexandri* (Pacamão), *Hoplias microcephalus* (Traíra), *Pachyurus francisci* e *P. squamipinnis* (Corvinas) e *Pygocentrus piraya* (Piranha) (BARBOSA & SOARES, 2009). Segundo o IBAMA (2005; 2006) a produção da pesca extrativista de água doce no estado de Alagoas está em torno de 400 toneladas sendo que 75% das capturas na região do São Francisco são formadas por quatro espécies: *Prochilodus argenteus* (Curimatã-pacu; 30%), *Oreochromis* sp. (Tilápia; 28,5%), *Macrobrachium carcinus* e *M. acanthurus* (camarões; 14%) e *Anchoviella* sp. (Pilombeta; 4%).

Vários gêneros de peixes encontrados na bacia do São Francisco também ocorrem nas bacias Amazônica, do Parnaíba e do Paraná-Uruguai, porém a maior semelhança ictiofaunística se dá entre o rio São Francisco e os rios do sistema

Pardo/Mogi-Guaçu (estes pertencentes a bacia do Paraná-Uruguai) (BARBOSA, 1986). Além disso é importante ressaltar que ictiofauna do São Francisco conta com várias espécies de peixes alóctones, oriundas de outras bacias hidrográficas brasileiras e estrangeiras, algumas introduzidas para o povoamento dos reservatórios e açudes do estado de Minas Gerais (ALVES *et al.*, 2007). Dentre as diversas introduções na bacia temos como destaque: os Tucunarés (*Cichla* sp.), introduzidos nos reservatórios de Três Marias e Itaparica entre os anos de 1982 e 1989, e a Pescada do Piauí (*Plagioscion squamosissimus*), introduzida no reservatório de sobradinho pelo DNOCS no final da década de 70 e posteriormente no reservatório de Itaparica, ambas apresentando importância na pesca e com relativa abundância na bacia. Ademais nas últimas décadas houveram outras introduções de espécies ícticas em decorrência do desenvolvimento de atividades de aquicultura como por exemplo: *Cyprinus carpio* (Carpa), *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (Tilápias), *Colossoma macropomum* (Tambaqui), *Piaractus mesopotamicus* (Pacu-caranha), *Astronotus ocellatus* (Apaiari) e *Clarias gariepinus* (Bagre-africano) (SATO & GODINHO, 1999; GODINHO, 2003). Em períodos mais recentes a espécie *Parachromis managuensis* (Peixe-jaguar) foi introduzida por piscicultores em diversos pontos da bacia, os alevinos dessa espécie foram comercializados com os nomes de Tucunaré preto e Tilápia carnívora, é uma espécie que apresenta potencial risco de causar desequilíbrio nos ecossistemas naturais do São Francisco, pois além de aceitar rações comerciais a espécie apresenta hábito alimentar carnívoro e agressividade elevada (BARBOSA & LEITÃO, 2003; BARBOSA *et al.*, 2006).

Apesar da riqueza encontrada na bacia do São Francisco (entre 158 e 244 espécies) (BRITSKI *et al.*, 1988; ALVES & POMPEU, 2001; BARBOSA & SOARES, 2009; SOARES, 2011), alterações hidrológicas, principalmente no Baixo São Francisco, podem estar afetando a reprodução das espécies nativas (ASSIS, 2014). A redução das cheias, causada pela presença das barragens, impede a inundação das lagoas marginais e por consequência a entrada de ovos e larvas de peixes nesses habitats. As lagoas marginais, outrora os maiores berçários da vida aquática do rio São Francisco, estão praticamente destruídas o que contribuiu para a diminuição significativa dos peixes no Baixo São Francisco. As barragens ainda dificultam a migração de espécimes de água doce rio acima e permitem a entrada de espécimes de água salgada (marinhas e estuarinas) através da intrusão salina (MMA, 2006; NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013). A redução extrema de

sedimentos e nutrientes a jusante da barragem de Xingó tem contribuído para a degradação desse trecho da bacia uma vez que estes são elementos vitais para a ictiofauna (MMA, 2006). Segundo Santos (2009) algumas espécies marinhas (e estuarinas) sempre estiveram presentes nas pescarias realizadas no Baixo São Francisco. No entanto após a instalação dos últimos barramentos no rio (Xingó – 1994) a influência das espécies marinhas e estuarinas como componentes das pescarias locais se tornou cada vez maior. Um indício disso é o aumento da participação do robalo em desembarques pesqueiros de Penedo (AL) e Piaçabuçu (AL), as duas localidades com os maiores desembarques pesqueiros da região (SOARES *et al.*, 2011).

De maneira geral a diminuição das espécies que compõe a biota aquática do Baixo São Francisco está relacionada com os impactos sofridos por esse trecho do rio (assoreamentos, alterações da vegetação marginal e subaquática, redução da vazão, mudança na velocidade das águas, ausência de cheias, ocupação das lagoas marginais, introdução de espécies exóticas, interrupção do fluxo de peixes, isolamento das planícies inundadas, retenção de nutrientes, alteração de habitats e derramamento de esgoto). Esse conjunto de mudanças promovem efeitos adversos na biota, modificando tanto a composição quanto a abundância dos organismos aquáticos (AGOSTINHO *et al.*, 2004; NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013; SANTOS, 2014). Dentre os impactos observados é importante mais uma vez destacar as alterações sofridas pelas lagoas marginais que eram alimentadas pelo rio durante os períodos de cheias, pois nas lagoas marginais ocorria uma fase importante do período de reprodução dos peixes nativos do São Francisco, entretanto elas se encontram submersas (a montante) ou secas (a jusante). A extinção dessas lagoas, devido à regularização imposta pela presença das barragens e a interrupção das cheias contribuiu de maneira significativa para a redução dos peixes no rio São Francisco (MMA, 2006; NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013). A construção de grandes reservatórios no curso do rio tem prejudicado a biodiversidade e a piscicultura no meio aquático, devido à redução de vazão e de nutrientes nos trechos a jusante (MMA, 2006). Com o intuito de minimizar o empobrecimento da ictiofauna local e da pesca há o fomento de projetos de “peixamento” e piscicultura que muitas vezes são realizados com espécies não nativas (SOUZA *et al.*, 2008). No Brasil espécies exóticas são utilizadas dessa forma desde a década de 1980, mesmo com as recomendações contrárias de entidades ligadas a conservação de recursos

hídricos (AGOSTINHO *et al.*, 2005). A introdução de peixes exóticos é algo muito comum, seja ou por escape de culturas ou de maneira proposital (visando incrementar a pesca esportiva) (ALVES & POMPEU, 2005), pois a produção de peixes e crustáceos está relacionada com a subsistência das comunidades ribeirinhas (NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013).

Vários são os fatores podem influenciar a estrutura da ictiofauna, entre eles: pH, oxigênio, profundidade, sedimentos, impactos antrópicos, vegetação, salinidade, turbidez e temperatura da água (KENNISH, 1990; MARSHALL & ELLIOT, 1998; GRIFFITHS, 2001). Em conjunto com os fatores citados as relações interespecíficas e a disponibilidade de alimento são também de grande importância para a composição da ictiofauna local (BLANC *et al.*, 2001; QUEIROZ *et al.*, 2006). A ictiofauna também está sujeita às variações climáticas, podendo variar ao longo do ano, e assim apresentar composições de espécies diferenciadas entre períodos de estiagem e de maior pluviosidade, devido à variação da salinidade (BRANCO & VERANI, 2006; FALCÃO *et al.*, 2008, ANDRADE-TUBINO, RIBEIRO & VIANNA, 2008). Os períodos de baixo fluxo fluvial (período seco) favorecem a presença de espécies marinhas, associadas a maior distribuição geográfica da salinidade, enquanto em períodos de maior fluxo fluvial (período chuvoso) favorecem a presença de espécies de água doce (MEDEIROS *et al.*, 2014). São muitas as vantagens de se utilizar a ictiofauna como indicador, pois além da possibilidade de se obter informações sobre o ciclo de várias espécies, ela também apresenta variedade de níveis tróficos e pode fornecer uma visão integral do ambiente aquático. Há ainda o fator de que parte das espécies causam efeito direto nas populações humanas, seja por grandes mortandades ou pela falta de pescado (ARAÚJO, 1998; PARSONS *et al.*, 2002).

Há um grande entrave para a conservação dos rios no país devido a demanda por energia elétrica, produzida através de barramentos (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Apesar do processo de conscientização do setor elétrico em relação a esses impactos ter se iniciado, com a introdução de fomentos de pesquisa e estudos hidrográficos e ictiológicos, ainda há descaso com as necessidades ambientais, pouco se consideram os usos da água que possibilitem a manutenção dos ecossistemas a jusante dos barramentos além da geração de energia elétrica (AGOSTINHO *et al.*, 2007; SANTOS, 2009). Através de projetos credenciados pelos órgãos de governo ou não a retirada de água do sistema contribui para diminuição do volume que chega ao Baixo São Francisco e a foz, sendo que o projeto de transposição pode ainda deixar as

regiões a jusante das barragens em uma situação ainda mais crítica em relação as vazões (SANTOS, 2009). No entanto algumas alternativas com o intuito de mitigar os impactos causados pela regularização das vazões na bacia do São Francisco foram propostas, como por exemplo, o aumento da vazão liberada pela usina de Três Marias durante o período chuvoso (GODINHO *et al.*, 2003). Essas estratégias têm como objetivo criar cheias artificiais e assim atenuar os impactos causados na ictiofauna e na pesca, porém para isso é necessário o maior entendimento da ictiofauna e das alterações causadas na mesma em decorrências das ações antrópicas (SANTOS, 2009).

Portanto possuir o conhecimento ecológico e a distribuição das espécies da ictiofauna, tanto espacialmente quanto temporalmente, se torna de extrema importância tanto para ações de manejo bem como para ações de conservação, principalmente frente a eminente ameaça de mudanças climáticas e/ou desastres ambientais causados por atividades antrópicas como o rompimento de barragens de minérios no rio Doce ou como recentemente ocorrido em Brumadinho na própria bacia do São Francisco.

Assim, a presente tese teve por objetivo analisar e descrever as características da ictiofauna de áreas rasas na foz do rio São Francisco. Para esse fim esta tese foi estruturada em quatro capítulos. Sendo que o primeiro capítulo possuiu como objetivo a verificação da expansão da intrusão salina na região da foz do rio São Francisco, através da constatação da presença de espécies de peixes tipicamente estuarinas e marinhas em áreas que anteriormente apresentavam fauna de peixes tipicamente dulcícola. O segundo capítulo teve por objetivo investigar, através de modelos nulos, se a assembleia de peixes da foz o rio São Francisco apresenta padrões de co-ocorrência na estruturação de sua comunidade. O objetivo do terceiro capítulo foi descrever o padrão de crescimento e a relação peso-comprimento do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* e compará-los com os dados disponíveis na literatura a fim de detectar tendências latitudinais ao longo da costa brasileira. O capítulo final teve como objetivo identificar possíveis diferenças ontogenéticas na forma dos otólitos *sagittae* do robalo *Centropomus undecimalis*, espécie de importância pesqueira comercial e desportiva, gerando informações que podem ser úteis a futuros trabalhos de ecologia trófica e de estoques.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 15 de abr. 2006.

AGUIAR NETTO, A. D. O., LUCAS, A. A. T., SANTOS, A. G. C., & ALMEIDA, C. A. P. Água e ambiente no baixo São Francisco sergipano. *In*: Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas, Antenor De Oliveira Aguiar Netto (Organizadores). **Águas Do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 15-32, 2011.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, Maringá: Eduem, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná river: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, 4(3), 255-268, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, 1(1), 70-78, jul. 2005.

ALVES, C. B. M. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. **Neotropical Ichthyology**, 5(2), 233-236, 2007.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente**. Belo Horizonte: Segrac, 2001.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. Historical changes in the Rio das Velhas fish fauna-Brazil. *In*: **American Fisheries Society Symposium**. 2005.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. *In*: **Ecological and genetic implications of aquaculture activities**. Springer, Dordrecht, 291-314, 2007.

ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2), 195-202, 2004.

ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4), 640-661, 2008.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, 58(4), 547-558, 1998.

ASSIS, D. A. S. **Reprodução da espécie nativa *Serrasalmus brandtii* (Lütken 1875) e da introduzida *Mrtynnis maculatus* (Kner 1858) em resposta à alteração hidrológica no Baixo São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2014.

BARBOSA, J. M. Semelhança faunística entre as bacias dos rios Moji-Guaçu, São Francisco e Parnaíba. **V Seminário Regional de Ecologia**, 1986.

BARBOSA, J. M.; LEITÃO, S. S. *Parachromis managuensis*: Um ciclídeo introduzido no Brasil. *In: Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, 2003.

BARBOSA, J. M.; SOARES, E. C. Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 4(1), 155–172, 2009.

BELEI, F.; SANTANA SAMPAIO, W. M.; GIONGO, P.; DERGAM, J. Ictiofauna de área prioritária para conservação, Médio São Francisco, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Neotropical Biology & Conservation**, 11(2), 2016.

BERNARDES, L. M. C. Notas sobre o clima da bacia do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia**, 13(3), 473-489, 1951.

BITTENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; FONTES, L. C. S.; SOUSA, D. L.; SILVA, I. R.; SILVA, F. R. Wave refraction, river damming, and episodes of severe shoreline erosion: the São Francisco river mouth, northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, 23(4), 930–938, 2007.

BLANC, L.; ALIAUME, C.; ZEBRI, A.; LASSERRE, G. Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environmental: an example in tropics. **Life Science**, 324, 635-646, 2001.

BRANCO, J. O.; VERANI, J.R. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(2), 381-391, 2006.

BRASIL-SATO, M. C.; DOS SANTOS, M. D. Metazoan parasites of *Conorhynchus conirostris* (Valenciennes, 1840) an endemic siluriform fish of the São Francisco basin, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, 14(4), 160-166, 2005.

BRAZ FILHO, P. A. **Prospecto turfa (Baixo rio São Francisco)**. Salvador-CPRM/SUREG, 1980. Relatório C.C. 2606/010.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco**. Brasília: Editora Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988.

COELHO, A. L. N. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens - Fluvial geomorphology of rivers impacted from dams. **Caminhos de Geografia**, 9(26), 16–32, 2008.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**. Brasília, 1991.

CORRÊA, R. D. F. D. S.; BRASIL-SATO, M. D. C. Digenea in the surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix and Agassiz, 1829) (Siluriformes: Pimelodidae) of the upper São Francisco River, State of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(6), 1181-1185, 2008.

COSTA-NETO, E. M.; DIAS, C. V.; MELO, M. N. O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum**, 24(2), 561-572, 2002.

DAGOSTA, F. C. P.; MARINHO, M. M. F.; CAMELIER, P. A new species of *Hyphessobrycon* Durbin (Characiformes: Characidae) from the middle rio São Francisco and upper and middle rio Tocantins basins, Brazil, with comments on its biogeographic history. **Neotropical Ichthyology**, 12(2), 365-375, 2014.

DAMASCENO, R. Uso de recursos alimentares e eletividades na dieta de uma assembleia de anuros terrícolas das dunas do médio Rio São Francisco, Bahia. **Biota Neotropica**, 5(2), 2005.

DA LUZ, S. C. S.; EL-DEIR, A. C. A.; DE FRANÇA, E. J.; SEVERI, W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, 9(3), 2009.

DE AMORIM, M. P.; GOMES, B. V. C.; MARTINS, Y. S.; SATO, Y.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Early development of the silver catfish *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) (Pisces: Heptapteridae) from the São Francisco River Basin, Brazil. **Aquaculture Research**, 40(2), 172-180, 2009.

DE CAMARGO, S. A. F.; PETRERE JR., M. Social and financial aspects of the artisanal fisheries of Middle São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, 8(2), 163-171, 2001.

DE SOUZA, K.; COELHO, R. D. F.; SOBRINHO, C. P.; NASCIMENTO, J. P. B.; GOGLIATH, M.; RIBEIRO, L. B. Fauna de lagartos de habitats de Caatinga do Campus Ciências Agrárias da Universidade Federal Do Vale Do São Francisco, Petrolina-Pe, Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, 15(1, 2, 3), 2013.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994.

DOMINGUEZ, J. M. L. The São Francisco strandplain: a paradigm for wave-dominated deltas? **Geological Society Special Publications**, 1(117), 217-231, 1996.

DOS SANTOS POMPEU, P. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16, 19-26, 1999.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L. BARRIL, M. E.; ARAÚJO, K. C. B.; GODEFROID, R. S. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. **Cadernos da Escola de Saúde – Ciências Biológicas**, 1, 1-16, 2008.

FERREIRA, R. M. A.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SATO, Y. Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, 48(1), 71-76, 1996.

FILOGONIO, R.; ASSIS, V. B.; PASSOS, L. F.; COUTINHO, M. E. Distribution of populations of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*, Daudin 1802, Alligatoridae) in the São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(4), 961-968, 2010.

GARCIA, C.; MOREIRA FILHO, O. Cytogenetical analyses in three fish species of the genus *Pimelodus* (Siluriformes: Pimelodidae) from rio São Francisco: considerations about the karyotypical evolution in the genus. **Neotropical Ichthyology**, 3(2), 285-290, 2005.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2003.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Migration and spawning of radio-tagged zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian River. **Transactions of the American Fisheries Society**, 135(3), 811-824, 2006.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 80(4), 421-433, 2007.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Cheia induzida: manejando a água para restaurar a pesca. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 307-326, 2003.

GODOY, P. Subprojeto 1.1. C – **Avaliação da Contribuição do Rio São Francisco ao Incremento da Competitividade da Agricultura na Bacia**. 2003.

GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Saúde & Ambiente em Revista**, 6(1), 24-30, 2011.

GRIFFITHS, S. P. Factors Influencing Fish Composition in an Australian Intermittently Open Estuary. Is Stability Salinity-Dependent? **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 52(6), 739-751, 2001.

HATANAKA, T.; HENRIQUE-SILVA, F.; GALETTI, P. M. Population substructuring in a migratory freshwater fish *Prochilodus argenteus* (Characiformes, Prochilodontidae) from the São Francisco River. **Genetica**, 126(1-2), 153-159, 2006.

HAY, W. W. Detrital sediment fluxes from continent to oceans. **Chemical Geology**, 145, 287–323, 1998.

HOLANDA, F. S. R.; SANTOS, C. M.; CASADO, A. P. B.; BANDEIRA, A. A.; OLIVEIRA, V. S.; FONTES, L. C. S.; ROCHA, I. P.; ARAÚJO FILHO, R. N.; GÓIS, S. S.; VIEIRA, T. R. S. Análise multitemporal e caracterização dos processos erosivos no Baixo São Francisco Sergipano. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 8(2), 85–94, 2007.

IBAMA. **Estatística Pesqueira Nacional 2003**. MMA, Ed. Ibama, Brasília, 2005.

IBAMA. **Estatística Pesqueira Nacional 2004**. MMA, Ed. Ibama, Brasília, 2006.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO DE XINGÓ. **Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do rio São Francisco - ANA/GEF/PNUMA/OEA**. Subprojeto 1.3 - Recomposição da ictiofauna reofílica do baixo São Francisco. Canindé do São Francisco/SE, 2003. Resumo executivo do relatório final.

JESUS, A. S. **Alteração da paisagem na região estuarina do rio São Francisco no período de 1987 a 2006**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

JUNQUEIRA, R. A. de C. **Subprojeto 2.1 – Mapeamento Temático de Uso da Terra no Baixo São Francisco**. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Brasília, 2000.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1990.

KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A. G. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. **Geo-Marine Letters**, 19(3), 171-178, 1999.

KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P. R. P.; SOUZA, W. F. L.; JENNERJAHN, T. The São Francisco Estuary, Brazil. *In*: WANGERSKY, P. (ed.) **The Handbook of Environmental Chemistry**, Vol. 5 - Water Pollution: estuaries. Berlin: Springer Verlag, 51-70, 2006.

LIMA, F. C. T.; BRITSKI, H. A. *Salminus franciscanus*, a new species from the rio São Francisco basin, Brazil (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 5(3), 237-244, 2007.

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 10(4), 731-740, 2012.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. *In*: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1999.

LÜTKEN, C. F. **Velhas-flodens fiske: Et bidrag til Brasiliens ichthyologi**. Bianco Lunos bogtrykkeri, 1875.

MARQUES, M.; COSTA, M. F.; MAYORGA, M. I.; PINHEIRO, P. R. Water environments: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. **Ambio**, 33, 68-77, 2004.

MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 46(2), 175-184, 1998.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS JÚNIOR, R. C.; DE SOUZA, W. F. L. Aporte anual do material em suspensão e sua dispersão na zona costeira do rio São Francisco (Se/Al). *In: II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa*. Recife, 2003.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS JÚNIOR, R. C. Aporte Fluvial E Dispersão De Matéria Particulada Em Suspensão Na Zona Costeira Do Rio São Francisco (Se/Al). **Geochimica Brasiliensis**, 21(2), 212 – 231, 2007.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; DE SOUZA, W. F. L.; OLIVEIRA, E. N. Aporte de material em suspensão no Baixo Rio São Francisco (Se/Al), em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 15(1), 42–53, 2011.

MEDEIROS, P. R. P.; SANTOS, M. M.; CAVALCANTE, G. H.; DE SOUZA, W. F. L.; SILVA, W. F. Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. **Geochimica Brasiliensis**, 28(1), 65–78, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos, 2006.

MONTEIRO, C. M.; SANTOS, M. D.; ZUCHI, N. A.; BRASIL-SATO, M. C. Ecological parameters of the endohelminths in relation to size and sex of *Prochilodus argenteus* (Actinopterygii: Prochilodontidae) from the Upper São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Zoologia**, 26(4), 2009.

NASCIMENTO, M. C. D.; RIBEIRO, C. E. J.; AGUIAR NETTO, A. D. O. **Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo Rio São Francisco**. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco Alagoas. 2013.

NORMANDO, F. T.; SANTIAGO, K. B.; GOMES, M. V. T.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental biology of fishes**, 97(3), 309-319, 2013.

OLIVEIRA, A. M. **Subprojeto 1.2. B – Estudo Hidrodinâmico-sedimentológico do baixo São Francisco, Estuário e zona costeira adjacente-AL/SE**. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Maceió, AL, 2003.

OLIVEIRA, A. K.; ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C.; ALVES, C. B. M. Diet shifts related to body size of the pirambeba *Serrasalmus brandtii* Lütken, 1875 (Osteichthyes, Serrasalminae) in the Cajuru Reservoir, São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(1), 117-124, 2004.

OLIVEIRA, A. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIMA, E. L. R.; HERNANDEZ, A. O. Dinâmica da formação da cunha salina no Estuário do rio São Francisco. *In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia*. Fortaleza, 2008.

PACHECO, J. F. As aves da Caatinga - uma análise histórica do conhecimento. p. 189-250. *In: Silva, J. M. C.; M. Tabarelli; M. T. Fonseca & L. V. Lins (Orgs) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

PAPAVERO, N. **Essays on the history of Neotropical Dipterology, with special reference to collectors (1750-1905)**. Vol. I. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1971.

PARSONS, M.; THOMS, M.; NORRIS, R. **Australian river assessment system: review of physical river assessment methods: a biological perspective**. Monitoring River Health Initiative, Commonwealth of Australia and University of Canberra, 2002. Relatório técnico.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Distribuição espacial das variáveis hidrológicas na Bacia do Rio São Francisco. **Engenharia na Agricultura**, 11(1/4), 32-42, 2003.

PETERSON, R.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in Oceanography**, 26, 1-73, 1991.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 4(4), 427-433, 2006.

QUEIROZ, G. M. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L. O.; SCHWARZ JUNIOR, R. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Biociências**, 14(2), 112-124, 2006.

RAMOS, M. M. **Subprojeto 4.3 – Quantificação e Análise da Eficiência do Uso da Água Pelo Setor Agrícola na Bacia do São Francisco**. Viçosa, MG, 2003.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna of paleoquaternary sand dunes of the middle São Francisco River: Bahia: Brazil. VI. Two new species of *Phimophis* (Serpentes: Colubridae) with notes on the origin of psammophilic adaptations. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 38(11), 187-198, 1993.

RODRIGUES, M. T. Lizards, snakes, and amphisbaenians from the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 30(4), 513-523, 1996.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna of the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil: VIII. *Amphisbaena arda* sp. nov., a fuliginosa-like checkered patterned Amphisbaena (Squamata, Amphisbaenidae). **Phyllomedusa: Journal of Herpetology**, 1(2), 51-56, 2002.

RODRIGUES, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, 1(1), 87-94, 2005.

RODRIGUES, M. T.; JUNCA, F. A. Herpetofauna of the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia: Brazil. VII.: *Typhlops amoipira* sp. nov., a possible relative of *Typhlops yonenagae* (Serpentes, Typhlopidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 42(13), 325-333, 2002.

ROOS, A. L.; NUNES, M. F. C.; DE SOUSA, E. A.; DE SOUSA, A. E. B. A.; DO NASCIMENTO, J. L. X.; LACERDA, R. C. A. Avifauna da região do Lago de Sobradinho: composição, riqueza e biologia. **Ornithologia**, 1(2), 135-160, 2010.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. **Ecologia e conservação da Caatinga**, 135-180, 2003.

SANTOS, M. D.; BRASIL-SATO, M. C. Parasitic community of *Franciscodoras marmoratus* (Reinhardt, 1874) (Pisces: Siluriformes, Doradidae) from the upper São Francisco river, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(3), 931-938, 2006.

SANTOS, F. J. M.; PEÑA, A. P.; LUZ, V. L. F. Considerações biogeográficas sobre a herpetofauna do submédio e da foz do rio São Francisco, Brasil. **Estudos**, 35(1), 59-78, 2008.

SATO, Y.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; BOSCHI, M. B.; MIRANDA, M. O. Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam, southeastern Brazil. **River Research and Applications**, 21(8), 939-950, 2005.

SATO, Y.; CARDOSO, E. L.; AMORIM, J. C. **Peixes das lagoas marginais do rio São Francisco a montante da represa de Três Marias (Minas Gerais)**. Brasília: Codevasf, 1987.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do São Francisco. In: Lowe-McConnell, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, 1999.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. **A ictiofauna do reservatório de Três Marias, rio São Francisco, Minas Gerais**. 2006.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. A ictiofauna na região do alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. *In: Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 251-304, 2005.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, J. R. Biologia reprodutiva e reprodução induzida de duas espécies de Characidae (Osteichthyes, Characiformes) da bacia do São Francisco, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1), 267-273, 2006.

SANTOS, M. L. **Avaliação de alterações em comunidades de peixes e na pesca do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) em função de barramentos**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SANTOS, E. S.; JENNERJAHN, T.; MEDEIROS, P. R. P.; DE SOUZA, W. F. L.; KNOPPERS, B. A. Origem da matéria orgânica sedimentar no delta-estuarino do Rio São Francisco, AL/SE - Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 27(1), 37-48, 2013.

SANTOS, P. F. **Impactos ambientais na biota na construção de usinas hidrelétricas - UHE: o caso do rio São Francisco**. Dissertação (Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental) - Universidade Católica de Salvador, Salvador, 2014.

SANTOS, L. C. M.; MATOS, H. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CUNHA-LIGNON, M.; BITENCOURT, M. D.; KOEDAM, N.; DAHDOUNH-GUEBAS, F. Anthropogenic activities on mangrove areas (São Francisco river estuary, Brazil northeast): A GIS-based analysis of CBERS and SPOT images to aid in local management. *Ocean and Coastal Management*, 89, 39-50, 2014.

SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. D. Q.; DE SOUZA, E. A.; DE SOUSA, A. E. B. A.; REGO, M. A.; ALBANO, C.; NUNES, M. F. C.; FAVARO, F. L.; SIMÃO NETO, I.; MARIANO, E. F.; LIMA, D. M.; DE LAS-CASAS, F. M. G.; RODRIGUES, R. C.; FONSECA NETO, F. P. Birds of the Lower Middle São Francisco River. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(3), 350-364, 2012.

SEMENSATTO Jr., D. L. **O sistema estuarino-lagunar do Rio São Francisco (SE): análise ambiental com base no estudo de foraminíferos e tecamebas**. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Júnior, Rio Claro, 2004.

SILVA, W. F. **Determinação da carga de material em suspensão no rio São Francisco: ano hidrológico 2007**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Geografia) - Universidade Federal De Alagoas, Maceió, 2009.

SILVA, W. F.; MEDEIROS, P. R. P.; VIANNA, F. G. B. Quantificação preliminar do aporte de sedimentos no baixo São Francisco e seus principais impactos. *In: X Simpósio de recursos hídricos do Nordeste*. Fortaleza, 2010.

SILVA, A. R. M.; SANTOS, G. B.; RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(3), 832-840, 2006.

SOARES, E. C.; BRUNO, A. M. S. S.; LEMOS, J. M.; SANTOS, R. B. Ictiofauna e pesca no entorno de Penedo, Alagoas. **Biotemas**, 24(1), 61-67, 2011.

SOUZA, J. E.; FRAGOSO-MOURA, E. N.; FENERICH-VERANI, N.; ROCHA, O.; VERANI, J. R. Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 6(2), 201-210, 2008.

SOUZA, W. L. F.; KNOPPERS, B. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. **Geochimica Brasiliensis**, 17(1), 57-74, 2003.

THOMÉ, R. G.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SANTOS, G. B.; RATTON, T. F. Reproductive biology of *Leporinus taeniatus* Lütken (Pisces, Anostomidae) in Juramento Reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(3), 565-570, 2005.

TRAJANO, E.; SECUTTI, S.; BICHUETTE, M. E. Natural history and population data of fishes in caves of the Serra do Ramalho karst area, Middle São Francisco basin, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 9(1), 2009.

VÖRÖSMARTY, C. J.; MEYBECK, M.; FEKETE, B.; SHARMA, K.; GREEN, P.; SYVITSKI, J. P. M. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. **Global and Planetary Change**, 39(1-2), 169-190, 2003.

2. CAPÍTULO 1

Padrões de composição e ocorrência da ictiofauna de zonas rasas da foz do rio São Francisco SE-AL

Bot Neto, R. L.; Cattani, A. P.; Schwarz Júnior, R.; Carvalho, B. M.; Spach, H. L.

RESUMO

A construção de barragens causa mudanças nos parâmetros dos rios, em decorrência de alterações diretas nos seus ciclos hidrológicos e biogeoquímicos. Uma das mudanças mais notáveis é a regularização do fluxo, que diminui eventos sazonais e a pressão hidrostática exercida pela água doce, aumentando a intrusão da cunha salina no sistema. A alteração do regime de salinidade causa mudanças aos ecossistemas a jusante assim como na distribuição e composição da ictiofauna. No Brasil, merece destaque o rio São Francisco, que possuiu em seu curso um sistema de barragens em cascata construído entre as décadas de 70 e 90. Com o intuito de avaliar a influência da cunha salina na ictiofauna da foz do rio São Francisco, foram realizados, durante o período de um ano, arrastos mensais junto à margem e sondagens dos parâmetros físico-químicos no canal do rio. A relação entre a abundância e a riqueza de espécies com as variáveis ambientais foram verificadas através de Modelos Lineares Generalizados. Foram capturados 101.958 peixes pertencentes a 87 taxas, com destaque para os peixes de água salgada, tanto em número de indivíduos (99,92%) quanto em biomassa (99,31%). A maior abundância foi detectada no mês de abril de 2018 e a maior riqueza de espécies foi detectada no mês de março de 2018. Para a riqueza de espécies os melhores descritores selecionados pelos modelos foram a maré e o ponto. Para a abundância os melhores descritores foram a maré, o mês e o ponto. Foi detectado um gradiente espacial onde os pontos 1 e 2 estão sob influência marinha, os pontos 3 e 4 representam a transição entre os ambientes e o ponto 5 sobre influência da água salobra e água doce. No geral, observou-se o efeito dos barramentos do Rio São Francisco na ictiofauna, com o predomínio de fauna com características mais estuarinas e menos dulcícolas.

Palavras-Chave: Salinização, assembleia de peixes, picaré.

ABSTRACT

The construction of dams causes changes in river parameters due to direct changes in their hydrological and biogeochemical cycles. One of the most notable changes is flow regularization, which decreases seasonal events and the hydrostatic pressure exerted by freshwater, increasing saline wedge intrusion into the system. Alteration of salinity regime causes changes to downstream ecosystems as well as ichthyofauna distribution and composition. In Brazil, it is worth mentioning the São Francisco River, which had in its course a waterfall dam system built between the 70's and 90's. In order to evaluate the influence of saline wedge on the ichthyofauna of the mouth of the São Francisco river, were carried out, over a period of one year, monthly hauls along the bank and soundings of the physicochemical parameters in the river channel. The relationship between abundance and species richness with environmental variables was verified through Generalized Linear Models. Were captured 101,958 fish belonging to 87 taxa, especially saltwater fish, both in number of individuals (99.92%) and biomass (99.31%). The highest abundance was detected in April of 2018 and the

highest species richness was detected in the March of 2018. For the species richness the best descriptors selected by the models were the tide and the point. For abundance, the best descriptors were the tide, the month and the point. A spatial gradient was detected where points 1 and 2 are under marine influence, points 3 and 4 represent the transition between environments and point 5 on brackish and freshwater influence. In general, we observed the effect of the São Francisco river dam on the ichthyofauna, with the fauna of dominance over estuarine and less freshwater features.

Keywords: Salinization, fish assemblage, seine net.

2.1 INTRODUÇÃO

A redução do influxo de água doce e a alteração do regime de salinidade causam diversas mudanças nos ecossistemas a jusante da barragem, o que também inclui mudanças, tanto na distribuição quanto na composição da ictiofauna (CHÍCHARO *et al.*, 2006). Sob tais condições, espécies de peixes com menor tolerância à água salina tendem a migrar para áreas a montante, enquanto espécies com maior tolerância tentem a aumentar sua abundância nas regiões a jusante. Isso poderá causar mudanças diretas nas teias alimentares, já que haverá mudanças nas relações presa-predador (BAPTISTA *et al.*, 2010). Ao mesmo tempo, haverá a diminuição da pluma estuarina, reduzindo as pistas químicas para a migração e a orientação de espécies que adentram a calha do rio (BENNETT, 1994), alterando a migração e os padrões de desova em adultos e dificultando para que larvas e indivíduos juvenis acessem as áreas berçário (CHÍCHARO *et al.*, 2003; 2006). Desta forma, as mudanças no influxo de água doce causadas pelas barragens podem causar impactos na pesca em áreas costeiras adjacentes (CHÍCHARO *et al.*, 2003).

No Brasil, podemos destacar o caso do rio São Francisco, que sofre os impactos aos quais rios com barragens estão sujeitos, já que possui em seu curso um sistema de barragens em cascata construído entre as décadas de 70 e 90 (MEDEIROS *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2012). Entretanto, somente após a construção da usina de Xingó (a 180 km da costa), em 1994, esses impactos se intensificaram, porque houve a regularização definitiva do fluxo de água doce para a região da foz do rio São Francisco (KNOPPERS *et al.*, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011), permitindo a maior intrusão da água salina nessa região (FONTES, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2008). Além disso, a construção dessa usina gerou ainda outros impactos na região, causando alterações em outras características desse sistema,

devido à retenção de nutrientes e sedimentos, fazendo com que esse trecho do rio permanecesse em uma condição constantemente oligotrófica e de alta transparência (MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011).

As mudanças no ambiente a jusante das barragens, causadas por atividades antrópicas, podem comprometer a permanências de algumas espécies de peixes nesses ambientes, bem como facilitar a intrusão de espécies originalmente não pertencentes a eles. Deste modo, é importante identificar a estrutura da ictiofauna, de modo que seja possível entender como as perturbações ambientais (naturais ou antrópicas) podem alterar a distribuição das espécies ícticas residentes e transitórias (WHITFIELD & ELLIOT, 2002; VENDEL *et al.*, 2003). Além disso, possuir o conhecimento sobre a composição da ictiofauna e como ela varia (tanto temporalmente quanto espacialmente) é fundamental para a tomada de decisões e para o manejo sustentável das espécies, bem como para ações de preservação (KUPSCHUS & TREMAIN, 2001). Portanto, a compreensão e a avaliação do impacto que esses ambientes estão recebendo são de grande importância para a manutenção dessas regiões (CHAMPMAN & WANG, 2001). Assim, o objetivo do presente estudo é descrever as variações espaço-temporais na estrutura e composição da ictiofauna nas áreas rasas da região da foz do rio São Francisco.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O baixo curso do rio São Francisco é a região mais oriental de toda a bacia (COSTA, 2003), possuiu a menor extensão quando comparado com os outros trechos do rio (274 km), se estende do complexo de usinas de Paulo Afonso (BA) até a desembocadura no Oceano Atlântico, entre os municípios de Piaçabuçu (AL) e Brejo Grande (SE) (DIEGUES, 1994; SATO & GODINHO, 1999; 2004) e ocupa uma área territorial de 30.377 km² (5% da área da bacia), que abrange os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (CODEVASF, 1991; JUNQUEIRA, 2002). Segundo a classificação de Köppen, o clima do Baixo São Francisco é AS' (quente e úmido, com chuvas de inverno) (BERNARDES, 1951).

A região costeira do Baixo São Francisco apresenta um regime de mesomarés semi-diurnas (com a maré de sizígia atingindo 2,6 m). O regime de ondas apresenta

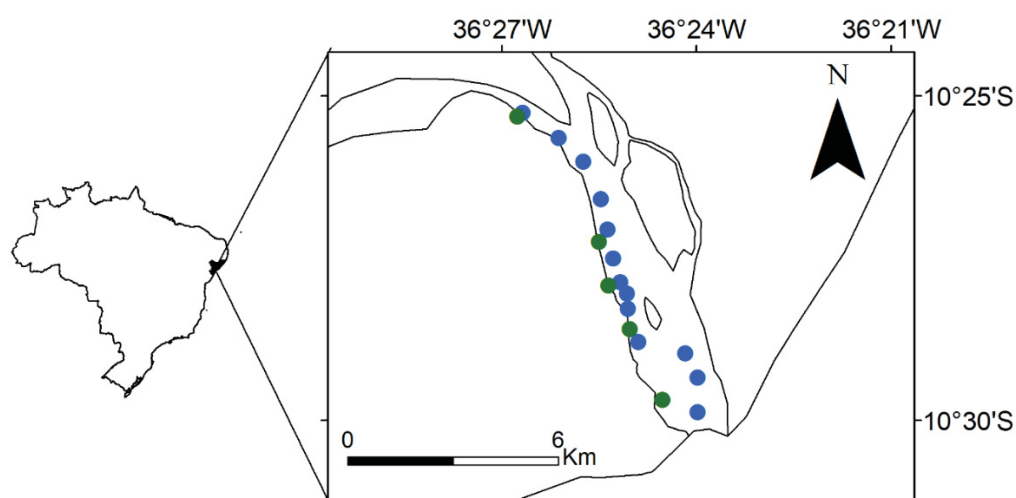
alta energia, com predominância de ondas de NE, E e SE ao longo do ano, sendo que as ondas de nordeste e leste são mais importantes durante o verão, o outono e a primavera, enquanto as ondas de sudeste ocorrem mais marcadamente no inverno (DOMINGUEZ, 1996). A profundidade da região da foz do rio São Francisco é variável, podendo atingir 18 m no canal localizado próximo a cidade de Piaçabuçu (AL) e aproximadamente 14 m nas regiões próximas a foz (MEDEIROS *et al.*, 2007).

2.2.2 COLETA DOS DADOS

A coleta dos dados foi realizada mensalmente, durante o período diurno, tanto na preamar quanto na baixa-mar, e se estendeu durante o período de um ano (de maio de 2017 a abril de 2018) na região do Baixo rio São Francisco.

Para a coleta da ictiofauna, foram realizados arrastos manuais, paralelos a margem, em cinco estações distribuídas ao longo do gradiente ambiental do Baixo rio São Francisco entre a desembocadura e o município de Brejo Grande (FIGURA 1), utilizando-se de uma rede de arrasto manual (picaré), nas margens do rio. Em cada estação foram realizados dois arrastos em cada maré, totalizando 20 arrastos mensais (10 na preamar e 10 na baixa-mar). A rede utilizada (30 m x 2,8 m; malha de 5 mm) foi puxada paralelamente as margens por uma distância de 50 m a uma profundidade máxima de 3 m.

FIGURA 1 – Mapa da foz do rio São Francisco SE/AL.



FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Os pontos marcados no mapa representam as estações de coleta sendo que os pontos verdes representam os locais onde foi realizada a captura da ictiofauna e os pontos azuis os locais onde foram realizadas as sondagens com a sonda multiparâmetro.

Concomitantemente com a coleta de material biológico, foram monitorados também os parâmetros físico-químicos da água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade e sólidos totais dissolvidos nas cinco estações onde foram realizados os arrastos e em 13 estações de coleta dispostas no canal do rio (tanto na subsuperfície quanto próximo ao fundo) ao longo do gradiente ambiental (FIGURA 1) por meio de uma sonda multiparâmetro (Hanna HI9828). Simultaneamente, foi medida a transparência da água com a utilização de um Disco de Secchi. Além do monitoramento dos dados ambientais, foram obtidas séries temporais (para o período do estudo) e históricas de vazão e pluviosidade para a região do baixo São Francisco a partir do banco de dados Hidroweb da Agência Nacional das Águas (ANA). Esses dados são importantes, tanto para a descrição dos períodos sazonais quanto para ajudar a explicar possíveis diferenças na ictiofauna associada à foz da dinâmica do rio São Francisco.

2.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

As análises estatísticas foram feitas em ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

A representatividade das amostragens da comunidade de peixes, foi avaliada através da elaboração uma curva cumulativa de espécies no pacote *Vegan*, por meio da função "specaccum" (OKSANEN, 2019), com base em todas as amostras coletadas. Foi traçada também uma curva modelada, baseada no estimador de riqueza de espécies apresentado por COLEMAN *et al.* (1982).

Com o intuito de reduzir o viés causado por amostras com abundâncias muito elevadas, foram retiradas aquelas que foram consideradas *outliers*, especificamente duas amostras coletadas em P3 durante a baixa-mar.

As relações entre a abundância e a riqueza de espécies com as variáveis fatoriais (maré, ponto e mês), bem como com as variáveis ambientais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, pluviosidade, vazão e sólidos totais dissolvidos) foram avaliadas através da aplicação de Modelos Lineares Generalizados (GLM). O uso desses modelos permite a utilização de dados com distribuição de frequência de probabilidade diferente da distribuição normal ou gaussiana (ZUUR *et al.*, 2010). Para os dados de riqueza, utilizou-se a distribuição de *Poisson*, por meio da função "glm" e

para os dados de abundância, a distribuição adotada foi a binomial negativa por meio da função "glm.nb" do pacote *Mass* (VENABLES & RIPLEY, 2002).

A função VIF (Variation Inflation Factor - VIF) do pacote *Car* (FOX & WEISBERG, 2011) foi utilizada para testar a multicolinearidade das variáveis ambientais (ZUUR *et al.*, 2010). Variáveis com elevado valor no VIF (>5) foram excluídas do modelo. Para a seleção dos modelos mais explicativos foi utilizada a função "dredge" do pacote *MuMin* (BARTÓN, 2018). Os modelos foram selecionados utilizando-se o critério de informação de Akaike corrigido (AICc), o delta AIC e os pesos de Akaike entre os modelos. Foram selecionados aqueles que apresentaram o valor de delta AIC menor que 3. Quanto o maior os pesos (*weight*) Akaike, maior o poder de explicação dos modelos dentre todos os testados. Os gráficos foram elaborados através da função "effect" do pacote *Effects* (FOX, 2003) e da função "stripchart" do pacote *Vegan* (OKSANEN, 2019). Na elaboração dos gráficos de abundância, os dados foram transformados em log (n+1) para permitir uma melhor visualização dos padrões.

Por fim, foi elaborada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (TER BRAACK, 1986) com a função "cca" do pacote *Vegan* para avaliar a influência das variáveis ambientais nas espécies mais abundantes. A colinearidade entre as variáveis preditoras ambientais foi testada por meio da função "ordistep" também presente no pacote *Vegan*. Assim, foram plotadas no gráfico as variáveis não colineares e que tiveram importância na variabilidade das espécies mais abundantes.

2.3 RESULTADOS

Durante o período em que se realizaram as coletas foram capturados 101.958 espécimes de peixe pertencentes a 87 *taxa* diferentes. Os peixes marinhos representaram a maioria tanto em abundância (99,92%) (TABELA 1 e 2) quanto em biomassa (99,31%) (TABELA 1 e 2), sendo que apenas 10 *taxa* estão associados com peixes de água doce (TABELA 2). Os *taxa* mais abundantes foram *Rhinosardinia bahiensis* (77,27%), *Atherinella brasiliensis* (7,63%) e *Lycengraulis grossidens* (3,95%). Para a biomassa os *taxa* mais representativos foram *R. bahiensis* (36,11%), *A. brasiliensis* (8,42%) e *Sphoeroides testudineus* (13,55%).

TABELA 1 - Composição específica, número de indivíduos e porcentagem de ocorrência em relação ao total, biomassa e porcentagem de biomassa em relação ao total de peixes marinhos capturados na foz do rio São Francisco.

(continua)

Família	Taxa	N		Biomassa	
		Total	%	Total (g)	%
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	429	0,421	1.946,6	0,751
	<i>Trinectes microphthalmus</i>	20	0,020	47,5	0,018
	<i>Trinectes paulistanus</i>	3	0,003	16,3	0,006
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	17	0,017	207,6	0,080
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	14	0,014	502,3	0,194
	<i>Genidens barbatus</i>	749	0,735	13.685,1	5,283
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	7.782	7,633	21.808,7	8,419
	<i>Atherinella blackburni</i>	4	0,004	25,3	0,010
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	167	0,164	2.510,7	0,969
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	1	0,001	37,4	0,014
	<i>Caranx latus</i>	407	0,399	1.810,0	0,699
	<i>Oligoplites palometa</i>	25	0,025	35,3	0,014
	<i>Oligoplites saliens</i>	22	0,022	326,7	0,126
	<i>Oligoplites saurus</i>	164	0,161	461,6	0,178
	<i>Selene vomer</i>	20	0,020	63,7	0,025
	<i>Trachinotus falcatus</i>	31	0,030	478,6	0,185
	<i>Centropomus ensiferus</i>	41	0,040	434,1	0,168
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	2	0,002	204,7	0,079
	<i>Centropomus undecimalis</i>	338	0,332	12.846,3	4,959
	<i>Chaetodon striatus</i>	1	0,001	0,4	0,000
Chaetodontidae	<i>Harengula clupeola</i>	27	0,026	51,9	0,020
	<i>Lile piquitinga</i>	281	0,276	1.114,2	0,430
	<i>Opisthonema oglinum</i>	6	0,006	152,8	0,059
	<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	78.787	77,274	93.544,4	36,111
	<i>Symphurus tessellatus</i>	196	0,192	1.189,1	0,459
Cynoglossidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	1	0,001	0,5	0,000
Diodontidae	<i>Dormitator maculatus</i>	13	0,013	19,3	0,007
Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i>	29	0,028	42,7	0,016
	<i>Erotelis smaragdus</i>	2	0,002	5,1	0,002
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	13	0,013	460,0	0,178
Engraulidae	<i>Anchoa spinifer</i>	6	0,006	96,3	0,037
	<i>Anchoa tricolor</i>	259	0,254	256,2	0,099
	<i>Anchovia clupeioides</i>	45	0,044	543,5	0,210
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	614	0,602	10.647,3	4,110
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	4.026	3,949	5.941,5	2,294
	<i>Chaetodipterus faber</i>	24	0,024	60,6	0,023
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	1.907	1,870	11.353,4	4,383
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	147	0,144	744,2	0,287
	<i>Eucinostomus gula</i>	1	0,001	9,2	0,004
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	634	0,622	8.739,8	3,374
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	92	0,090	459,6	0,177

TABELA 1 - Composição específica, número de indivíduos e porcentagem de ocorrência em relação ao total, biomassa e porcentagem de biomassa em relação ao total de peixes marinhos capturados na foz do rio São Francisco.

(conclusão)

Família	Taxa	N		Biomassa	
		Total	%	Total (g)	%
Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	45	0,044	15,5	0,006
	<i>Gobionellus oceanicus</i>	34	0,033	294,6	0,114
	<i>Gobionellus stomatus</i>	14	0,014	18,1	0,007
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	2	0,002	29,2	0,011
	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	83	0,081	541,0	0,209
	<i>Pomadasys crocro</i>	3	0,003	14,0	0,005
	<i>Pomadasys ramosus</i>	63	0,062	1.239,1	0,478
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	909	0,892	9.509,9	3,671
Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>	149	0,146	2.064,7	0,797
	<i>Lutjanus jocu</i>	226	0,222	2.681,8	1,035
	<i>Lutjanus sp.</i>	12	0,012	2,0	0,001
	<i>Lutjanus synagris</i>	4	0,004	59,8	0,023
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	203	0,199	1.799,5	0,695
	<i>Mugil curvidens</i>	286	0,281	2.857,8	1,103
	<i>Mugil liza</i>	27	0,026	348,6	0,135
	<i>Mugil sp.</i>	202	0,198	61,7	0,024
Ophichthidae	<i>Mirophis punctatus</i>	2	0,002	4,00	0,002
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	290	0,284	931,9	0,360
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	473	0,464	697,9	0,269
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	1	0,001	148,3	0,057
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	409	0,401	2.447,9	0,945
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	23	0,023	279,5	0,108
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	1	0,001	566,9	0,219
	<i>Menticirrhus americanus</i>	19	0,019	281,0	0,108
	<i>Stellifer rastrifer</i>	52	0,051	519,1	0,200
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	10	0,010	212,4	0,082
Serranidae	<i>Rypticus randalli</i>	3	0,003	66,2	0,026
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i>	2	0,002	24,9	0,010
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	2	0,002	210,4	0,081
Syngnathidae	<i>Cosmocampus elucens</i>	5	0,005	4,5	0,002
	<i>Microphis lineatus</i>	18	0,018	8,1	0,003
	<i>Pseudophallus mindii</i>	6	0,006	3,0	0,001
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	2	0,002	13,9	0,005
Tetraodontidae	<i>Colomesus psittacus</i>	10	0,010	143,6	0,055
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	8	0,008	601,8	0,232
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	114	0,112	485,5	0,187
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	816	0,800	35.099,2	13,549
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	2	0,002	80,3	0,031
	Total	101.877	99,921	257.248,1	99,306

FONTE: O autor (2020).

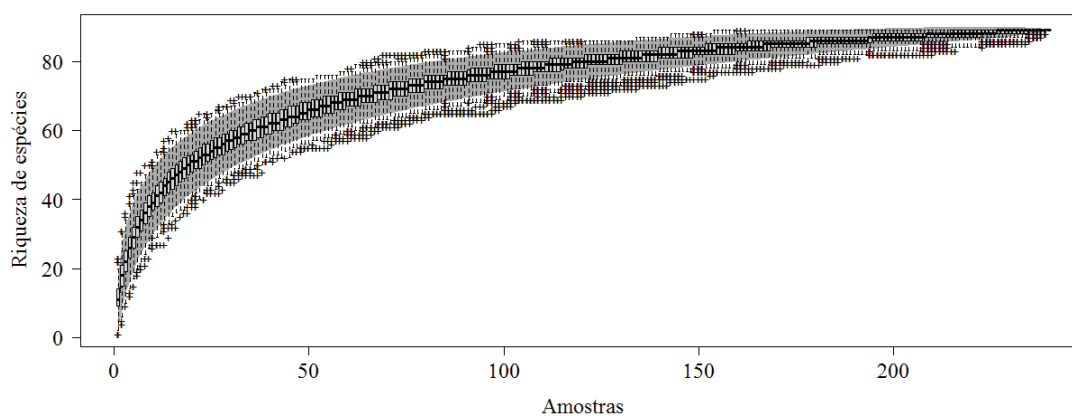
TABELA 2 - Composição específica, número de indivíduos e porcentagem de ocorrência, biomassa total e porcentagem de biomassa de peixes de água doce capturados na foz do rio São Francisco.

Família	Taxa	N		Biomassa	
		total	%	Total (g)	%
Characidae	<i>Astyanax lacustris</i>	33	0,032	60,6	0,023
	<i>Orthospinus franciscensis</i>	1	0,001	1,2	0,0005
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	5	0,005	915,2	0,353
	<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	2	0,002	17,5	0,007
	<i>Oreochromis niloticus</i>	10	0,010	530,3	0,205
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	4	0,004	21,4	0,008
Iguanodectidae	<i>Bryconops affinis</i>	2	0,002	10,8	0,004
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	15	0,015	8,9	0,003
Serrasalmidae	<i>Metynnis lippincottianus</i>	8	0,008	230,8	0,089
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	1	0,001	0,7	0,0003
	Total	81	0,079	1.797,4	0,694

FONTE: O autor (2020).

De acordo com a curva de acumulação de espécies observou-se uma estabilização da a partir da 200ª amostra, em consonância com a curva modelada, e a diminuição da variabilidade entre as amostras, demonstradas pelos valores observados (FIGURA 2).

FIGURA 2 - Curva cumulativa de espécies elaborada com as amostras de peixes (n=242) coletadas no Rio São Francisco.



Fonte: O autor (2020).

LEGENDA: Em cinza, a curva modelada com base no estimador de Coleman (COLEMAN *et al.*, 1982). Os *Boxplots* e as *cruzes* representam os valores médios observados e os *outliers* respectivamente.

Considerando-se os valores brutos da abundância e riqueza das espécies ao longo dos meses (TABELA 3), maiores abundâncias foram observadas em abril de 2018 e menores valores em janeiro de 2018. Quanto à riqueza, maiores e menores valores ocorreram respectivamente nos meses de março de 2018 e agosto de 2017. Quanto aos pontos e a maré (TABELA 4), destacam-se as elevadas abundâncias e

riquezas observadas em P3 na maré baixa e os baixos valores desses descritores em P2 na maré alta.

TABELA 4 - Síntese descritiva da abundância (n) e riqueza (s) total e média ($\mu \pm$ desvio padrão (DP)) dos peixes coletados nos cinco pontos amostrais nas marés alta e baixa.

Ponto	Maré	n Total	n ($\mu \pm$ DP)	s Total	s ($\mu \pm$ DP)
P1	Alta	2.107	87,79 \pm 62,69	267	11,13 \pm 3,29
	Baixa	3.109	129,54 \pm 91,81	326	13,58 \pm 3,72
P2	Alta	815	33,96 \pm 19,07	150	6,25 \pm 2,57
	Baixa	10.201	425,04 \pm 1402,35	268	11,17 \pm 3,38
P3	Alta	8.807	366,96 \pm 924,17	309	12,88 \pm 3
	Baixa	57.594	2399,75 \pm 7740,79	356	14,83 \pm 3,55
P4	Alta	2.391	99,63 \pm 85,8	210	8,75 \pm 3,38
	Baixa	6.542	272,58 \pm 546,86	277	11,54 \pm 5,17
P5	Alta	6.233	259,71 \pm 380,7	272	11,33 \pm 2,9
	Baixa	4.159	173,29 \pm 201,37	258	10,75 \pm 3,42

FONTE: O autor (2020).

TABELA 3 - Síntese descritiva da abundância (n) e riqueza (s) total e média ($\mu \pm$ desvio padrão (DP)) dos peixes coletados nos anos de 2017 e 2018.

Ano	Mês	n Total	n ($\mu \pm$ DP)	s Total	s ($\mu \pm$ DP)
2017	Mai	13.170	2.947,55 \pm 8447,06	247	10,7 \pm 4,11
	Jun	4.141	180,5 \pm 316,62	243	9,7 \pm 3,51
	Jul	2.062	84,95 \pm 56,24	223	10,1 \pm 3,09
	Ago	3.610	155,85 \pm 272,05	194	11,15 \pm 4,77
	Set	2.247	74,4 \pm 59,62	214	11,75 \pm 3,55
	Out	2.563	103,1 \pm 75,37	225	11,15 \pm 3,96
	Nov	2.430	207,05 \pm 186,54	220	12,15 \pm 5,24
	Dez	1.699	658,5 \pm 1612,47	202	12,35 \pm 5,16
2018	Jan	1.488	324 \pm 628,29	235	12,65 \pm 4,97
	Fev	3.117	121,5 \pm 131,23	223	11 \pm 3,16
	Mar	6.480	128,15 \pm 120,4	253	11,25 \pm 3,16
	Abr	58.951	112,35 \pm 75,07	214	10,7 \pm 4,11

FONTE: O autor (2020).

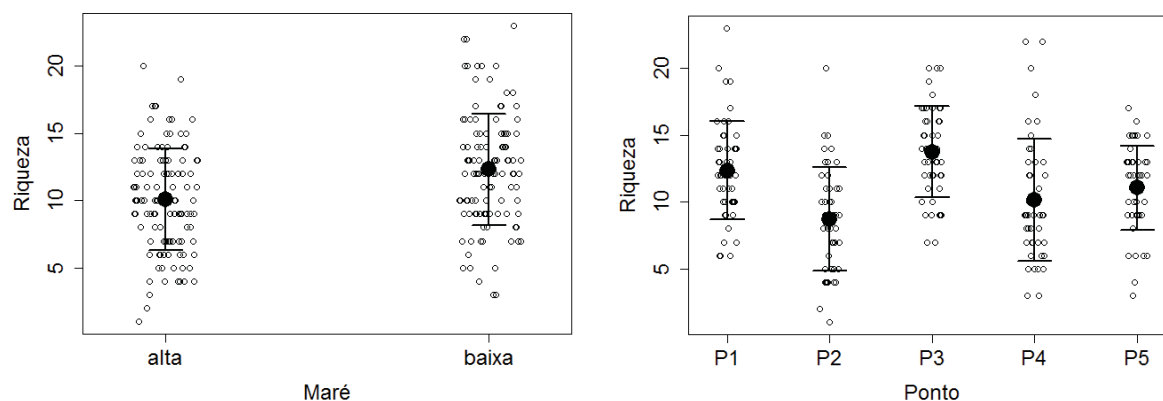
TABELA 4 - Síntese descritiva da abundância (n) e riqueza (s) total e média ($\mu \pm$ desvio padrão (DP)) dos peixes coletados nos cinco pontos amostrais nas marés alta e baixa.

Ponto	Maré	n Total	n ($\mu \pm$ DP)	s Total	s ($\mu \pm$ DP)
P1	Alta	2.107	87,79 \pm 62,69	267	11,13 \pm 3,29
	Baixa	3.109	129,54 \pm 91,81	326	13,58 \pm 3,72
P2	Alta	815	33,96 \pm 19,07	150	6,25 \pm 2,57
	Baixa	10.201	425,04 \pm 1402,35	268	11,17 \pm 3,38
P3	Alta	8.807	366,96 \pm 924,17	309	12,88 \pm 3
	Baixa	57.594	2399,75 \pm 7740,79	356	14,83 \pm 3,55
P4	Alta	2.391	99,63 \pm 85,8	210	8,75 \pm 3,38
	Baixa	6.542	272,58 \pm 546,86	277	11,54 \pm 5,17
P5	Alta	6.233	259,71 \pm 380,7	272	11,33 \pm 2,9
	Baixa	4.159	173,29 \pm 201,37	258	10,75 \pm 3,42

FONTE: O autor (2020).

Na seleção dos Modelos Lineares Generalizados (GLM) para a riqueza, considerando-se os fatores maré, ponto e mês, o modelo selecionado ($\Delta AIC_c < 3$; peso=0,986) elencou, em ordem decrescente de importância, a maré e o ponto, com uma tendência observada de maiores valores na maré baixa e nos pontos P1 e P3 (FIGURA 3).

FIGURA 3 - Comparação entre a riqueza média das espécies entre as marés e os pontos de coleta.



FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Os pontos pretos representam as médias e as barras o erro padrão.

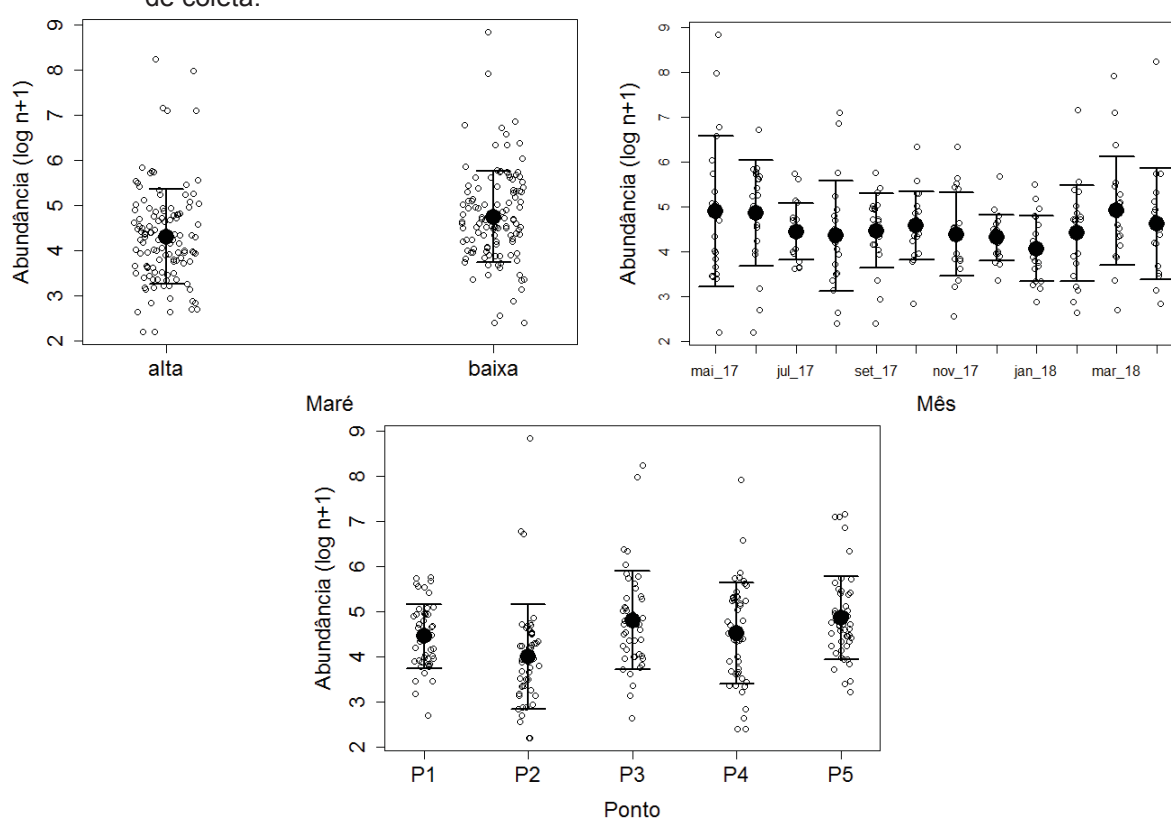
Na análise da abundância, o modelo selecionado ($\Delta AIC_c < 3$; peso=0,932) elencou, em ordem decrescente de importância, a maré, o mês e o ponto, com uma tendência observada de maiores valores na maré baixa, nos meses de maio e junho de 2017 e março e abril de 2018 e nos pontos P1, P4 e P3 (FIGURA 4).

No modelo da riqueza em função das variáveis ambientais, a análise VIF detectou colinearidade ($VIF > 5$) da variável "sólidos totais dissolvidos", que foi retirada

do modelo final. Foram selecionados oito modelos (TABELA 5), sendo que aquele com o maior peso (0,205) considerou, em ordem decrescente de importância, as variáveis pH, pluviosidade, temperatura e vazão.

Para abundância, a análise VIF também detectou colinearidade ($VIF > 5$) da variável "sólidos totais dissolvidos", que foi retirada do modelo final. Foram selecionados quatro modelos (TABELA 6), em que foram selecionadas em ordem de importância as variáveis oxigênio dissolvido, pluviosidade, salinidade, temperatura e vazão no modelo de maior peso (0,373).

FIGURA 4 - Comparação entre a abundância média das espécies entre as marés, meses e os pontos de coleta.



Fonte: O autor (2020).

LEGENDA: Os pontos pretos representam as médias e as barras o erro padrão.

TABELA 5 - Seleção de modelos lineares generalizados (GLM) da riqueza dos peixes em função das variáveis ambientais.

	Modelo de riqueza	df	logLik	AICc	delta	weight
1	riq ~ pH +pluv+temp+vaz	5	-671,672	1353,6	0	0,205
2	riq ~ pH +pluv+sal+temp+vaz	6	-671,851	1354,1	0,46	0,163
3	riq ~ pH +pluv+temp	4	-671,403	1355	1,38	0,103
4	riq ~ pH +temp+vaz	4	-671,421	1355	1,41	0,101
5	riq ~ OD +pH +pluvi+temp+vaz	6	-671,411	1355,2	1,58	0,093
6	riq ~ pH +pluv+sal+temp+vaz	5	-671,914	1356,1	2,48	0,059
7	riq ~ OD +pH +pluv+sal+temp+vaz	7	-671,846	1356,2	2,58	0,057
8	riq ~ pH +sal+temp+vaz	5	-671,144	1356,5	2,94	0,047

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: riq=riqueza; pluv=pluviosidade; sal=salinidade; temp=temperatura; vaz=vazão.

TABELA 6 - Seleção de modelos lineares generalizados (GLM) da abundância dos peixes em função das variáveis ambientais.

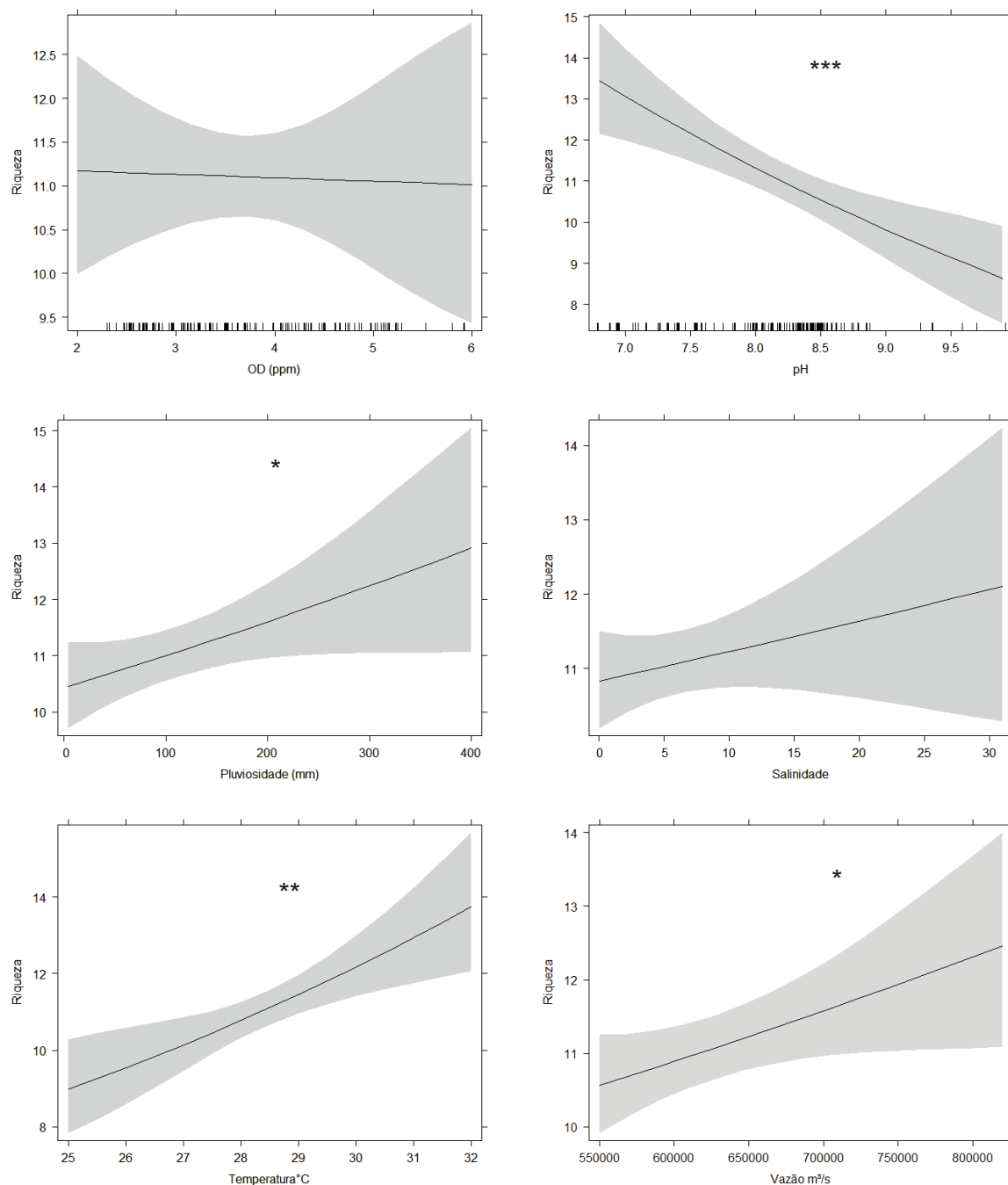
	Modelo de abundância	df	logLik	AICc	delta	weight
1	abund ~ OD+pluv+sal+temp+vaz	7	-1463,208	2940,9	0	0,373
2	abund ~ pluv+sal+temp+vaz	6	-1464,897	2942,2	1,25	0,199
3	abund ~ OD+pluv+sal+temp+vaz	8	-1462,939	2942,5	1,60	0,167
4	abund ~ pH +temp+vaz	7	-1464,673	2943,8	2,93	0,086

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: abund=abundância; pluv=pluviosidade; sal=salinidade; temp=temperatura; vaz=vazão.

No modelo da riqueza de espécies em função das variáveis ambientais selecionadas (FIGURA 5) observou-se uma fraca correlação com o oxigênio dissolvido (OD), correlação negativa significativa com o pH e correlação positiva significativa com a pluviosidade, temperatura e vazão. Quanto à salinidade, observou-se correlação positiva, mas sem significância estatística. Vale ressaltar que a salinidade não foi selecionada no modelo de maior peso.

FIGURA 5 - Relação da riqueza com as variáveis ambientais selecionadas nos modelos lineares generalizados.

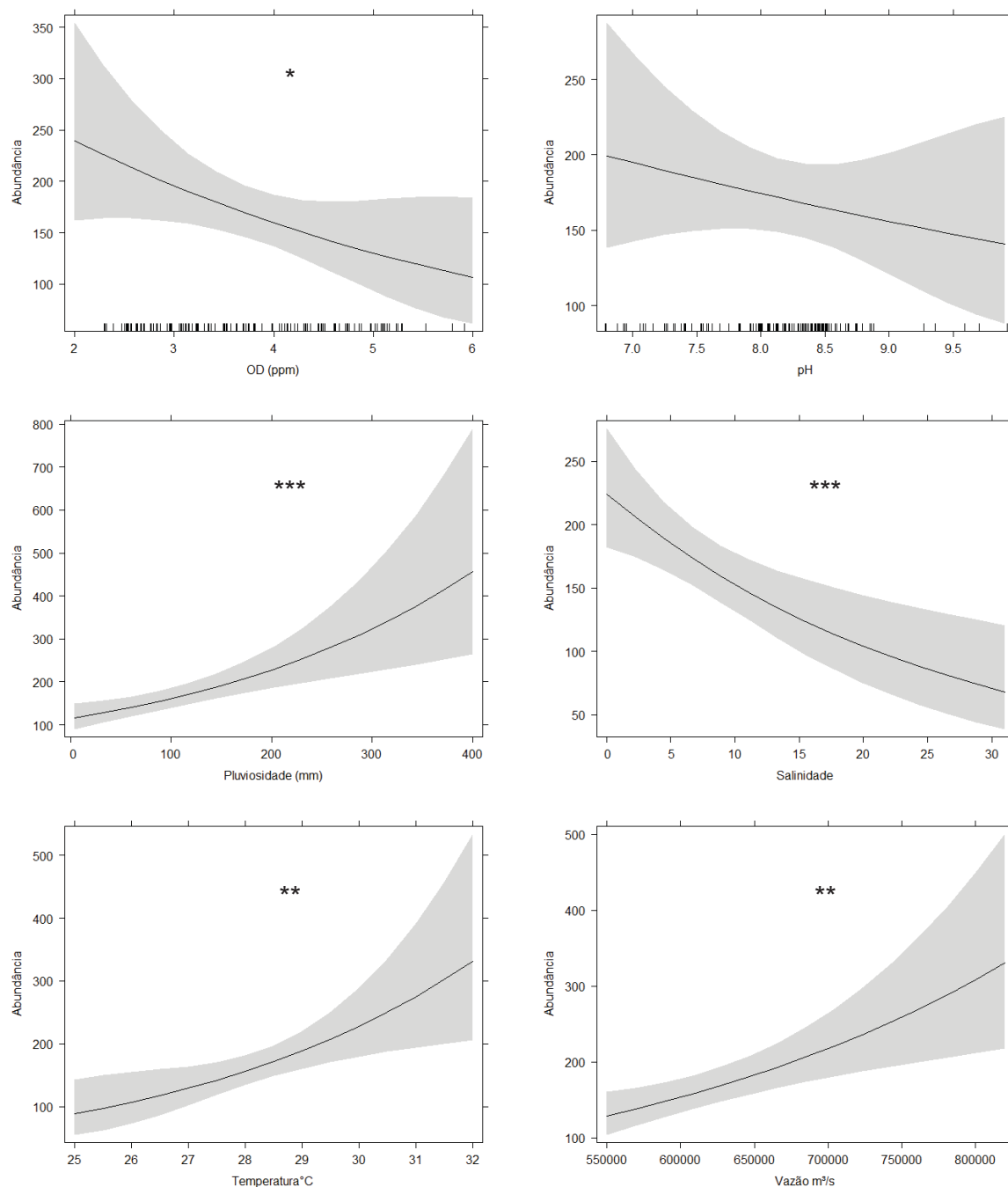


FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: A linha representa os valores modelados e a área cinza corresponde ao desvio padrão. Os asteriscos (*) correspondem à significância na correlação (**p-valor<0,001; **p-valor<0,01; *p-valor<0,05).

No modelo da abundância das espécies com as variáveis ambientais selecionadas (FIGURA 6), o oxigênio dissolvido e o pH estiveram negativamente correlacionados com a abundância, ao passo que as demais variáveis se correlacionaram positivamente com a abundância. Apenas para pH a correlação não foi significativa.

FIGURA 6 - Relação da abundância com as variáveis ambientais selecionadas nos modelos lineares generalizados.



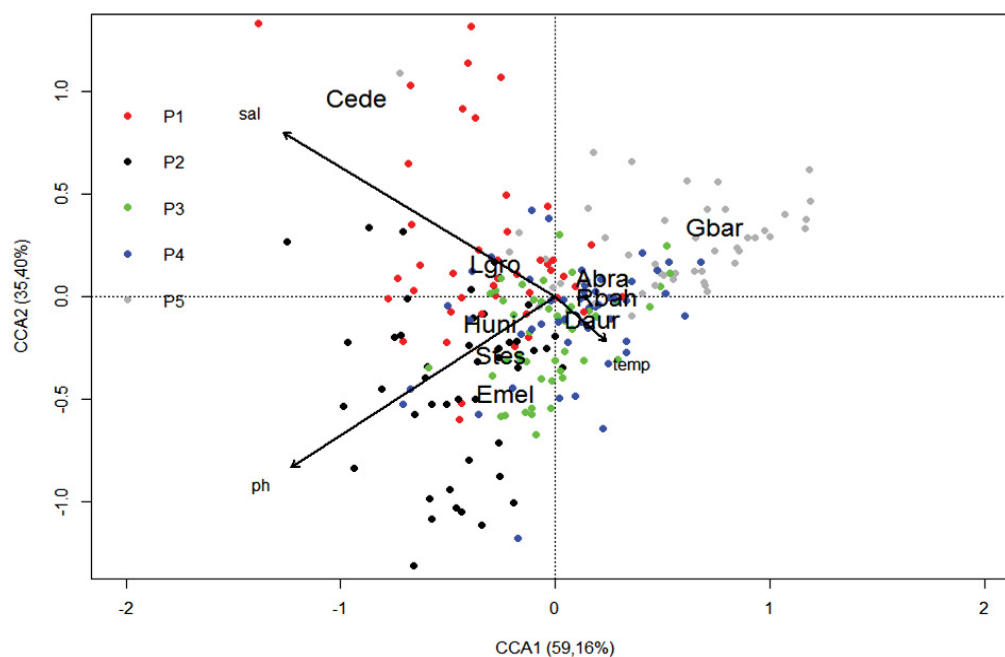
FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: A linha representa os valores modelados e a área cinza corresponde ao desvio padrão. Os asteriscos (*) correspondem à significância na correlação (***)p-valor<0,001; **p-valor<0,01; *p-valor<0,05).

Na análise com as espécies mais abundantes ($n > 0,5\%$), as variáveis selecionadas para explicar a variabilidade foram salinidade, pH e temperatura, em que se correlacionaram igualmente com ambos os eixos (FIGURA 7). Todavia, as variáveis que demonstraram ter a maior influência na assembleia dos peixes mais abundantes foram a salinidade e o pH. A porcentagem cumulativa total de explicação

dos dois primeiros eixos correspondeu a 94,56%. O primeiro eixo representou um gradiente espacial, com as amostras dos pontos do lado esquerdo do gráfico mais próximas a foz do rio, positivamente correlacionadas com os maiores valores de salinidade (sal) e pH (ph) e com a abundância de *Cetengraulis edentulus* (Cede). Por outro lado, no lado direito predominaram as amostras coletadas em P5 na região mais interna do rio, correlacionadas com a abundância de *Genidens barbatus* (Gbar). As espécies *Lycengraulis grossidens* (Lgro), *Hyporhamphus unifasciatus* (Huni), *Sphoeroides testudineus* (Stes), *Eucinostomus melanopterus* (Emel) estiveram mais associadas aos pontos externos e as espécies *Atherinella brasiliensis* (Abra), *Rhinosardinia bahiensis* (Rbah) e *Diapterus auratus* (Daur) estiveram fracamente correlacionadas com os pontos de coleta, o que sugere uma ocorrência homogênea ao longo dos pontos amostrais.

FIGURA 7 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as espécies mais abundantes.



FONTE: O autor (2020).

No geral, em relação às variáveis fatoriais, observou-se uma elevada influência da maré e do ponto para ambos os modelos. Por outro lado, o mês teve influência apenas na abundância das espécies. Quanto às variáveis ambientais, a pluviosidade e a temperatura foram igualmente importantes na estruturação da fauna. Especificamente para a riqueza, o pH teve elevada importância na riqueza e para a abundância, a vazão e a salinidade foram relevantes. Quanto às espécies mais

abundantes, ficou evidente a constância na ocorrência das espécies *A. brasiliensis*, *R. bahiensis* e *D. auratus* em todos os pontos de coleta, mas com uma preferência em P3, P4 e P5.

Um gradiente espacial foi detectado, com P1 e P2 sob maior influência marinha, P3 e P4 representando uma transição entre os ambientes e P5 com influência da água salobra e água doce. Esse gradiente foi influenciado principalmente por processos de curta escala temporal, que é o caso da maré, e secundariamente pela vazão do rio, que demonstrou possuir elevada relevância nos padrões de abundância.

2.4 DISCUSSÃO

Apesar da grande importância econômica e cultural possuída pelo rio São Francisco, trabalhos amplos sobre a distribuição da ictiofauna em suas águas ainda são escassos (BARBOSA & SOARES, 2009) e informações sobre a ictiofauna de algumas regiões do rio São Francisco ainda são pouco disponíveis (SILVA, SANTOS & RATTON, 2006). Embora haja falta de informações ictiológicas referentes principalmente ao baixo São Francisco, algumas espécies associadas a ambientes de água salobra/salgada já foram citadas como visitantes da região, adentrando ao canal do rio e sendo capturadas em regiões de água doce (BARBOSA & SOARES, 2009). Porém, de acordo com esses autores, tanto o número dessas espécies bem como sua abundância e participação nos desembarques pesqueiros são descritos como reduzidos em comparação com as espécies dulcícolas. Todavia, os resultados do presente estudo demonstraram um quadro muito diferente para a região, uma vez que em nossas amostragens houve a presença massiva de espécies associadas a ambientes salobros/salinos, tanto em abundância (99,92%; TABELA 1 e 2) quanto em biomassa (99,31%; TABELA 1 e 2). Segundo o estudo de BARBOSA & SOARES (2009) na região do baixo São Francisco estão presentes apenas seis *taxa* associados a ambientes salobros/salinos, sendo eles: *Anchoviella lepidentostole* (FOWLER, 1911), *Lycengraulis grossidens* (CUVIER, 1829), *Eucinostomus melanopterus* (BLEEKER, 1863), *Eugerres brasilianus* (CUVIER, 1830), *Centropomus* sp. e *Bothus* sp. Entretanto, no presente estudo foi possível verificar na região a presença de 77 *taxa* associados ao ambiente salobro/salino (TABELA 1), apresentando uma composição de espécies similar a outros ambientes estuarinos da região nordeste, como o estuário do rio Parnaíba no Ceará (DE OLIVEIRA, 1974) e o estuário do rio

das Contas na Bahia (LIMA, 2010). Essa discrepância observada na composição da fauna da foz do São Francisco pode estar diretamente ligada com as mudanças causadas pela presença das barragens no curso do rio e pela constante redução da vazão natural causada pelas mesmas, pois a redução do fluxo fluvial no sistema diminui a pressão hidrostática exercida pelo rio e permite a penetração da água salgada rio a dentro (COELHO, 2008) justificando a atual presença tão expressiva da ictiofauna de ambientes salinos/salobros.

Segundo SANTOS (2009) algumas espécies de peixes marinhos e estuarinos sempre estiveram presentes nos desembarques pesqueiros da região do baixo São Francisco, mas foi apenas após a instalação da usina de Xingó (em 1994) que a influência dessas espécies se tornou cada vez maior. A presença das barragens também está ligada diretamente com a diminuição da ictiofauna dulcícola, pois a regularização do fluxo de água doce causada por elas eliminou os efeitos das cheias e por consequência extinguiu as lagoas marginais, que eram locais de suma importância para a reprodução das espécies de peixes nativos do rio São Francisco (MMA, 2006; NASCIMENTO, RIBEIRO & AGUIAR NETTO, 2013).

Em relação ao número de indivíduos capturados, é possível denotar a dominância numérica de poucas espécies, já que a soma das porcentagens dos três *taxa* mais abundantes (*R. amazonica*, *A. brasiliensis* e *L. grossidens*) excede 88% do total de indivíduos capturados (TABELA 1), em grande parte devido à presença maciça de *R. amazonica* (77,27%). Esse padrão é típico da ictiofauna estuarina, pois a presença de poucos *taxa* dominantes é uma característica muito comum em ambientes estuarinos rasos (KENNISH, 1990; CHAVES & BOCHEREAU, 1999), levando a uma distribuição desigual da comunidade (SPACH *et al.*, 2007). Este padrão de dominância de poucas espécies é comum em outros estuários localizados na costa brasileira (PAIVA FILHO & TOSCANO, 1987; TEIXEIRA & FALCÃO, 1992; GARCIA & VIEIRA, 1997; VILAR *et al.*, 2017) e em diversos ambientes salinos/salobros superficiais.

Ao longo dos meses a maior abundância foi registrada no mês de abril de 2018 (TABELA 3), esse resultado ocorreu principalmente pela grande captura do clupeídeo *R. bahiensis* durante este mês, sendo que esse aumento na abundância pode estar correlacionado com a proximidade do início do período chuvoso na região, uma vez que o período de maior pluviosidade para o baixo São Francisco é de maio/junho a agosto/setembro (KNOPPERS *et al.*, 2006). Em períodos de maior pluviosidade há o

aumento da drenagem continental e o aumento da disponibilidade de nutrientes para o ambiente aquático, o que aumenta a produtividade primária e causa um efeito “*bottom-up*” nas teias tróficas, aumentando a abundância das espécies. Já a menor abundância ocorreu no mês de janeiro de 2018 (TABELA 3). Esse mês é caracterizado pela menor pluviosidade para a região, o que afeta a oferta de nutrientes. Conseqüentemente, pode estar havendo uma diminuição da abundância da comunidade de áreas rasas, uma vez que os nutrientes que naturalmente seriam carregados pelo fluxo fluvial até essas áreas são aprisionados pelos barramentos presentes no curso do rio (BENNETT, 1994; GILLANDERS & KINGSFORD, 2002; CHÍCHARO *et al.*, 2006; MMA, 2006; SILVA *et al.*, 2010). Assim a região do baixo São Francisco é considerada como um ambiente oligotrófico, em decorrência da influência artificial do aprisionamento de nutrientes causado pelas barragens (MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011; KNOPPERS *et al.*, 2006), tendo em vista que as fontes são terrestres, e a entrada de nutrientes ocorre por meio da drenagem continental.

Temporalmente, a riqueza apresentou os maiores valores no mês de março de 2018 (TABELA 3) que coincide com o período seco indicado por KNOPPERS *et al.* (2006). A diminuição do influxo de água doce no sistema provavelmente causa maior penetração da água salgada e permite a maior ocupação de espécies de origem marinha ou estuarina, aumentando assim a riqueza local. Em contraste, o menor valor de riqueza foi encontrado no mês de agosto de 2017 (TABELA 3) coincidindo com o período chuvoso no baixo São Francisco (KNOPPERS *et al.*, 2006).

Espacialmente, o maior valor de riqueza foi observado em P3 (TABELA 4), possivelmente em decorrência das diferenças estruturais entre os pontos de coleta, sendo que essa localidade possuía sedimentos mais finos que as demais (observação pessoal), o que provavelmente aumentou a disponibilidade de matéria orgânica local e por conseqüência a disponibilidade de alimentos para a comunidade íctica. Vale ressaltar que as maiores quantidades de matéria orgânica costumam estar correlacionadas com locais que possuem sedimentos finos (HEDGES & KEIL, 1995; BURONE *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2014). Já o menor valor de riqueza ocorreu em P2 (TABELA 4) e pode estar relacionado com a proximidade desse ponto à ocupação antrópica, já que essa estação de coleta está localizada em frente à vila de pescadores do Saramém, local de constante movimentação de pessoas e embarcações. A riqueza apresentou maior valor durante a baixa-mar e o menor na preamar, pois os peixes capturados na maré alta tendem a ser apenas aqueles que

migram acompanhando a onda de maré, como pontuado por GODEFROID *et al.* (2003). Entretanto, a diferença na altura da coluna d'água entre a preamar e a baixa-mar pode também ser a causa desse resultado, uma vez que durante a baixa-mar a ictiofauna se encontra condensada em uma menor quantidade de água, o que pode facilitar sua captura, enquanto na preamar a maior quantidade de água pode facilitar o escape de algumas espécies.

Em relação às variáveis ambientais, os modelos selecionados indicaram que a presença de água doce no sistema (através do aumento de pluviosidade, da vazão e da diminuição do pH) aumentam a riqueza nesse ambiente, em consonância com o observado por LAZZARI *et al.* (2003), onde é demonstrado que a riqueza diminui em regiões dominadas por águas mais salinas. Pequenas mudanças no aporte de água doce podem gerar mudanças na ictiofauna, sendo que o aporte de água doce é um fator importante principalmente nas regiões mais internas de sistemas estuarinos (GREENWOOD *et al.*, 2007). Além disso, a temperatura também aparece como um importante fator para a riqueza, correlacionada positivamente com o aumento da temperatura, assim como em outros trabalhos realizados em estuários (LIN & SHAO, 1999; LAZZARI *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004b; VENDEL & CHAVES, 2006; IGNÁCIO & SPACH, 2010).

Assim como para a riqueza, os modelos selecionados para a abundância também indicam que a presença de água doce no sistema (através do aumento da pluviosidade, da vazão e da diminuição da salinidade) causa o aumento da abundância da ictiofauna. O influxo de água doce está diretamente ligado com o carreamento de nutrientes para o sistema estuarino, gerando um aumento da produtividade local. Essa fonte de nutrientes é fundamental para manutenção das comunidades do baixo São Francisco, uma vez que após a construção dos barramentos esse trecho do rio se tornou oligotrófico como citado anteriormente (MEDEIROS *et al.*, 2007; 2011; KNOPPERS *et al.*, 2006). Ademais os modelos indicam a correlação negativa da abundância, tanto com a salinidade quanto com o oxigênio dissolvido (OD) indicando que abundância varia inversamente com o gradiente longitudinal dessas duas variáveis. Em sistemas estuarinos, a salinidade (VALENCIA & FRANCO, 2004; CLOERN *et al.*, 2017) e o OD (MACEDO *et al.*, 2000; VALENCIA & FRANCO, 2004; FAVERO *et al.*, 2019) diminuem em direção a foz.

Quanto às espécies mais abundantes, conforme observado para toda comunidade, as maiores abundâncias na foz do rio São Francisco refletem o gradiente

ambiental presente na região amostrada, influenciado primariamente pela maré e secundariamente pelo influxo de água doce no sistema, que causam variações nos parâmetros ambientais como salinidade e pH. A espécie *C. edentulus* é classificada, segundo a classificação de guilda de uso do ambiente marinho proposta por ELLIOTT *et al.* (2007), como uma espécie visitante marinha (MS), pois adentra aos ambientes estuarinos com forte influência marinha durante sua fase juvenil e retorna ao oceano em períodos reprodutivos. Conforme a Análise de Correspondência Canônica (CCA), esta espécie está associada principalmente a P1, local que tem grande influência das águas provenientes do oceano através da onda de maré. Em contraste, observou-se a espécie *G. barbuis* no extremo oposto do estuário, associada principalmente a P5, local de menor salinidade e com maior influência da água doce. Essa espécie é classificada na guilda de uso como anádroma (AN), ou seja, é uma espécie de peixe que frequenta o ambiente estuarino e marinho durante o seu crescimento, mas que necessita retornar aos locais de menor salinidade durante o período reprodutivo. Durante o período do estudo foram observados vários indivíduos juvenis de *G. barbuis* na região de P5 e em uma ocasião foi capturado um indivíduo de grande porte realizando cuidado parental (com os filhotes dentro de sua boca). A CCA ainda selecionou grupos de espécies que foram associadas tanto a locais de forte influência marinha (P1 e P2) quanto ao ambiente estuarino (P3). Entre essas espécies, se encontram duas migrantes marinhas (MM; *H. unifasciatus* e *E. melanopterus*), que utilizam o ambiente estuarino para o crescimento e o ambiente marinho para a reprodução e uma espécie anádroma (AN; *L. grossidens*), na maioria das vezes com os indivíduos imaturos, e uma estuarina (ES; *S. testudineus*), sendo que esta espécie realiza todo seu ciclo dentro do ambiente estuarino.

O último grupo selecionado pela CCA é formado por espécies que não possuem forte ligação com alguma região da área amostrada, pois estão igualmente distribuídas por toda região, provavelmente por possuir grande tolerância às mudanças de salinidade ao longo do gradiente. Dentro desse grupo há uma espécie estuarina residente (ER; *A. brasiliensis*), que pode realizar todo seu ciclo de vida dentro do ambiente estuarino, uma migrante de água doce (FM; *R. bahiensis*), espécie que pode estar presentes e se reproduzir tanto em ambiente estuarino quando em ambiente dulcícola, e uma espécie estuarina migrante (EM; *D. auratus*), que completa o seu ciclo de vida fora do ambiente estuarino ou que possui populações discretas em ambientes dulcícola ou marinho. As espécies *A. brasiliensis* e *R. bahiensis* foram

capturadas em diferentes estágios de reprodução (imaturas, em desenvolvimento e maduro), indicando que elas completam todo seu ciclo no local.

Por fim fica evidente que esse trecho do baixo rio São Francisco apresenta um gradiente horizontal e uma fauna mais próxima de um ambiente estuarino do que de uma foz de rio. Ademais, a intrusão da cunha salina e a modificação da fauna local é provavelmente causada pela redução e regularização de fluxo causados pelos diversos barramentos ao longo do curso do rio, principalmente pelo barramento de Xingó, que se encontra a apenas 180 km da foz.

2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; DOLBETH, M.; VIEGAS, I.; CABRAL, H. & PARDAL, M. Effects of freshwater flow on the fish assemblage of the Mondego estuary (Portugal): Comparison between drought and non-drought years. **Marine and Freshwater Research**, 61(4), 490–501, 2010.

BARBOSA, J. M. & SOARES, E. C. Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 4(1), 155–172, 2009.

BARTON, K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4, 2018. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

BATE, G. C. & ADAMS, J. B. The effects of a single freshwater release into the Kromme Estuary. 5. Overview and interpretation for the future. **WATER SA-PRETORIA**, 26(3), 329-332, 2000.

BENNETT, B. A. The fish community of the Berg River estuary and an assessment of the likely effects of reduced freshwater inflows. **South African Journal of Zoology**, 29(2), 118–125, 1994.

BERNARDES, L.M.C. Notas sobre o clima da bacia do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia**, 13(3), 473-489, 1951.

BURONE, L.; MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. & RODRIGUES, M. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 75(1), 77-90, 2003.

CHAPMAN, P. M. & WANG, F. Assessing sediment contamination in estuaries. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 20(1), 3-23, 2001.

CHAVES, P. T. & BOUCHEREAU, J. L. Biodiversity and dynamics of ichthofaunal communities in the mangrove of Guaratuba, Brazil. **Oceanologica Acta**, 22(3), 353-364, 1999.

CHÍCHARO, L.; CHÍCHARO, M. A. & MORAIS, P. Effects of Guadiana river inflow on coastal fisheries. **Thalassas**, 19, 99-100, 2003.

CHÍCHARO, M. A., CHÍCHARO, L., & MORAIS, P. Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): Before and after Alqueva dam construction. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 70(1-2), 39–51, 2006.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D.; SCHRAGA, T. S.; NEJAD, E. & MARTIN, C. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. **Limnology and Oceanography**, 62(S1), S272-S291, 2017.

COELHO, A. L. N. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens. **Caminhos de Geografia**, 9(26), 16–32, 2008.

COLEMAN, B. D; MARES, M. A.; WILLIS, M. R.; HSIEH, Y. Randomness, area and species richness. **Ecology**, 63, 1121–1133, 1982.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**, Brasília, 1991.

COSTA, F. J. C. **Subprojeto 1.3 – Recomposição da Ictiofauna Reofilica do Baixo São Francisco**, ANA/GEF/PNUMA/OEA, Canindé do São Francisco, SE, 2003.

DE OLIVEIRA, A. M. E. Ictiofauna das águas estuarinas do rio Parnaíba (Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, 14(1), 41-45, 1974.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994.

DOMINGUEZ, J.M.L. The São Francisco strandplain: a paradigm for wave-dominated deltas. In: *Geology of Siliciclastic Shelf Seas*. Eds. **Geological Society Special Publication**, 117, 217-231, 1996.

ELLIOT M.; WHITFIELD A. K.; POTTER I. C.; BLABER S. J. M.; CYRUS D. P.; NORDLIE F. G. & HARRISON T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, 8, 241-268, 2007.

FAVERO, F. D. L. T., DA SILVA ARAUJO, I. M., & SEVERI, W. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracáipe, Northeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 45(1), 2019.

FONTES, L. C. S. Erosão Marginal no Baixo Curso do Rio São Francisco. Um Estudo de Caso de Impactos Geomorfológicos à Jusante de Grandes Barragens. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Núcleo de Pós-Graduação e Estudos do Semiárido, Universidade Federal de Sergipe, Aracaju – Sergipe, 2002.

FOX, J. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. **Journal of Statistical Software**, 8(15), 1-27, 2003. <http://www.jstatsoft.org/v08/i15/>.

FOX, J. & WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**, Thousand Oaks CA: Sage, 2011. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.

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

GILLANDERS, B. B. & KINGSFORD, M. J. Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. **Oceanography and Marine Biology**, 40, 233–309, 2002.

GODEFROID, R. R.; SPACH, H. L.; SCHWARZ Jr., R.; QUEIROZ, G. M. L. N. & OLIVEIRA NETO, J. F. (2003) Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 29(1), 47-55, 2003.

GREENWOOD, M. F. D.; MATHESON Jr., R. E.; McMICHAEL Jr.; R. H. & MACDONALD, T. C. Community structure of shoreline nekton in the estuarine portion of the Alafia River, Florida: Differences along a salinity gradient and inflow-related changes. **Estuarine, coastal and shelf science**, 74, 223-238, 2007.

HEDGES, J.I. & KEIL, R.G. Sedimentary organic matter preservation: An assessment and speculative hypothesis. **Marine Chemistry**, 49, 81-115, 1995.

IGNÁCIO, J. M. & SPACH, H. L. Variação sazonal da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. **Atlântica**, 32(2), 163-176, 2010.

JUNQUEIRA, R.A.C. Mapeamento temático de uso da terra no baixo São Francisco. Relatório final. Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco – GEF São Francisco (ANA/GEF/PNUMA/OEA), 2002.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1990.

KNOPPERS, B., MEDEIROS, P. R. P., DE SOUZA, W. F. L., & JENNERJAHN, T. The São Francisco estuary, Brazil. **Handbook of Environmental Chemistry**, 5: Water Pollution, 5(PART H), 51–70, 2006.

KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58, 1383-1403, 2001.

LAZZARI, M. A.; SHERMAN, S. & KANWIT, J. K. Nursery use of shallow habitats by epibentic fishes in marine nearshore waters. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56, 73-84, 2003.

LIMA, M. A. T. Composição da ictiofauna demersal do estuário do Rio de Contas, Bahia, Brasil. Master's thesis. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2010.

LIN, H. J. & SHAO, K. T. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. **Bulletin of Marine Science**, 65(3), 775-794, 1999.

MACÊDO, S. D., FLORES-MONTES, M. J., & LINS, I. C. **Características abióticas da área. Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, 7, 22, 2000.

MEDEIROS, P. R. P., KNOPPERS, B. A., DE SOUZA, W. F. L., & OLIVEIRA, E. N. Aporte de material em suspensão no Baixo Rio São Francisco (Se/Al), em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 15(1), 42–53, 2011.

MEDEIROS, P. R. P., KNOPPERS, B. A., & SANTOS JÚNIOR, R. C. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (Se/Al). **Geochimica Brasiliensis**, 21(2), 212 – 231, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos, 2006.

NASCIMENTO, M. C. D.; RIBEIRO, C. E. J. & AGUIAR NETTO, A. D. O. **Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo Rio São Francisco**. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, Alagoas, 2013.

OKSANEN, J. **Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial**. R package version 2.53, 2019.

OLIVEIRA, A. M., MEDEIROS, P. R. P., LIMA, E. L. R., & HERNANDEZ, A. O. Dinâmica da formação da cunha salina no Estuário do rio São Francisco. In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2008.

OLIVEIRA, E. N., KNOPPERS, B. A., LORENZZETTI, J. A., MEDEIROS, P. R. P., CARNEIRO, M. E., & DE SOUZA, W. F. L. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(3), 283–298, 2012.

OLIVEIRA, T. S.; BARCELLOS, R. L.; SCHETTINI, C. A. F. & CAMARGO, P. B. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. **RGCI** [online], 14(3), 399-412, 2014.

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, São Paulo. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, 35(2), 153-165, 1987.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. <https://www.R-project.org/>

SANTOS, M. L. Avaliação de alterações em comunidades de peixes e na pesca do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) em função de barramentos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, 2009.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 195-232, 2004.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 401-413, 1999.

SILVA, A. R. M.; SANTOS, G. B. & RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(3), 832-840, 2006.

SILVA, W. F.; MEDEIROS, P. R. P.; VIANNA, F. G. B. (2010) Quantificação preliminar do aporte de sedimentos no baixo São Francisco e seus principais impactos. In: X Simpósio de recursos hídricos do Nordeste. Fortaleza.

SOUZA, W. F. L. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(3), 283–298, 2012.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ Jr., R. & QUEIROZ, G. M. L. Temporal variation in fish assemblage composition on tidal flat. **Brazilian Journal of Biology**, 52(1), 47-58, 2004b.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; PICHLER, H. A.; IGNÁCIO, J. M.; STOIEV, S. B.; BERNARDO, C. Padrões estruturais da assembleia de peixes em duas áreas do Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Bioikos**, 21(2), 57-67, 2007.

TEIXEIRA, R. L. & FALCÃO, G. A. F. Composição da fauna nectônica do complexo lagunar Mundaú-Manguaba, Maceió, AL, Brasil. **Atlântica**, 4, 43-58, 1992.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67, 1167-1179, 1986.

VALENCIA, V. & FRANCO, J. Main characteristics of the water masses. In: BORJA, A. & COLLINS, M. (eds) **Oceanography and marine environment of the Basque Country**. Elsevier Oceanography Series 70. Elsevier, Amsterdam, 197–232, 2004.

VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York, 2002.

VENDEL, A. L. & CHAVES, P. T. Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nursery by fish. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(4), 1117-1122, 2006.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C. & SPACH, H. L. Geographic variation in species richness, rarity, and the selection of areas for conservation: An integrative approach with Brazilian estuarine fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 196, 134-140, 2017.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. (2003) Fish assemblages in tidal flat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(2), 233-242, 2003.

WHITFIELD, A. K. & ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, 61 (Supplement A), 229 – 250, 2002.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N. & ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods Ecology Evolution**, 1, 3-14, 2010.

3. CAPÍTULO 2

Co-ocorrência de espécies de peixes nas áreas rasas da foz do rio São Francisco SE/AL

Bot Neto, R. L.; Schwarz Júnior, R.; Spach, H. L.

RESUMO

As “regras de montagem da comunidade” indicam que as interações competitivas seriam o principal fator influenciador na estruturação das comunidades biológicas, o que gera um padrão não aleatório de co-ocorrência causado pela exclusão competitiva. Assim o presente estudo teve por objetivo investigar os padrões de co-ocorrência nos ambientes rasos da foz do rio São Francisco. Foram obtidos dados da ictiofauna da área através de arrastos manuais realizados mensalmente em suas margens no período entre maio de 2017 e abril de 2018, esses dados foram tabulados em matrizes de presença/ausência. As análises foram realizadas através de comparações com modelos nulos (aleatórios) em ambiente computacional R, com o pacote EcoSimR e através de 5000 randomizações. Para quantificar os padrões de co-ocorrência foi utilizado a métrica C-score, que calcula o padrão de segregação das espécies. Os resultados obtidos a partir das simulações mostram que o padrão encontrado não difere do esperado ao acaso, indicando que as interações competitivas não são a maior força influenciadora na estruturação da ictiofauna na área estudada.

Palavras-Chave: Competição; Ecologia de comunidades; Interações interespecíficas; Assembleia de peixes.

ABSTRACT

The "rules of community assembly" indicate that competitive interactions would be the main influencing factor in the structuring of biological communities, which generates a non-random pattern of co-occurrence caused by competitive exclusion. Thus, the present study aimed to investigate the co-occurrence patterns in the shallow environments of the mouth of the São Francisco River. Ichthyofauna data from the area were obtained through manual trawling carried out monthly on its banks between May 2017 and April 2018, these data were tabulated in presence/absence matrices. The analyzes were performed through comparisons with null models (random) in a computational environment R, with the EcoSimR package and through 5000 randomizations. To quantify the co-occurrence patterns, the C-score metric was used, which calculates the species segregation pattern. The results obtained from the simulations show that the pattern found does not differ from what was expected at random, indicating that competitive interactions are not the greatest influencing force in the structuring of ichthyofauna in the studied area.

Keywords: Competition; Community ecology; Interspecific interactions; Assemblage of fish.

3.1 INTRODUÇÃO

O conhecimento acerca de como as comunidades são formadas, seja por processos estocásticos ou determinísticos que causam interferência no padrão de ocorrência das espécies (MAY, 1984; WEIHER & KEDDY, 1999), continua sendo uma das questões centrais no estudo da ecologia e é considerada uma lacuna no conhecimento da ecologia de populações e comunidades (AGRAWAL *et al.*, 2007).

O termo “comunidade biológica” tem por definição: o conjunto de espécies que interagem entre si (SOBRAL & CIANCIARUSO, 2012). O estudo das interações entre as espécies e os ambientes nos permite compreender quais são os fatores que causam interferência tanto na composição quanto na riqueza das comunidades ao longo do tempo (BEGON, TOWNSEND & HARPER, 2006). Desta forma a ecologia de comunidades possui como objetivo investigar os padrões de ocorrência e distribuição das espécies no espaço e no tempo (GOTELLI, 2000; SANCHEZ-LIZASO *et al.*, 2000), com o intuito de compreender o porquê da ausência de algumas espécies em certas comunidades, porque outras espécies coexistem e se existem interações competitivas determinando o número máximo de espécies em uma comunidade (BOTH, 2009).

A partir do princípio de exclusão competitiva (GAUSE, NASTUKOVA&ALPATOV,1934), onde duas espécies que utilizam os mesmos recursos não deveriam coexistir, e da similaridade limitante (MACARTHUR & LEVINS, 1967), segundo a qual há um limite crítico para similaridades ecológicas entre duas ou mais espécies, foi postulado por DIAMOND (1975) o que viriam a ser chamadas de “regras de montagem de comunidades”, onde as interações competitivas seriam o principal fator influenciador na estruturação das comunidades, gerando um padrão não aleatório de co-ocorrência causado pela exclusão competitiva. Assim, as regras de montagem da comunidade podem ser testadas a partir das diferenças das abundâncias entre as espécies, viabilizando a obtenção de um cenário detalhado a respeito dos fatores e das interações biológicas atuantes (ou não) na estruturação das comunidades (ULRICH & GOTELLI, 2010).

CONNOR & SIMBERLOFF (1979) testaram os padrões de abundância entre as espécies e as regras de montagem de comunidades propostas por DIAMOND (1975) através de modelos nulos e constataram que o padrão observado não diferiu

significativamente do esperado ao acaso. Os modelos nulos randomizam dados ecológicos e criam novos padrões de distribuição para as mesmas espécies, sendo que esses novos padrões equivalem a uma comunidade onde não há mecanismos ecológicos tais quais as interações interespecíficas (GOTELLI & GRAVES, 1996; ULRICH & GOTELLI, 2013). A hipótese nula, que pode ser testada através desses modelos, prevê que não há envolvimento de nenhum mecanismo biológico na estruturação da comunidade (GOTELLI & GRAVES, 1996). Sendo que GOTELLI & MCCABE (2002) através de metanálise demonstraram que o grau de estruturação por competição é variável entre os grupos testados. Dessa forma o grupo dos vertebrados tende a ser um bom modelo de estudo, por apresentar padrões de estruturação de comunidade assim como proposto por DIAMOND (1975).

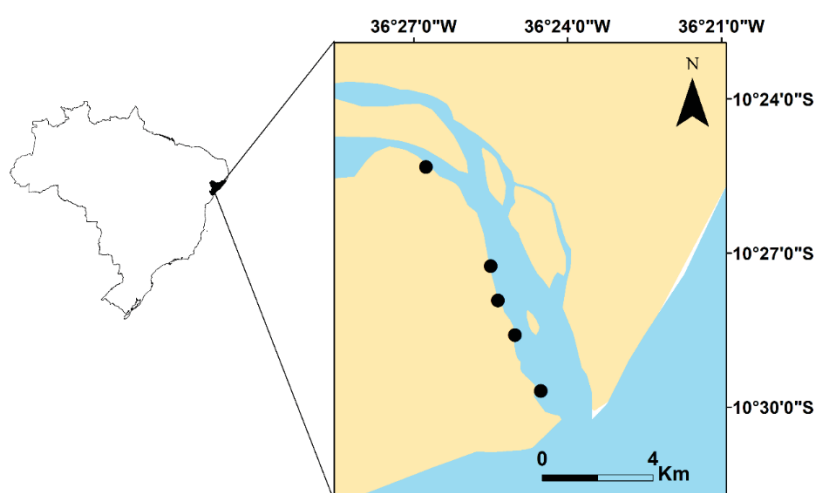
Estudos pretéritos sobre a co-ocorrência de espécies de peixes indicam que as variáveis abióticas (salinidade, temperatura e profundidade da água) afetam diretamente a captura dessas espécies, gerando embasamento para o desenvolvimento e o teste de hipóteses acerca de quais fatores podem interferir na ocorrência das espécies (ANDRADE-TUBINO, RIBEIRO & VIANNA, 2008; FROESCHKE, STUNZ & WILDHABER, 2010; MATICH *et al.*, 2017). A estrutura da assembleia de peixes em estuários e baías também está relacionada com seus processos biológicos próprios, como os ciclos de abundância, geridos pela migração sazonal (para dentro e para fora do sistema) de peixes marinhos tanto para a alimentação quanto para a reprodução (ARAÚJO *et al.*, 2002; AZEVEDO *et al.*, 2006). Assim, o estudo sobre a co-ocorrência de espécies ícticas é importante para o entendimento de como as comunidades são montadas, permitindo a identificação de variações na abundância, distribuição e comportamento da ictiofauna em escalas espaciais pequenas (AUSTER, SEMMENS & BARBER, 2005; MATICH *et al.*, 2017).

Isto posto, o presente estudo possuiu o intuito de identificar as possíveis interações competitivas entre as espécies de peixes presentes em um ambiente transicional, para tal foram analisados dados da ictiofauna de áreas rasas da foz do rio São Francisco SE/AL. Os padrões de co-ocorrência foram testados com o auxílio de modelos nulos, utilizados para verificar se a estrutura da comunidade local é determinada por fatores ambientais e biológicos ou se equipara a modelos gerados ao acaso (aleatórios). Segundo a hipótese do modelo nulo o padrão de co-ocorrência observado deverá diferir do acaso se as interações bióticas predominarem como força motriz da estruturação da ictiofauna.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A ictiofauna foi amostrada mensalmente na região do baixo São Francisco ($10^{\circ}28'34,02''\text{S}$ - $36^{\circ}24'27,02''\text{O}$) em cinco estações de coleta distribuídas entre a desembocadura e o município de Brejo Grande (FIGURA 1) no período entre maio de 2017 e abril de 2018. Para tal foi utilizada uma rede picaré com as seguintes dimensões: 30 m de comprimento, 2,8 m de altura e malha de 5 mm entre nós opostos. Em cada estação foram realizados dois arrastos por maré, totalizando 20 arrastos mensais (10 na preamar e 10 na baixa-mar). Após a realização da coleta os indivíduos foram resfriados, levados a laboratório e identificados ao menor nível taxonômico possível.

FIGURA 1 - Estações de coleta no baixo São Francisco, Sergipe, Brasil.



FONTE: O autor (2020).

Posteriormente os dados obtidos para a ictiofauna foram tabulados em matrizes binárias (presença e ausência) onde as linhas representam as espécies e as colunas representam os locais ou os períodos amostrados, sendo que para cada célula dessas matrizes foi atribuído valor um (1) para a presença e o valor zero (0) para a ausência de cada espécie nos locais ou períodos amostrados. Inicialmente foi gerada uma matriz onde as colunas representavam os locais por mês de coleta, no entanto as matrizes utilizadas para análise foram geradas segregando escalas temporais (mês e ano de coleta) e espaciais (estações de coleta). Entretanto, o efeito de cada tipo de escala (temporal e espacial) não são independentes entre si, isto é, na análise de co-ocorrência espacial existe o efeito da escala temporal e vice-versa (ORTEGA, 2014).

Os modelos nulos são modelos estatísticos que permitem, através de randomização, a inferência se determinados padrões ou processos observados diferem do esperado ao acaso (GOTELLI & MCGILL, 2006). Assim para avaliar se o padrão de organização difere do acaso, as matrizes obtidas foram submetidas a análise segundo a metodologia sugerida por GOTELLI (2000). Tais análises foram realizadas através do pacote de análise de modelos nulos EcoSim versão 1.00 (GOTELLI, HART & ELLISON, 2015) em ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) utilizando-se 5000 randomizações (ENTSMINGER, 2014) e foi adotado o valor de significância de 0,05 para todas as análises.

Para a construção dos modelos nulos foram utilizados três diferentes algoritmos, onde a somatória das linhas é sempre fixa (F) e a somatória das colunas varia entre fixa (F), proporcional (P) e equiprovável (E), pois modelos onde a somatória das linhas é fixa possuem menor probabilidade de incorrer no erro do tipo I (GOTELLI, 2000). Desta forma foram testados os seguintes algoritmos: (1) Linha fixa x coluna fixa (FxF), neste algoritmo a somatória tanto das linhas quanto das colunas da matriz original permanecem constantes, pois dessa maneira são preservadas as diferenças nas frequências de ocorrência das espécies (somatório das linhas) e o número de espécies por local (somatório das colunas); (2) Linha fixa x Coluna equiprovável (FxE), este modelo gera matrizes com comunidades consideradas como equivalentes; (3) Linha fixa x coluna proporcional (FxP), este algoritmo gera matrizes onde a distribuição das espécies é proporcional ao observado nas colunas, permitindo a variação nos totais das colunas assim como no modelo equiprovável, no entanto esse modelo pode refletir diferenças entre os locais assim como no modelo fixo.

3.3 RESULTADOS

Nas áreas rasas da foz do rio São Francisco foi observada a ocorrência de 87 espécies de peixes, sendo que destas 77 espécies são consideradas estuarinas/marinhas e 10 consideradas dulcícolas. A maior riqueza ocorreu no mês de março de 2018 onde foram registradas 52 espécies (TABELA 1) e a menor riqueza ocorreu em setembro e outubro de 2017 quando foram registradas 41 espécies (TABELA 1). Em relação à frequência de ocorrência, 71 espécies podem ser consideradas raras, pois ocorrem em menos de 20% das amostragens (TABELA 1).

As espécies mais frequentes nas amostragens durante o período o estudo foram: *Atherinella brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1825; 82,50%), *Lycengraulis grossidens* (SPIX & AGASSIZ, 1829; 79,58%), *Diapterus auratus* (RANZANI, 1842; 76,67%) e *Hyporhamphus unifasciatus* (RANZANI, 1841; 65,42%).

A matriz de presença/ausência analisada para a escala espacial apresentou padrão de co-ocorrência similar ao esperado ao acaso, ou seja, similar a uma distribuição aleatória das espécies ao longo os meses ($p > 0.05$; TABELA 2). Em relação a escala temporal, foi observado padrões de co-ocorrência estatisticamente diferentes ($p < 0.05$) do gerado ao acaso nos meses de dezembro de 2017 e janeiro e 2018 pelo algoritmo de linha fixa e coluna fixa. No algoritmo de linha fixa e coluna proporcional foram observadas diferenças nos meses de junho e setembro de 2017. E o algoritmo de linha fixa e coluna equiprovável foram observadas diferenças nos meses de junho, setembro e novembro de 2017 e nos meses de fevereiro, março e abril e 2018 (TABELA 3).

TABELA 1 – Lista de ocorrência e frequência, dos taxa capturados nas áreas rasas da foz do rio São Francisco, entre maio de 2017 e abril de 2018, juntamente com as respectivas frequências de ocorrência referentes aos 240 arrastos realizados no período do estudo.

(continua)

taxa	mai/17	jun/17	jul/17	ago/17	set/17	out/17	nov/17	dez/17	jan/18	fev/18	mar/18	abr/18	F.O. (%)
<i>Achirus lineatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	34,17
<i>Albula vulpes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,25
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1,67
<i>Anchoa tricolor</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	18,75
<i>Anchovia clupeioides</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	6,67
<i>Archosargus probatocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Astyanax lacustris</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	6,25
<i>Atherinella brasiliensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	82,50
<i>Atherinella blackburni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,42
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1,67
<i>Bathygobius soporator</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11,67
<i>Bryconops affinis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0,83
<i>Caranx hippos</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Caranx latus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	45,83
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	2,50
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	8,75
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0,83
<i>Centropomus undecimalis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	39,17
<i>Cetengraulis edentulus</i>	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	14,58
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	5,00
<i>Chaetodon striatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,42
<i>Cichla kelberi</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,83
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,83
<i>Citharichthys arenaceus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	28,75
<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16,67
<i>Colomesus psittacus</i>	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	2,50
<i>Conodon nobilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0,83
<i>Cosmocampus elucens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1,67

TABELA 1 – Lista de ocorrência, em ordem alfabética, das espécies capturadas nas áreas rasas da foz do rio São Francisco (SE/AL), entre os meses de maio de 2017 e abril de 2018, juntamente com as respectivas frequências de ocorrência referentes aos 240 arrastos realizados no período do estudo.

taxa	(continuação)												
	mai/17	jun/17	jul/17	ago/17	set/17	out/17	nov/17	dez/17	jan/18	fev/18	mar/18	abr/18	F.O. (%)
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	9,58
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,42
<i>Diapterus auratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	76,67
<i>Dormitator maculatus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	3,75
<i>Eigenmannia virescens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Eleotris pisonis</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	5,83
<i>Elops saurus</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	4,17
<i>Erotelis smaragdus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0,83
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	16,25
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,42
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	47,92
<i>Genidens barbatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	22,08
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	5,42
<i>Gobionellus stomatus</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,92
<i>Gymnotus carapo</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,25
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	9,58
<i>Harengula clupeola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1,25
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	65,42
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	3,75
<i>Lile piquitinga</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	17,92
<i>Lutjanus griseus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	19,58
<i>Lutjanus jocu</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	23,33
<i>Lutjanus sp.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3,33
<i>Lutjanus synagris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1,67
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	79,58
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	4,17
<i>Metynnix lippincottianus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2,92
<i>Microphis lineatus</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	7,08

TABELA 1 – Lista de ocorrência, em ordem alfabética, das espécies capturadas nas áreas rasas da foz do rio São Francisco (SE/AL), entre os meses de maio de 2017 e abril de 2018, juntamente com as respectivas frequências de ocorrência referentes aos 240 arrastos realizados no período do estudo.

taxa	(continuação)												
	mai/17	jun/17	jul/17	ago/17	set/17	out/17	nov/17	dez/17	jan/18	fev/18	mar/18	abr/18	F.O. (%)
<i>Myrophis punctatus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0,83
<i>Mugil curema</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	23,33
<i>Mugil curvidens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	30,00
<i>Mugil liza</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67
<i>Mugil sp.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	20,83
<i>Oligoplites palometa</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	7,08
<i>Oligoplites saliens</i>	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	5,42
<i>Oligoplites saurus</i>	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	19,17
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,83
<i>Oreochromis niloticus</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2,50
<i>Orthospinus franciscensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,42
<i>Poecilia vivipara</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	1	3,75
<i>Polydactylus virginicus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	15,83
<i>Pomadasys crocro</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25
<i>Pomadasys ramosus</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	7,08
<i>Pseudophallus mindii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2,08
<i>Rhinocardinia bahiensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	57,92
<i>Rypticus randalli</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1,25
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1,67
<i>Selene vomer</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	3,75
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	12,50
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	57,08
<i>Sphyaena barracuda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0,83
<i>Stelifer rastrifer</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	3,33
<i>Strongylura marina</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	35,83
<i>Symphurus tessellatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16,67
<i>Synodus foetens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0,83

TABELA 1 – Lista de ocorrência, em ordem alfabética, das espécies capturadas nas áreas rasas da foz do rio São Francisco (SE/AL), entre os meses de maio de 2017 e abril de 2018, juntamente com as respectivas frequências de ocorrência referentes aos 240 arrastos realizados no período do estudo.

taxa	(conclusão)												
	mai/17	jun/17	jul/17	ago/17	set/17	out/17	nov/17	dez/17	jan/18	fev/18	mar/18	abr/18	F.O. (%)
<i>Trachinotus falcatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	4,58
<i>Trichurus lepturus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	5,42
<i>Trinectes paulistanus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,83
Total	44	45	43	43	42	42	48	48	47	50	54	45	-

FONTE: O autor (2020).

TABELA 2 - Valores de C-Score (observado e simulados) para os modelos nulos de co-ocorrência da matriz em escala temporal nas áreas rasas da foz do rio São Francisco (SE/AL), referente ao período entre maio de 2017 e abril de 2018.

	FxF		FxF		FxE	
observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
2,2408	2,2286	0,1416	2,2343	0,4878	2,2451	0,4164

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: FxF = linha fixa e coluna fixa; FxF = linha fixa e coluna proporcional; FxE = linha fixa e coluna equiprovável. Para a significância estatística foi convencionado o valor de $p < 0.05$ e os valores significativos foram destacados em negrito.

TABELA 3 - Valores de C-Score (observados e simulados) para os modelos nulos de co-ocorrência da matriz em escala espacial nas áreas rasas da foz do rio São Francisco (SE/AL), referente ao período entre maio de 2017 e abril de 2018.

		FxF		FxF		FxE	
mês/ano	observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
mai/17	0,8943	0,8787	0,1360	0,9082	0,3276	0,9280	0,1646
jun/17	0,6697	0,6609	0,1670	0,7635	0,0438	0,7945	0,0044
jul/17	0,7220	0,7043	0,0780	0,7251	0,4040	0,7400	0,2482
ago/17	0,8250	0,8290	0,5014	0,8598	0,2198	0,8919	0,0548
set/17	0,5656	0,5766	0,2022	0,7277	0,0096	0,7752	0,0002
out/17	0,7038	0,6906	0,1294	0,6782	0,2540	0,6847	0,3108
nov/17	0,8245	0,8234	0,4504	0,8815	0,1260	0,9172	0,0136
dez/17	0,8821	0,8562	0,0452	0,8968	0,3344	0,9362	0,0658
jan/18	0,8205	0,7941	0,0280	0,8352	0,3276	0,8654	0,0880
fev/18	0,8735	0,8732	0,4498	0,9045	0,2460	0,9480	0,0318
mar/18	0,8540	0,8375	0,0956	0,8929	0,1946	0,9363	0,0138
abr/18	0,7192	0,7239	0,4138	0,8097	0,0680	0,8697	0,0006

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: FxF = linha fixa e coluna fixa; FxF = linha fixa e coluna proporcional; FxE = linha fixa e coluna equiprovável. Para a significância estatística foi convencionado o valor de $p < 0.05$ e os valores significativos foram destacados em negrito.

3.4 DISCUSSÃO

O estudo dos padrões de co-ocorrência das espécies de peixes em ambientes transicionais (ecótonos) é importante para a compreensão de como as assembleias de peixes são estruturadas, pois possuir a compreensão de como a ictiofauna se estrutura e varia é de suma importância tanto para o manejo sustentável quanto para a preservação das espécies locais (KUPSCHUS & TREMAIN, 2001). Os filtros ambientais tendem a selecionar espécies cujas características são semelhantes, porém espécies que possuam sobreposição de nicho tendem a se excluir por interações competitivas, dessa forma a co-ocorrência de espécies só é possível

quando há baixa sobreposição de nicho (SOBRAL & CIANCIARUSO, 2012). Em ambientes onde há a segregação de hábitat a co-ocorrência de espécies costuma ser menor do que esperado ao acaso, isso acontece principalmente pela baixa sobreposição de uso dos hábitats (GOTELLI, BUCKLEY & WIENS, 1997; ARAÚJO *et al.*, 2002).

Segundo ORTEGA (2014) os estudos a respeito dos padrões de co-ocorrência entre espécies levantam algumas contradições, uma vez que para alguns autores as assembleias de peixes exibem padrões aleatórios de co-ocorrência (GOTELLI & MCCABE, 2002), enquanto para outros os padrões de co-ocorrência ocorrem de maneira segregada (BHAT & MAGURRAN, 2007). Além disso, nem todas as espécies realizam interações competitivas entre si, apenas aquelas que utilizam recursos similares (SIMBERLOFF & DAYAN, 1991). Ademais em ambiente estuarino a escassez de recursos não parece ocorrer, já que os estuários são áreas de grande produção biológica e disponibilidade de recursos (KENNISH, 2002). A distribuição das espécies no ambiente não é resultado apenas das interações bióticas, pois fatores como as exigências ambientais e a habilidade dispersiva das espécies também causam influência em sua distribuição (PERES-NETO, OLDEN & JACKSON, 2001; MACKENZIE, BAILEY & NICHOLS, 2004). Desta forma a distribuição das espécies e peixe em ambiente estuarino comumente está relacionada a fatores abióticos tais quais salinidade, temperatura, tipo de substrato, turbidez e profundidade (BLABER, 2002). Devido a convergência de processos atmosféricos, terrestre e oceânicos alguns dos fatores abióticos possuem grande dinâmica dentro do ambiente estuarino e constantemente alteram suas características ao longo do tempo (ELLIOT & MCLUSKY, 2002). Os fatores bióticos que habitualmente são relacionados a estruturação da ictiofauna em ecótonos são: a capacidade adaptativa das espécies ícticas, a segregação de habitats e as relações presa/predador (CARTAGENA, HOSTIM-SILVA & SPACH, 2011; GOTELLI, BUCKLEY & WIENS, 1997).

Ao testar os padrões de ocorrência temporais e espaciais da ictiofauna no ambiente transicional da foz do rio São Francisco é possível denotar que em geral eles não diferem do esperado ao acaso. Sendo importante salientar que isso foi verificado nos três modelos testados para a escala temporal (TABELA 2), no entanto na escala espacial isso foi mais evidente nos modelos de linha fixa e coluna fixa (FxF) e linha fixa e coluna proporcional (FxP) (TABELA 3). Esse resultado nos indica que as interações competitivas não são os principais fatores que atuam na estruturação

dessa comunidade de peixes. Por conseguinte, os fatores abióticos devem desempenhar um papel principal na estruturação da ictiofauna de áreas rasa da foz do rio São Francisco. Sendo provável que a conectividade com o habitat marinho adjacente (PASQUAUD *et al.*, 2015; VASCONCELOS *et al.*, 2015) e a diversidade de habitats encontrada no local (*e.g.* manguezais e áreas vegetadas) sejam as principais forças motrizes da estruturação das comunidades locais. Esses fatores levam a uma grande heterogeneidade ambiental, onde é possível o estabelecimento de diversas espécies, favorecendo a coexistência das mesmas.

O padrão de diversidade observado nas áreas rasas da foz o rio São Francisco entra em acordo com o padrão já descrito na Ecologia, onde estão presentes poucas espécies abundantes e várias raras (MAGURRAN & HENDERSON, 2003). Do total de espécies identificadas (89), no mês de maior diversidade 52 espécies ocorreram juntas. Segundo a hipótese do modelo nulo, quando as interações bióticas são o principal fator na estruturação de uma comunidade, como a assembleia de peixes, então o padrão observado difere do observado ao acaso. Nas análises realizadas com a ictiofauna das áreas rasas da foz o rio São Francisco algumas matrizes diferiram dos processos aleatórios (principalmente nos modelos de linha fixa e coluna equiprovável). Entretanto, esse resultado pode ter sido causado pela probabilidade da ocorrência o Erro do tipo I a qual os modelos estão sujeitos, uma vez que os padrões de co-ocorrência encontrados no presente estudo foram em sua maioria similares ao esperado ao acaso. Ao investigar padrões de co-ocorrência de espécies em um dado ambiente é importante considerar as diferentes características do ambiente estudado, uma vez que a preferência das espécies por habitats semelhantes ou diferentes pode justificar padrões não aleatórios, além disso as matrizes de presença/ausência não representam a totalmente a realidade das espécies do local estudado, podendo causar inferências incorretas (MACKENZIE, BAILEY & NICHOLS, 2004). Não foi possível identificar estruturação mediada por interações intraespecíficas, isso pode ter sido causado porque a similaridade funcional das espécies não foi considerada no presente estudo. Portanto, para identificar interações de competição que estejam causando influência na estruturação da comunidade local é preciso realizar a análises que levem em consideração as espécies pertencentes às mesmas guildas funcionais (GOTELLI & GRAVES, 1996; BOTH, 2009).

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRAWAL, A. A.; ACKERLY, D. D.; ADLER, F.; ARNOLD, A. E.; CACERES, C.; DOAK, D. F.; POST, E.; HUDSON, P. J.; MARON, J.; MOONEY, K. A.; POWER, M.; SCHEMSKE, D.; STACHOWICZ, J.; STRAUSS, S.; TURNER, M. G. & WERNER, E. Filling key gaps in population and community ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 5, 145–152, 2007.

ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4), 640–661, 2008.

ARAÚJO, F. G.; DE AZEVEDO, M. C. C.; DE ARAÚJO SILVA, M.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES, I. D. & DA CRUZ-FILHO, A. G. Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25, 441–450, 2002.

AUSTER, P. J.; SEMMENS, B. X. & BARBER, K. Pattern in the Co-Occurrence of Fishes Inhabiting the Coral Reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. **Environmental Biology of Fishes**, 74, 187–194, 2005.

AZEVEDO, M. C. C.; ARAÚJO, F. G.; PESSANHA, A. L. M. & SILVA, M. D. A. Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 66, 315–322, 2006.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BHAT, A. & MAGURRAN, A. E. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. **Journal of Fish Biology**, 70, 623–629, 2007.

BLABER, S. J. M. Fish in Hot Water: The Challenges Facing Fish and Fisheries Research in Tropical Estuaries. **Journal of Fish Biology**, 61, 1–20, 2002.

BOTH, C. **Riqueza, Composição de Guildas e Padrões de Co-Ocorrência de Comunidades de Girinos Em Poças No Sul Do Brasil**, Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

CARTAGENA, F. B. C.; HOSTIM-SILVA, M. & Spach, H. L. Distribuição Espacial Da Ictiofauna Demersal No Saco Dos Limões (Baía Sul, Florianópolis, SC). **Bioikos**, 25, 117–128, 2011.

CONNOR, E. F. & SIMBERLOFF, D. The assembly of species communities: chance or competition? **Ecology**, 60, 1132–1140, 1979.

DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. Pág. 342–144. *In*: CODY, M. L. & DIAMOND, J. M. (Eds) **Ecology and evolution of communities**, Harvard University Press, Cambridge, 1975.

- ELLIOT, M. & MCLUSKY, D. S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, coastal and shelf science**, 55, 815-827, 2002.
- ENTSMINGER, G. L. EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists. Ver, 1, 5426-5429, 2014.
- FROESCHKE, J.; STUNZ, G. W. & WILDHABER, M. L. Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine Waters. **Marine Ecology Progress Series**, 407, 279-292, 2010.
- GAUSE, G. F.; NASTUKOVA, O. K. & ALPATOV, W. W. The Influence of Biologically Conditioned Media on the Growth of a Mixed Population of *Paramecium caudatum* and *P. aureliax*. **Journal of Animal Ecology**, 3(2), 222-230, 1934.
- GOTELLI, N. J. Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns. **Ecology**, 81(9), 2606–2621, 2000.
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. **Null models in ecology**. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 1996.
- GOTELLI, N. J. & MCCABE, D. J. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. **Ecology**, 83, 2091–2096, 2002.
- GOTELLI, N. J.; BUCKLEY, N. J. & WIENS, J. A. Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. **Oikos**, 80, 311e324, 1997.
- KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58, 1383-1403, 2001.
- MACARTHUR, R. H. & LEVINS, R. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, 101, 377–385, 1967.
- MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. & NICHOLS, J. D. Investigating Species Co-Occurrence Patterns When Species Are Detected Imperfectly. **Journal of Animal Ecology**, 73, 546–555, 2004.
- MAGURRAN, A. E. & HENDERSON, P. A. Explaining the Excess of Rare Species in Natural Species Abundance Distributions. **Nature**, 422 (6933), 714-716, 2003.
- MATICH, P.; MOHAN, J. A.; PLUMLEE, J. D.; TINHAN, T.; WELLS, R. J. D. & FISHER, M. Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. **Marine Biology**, 164, 1–16, 2017.
- MAY, R.M. An Overview: Real and Apparent Patterns in Community Structure. Pág. 3-16. *In*: STRONG JR, D. R.; SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. & THISTLE, A. B. (Eds.). **Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1984.
- GOTELLI, N. J.; HART, E. M. & ELLISON A. M. EcoSimR: Null model analysis for ecological data. R package version 1.0, 2015.

ORTEGA, J. C. G. **Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 2014.

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. Worldwide Patterns of Fish Biodiversity in Estuaries: Effect of Global vs. Local Factors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 154, 122–128, 2015.

PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. & JACKSON, D. A. Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. **Oikos**, 93, 110–120, 2001.

R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

SANCHEZ-LIZASO, J. L.; GONI, R.; RENONES, O.; GARCIA-CHARTON, J. A.; GALZIN, R.; BAYLE, J. T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; PEREZ-RUZAFÁ, A. & RAMOS, A. A. Density Dependence in Marine Protected Populations: A Review. **Environmental Conservation**, 27, 144–158, 2000.

SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. The Guild concept and the structure of ecological communities. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 22, 115–143, 1991.

SOBRAL, F. L. & CIANCIARUSO, M. V. Phylogenetic and functional assembly structure:(re) assembling the community ecology on different spatial scales. **Bioscience Journal**, 28 (4), 617–631, 2012.

ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. Null model analysis of species associations using abundance data. **Ecology**, 91(11), 3384–3397, 2010.

ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. Pattern Detection in Null Model Analysis. **Oikos**, 122, 2–18, 2013.

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M. & CABRAL, H. N. Global Patterns and Predictors of Fish Species Richness in Estuaries. **Journal of Animal Ecology**, 84, 1331–1341, 2015.

WEIHER, E. & KEDDY, P. **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1999.

4. CAPÍTULO 3

O crescimento da *Atherinella brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1824) em um ambiente tropical

Bot Neto, R. L.; Carvalho, B. M.; Schwarz Júnior, R.; Spach, H. L.

RESUMO

Espécimes do peixe-rei (*A. brasiliensis*, n= 3483) com comprimento entre de 2,1 a 13,6 cm foram capturados nas áreas rasas do estuário do rio São Francisco, entre maio de 2017 e abril de 2018. A relação peso-comprimento da espécie foi representada pela equação $y=0,0047x^{3,0913}$ com uma alometria levemente positiva ($b>3$). A distribuição de frequências indica que a espécie está presente nas zonas rasas do estuário do rio São Francisco em todas as suas fases ontogenéticas e aparentemente se reproduzindo durante o ano todo com constantes entradas de recrutas na população. O modelo de crescimento de von Bertalanffy e a longevidade foram ajustados alcançando comprimento assintótico (L^∞) de 14,7 cm, coeficiente de crescimento (K) de 0,91 (ano^{-1}) e longevidade (A_{95}) de 3,25 anos. A análise de variância revelou diferenças apenas para o comprimento total máximo entre as populações definidas para a costa brasileira. Entretanto, as diferenças observadas entre o presente estudo e os dados disponíveis na literatura aparentam ser causados principalmente por diferenças ambientais e metodológicas entre os estudos.

Palavras-Chave: crescimento relativo; estuário; história de vida; idade; rio São Francisco.

ABSTRACT

Specimens of kingfish (*A. brasiliensis*, n = 3483) between 2.1 and 13.6 cm in length were caught in the shallow areas of the São Francisco River estuary between May 2017 and April 2018. The species weight-length relationship was represented by the equation $y=0,0047x^{3,0913}$ with a slightly positive allometry ($b>3$). Frequency distribution indicates that the species is present in the shallow areas of the São Francisco River estuary in all its ontogenetic phases and apparently reproduces throughout the year with constant inflows of recruits into the population. Von Bertalanffy's growth model and longevity were adjusted and reached asymptotic length (L^∞) of 14.7 cm, growth coefficient (K) of 0.91 (year^{-1}) and longevity (A_{95}) of 3.25 years. The analysis of variance revealed differences only for the maximum total length between the populations defined for the Brazilian coast. However, the differences observed between the present study and the data available in the literature appear to be mainly caused by environmental and methodological differences between the studies.

Keywords: relative growth; estuary; life history; age; São Francisco river.

4.1 INTRODUÇÃO

A família Atherinopsidae é composta por 23 gêneros que incluem 104 espécies de peixes marinhos, estuarinos e de água doce, das quais 14 ocorrem no Brasil: *Atherina lessoni*, *Atherinella blackburni*, *A. brasiliensis*, *Odontesthes argentinensis*, *O. bicudo*, *O. bonariensis*, *O. incisa*, *O. humensis*, *O. ledae*, *O. perugiae*, *O. piquava*, *O. mirinensis*, *O. retropinnis* and *Pseudothyryna iheringi* (FROESE & PAULY 2019). Das espécies que formam a família Atherinopsidae destaca-se, por sua grande abundância, o peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1824), esta espécie está presente na América do Sul e pode ser encontrada da Venezuela (10° N) ao sul do Brasil (32° S) (BRIAN & DYER, 2006), é comum em estuários, mas também ocorre em águas costeiras (HOSTIM-SILVA *et al.*, 1995; PESSANHA & ARAÚJO, 2001, NEVES *et al.*, 2006; FÁVARO *et al.*, 2007) e regiões de águas salobras como nas desembocaduras de rios, sendo considerada uma espécie estuarina residente (ANDREATA *et al.* 1990; ARAÚJO *et al.* 1997).

Apesar de não ser eficientemente capturada pela pesca artesanal, principalmente pela seletividade dos petrechos de pesca utilizados, a espécie *A. brasiliensis* é uma das espécies mais abundantes em arrastos de praia tanto costeiros quanto estuarinos no litoral sul-sudeste do Brasil (VILAR *et al.* 2011a; FRANCO *et al.* 2013). Essa dominância ocorre, porque a espécie passa a maior parte de seu ciclo de vida associada aos ambientes rasos dos estuários, principalmente em locais com elevada complexidade ambiental tais como marismas e manguezais (FÁVARO *et al.* 2007; CARVALHO & SPACH, 2015, GOLZIO *et al.* 2017).

A espécie *A. brasiliensis* apresenta hábito alimentar generalista e oportunista (CONTENTE *et al.*, 2010), tamanho de primeira maturação estimado entre 7,6 a 9,1 cm de comprimento total (FÁVARO *et al.*, 2003; BERVIAN & FONTOURA, 2007), deposição de ovos bentônicos aderentes com desenvolvimento larval direto (DEL RÍO *et al.* 2005) e crescimento alométrico positivo ($b > 3$; TABELA 1). Em relação aos parâmetros da curva de crescimento de von Bertalanffy a espécie apresenta comprimento assintótico estimado entre 11,3 e 17 cm, com constante de crescimento que varia entre 0,82 e 0,89 ano⁻¹ e longevidade entre 3,1 e 3,6 anos (TABELA 1).

TABELA 1 - Resumo das informações publicadas sobre os parâmetros de crescimento e longevidade de *Atherinella brasiliensis* ao longo da costa brasileira.

Autor	Latitude	Ctmax (cm)	L ∞ (cm)	K (ano ⁻¹)	T0	Longevidade (anos)	a	b	População
Giarrizzo <i>et al.</i> (2006)	0°10'S	11,4					0,0061	3,03	a
Freire <i>et al.</i> (2012)	05°46'S	14,9					0,004	3,23	a
Presente estudo	10°S	13,6	14,7	0,91		3,25	0,0047	3,10	a
Freire <i>et al.</i> (2012)	14°48'S	13,4					0,005	3,11	b
Mazzei <i>et al.</i> (2011)	19°57'S	12,3					0,0061	3,01	b
Macieira & Joyeux (2008)	20°50'S	7,1					0,0072*	2,91	b
Franco <i>et al.</i> (2013)	22°49' - 22°57'S	17,7					0,005	3,01	c
Pessanha & Araújo (2001)	22°53' - 23°04'S	13,8	11,26	0,93		3,1			c
Vaz- dos- Santos & Gris (2016)	23°S	15,1					0,0045	3,13	c
Costa <i>et al.</i> (2013)	23°02'S	16,0					0,006	2,97	c
Paiva-Filho & Giannini (1990)	24°25'S	13,1					0,006*	3,03	c
Carvalho <i>et al.</i> (2017)	25°S	14,1	17,5	0,89	0,06	3,33	0,0053	3,10	c
Possamai <i>et al.</i> (2018)	25°S	16,0					0,0040 (M)	3,07	c
							0,0052 (F)	3,16	c
Haimovici & Velasco (2000)	28° - 34°S	15,5					0,0033	3,33	c
Bervian & Fontoura (2007)	29°58'S	17,0					0,0068 (I)	3,03	c
			16,0	0,884		3,4	0,0049 (M)	3,20	c
			17,0	0,825		3,6	0,0049 (F)	3,20	c

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Ctmax é o comprimento total máximo (cm); a e b são os coeficientes de proporcionalidade e de alometria da relação peso-comprimento respectivamente; as notações I, M e F foram utilizadas para indivíduos indeterminados, machos e fêmeas, respectivamente; populações filogenéticas definidas com base no estudo de BAGGIO *et al.* (2017). * Comprimento convertido em centímetros

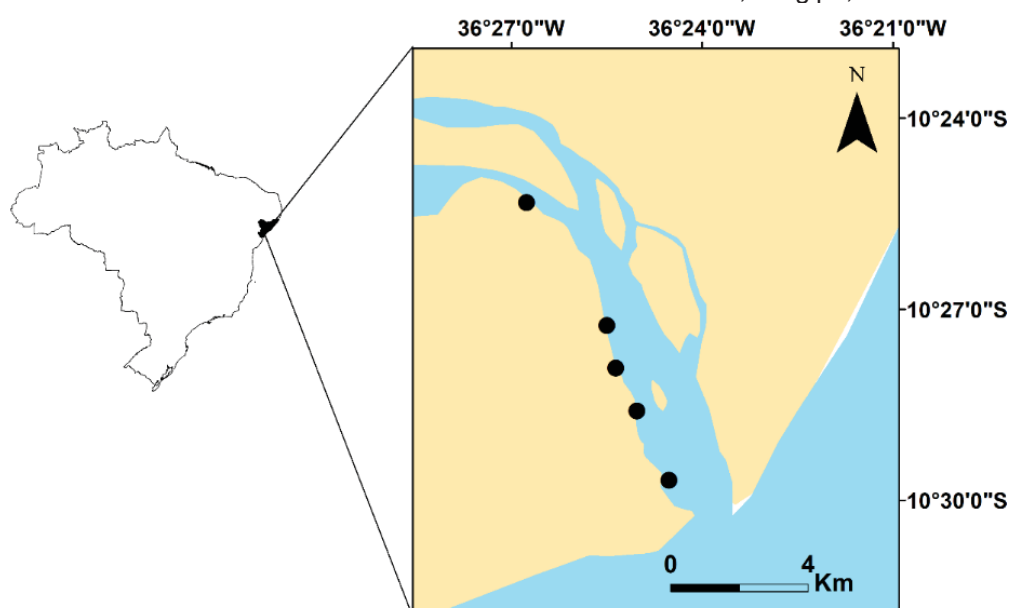
O desenvolvimento e o crescimento dos peixes ósseos seguem características das próprias espécies, entretanto os indivíduos são também influenciados por fatores ambientais e ecológicos que controlam e influenciam o seu crescimento. Fatores como temperatura e salinidade agem diretamente para aumentar ou diminuir o crescimento das espécies (BOEUF & PAYAN, 2001). Sendo que os efeitos da temperatura são nítidos nesses organismos (BOEUF & LE BAIL, 1999), espécies com ampla

distribuição geográfica podem apresentar padrões de crescimento relacionados à latitude onde se encontram, podendo apresentar maiores tamanhos finais e menores taxas de crescimento nas latitudes mais altas (TAYLOR 1959; PAULY, 1980; FONTOURA & AGOSTINHO, 1996; GIACOMINI & SHUTER, 2013; PECK *et al.*, 2013). Assim sendo o presente estudo tem por objetivo descrever a relação peso-comprimento e o padrão de crescimento de *A. brasiliensis* presentes em um estuário tropical do Brasil e identificar possíveis diferenças nos parâmetros de crescimento da espécie ao longo da costa brasileira.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Entre maio de 2017 e abril de 2018, utilizando-se uma rede picaré (30 m de comprimento 2,8 m de altura e malha de 5 mm), os exemplares foram amostrados mensalmente em cinco estações de coleta distribuídas ao longo do baixo rio São Francisco (10°28'34,02"S 36°24'27,02"O), entre a desembocadura e o município de Brejo Grande (FIGURA 1). Após a coleta, os organismos foram resfriados, identificados ao nível taxonômico de espécie (MENEZES & FIGUEIREDO, 2000), medidos para comprimento total (Ct; 0,01 cm), peso total (Pt; 0,1g) e tiveram a sexagem realizada através da análise macroscópica das gônadas segundo VAZZOLER (1996).

FIGURA 1 - Pontos de coleta no baixo São Francisco, Sergipe, Brasil.



FONTE: O autor (2020).

Posteriormente a relação peso comprimento foi ajustada utilizando-se uma “power equation” (FROESE, 2006): $W=a.L^b$, sendo que W é o peso (g), L é o comprimento total (cm), a é o coeficiente de proporcionalidade e b é o coeficiente alométrico. Para evitar o viés causado pela transformação logarítmica (SMITH, 1993), o ajuste da função foi realizado com os dados não transformados utilizando-se a ferramenta “Solver” do programa Microsoft Excel 10.0 (GRG não linear) (CARVALHO *et al.*, 2017).

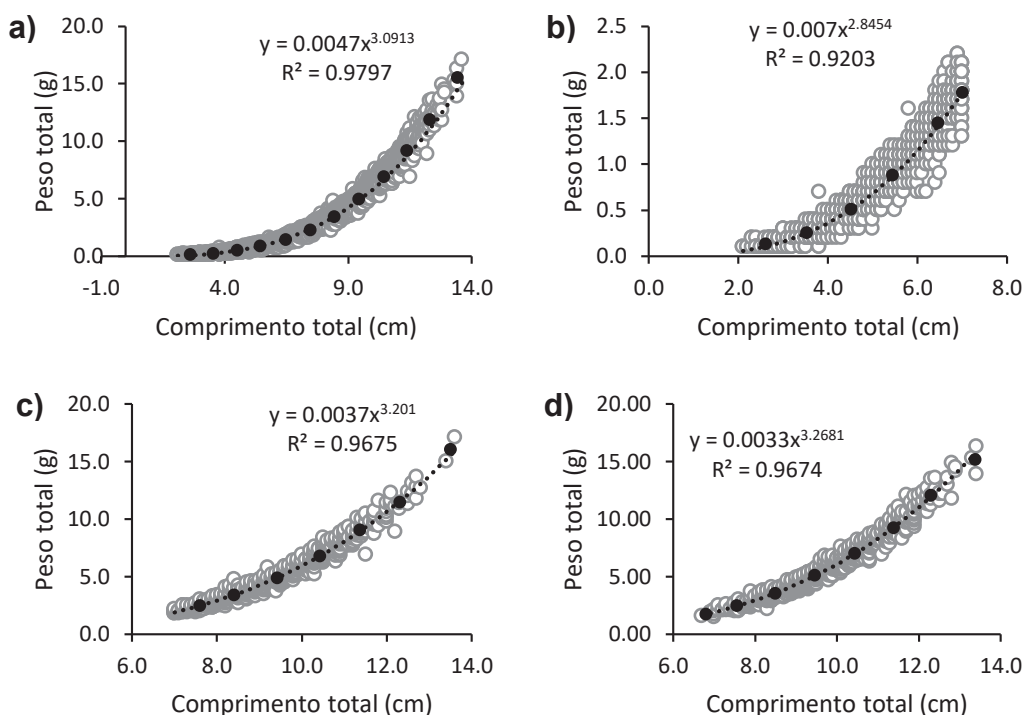
O tamanho por idade dos indivíduos foi descrito através da curva de crescimento de von Bertalanffy (1938): $L_t=L_\infty[1-e^{-K.(T-T_0)}]$, onde: L é o comprimento total (cm) na idade t (anos), L_∞ é o comprimento assintótico, K é a taxa de crescimento instantâneo e T_0 é o tamanho teórico de nascimento dos indivíduos. Os parâmetros K e L_∞ da equação de crescimento foram obtidos pelo software FiSAT II através da rotina ELEFAN I (FAO, 2013), assim como o primeiro grupo etário. Os demais parâmetros foram deduzidos a partir da equação. A longevidade, estimada como o tempo que o peixe leva para chegar a 95% do L_∞ , foi calculada por: $A_{95}= 2.96/K$, onde K é a taxa de crescimento constante do modelo de crescimento de von Bertalanffy (TAYLOR, 1959).

As possíveis diferenças no crescimento da espécie ao longo da costa brasileira foram testadas utilizando-se dados de crescimento extraídos de outros trabalhos (TABELA 1) e como caráter de separação foram utilizadas as três populações propostas por BAGGIO *et al.* (2017), no presente estudo “a” foi utilizado para codificar a população norte-nordeste, “b” para população central e “c” para a população sul-sudeste (TABELA 1). As variáveis testadas para esses grupos foram: coeficiente de proporcionalidade (a), coeficiente alométrico (b) e o comprimento total máximo (C_{tmax}), para tal, no software R (R CORE TEAM, 2019), foram realizados os testes de normalidade (Shapiro-Wilk), homocedasticidade (Teste de Levene) e a análise de variância (ANOVA), em caso de resultado significativo para análise de variância foi realizado um teste post-hoc (teste de Tukey HSD) para verificar par a par entre quais grupos ocorreram as diferenças significativas.

4.3 RESULTADOS

Os espécimes capturados durante o período do estudo (n=3483) variaram de 2,1 a 13,6 cm (Ct médio = 7,6; DP = 2,3 cm), e de 0,1 a 17,1 g (Pt médio = 3,3; DP=2,8 g). Na FIGURA 2 temos as relações peso-comprimento para todo o conjunto de dados ($y=0,0047x^{3,0913}$) (FIGURA 2a), para os indivíduos de sexo indeterminado ($y=0,007x^{2,8454}$) (FIGURA 2b), para os machos ($y=0,0037x^{3,201}$) (FIGURA 2c) e para as fêmeas ($y=0,0033x^{3,2681}$) (FIGURA 2d).

FIGURA 2 - Relações peso-comprimento da espécie *A. brasiliensis* no estuário do rio São Francisco.

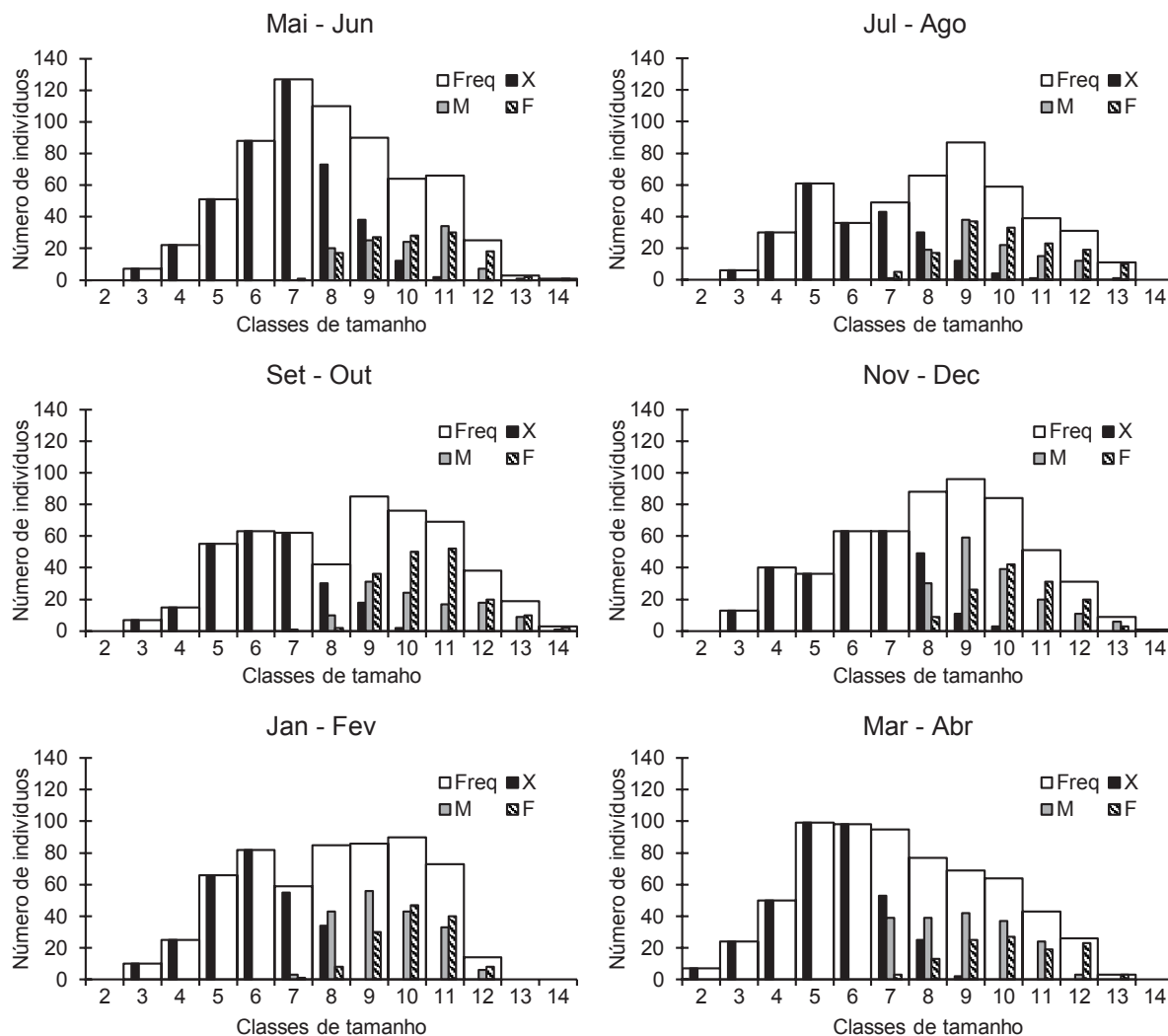


FONTE: O autor (2020)

LEGENDA: a) relação peso-comprimento de todos os indivíduos capturados; b) relação peso-comprimento dos indivíduos com sexo indeterminado; c) relação peso-comprimento dos machos; d) relação peso-comprimento das fêmeas. Sendo os círculos preenchidos as médias e círculos sem preenchimento as amostras.

Através das distribuições de frequência de indeterminados, machos e fêmeas por classe de tamanho e bimestre (FIGURA 3), é possível denotar a entrada constante de indivíduos com sexo indeterminado na população das áreas amostradas, processo este mais intenso entre os meses de março e junho. Entre julho e dezembro observa-se uma dominância de exemplares adultos na população observada.

FIGURA 3 - Distribuição bimensal das frequências de tamanho dos exemplares de *A. brasiliensis* no estuário do rio São Francisco.

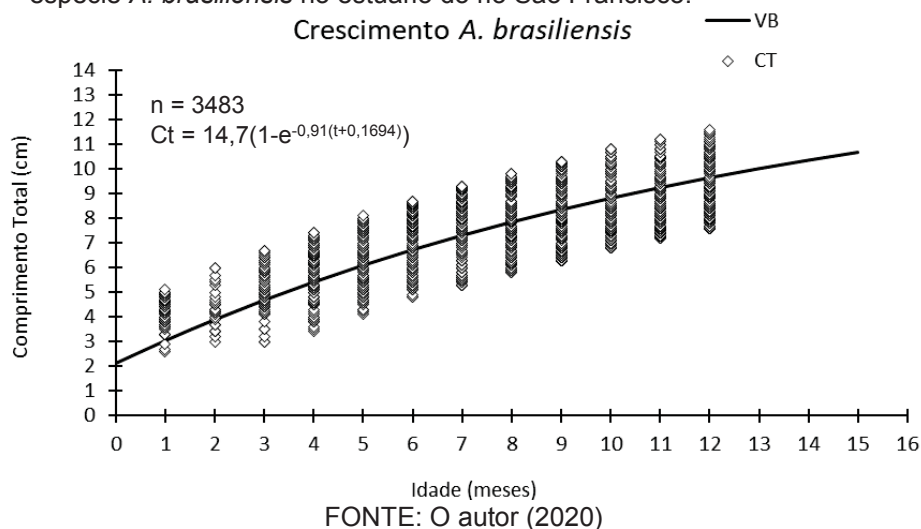


FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Os indivíduos indeterminados estão representados pela letra X, os machos pela letra M e as fêmeas pela letra F.

A partir do ajuste do modelo de von Bertalanffy estimou-se o comprimento assintótico (L_{∞}) 14,7 cm, coeficiente de crescimento (k) de 0,91 e a longevidade (A_{95}) foi estimada em 3,25 anos (FIGURA 4).

FIGURA 4 - Curva de crescimento segundo o modelo de crescimento de von Bertalanffy para a espécie *A. brasiliensis* no estuário do rio São Francisco.



A análise de variância (ANOVA) não detectou diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as três populações testadas (A, B e C) tanto para o coeficiente de proporcionalidade (a) ($f = 1,372$; $p = 0,286$) quanto para o coeficiente alométrico ($f = 1,223$; $p = 0,323$). Contudo a ANOVA apontou diferenças significativas entre as populações em relação ao comprimento total máximo (C_{tmax} ; $f = 0,98$; $p = 0,0169$) e o teste de Tukey HSD indicou que essa diferença foi causada por diferenças entre as populações B e C (TABELA 2).

TABELA 2 – Resultados das probabilidades do teste de Tukey HSD para o comprimento total máximo (C_{tmax}) em relação as três populações propostas por BAGGIO *et al.* (2017) para a espécie *A. brasiliensis* na costa brasileira.

	Diferença entre as médias	Intervalo de confiança de 95%		p-valor
		Superior	Inferior	
b-a	-2,346667	-6,6701547	1,976821	0,3488548
c-a	2,066667	-1,4634466	5,596780	0,2987095
c-b	4,413333	0,8832201	7,943447	0,0151847*

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: * Resultado significativo ($p < 0,05$)

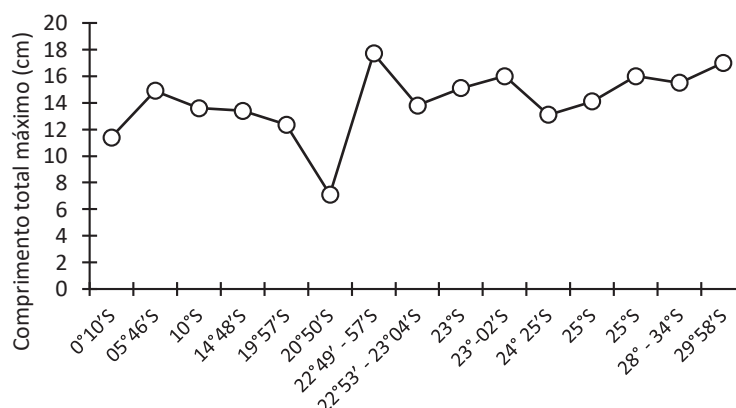
4.4 DISCUSSÃO

A espécie *Atherinella brasiliensis* foi abundante durante todo o período do estudo, tendência essa observada em outros estudos onde a espécie se fez presente (GIANNINI & PAIVA-FILHO, 1995; ANDREATA *et al.*, 1997; PESSANHA & ARAÚJO, 2001). É esperado que essa espécie seja abundante em ambientes transicionais rasos, uma vez que ela é considerada uma espécie estuarina residente (ANDREATA

et al. 1990; ARAÚJO *et al.* 1997), e que indivíduos de todos os tamanhos possam ser capturados nessas regiões ao longo do ano todo, pois como apontado por CARVALHO & SPACH (2015) essa espécie completa seu desenvolvimento ontogenético em áreas rasas.

O valor para o comprimento total máximo observado no presente estudo (13,6 cm) é próximo e está de acordo com os valores apresentados por outros estudos realizados na costa brasileira onde a espécie *A. brasiliensis* esteve presente: 13,1 cm (PAIVA-FILHO & GIANNINI, 1990), 13,4 cm (FREIRE *et al.*, 2012), 13,8 cm (PESSANHA & ARAÚJO, 2001) e 14,2 cm (CARVALHO *et al.*, 2017). No entanto, há estudos que apresentam valores de comprimento total máximo que são discrepantes tanto com o presente estudo quanto com os anteriormente citados: 7,1 cm (MACIEIRA & JOYEUX, 2008) e FRANCO *et al.* (2013; 17,7 cm). A amplitude de resultados apresentados na literatura para o comprimento total máximo (de 7,1 a 17,7 cm; TABELA 1), apesar da ampla distribuição espacial dos estudos (TABELA 1), não parece ser resultado de tendências latitudinais como as sugeridas por TAYLOR (1959), uma vez que não parece haver um padrão claro na distribuição dos comprimentos totais máximos em relação as latitudes (FIGURA 5), é mais provável que que essa amplitude de resultados seja causada por diferenças nas estratégias amostrais utilizadas entre os diferentes estudos tais como: amostradores, habitats e periodicidade das coletas.

FIGURA 5 - Distribuição dos dados comprimento total máximo (Ctmax) disponíveis na literatura em relação as latitudes onde os estudos foram realizados.



FONTE: O autor (2020).

O coeficiente alométrico (b) das relações peso-comprimento (FIGURA 2) apresentou alometria negativa ($b < 3$; 2,85) apenas para o conjunto dos indivíduos indeterminados (FIGURA 2b), indicando que indivíduos juvenis aumentam mais em

tamanho do que em massa durante essa fase, no entanto a alometria apresentada não é acentuada já que o valor encontrado é próximo ao valor de isometria ($b=3$). Não obstante, o resultado obtido é similar ao encontrado no estudo realizado por MACIEIRA & JOYEUX (2008; $b=2,91$) em poças de maré localizadas na praia dos Castelhanos (ES) e no estudo de COSTA *et al.* (2013; $b=2,97$) realizado no manguezal de Guaratiba (RJ). No estudo de MACIEIRA & JOYEUX (2008) é possível denotar que a ocorrência da alometria negativa na relação peso-comprimento se deu provavelmente pela presença absoluta de indivíduos abaixo do tamanho de primeira maturação (entre 7,6 e 9,1 cm; BERVIAN & FONTOURA, 1997; FÁVARO *et al.*, 2003) uma vez que o maior tamanho de captura desse estudo foi de 7,1 cm. No trabalho de BERVIAN & FONTOURA (2007) a relação peso-comprimento para os indivíduos com sexo indeterminado apresentou alometria positiva ($b=3,03$) discordando do presente estudo, entretanto a metodologia de análise macroscópica das gônadas (VAZZOLER, 1996) utilizada nesse estudo pode causar a mistura entre pequenos adultos e indivíduos juvenis no grupo dos indivíduos indeterminados e isso pode ser essa a causa a alometria positiva encontrada por BERVIAN & FONTOURA (2007) nesse grupo. Já os coeficientes alométricos das relações peso-comprimento para os dados agrupados (FIGURA 2a), machos (FIGURA 2c) e fêmeas (FIGURA 2d) indicam alometria positiva ($b>3$), resultado que concorda com outros trabalhos de crescimento para a espécie *A. brasiliensis* na costa brasileira (TABELA 1).

A distribuição de frequências por classe de tamanho mostra pouca alteração nas quantidades de adultos ao longo do ano e um pico de entrada de juvenis entre os meses de maio e junho (FIGURA 3). Esse resultado entra em discordância com outros trabalhos realizados com a espécie, esses trabalhos realizados na costa sul-sudeste brasileira apontam para um pico reprodutivo próximo ao mês de novembro, e uma distribuição de frequências com modas bem distintas que podem ser acompanhadas ao longo da passagem do tempo (BEMVENUTI, 1987; PAIVA-FILHO & GIANNINI, 1990; HOSTIM-SILVA *et al.*, 1995; ARAÚJO *et al.*, 1997; PESSANHA & ARAÚJO, 2001; BERVIAN & FONTOURA, 2007; CARVALHO *et al.*, 2017). A presença de um pico reprodutivo nos meses mais quentes do ano pode estar associada não só ao aumento da temperatura, mas também ao aumento da pluviosidade nas regiões onde os estudos anteriormente citados foram realizados, o aumento da pluviosidade acarreta em aumento da descarga continental e tem como consequência o aumento da produtividade local que favorece a disponibilidade de alimentos para os indivíduos

juvenis principalmente em áreas rasas (BOT NETO *et al.*, 2018). O deslocamento do pico de reprodução e recrutamento da espécie para o final do outono e início do inverno (Maio/Junho) detectado em nosso estudo pode ter sido causado mais uma vez por diferenças locais entre o presente estudo e os estudos pretéritos acerca da espécie *A. brasiliensis*, uma vez que o presente estudo foi realizado em uma região onde a variação de temperatura é baixa (temperatura média da região $27^{\circ}\text{C}\pm 5^{\circ}\text{C}$; GONÇALVES *et al.*, 2007) e o período de maior pluviosidade está localizado no inverno (KNOPPERS *et al.*, 2006). Além disso há a entrada de indivíduos juvenis na população durante todo o período estudado (FIGURA 3) indicando a possibilidade dessa espécie estar se reproduzindo durante o ano todo em nossa área de estudo.

O ajuste do modelo de crescimento de von Bertalanffy ($L_{\infty}=14,7$; $K=0,91$; rio São Francisco; 10°S) foi diferente das estimativas realizadas por estudos pretéritos como CARVALHO *et al.* (2017; $L_{\infty}=17,45$; $K=0,89$; Paranaguá; 25°S), BERVIAN & FONTOURA (2007; Fêmeas: $L_{\infty}=17,0$; $K=0,825$; Machos: $L_{\infty}=16,0$; $K=0,884$; Tramandaí; 29°S) e ao da ferramenta de histórico de vida do FishBase ($L_{\infty}=17,0$; $K=0,83$). No entanto os valores de nosso modelo se aproximaram dos resultados apresentados por PESSANHA & ARAÚJO (2001; Baía de Sepetiba; 23°S), onde também foi estimada uma constante de crescimento maior ($K=0,93$) e um crescimento assintótico menor ($L_{\infty}=11,26$) em comparação com os demais estudos, resultando em um padrão de crescimento rápido, porém com tamanho final reduzido. Como já apontado por CARVALHO *et al.* (2017) a diferença encontrada por PESSANHA & ARAÚJO (2001) em relação aos demais estudos pode ter sido causada principalmente pelo tamanho da rede utilizada na coleta dos organismos, uma vez que indivíduos maiores já foram reportados para a mesma região (COSTA *et al.*, 2013), no entanto diferenças climáticas locais e de hábitat também podem ter sido a causa dessas diferenças.

O tempo de vida estimado de 3,25 anos, apesar de menor, é similar ao proposto por CARVALHO *et al.* (2017; $A_{95}=3,3$), BERVIAN & FONTOURA (2007; Machos $A_{95}=3,4$; Fêmeas $A_{95}=3,6$) e ao da ferramenta de histórico de vida do FishBase (3,4 anos). Não obstante assim como no trabalho de CARVALHO *et al.* (2017) não foram capturados indivíduos com tamanhos compatíveis com o tamanho estimado para a expectativa de vida ($A_{95}=3,25$; 14,0 cm), sendo que os maiores indivíduos capturados no presente estudo possuíam o comprimento total de 13,6 cm e, como pode ser visto através da FIGURA 3, indivíduos com comprimento total maior que 13,0 cm

apresentaram frequências de captura baixas, é possível que os indivíduos pertencentes a classes de tamanho maiores existam na área, mas estejam ocupando ambientes de águas mais profundas (CARVALHO *et al.*, 2017) como forma de evitar a ocorrência de competição intraespecífica, entretanto é importante ressaltar que o tempo de vida assim com o comprimento total para essa idade são estimativas que podem não ocorrer no ambiente por influência de outros fatores bióticos ou abióticos.

Ao se considerar o número e a amplitude de distribuição dos trabalhos de crescimento onde a espécie *A. brasiliensis* se fez presente, inicialmente foi considerada a hipótese de testar a influência da tendência latitudinal (TAYLOR, 1959) em seu crescimento. No entanto no trabalho de BAGGIO *et al.* (2017) é apontado, através de análises genéticas, que a espécie, por ser estuarina, sofre isolamento e possuiu três populações ao longo da costa brasileira sendo estas localizadas na região norte-nordeste, na região central e na região sul-sudeste da costa. Assim no presente estudo foram testados os parâmetros de crescimento disponíveis na literatura (TABELA 1) utilizando-se como fator as populações propostas em BAGGIO *et al.* (2017). Dos parâmetros testados (Comprimento total máximo, coeficiente de probabilidade e coeficiente alométrico), através da análise de variância, apenas o comprimento total máximo apresentou diferenças significativas entre as três populações, sendo que o teste post hoc indicou que a diferença detectada se dá entre a população localizada na região sul-sudeste (C) e a população localizada na região central (B) (TABELA 2). Esse resultado difere do encontrado por CARVALHO *et al.* (2017) que não detectou diferenças ao testar tendências latitudinais no crescimento da espécie ao longo da costa através de regressões lineares. Conquanto a diferença encontrada para o comprimento total máximo pode ter sido causada pela presença do valor pertencente ao estudo de MACIEIRA & JOYEUX (2008) que apresenta comprimento total máximo (7,1 cm) inferior ao tamanho de primeira maturação já citado na literatura (entre 7,6 e 9,1cm; BERVIAN & FONTOURA, 1997; FÁVARO *et al.*, 2003), sendo que esse resultado é discordante dos estudos realizados na mesma região e dos demais trabalhos realizados ao longo da costa brasileira (TABELA 1), desta forma a presença desse valor reduziu a média e aumentou a variância do grupo b (população da região central) possivelmente causando a diferença observada como pode ser visto na FIGURA 6.

Enfim, fica evidente a necessidade de mais estudos com foco no crescimento de espécies ícticas, pois para muitas espécies (principalmente as não comerciais)

ainda não há um grande número de informações disponíveis. E mesmo para espécies relativamente conhecidas ainda há carência de estudos padronizados e com maior distribuição para que seja possível definir quais são os fatores que estão afetando diretamente o crescimento dessas espécies.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREATA, J. V.; BARBIERI, L. R. R.; SEBÍUA, A. S. C.; SILVA, M. H. C.; SANTOS, M.A. & SANTOS, R.P. 1990. Relação dos peixes da Laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, 12(1), 5-17, 1990.

ANDREATA, J.V.; MARCA, A.G.; SANTOS, R.S. & SOARES, C.L. 1997. Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 14(1), 121-134, 1997.

ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. **Acta Biologica Leopoldensia**, 19(1), 61-83, 1997.

BAGGIO, R. A.; STOIEV, S. B.; SPACH, H. L. & BOEGER, W. A. Opportunity and taxon pulse: the central influence of coastal geomorphology on genetic diversification and endemism of strict estuarine species. **Journal of biogeography**, 44(7), 1626-1639, 2017.

BEMVENUTI, M. de A. **Abundância, distribuição, reprodução e hábitos alimentares de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarial da Lagoa dos Patos, R.S. Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade do Rio Grande. 1984.

BEMVENUTI, M. A. Abundância, distribuição e reprodução de peixe-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, 9(1), 5-32, 1987.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N. F. Reprodução de *Atherinella brasiliensis* no estuário do rio Tramandaí, Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Atherinopsidae). **Biociências**, 5, 19-32, 1997.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N. F. Growth of the Silverside *Atherinella brasiliensis* in Tramandaí Estuary, Southern Brazil (Actinopterygii: Atherinopsidae). **Neotropical Ichthyology**, 5, 485-490, 2007.

BOEUF, G. & LE BAIL, P. Y. Does light have an influence on fish growth? **Aquaculture**, 177, 129-152, 1999.

BOEUF, G. & PAYAN, P. How should salinity influence fish growth? **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, 130, 411-423, 2001.

BOT NETO, R. L.; PASSOS, A.N.; SCHWARZ, J. & SPACH, H.L. Use of shallow areas by ichthyofauna (Teleostei) on the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex, State of Paraná, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 13(1), 64-78, 2018.

BRIAN, S.; DYER, H. Systematic revision of the South American silversides (Teleostei, Atheriniformes). **Biocell**, 30(1), 69-88, 2006.

CARVALHO, B. M. & SPACH, H. L. 2015. Habitat use by *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) in intertidal zones of a subtropical estuary, Brazil. **Acta Scientiarum**, 37, 177–184, 2015.

CARVALHO, B. M. DE; BARRADAS, J. R. S.; FONTOURA, N. F. & SPACH, H. L. Growth of the silverside *Atherinella brasiliensis* in a subtropical estuary with some insights concerning the weight-length relationship. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 89(3), 2261-2272, 2017.

CONTENTE R. F., STEFANONI M. F. & SPACH H. L. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 91, 1197-1205, 2010.

COSTA, M.R.; PEREIRA, H.H.; NEVES, L.M. & ARAÚJO, F. G. Length–weight relationships of 23 fish species from Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 30, 1-3, 2013.

DEL RÍO, V.; ROSAS, J.; VELÁSQUEZ, A. & CABRERA, T. Desarrollo embrionario larval y tiempo de metamorfosis del pez tropical *Xenomelaniris brasiliensis* (Pisces: Atherinidae). **Revista de Biología Tropical**, 53, 1-10, 2005.

FALCÃO, M. G.; SARPÉDONTI, V.; SPACH, H. L.; OTERO, M. E. B.; QUEIROZ, G. M. L. N. & SANTOS, C. A ictiofauna em planícies de maré das baías Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 8(2), 125-138, 2006.

FÁVARO, L. F.; LOPES, S. C. G. & SPACH, H. L. Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20, 501-506, 2003.

FÁVARO, L. F.; OLIVEIRA E. C. & VERANI, N.F. Estrutura da população e aspectos reprodutivos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae) em áreas rasas do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24, 1150-1156, 2007.

FISHERIES AND AQUACULTURE SOFTWARE. FISAT II - FAO-ICLARM Stock Assessment Tool. Rome. Updated 28 November 2013.

FONTOURA, N. F. & AGOSTINHO, A. A. Growth with seasonally varying temperatures: an expansion of the von Bertalanffy growth model. **Journal of Fish Biology**, 48, 569-584, 1996.

FRANCO, T. P.; ARAÚJO, C. E. O. & ARAÚJO F. G. Length–weight relationships for 25 fish species from three coastal lagoons in Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 30: 1-3, 2013.

FREIRE, K. M. F.; NASCIMENTO, F. P.; ROSÁRIO, L. M. O.; ROCHA, G. R. A.; ALVES, G. A. & LINS-OLIVEIRA J. E. Characterization of some biological aspects of *Atherinella brasiliensis* caught during sport fishing tournaments: a case study from Northeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 38, 171-180, 2012.

FROESE R. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, 22, 241-253, 2006.

FROESE, R. & PAULY, D. (Eds). FishBase. 2019. World Wide Web electronic publication. <www.fishbase.org>, version (04/2019).

GIACOMINI, H. C. & SHUTER, B. J. Adaptive responses of energy storage and fish life histories to climatic gradients. **Journal of Theoretical Biology**, 339, 100-111, 2013.

GIANNINI, R. & PAIVA-FILHO, A. M. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebenção de praias arenosas do estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 43(2),141-152, 1995.

GIARRIZZO, T.; SILVA DE JESUS, A. J.; LAMEIRA, E. C.; ARAÚJO DE ALMEIDA, J. B.; ISAAC, V. & SAINTPAUL, U. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in Northern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 22, 325-327, 2006.

GOLZIO, J. E. S. A.; FALKENBERG, J. M.; PRAXEDES, R. G.; COUTINHO, A. S.; LAURINDO, M. K.; PESSANHA, A. L. M.; MADI, R.; PATRICIO, J. M.; VENDEL, A.L.; SOUZA, G. T. R.; MELO, C.; LACERDA, A. C. F. 2017. Gill parasites of fish from two estuaries in northeastern Brazil: new hosts and geographical records. **Anais da Academia Brasileira de Ciências.**, 89, 2281–2291, 2017.

GONÇALVES, F. B.; SANTOS, L. D. C.; RIBEIRO, L. F.; ARAÚJO-FILHO, R. N.; GOIS, S. S.; NASCIMENTO, A. A.; ROCHA, I. P. & HOLANDA, F. S. R. **Levantamento florístico realizado na margem direita do baixo curso do rio São Francisco no estado de Sergipe, Brasil**. Sociedade de Ecologia do Brasil, VIII CEB, Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG, 2007.

HOSTIM-SILVA, M.; CLEZAR, L.; RIBEIRO, G. C. & MACHADO, C. Estrutura populacional de *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na Lagoa da Conceição, SC. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 38, 949-960, 1995.

KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P. R. P.; SOUZA, W. F. L.; JENNERJAHN, T. The São Francisco Estuary, Brazil. *In*: WANGERSKY, P. (ed.) **The Handbook of Environmental Chemistry**, Vol. 5 - Water Pollution: estuaries. Berlin: Springer Verlag, 51-70, 2006.

MACIEIRA, R. M. & JOYEUX, J. C. Length–weight relationships for rockpool fishes in Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 24, 1-2, 2008.

MAZZEI, E.; JOYEUX, J. C. & SIMON, T. Length– weight relationships for juvenile and small-sized adult fishes of the surf zone. **Journal of Applied Ichthyology**, 27, 1137-1138, 2011.

MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 2000. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil Teleostei I**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 2000.

NEVES, M. L.; PEREIRA, H. H.; COSTA, R. M. & ARAÚJO, G. F. Uso do manguezal de Guaratuba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 23, 421-428, 2006.

PAIVA-FILHO, A. M. & GIANNINI, R. Contribuição ao conhecimento da biologia do peixe-rei, *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Atherinidae), no complexo baía-estuário de Santos e São Vicente, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 38, 1-9, 1990.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish stocks. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, 39, 175-192, 1980.

PECK, M. A.; REGLERO, P.; TAKAHASK, M. & CATALÁN, I. A. Life cycle ecophysiology of small pelagic fish and climate-driven changes in populations. **Progress in Oceanography**, 116, 220-245, 2013.

PESSANHA, A. L. M. & ARAÚJO, F. G. Recrutamento do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae), na margem continental da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18, 1265-1274, 2001.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2019. <https://www.R-project.org/>

SANTOS, C.; SCHWARZ JR., R.; OLIVEIRA NETO, J. F. & SPACH, H. L. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, 28(1), 49-60, 2002.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ Jr., R. & QUEIROZ, G. M. L. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on tidal flat. **Braslian Journal of Biology**, 52(1), 47-58, 2004.

TAYLOR, C. C. Temperature and growth - the Pacific razor clam. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, 25, 93-101, 1959.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, 1996.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. Fish assemblages in tidal flat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(2), 233-242, 2003.

VILAR C. C., SPACH H. L. & JOYEUX J. C. 2011a. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 91(3), 635-648, 2011a.

VON BERTALANFFY, L. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws). **Human Biology**, 10, 79-102, 1938.

5. CAPÍTULO 4

Variação ontogenética no otólito *sagitta* de *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) em um estuário tropical

Bot Neto, R. L.; Carvalho, B. M.; Schwarz Júnior, R.; Spach, H. L.

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi verificar possíveis diferenças na forma do otólito *sagitta* de *Centropomus undecimalis* ao longo do desenvolvimento ontogenético. Os espécimes foram capturados mensalmente, entre maio de 2017 e abril de 2018, na região da foz do rio São Francisco, com o auxílio de uma rede de arrasto manual. Posteriormente os otólitos foram fotografados, descritos morfológicamente e as possíveis diferenças em seu contorno foram analisadas através da utilização de *wavelets*. Foram analisados 148 otólitos agrupados em seis intervalos de classes. Os otólitos variam de arredondados a trapezoidais ao longo o crescimento ontogenético e apresentaram diminuição gradual da porcentagem da presença da abertura da excisura (ausente nos maiores exemplares). A PERMANOVA indicou diferenças significativas no contorno entre a menor classe de tamanho e as demais. Para o *wavelet* 4 o LDA reclassificou corretamente 47,97% dos otólitos nas classes de tamanho, sendo que as melhores reclassificações ocorreram nos intervalos 5-10 (43,33%) e 10,1-15 (65,52%). Enquanto para o *wavelet* 5 o LDA realizou a reclassificação correta de 59,46% dos otólitos segundo a classe de tamanho, sendo que as melhores reclassificações ocorreram nos intervalos 5-10 (46,67%), 10,1-15 (75,86%), 15,1-20 (66,67%) e 20,1-25 (59,38%). As diferenças ontogenéticas encontradas tanto no formato quanto nas estruturas presentes nos otólitos da espécie são muito importantes para a construção do conhecimento sobre a mesma e indicam a necessidade de mais estudos no molde do presente, uma vez que a carência de informações sobre espécies estuarinas dificulta a realização de estudos de ecologia trófica e o manejo dessas espécies.

Palavras-Chave: camorim, Centropomidae, forma, morfologia, Robalo-flecha.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate possible differences in the otolith *sagitta* of *Centropomus undecimalis* along the ontogenetic development. Specimens were collected monthly between May 2017 and April 2018, in the region of the mouth of the river San Francisco, with the aid of a manual trawl. Subsequently the otoliths were photographed, described morphologically and the possible differences in their contour were analyzed through the use of *wavelets*. We analyzed 148 otoliths grouped in six class intervals. Otoliths range from rounded to trapezoidal throughout ontogenetic growth and showed a gradual decrease in the percentage of presence of the excisura opening (absent in larger specimens). The PERMANOVA indicated significant differences in contour between the smallest size class and the others. For the *wavelet* 4 the LDA correctly reclassified 47.97% of otoliths in size classes, with the best

reclassifications occurring in the 5-10 (43.33%) and 10.1-15 (65.52%) ranges. While for *wavelet 5* the LDA correctly reclassified 59.46% of otoliths according to size class, with the best reclassifications occurring in the 5-10 (46.67%), 10.1-15 (75, 86%), 15.1-20 (66.67%) and 20.1-25 (59.38%). The ontogenetic differences found both in the shape and the structures present in the species otoliths are very important for the construction of knowledge about it and indicate the need for further studies in the present mold, since the lack of information about estuarine species makes it difficult to performing trophic ecology studies and management of these species.

Keywords: common snook, Centropomidae, form, morphology, sea bass.

5.1 INTRODUÇÃO

Os otólitos são estruturas mineralizadas formadas pela precipitação do carbonato de cálcio (principalmente na forma de aragonita) em uma matriz proteica (otolina), estão localizados no ouvido interno dos peixes ósseos e auxiliam no sistema do equilíbrio e audição (POPPER *et al.*, 2005; LADICH & SCHULZ-MIRBACH, 2016). Estão presentes em três pares (*sagitta*, *lapilli* e *asterisci*) que apresentam localização, tamanho, função, forma e estrutura distintas (THRESHER, 1999).

Os otólitos podem auxiliar em diversos estudos aplicados a ictiologia como: idade e crescimento (VAZ-DOS-SANTOS & ROSSI- WONGTSCHOWSKI, 2007; EGBERT & RULIFSON, 2017; MACIEL *et al.*, 2019); devido aos seus padrões interespecíficos são muito utilizados em estudos de ecologia trófica de ictiófagos (MIOTTO *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2019); auxiliam também em estudos que pretendem identificar estoques pesqueiros (AVIGLIANO *et al.*, 2015; ZISCHKE *et al.*, 2016; SOETH *et al.*, 2019); através da microquímica e padrões morfológicos é possível utilizar os otólitos para identificar padrões migratórios entre populações (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012; REIS-SANTOS *et al.*, 2012; AVIGLIANO *et al.*, 2014; DAVOREN & HALDEN, 2014; CARVALHO *et al.*, 2017a).

A forma dos otólitos normalmente apresenta padrões interespecíficos (VOLPEDO & ECHEVERRÍA, 1999; TUSET *et al.*, 2008), porém alguns fatores (fisiológicos e ambientais) podem modificar a forma dos otólitos em populações da mesma espécie ao longo do desenvolvimento ontogenético. Espécies da família Atherinopsidae apresentam variações de forma relacionada a primeira maturação das espécies (TOMBARI *et al.*, 2005, CARVALHO & CORRÊA, 2014). Para a espécie *Menticirrhus americanus* foi observado que fêmeas jovens e adultas de tamanho similares apresentam forma do otólito distinto devido ao gasto energético com o

desenvolvimento das gônadas (CARVALHO *et al.*, 2020 no prelo). Outra influência fisiológica é a variação de forma nos otólitos entre os sexos como observado na espécie *Genidens genidens* (MACIEL *et al.*, 2019). A variação ontogenética influenciada pelo crescimento já foi descrita para diversas outras espécies (LINKOWSKI, 1991; HARE & COWEN, 1995; VIGLIOLA & HARMELIN-VIVIEN, 2001; HÜSSY, 2008; CAPOCCIONI, 2011; VIGNON, 2012; CARVALHO *et al.*, 2015; YAN *et al.*, 2017; SONG *et al.*, 2019).

Além da fisiologia das espécies os parâmetros ambientais também influenciam na forma dos otólitos. Devido a adaptações auditivas a profundidade demonstrou-se como um parâmetro significativo assim como observado por TORRES *et al.* (2000) e CRUZ & LOMBARTE (2004). Mudanças na forma dos otólitos ocasionadas pela salinidade também já foram observadas (CAPOCCIONI *et al.*, 2011; AVIGLIANO *et al.*, 2012; AVIGLIANO *et al.*, 2014). E é possível detectar a influência da temperatura na forma dos otólitos, pois variações de temperatura em populações expostas a massas de água com amplitudes térmicas pronunciadas demonstram diferenças na forma dos otólitos (LOMBARTE & LLEONART, 1993; LÉGUA *et al.*, 2013). Estudos recentes, demonstram ainda que o estresse ambiental pode causar alterações morfológicas e até mesmo irregularidade na deposição dos cristais nos otólitos (CARVALHO *et al.*, 2019; HOLMBERG *et al.*, 2019).

Diversos métodos são implementados na descrição da morfologia e do contorno dos otólitos (LOMBARTE & TUSET, 2015) sendo estes: coordenadas polares (LOMBARTE & TUSET, 2015), *landmarks* (MONTEIRO *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2015), harmônicos de Fourier (LIBUNGAN *et al.*, 2015; BOSE *et al.*, 2017) e *wavelets* (SADIGHZADEH *et al.*, 2014; TUSET *et al.*, 2015). Os harmônicos de Fourier apresentam melhores resultados quando utilizados com espécies filogeneticamente distantes enquanto os *wavelets* apresentam melhores resultados tanto na diferenciação de espécies filogeneticamente próximas quanto na identificação de variações intraespecíficas (SADIGHZADEH *et al.*, 2012).

A família Centropomidae está distribuída nas regiões tropicais e subtropicais dos oceanos Atlântico e Pacífico ao longo de todo o continente americano (Rivas, 1986), é formada por doze espécies, das quais quatro estão presentes na costa brasileira: *Centropomus undecimalis* (BLOCH, 1792), *C. parallelus* (POEY, 1860), *C. ensiferus* (POEY, 1860), *C. pectinatus* (POEY, 1860) (FROESE & PAULLY, 2019). As espécies dessa família destacam-se por possuírem alto valor comercial e potencial

para aquicultura (CHÁVEZ-CABALLERO *et al.*, 2005; JUNIOR *et al.*, 2007; OSTINI *et al.*, 2007), são alvo de distintas pescarias (pesca artesanal, comercial e esportiva/recreativa) nas Américas (ORRELL, 2002; CARPENTER & DE ANGELIS, 2002; BARLETTA & COSTA, 2009; MULLER & TAYLOR, 2012; MULLER & TAYLOR, 2013; MULLER *et al.*, 2015). São espécies eurihalinas e estão presentes em águas marinhas, salobras e dulcícolas, no entanto são mais frequentemente encontradas em sistemas estuarinos (SEAMAN & COLLINS, 1983).

Dentre as espécies presentes na família Centropomidae merece destaque a espécie *C. undecimalis*, conhecida popularmente como Robalo-flecha, uma espécie hermafrodita protândrica, com hábito eurihalino, diádromo e demersal (TUCKER JR & CAMPBELL, 1988; TAYLOR *et al.*, 2000; TAVARES & LUQUE, 2003; MULLER & TAYLOR, 2006; PERERA-GARCÍA *et al.*, 2011; MULLER & TAYLOR, 2012). Sua distribuição se estende da América do Norte (Flórida, EUA) até a América do Sul (Rio de Janeiro, Brasil) e é amplamente distribuída na costa brasileira (FIGUEIREDO & MENEZES, 1980). A espécie é predadora, possui hábito alimentar primariamente piscívoro e ocupa níveis altos na teia trófica (FIGUEIREDO & MENEZES, 1980; ALIAUME *et al.*, 2005; LIRA *et al.*, 2017).

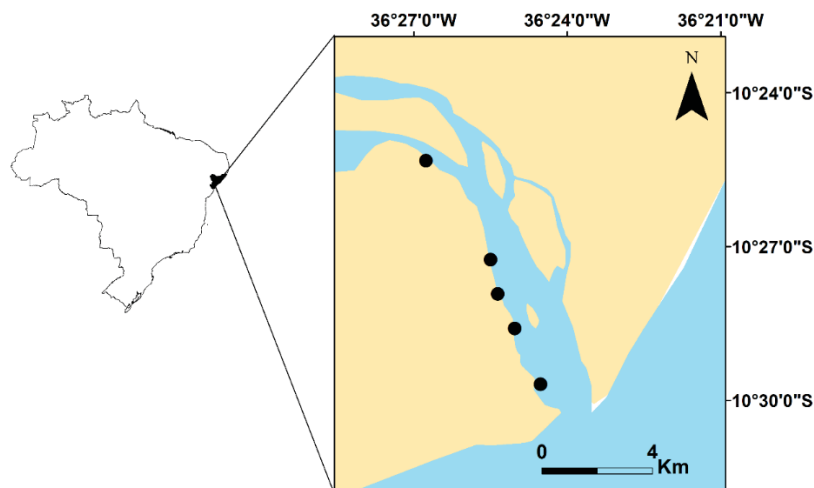
Assim sendo, o objetivo do presente estudo é identificar possíveis diferenças ontogenéticas na forma do otólito *sagittae* da espécie *C. undecimalis* capturada em um estuário tropical como subsídio para futuros estudos de ecologia trófica de ictiófagos da região e estudos de estoques pesqueiros utilizando o contorno dos otólitos desta espécie.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os exemplares foram amostrados mensalmente, entre maio de 2017 e abril de 2018, em cinco estações de coleta distribuídas entre a desembocadura e o município de Brejo Grande (FIGURA 1) na região o baixo rio São Francisco (10°28'34,02"S - 36°24'27,02"O). Para a coleta dos exemplares foi utilizada uma rede picaré (30 m de comprimento, 2,8 m de altura e malha de 5 mm entre nós opostos). Após a coleta, os indivíduos foram resfriados, identificados ao nível taxonômico de espécie utilizando literatura especializada (FIGUEIREDO & MENEZES, 1980), mensurados para o comprimento total (CT; 0,01 cm) e peso total (PT; 0,1g), divididos em seis classes

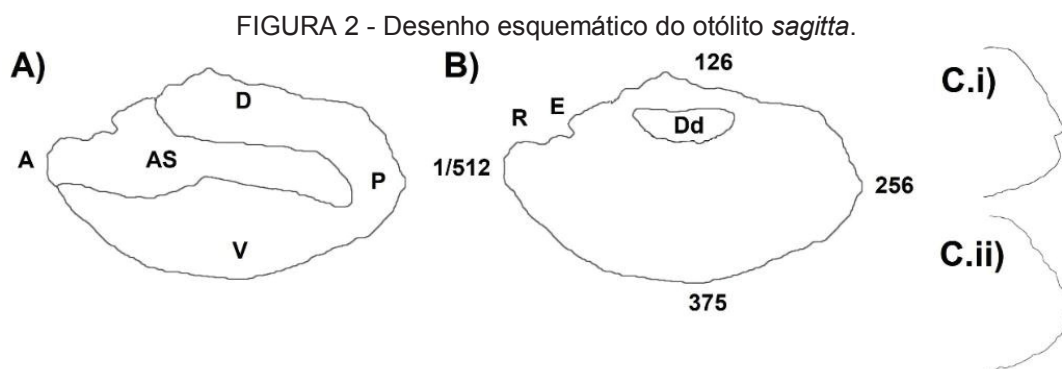
comprimento (a cada 5 cm). Os otólitos *sagittae* foram extraídos, acondicionados em sacos plásticos identificados e posteriormente fotografados.

FIGURA 1 - Pontos de coleta no baixo São Francisco, Sergipe, Brasil.



FONTE: O autor (2020).

A classificação da forma dos otólitos, *sulcus acusticus*, margens e classificação da região anterior e posterior foram classificadas conforme TUSET *et al.* (2008) e BRENHA-NUNES *et al.* (2016) (FIGURA 2 A, C.i e C.ii). O contorno foi obtido através da função *wavelet* (PARISI-BARADAD *et al.* 2010; SADIGHZADEH *et al.* 2014). Os *wavelets* são o resultado da expansão de um sinal em uma família de funções que representam dilatações e traduções de uma função mãe: $\Psi_s(x) = 1/s\Psi(\varphi/s)$, onde Ψ é a função com suporte local em uma amplitude limitada no eixo das abcissas, φ é o filtro de tom mais baixo e s é o parâmetro de escala (MALLAT, 1991). A partir dos *wavelet* são distribuídas 512 coordenadas equidistantes em cada otólito iniciando-se no *rostrum* (1) e finalizando no mesmo (512) (FIGURA 2B). A aquisição dos *wavelets* foi realizada no site AFORO (<http://isis.cmima.csic.es/>) conforme descrito por PARISI-BARADAD *et al.* (2010).



FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: A) A - região anterior, D - região dorsal, V - região ventral, P - posterior do otólito e a AS - *sulcus acusticus*. B) Contorno do otólito usando 512 coordenadas equidistantes no otólito *sagitta*, R - *rostrum*, E - *excisura* e Dd- *dorsal depression*, C.i) Região posterior double-peaked e C.ii) Região posterior round.

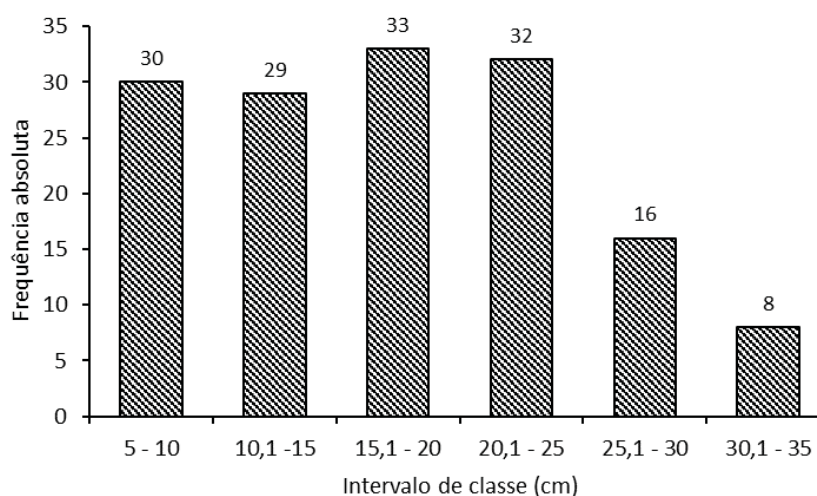
Os dados obtidos para os *wavelets* não atenderam os pressupostos exigidos para a realização de testes paramétricos (Shapiro-Wilk $p < 0.05$ e teste de Bartlett $p < 0.05$). Assim para identificar variações no contorno do otólito entre os intervalos de classe foi utilizada a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA). Caso o teste de variância detecte diferenças significativas na forma do otólito entre as classes de tamanho ($p < 0,05$), foi utilizado o teste de Bonferroni para identificar entre quais intervalos está ocorrendo a interação significativa.

A partir da análise de componentes principais (PCA) utilizando a matriz de variância-covariância as funções *wavelet* foram reduzidas sem perder informações (TUSET *et al.* 2015; 2016). Utilizando o método de Broken – Stick foram selecionados os componentes principais (PC) que explicam mais a variabilidade do contorno dos otólitos (GAULDIE & CRAMPTON 2002). Para excluir o efeito da alometria dos otólitos foi realizada uma regressão linear entre os PC e o comprimento total dos peixes (CT), das regressões entre PC e CT que apresentaram significância foram utilizados os resíduos para as análises lineares discriminantes (LDA). Utilizando os PC e os intervalos de classe foi possível realizar um LDA para verificar a porcentagem de reclassificação correta dos otólitos dentro dos intervalos de classe.

5.3 RESULTADOS

No total, foram analisados 148 otólitos *sagittae C. undecimalis* (variação de CT: de 3,3 a 37,6 cm; variação de PT: de 0,2 a 362,3 g), os quais foram agrupados em seis classes de comprimento para melhor descrever a ontogenia da espécie (FIGURA 3).

FIGURA 3 - Frequência de absoluta do comprimento total (cm) por classes de tamanho dos indivíduos de *Centropomus undecimalis* capturados na foz do rio São Francisco.



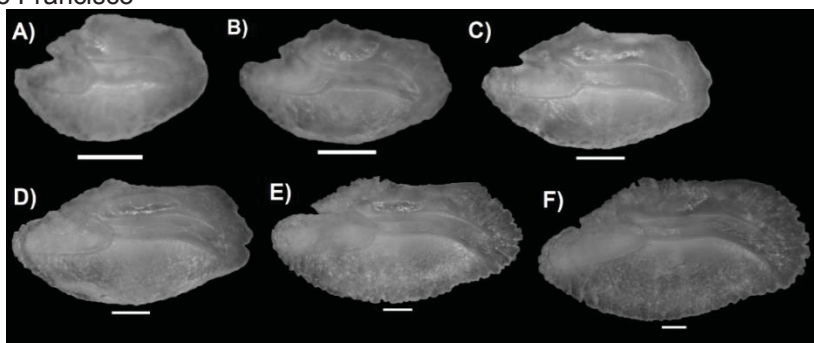
FONTE: O autor (2020).

Os otólitos de *C. undecimalis* apresentaram algumas variações morfológicas ao longo de sua ontogenia sendo: otólitos arredondados (FIGURA 4 A) no menor intervalo 5-10 cm tornando-se trapezoidal ao longo do crescimento ontogenético (FIGURA 4 B-F). O desenvolvimento do *rostrum* e a abertura da excisura variaram ao longo da ontogenia, em 87% dos otólitos no intervalo 5-10 cm apresentam *rostrum* bem desenvolvido com abertura da excisura, 53% nos otólitos entre 10,1-15, entre 23% e 27% nos intervalos 15,1-20 e 20,1-25 respectivamente, em 6% no intervalo 25,1-30 apresentaram *rostrum* desenvolvidos e excisura aberta e estiveram ausentes no intervalo 30,1-35 cm. Ao longo da ontogenia foi possível identificar margens crenuladas e lisas. As margens crenuladas foram dominantes em todos os intervalos com: 90% no intervalo 5-10 cm, 77% dos otólitos dos intervalos 10,1-15; 15,1-20 e 20,1-25 cm, 81% e 100% dos otólitos dos intervalos 25,1-30 e 30,1-35 respectivamente.

A região posterior variou entre double-peaked e round. Foi observada a dominância da região posterior round com 97%, 53%, 63% e 75% nos intervalos 5-10, 10,0-15, 25,1-30 e 30,1-35 respectivamente. O intervalo 20,1-25 apresentou dominância 57% da região posterior double-peaked. Enquanto, no intervalo 15,1-20, 50% dos otólitos apresentaram região posterior double-peaked e 50% round. Os *sulcus acusticus* dos otólitos analisados apresentaram a sessão da *cauda* curvada em direção a região ventral posterior, sendo que essa curvatura parece se intensificar ao longo do crescimento ontogenético da espécie (FIGURA 4A e 4F). As únicas

características constantes em toda a ontogenia dos otólitos de *C. undecimalis* foram: o *sulcus acusticus* heterossulcóide, região anterior round e uma depressão dorsal profunda.

FIGURA 4 - Prancha com os otólitos *Sagitta* de *Centropomus undecimalis* capturados na foz do rio São Francisco

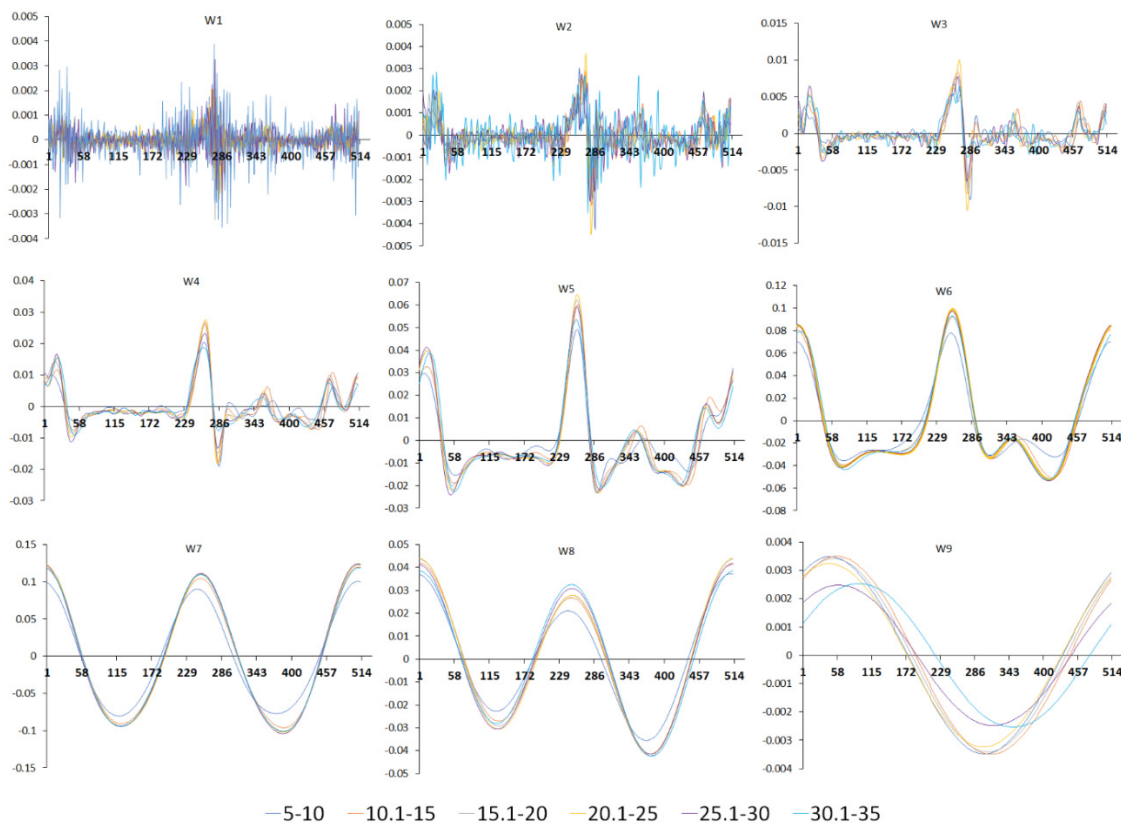


FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Comprimento total os indivíduos - A) 6,5 cm; B) 9,5 cm; C) 11,9; D) 16,3 cm; E) 24,6 cm; F) 31 cm.

O contorno dos otólitos demonstra uma variabilidade no *wavelet 4* e *wavelet 5*, nas regiões posteriores (286 – 363) e ventrais (370 – 460) dos otólitos (FIGURA 5).

FIGURA 5 - Decomposição do contorno do otólito *sagitta* através da ontogenia dos espécimes capturados de *Centropomus undecimalis*.



FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: No eixo x estão as 512 coordenadas cartesianas que formam o contorno e no eixo y as médias dos pontos por classe de tamanho. Sendo os intervalos de classe: 5-10; 10,1-15; 15,1-20; 20,1-25; 25,1-30; 30,1-35.

A PERMANOVA indicou diferenças significativas nos contornos entre tamanhos intervalos de classe ($F= 9,583$; $p<0,0001$) e o teste de Bonferroni apontou que essas diferenças são causadas pelo primeiro intervalo de classe, sendo que este se diferencia de todos os demais (TABELA 1).

TABELA 1 - Valores de probabilidades obtidas através da PERMANOVA com a correção de Bonferroni aplicada ao contorno do otólito de *Centropomus undecimalis* ao longo dos intervalos de tamanho.

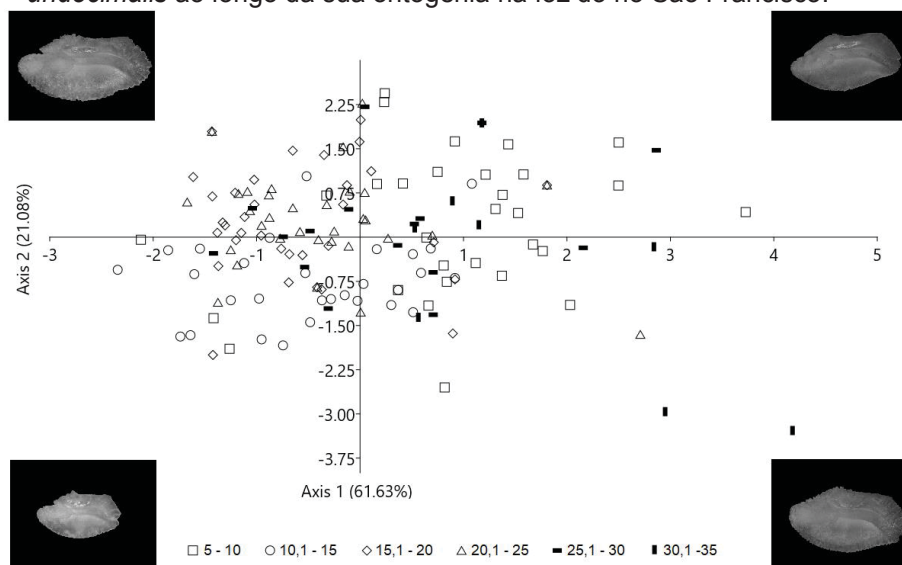
Classes de tamanho	5-10	10,1-15	15,1-20	20,1-25	25,1-30
10,1-15	0,0015*				
15,1-20	0,0015*	1			
20,1-25	0,0015*	0,174	1		
25,1-30	0,0015*	0,462	1	1	
30,1-35	0,0015*	1	1	0,5085	1

FONTES: O autor (2020).

LEGENDA: Valores de $p<0,05$ foram considerados significativos e estão marcados com *.

A partir da FIGURA 6, observa-se uma elevada variabilidade na forma dos otólitos ao longo da ontogenia obtida pelo *wavelet 4*. O eixo 1 explica 61,63% da variabilidade na forma dos otólitos e o eixo 2 explica apenas 21,08%. Na parte positiva do primeiro eixo estão agrupados os otólitos dos intervalos 5-10, 25,1-30 e 30,1-35, os quais, são intervalos com maior porcentagem de margens crenuladas. Em sua parte negativa estão os intervalos de 15,1-20 e 20,1-25, que apresentaram porcentagens similares de tipo de região posterior. Na porção positiva do eixo 2 estão praticamente todos intervalos (5-10, 15,1-20, 20,1-25, 25,1-30 cm) apresentando uma ampla variabilidade de margens, região posterior, desenvolvimento do *sulcus acusticus* e abertura da excisura. Enquanto em sua parte negativa estão apenas os intervalos 10,1-15 e 30,1-35 que apresentam dominância de região posterior *double-peaked*.

FIGURA 6 - Scatterplot da análise discriminante linear do *wavelet* 4 dos otólitos de *Centropomus undecimalis* ao longo da sua ontogenia na foz do rio São Francisco.



FONTE: O autor (2020).

O LDA apresentou para o *wavelet* 4 47,97% de reclassificações corretas global dos otólitos entre os intervalos de classe definidos, quando observado por intervalo as melhores reclassificações ocorreram nos intervalos 5-10 com 43,33% e no intervalos 10,1-15 com 65,52% (TABELA 2).

TABELA 2 - Reclassificação do contorno do otólito de *Centropomus undecimalis* entre os intervalos de classe obtidos através da análise discriminante linear (LDA).

Classe de tamanho	5-10	10,1-15	15,1-20	20,1-25	25,1-30	30,1-35
5-10	13 (43,33)	3 (10)	3 (10)	0	5 (16,67)	6 (20)
10,1-15	3 (10,34)	19 (65,52)	3 (10,34)	1 (3,45)	3 (10,34)	0
15,1-20	3 (9,09)	6 (18,18)	13 (39,39)	6 (18,18)	5 (15,15)	0
20,1-25	1 (3,13)	3 (9,38)	7 (21,88)	16 (50)	4 (12,5)	1 (3,13)
25,1-30	3 (18,75)	3 (18,75)	1 (6,25)	2 (12,5)	6 (37,5)	1 (6,25)
30,1-35	2 (25)	0	0	1 (12,5)	1 (12,5)	4 (50)
Total	25	34	27	26	24	12

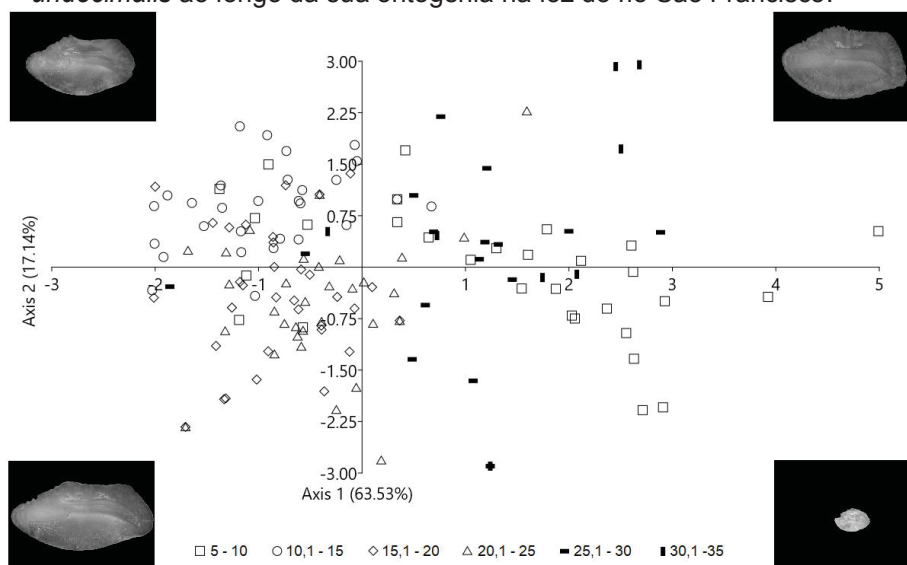
FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: O número entre parênteses corresponde a frequência de reclassificação.

Na FIGURA 7, observa-se uma elevada variabilidade na forma dos otólitos de *C. undecimalis* ao longo da sua ontogenia obtido pelo *wavelet* 5. O eixo 1 explica 63,53% da variabilidade da forma dos otólitos. No eixo 1 positivo estão distribuídos os 10,1-15 e 30,1-35 que apresentam uma ampla variabilidade de margens, região posterior, diferentes estágios de desenvolvimento do *sulcus acusticus* e abertura ou não da excisura. No eixo 1 negativos estão os intervalos 5-10, 15,1-20, 20,1-25 e 25,1-

30 que apresentam depressão dorsal com menor profundidade. O eixo 2 explica apenas 17,14% da variabilidade da forma dos otólitos. No eixo 2 positivo, estão agrupados os otólitos dos intervalos 5-10, 25,1-30 e 30,1-35, os quais, são intervalos com a maior porcentagem de margens crenuladas nos otólitos assim como também observado no *wavelet* 4. No eixo 2 negativo, estão agrupados os intervalos 10,1-15, 15,1-20 e 20,1-25 estes intervalos apresentaram porcentagens similares de tipo de região posterior, *rostrum* bem desenvolvido e excisura aberta.

FIGURA 7 - Scatterplot da análise discriminante linear do *wavelet* 5 dos otólitos de *Centropomus undecimalis* ao longo da sua ontogenia na foz do rio São Francisco.



FONTE: O autor (2020).

O LDA reclassificou corretamente 59,46% dos otólitos nos intervalos de classe ao utilizar o *wavelet* 5. Os intervalos que obtiveram a melhor reclassificação foram 5-10 (46,67%), 10,1-15 (75,86%), 15,1-20 (66,67%) e 20,1-25 (59,38%) (TABELA 3).

TABELA 3 - Reclassificação do contorno do otólito de *Centropomus undecimalis* entre os intervalos de classe obtidos através da análise discriminante linear (LDA).

Classe de tamanho	5-10	10,1-15	15,1-20	20,1-25	25,1-30	30,1-35
5-10	14 (46,67)	3 (10)	3 (10)	1 (3,33)	6 (20)	3 (10)
10,1-15	0	22 (75,86)	3 (10,34)	2 (6,9)	2 (6,9)	0
15,1-20	0	6 (18,18)	22 (66,67)	5 (15,15)	0	0
20,1-25	1 (3,13)	3 (9,38)	7 (12,50)	19 (59,38)	2 (6,25)	0
25,1-30	4 (25)	1 (6,25)	2 (12,5)	1 (6,25)	7 (43,75)	1 (6,25)
30,1-35	3 (37,5)	0	0	1 (12,50)	0	4 (50)
Total	22	35	37	29	17	8

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: O número entre parênteses corresponde a frequência de reclassificação.

5.4 DISCUSSÃO

Os otólitos do gênero *Centropomus* das espécies *Centropomus armatus*, *C. ensiferus*, *C. parallelus*, *C. pectinatus* e *C. robalito* também apresentaram como característica diagnóstica a forma dos otólitos entre elípticos e trapezoidais, *sulcus acusticus* heterosulcoide e a presença de depressão dorsal (LOMBARTE *et al.*, 2006; BRENHA-NUNES *et al.*, 2016; FLORIDA FISH AND WILDLIFE CONSERVATION COMMISSION, 2019). Martinez *et al.* (2007) observou que o *sulcus acusticus* dos integrantes da família Centropomidae possuiu *ostium* e *cauda* bem desenvolvidos e isso também pode ser notado para os otólitos de *C. undecimalis* no presente estudo, ainda é possível denotar que os otólitos analisados apresentam a *cauda* curvada em direção a região ventral posterior dos otólitos, sendo que esta característica é considerada um padrão para o gênero. Vale ainda destacar a presença do *sulcus acusticus* heterosulcoide nessa espécie, sendo que essa característica é comum a ordem Perciformes, no entanto é presente também nas ordens Atheriniformes e Clupeiformes (SILIPRANDI *et al.*, 2014; CARVALHO & CORRÊIA, 2014; CARVALHO *et al.*, 2015).

Mudanças ontogenéticas nos contornos dos otólitos veem sendo bastante observadas em diversas espécies (LINKOWSKI, 1991; CAPOCCIONI *et al.*, 2011; VIGNON, 2012). Na espécie *C. undecimalis* também foram observadas variações no contorno ao longo da sua ontogenia (TABELA 1 e TABELA 2), estudos que descrevem as variações ontogenéticas na forma dos otólitos são de suma importância para a identificação de presas de ictiófagos (QUADROS & MONTEIRO-FILHO, 2001; BUGONI & VOOREN, 2004; CARVALHO *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2019). A ausência de estudos morfológicos de otólitos em diferentes fases de vida dificulta a identificação de espécies, causando uma identificação errônea entre as presas ingeridas ou um aumento de exemplares na categoria de “não identificados”. Por exemplo: otólitos de *C. undecimalis* nas fases intermediárias apresentam características muito similares a outros Perciformes como *Pomadasys corvinaeformes*, os otólitos de *C. undecimalis* nas fases adultas são similares aos otólitos de *Lutjanus analis* (MARTINEZ *et al.*, 2007; BRENHA-NUNES *et al.*, 2016).

Os resultados obtidos apresentam mudanças no formato dos otólitos de *C. undecimalis* ao longo do desenvolvimento ontogenético (de elíptico a trapezoidal). Tal efeito pode ser causado pela mudança de hábitat e pela exposição dos indivíduos a

diferentes regimes de salinidade ao longo do seu desenvolvimento, uma vez que o parâmetro salinidade é reconhecido por causar mudanças no formato dos otólitos (CAPOCCIONI *et al.*, 2011; AVIGLIANO *et al.*, 2012; AVIGLIANO *et al.*, 2014). Como supracitado a espécie *C. undecimalis* possuiu hábito de uso do estuário diádromo, deslocando-se a locais de maior salinidade (próximas a desembocadura de sistemas estuarinos) em períodos reprodutivos, após a eclosão os indivíduos juvenis tendem a migrar para áreas mais internas dos sistemas estuarinos onde permanecem até o período reprodutivo (PERERA-GARCIA *et al.*, 2011). Segundo AVIGLIANO *et al.* (2012) otólitos com formato elíptico estão associados a peixes encontrados em ambientes de maior salinidade. Portanto a mudança e formato dos otólitos a espécie *C. undecimalis* (de elíptico para trapezoidal) pode estar refletindo as migrações da espécie no ambiente estuarino ao longo do seu desenvolvimento. No entanto, outras variáveis (como alimentação e estresse fisiológico) também podem estar influenciando essa mudança no formato do otólito, desta forma ainda são necessários mais estudos para delimitar quais variáveis efetivamente estão causando essa mudança.

Além das mudanças no formato, os otólitos de *C. undecimalis* também apresentaram variações morfológicas no *rostrum* e na abertura da excisura ao longo do desenvolvimento ontogenético. Os resultados indicam uma tendência de diminuição da porcentagem de otólitos com a abertura da excisura e diminuição do desenvolvimento do *rostrum* com o crescimento dos indivíduos. O desenvolvimento do *rostrum* e a abertura da excisura foram considerados por VOLPEDO & ECHEVERRÍA (2003) características diagnose para a posição na coluna d'água e capacidade natatória. Os otólitos que possuem o *rostrum* proeminente e abertura de excisura profunda são característicos de peixes com hábito pelágico, enquanto otólitos com *rostrum* pouco pronunciado e a abertura de excisura pequena ou ausente são característicos de peixes que possuem hábito demersal (VOLPEDO & ECHEVERRÍA, 2003). Essas mudanças no *rostrum* e na excisura ao longo da ontogenia da espécie de *C. undecimalis* podem ser resultado da mudança de hábitat causada pelo hábito diádromo, com os indivíduos menores mais presentes na coluna d'água e indivíduos maiores mais associados ao substrato e a estruturas rígidas, sendo que segundo FROESE & PAULY (2019) a espécie está associada a estruturas rígidas.

Estudos utilizando as *wavelet* em otólitos geralmente empregam essa técnica para a caracterização de estoques pesqueiros (CASTONGUAY, SIMARD &

GAGNON, 1991; WIFF *et al.*, 2019), caracterização de populações (MÉRIGOT, LETOURNEUR & LECOMTE-FINIGER, 2007; LIBUNGAN *et al.*, 2015) ou para estudos ecomorfológicos (SADIGHZADEH *et al.*, 2014), no entanto a utilização dessa técnica para a identificação de diferenças na morfologia dos otólitos ao longo do desenvolvimento ontogenético ainda é escassa. Vale ainda ressaltar que o presente estudo é pioneiro em testar separadamente os *wavelet* 4 e 5 por intervalo de classe, sendo que o *wavelet* 5 obteve uma boa taxa de reclassificação correta dos otólitos entre os intervalos, talvez esse *wavelet* seja sensível às diferenças ontogenéticas, entretanto são necessários mais estudos para a confirmação desse fato.

Assim, as diferenças ontogenéticas encontradas no presente estudo ressaltam a importância da realização e mais estudos desse tipo, pois para grande maior parte das espécies (de importância comercial ou não) ainda faltam informações como essas. A falta dessas informações dificulta a produção de trabalhos de ecologia trófica de ictiófagos levando a não identificação de muito dos otólitos nos conteúdos estomacais ou a confusão entre espécies próximas que possam apresentar similaridades em seus otólitos. Além disso a realização do presente estudo indicou a possibilidade de que a *wavelet* 5 seja sensível as variações ontogenéticas, no entanto mais estudos são necessários para a confirmação do mesmo.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, C. Q.; MIEKELEY, N.; MUELBERT, J. H.; WALTHER, B. D. & JAUREGUIZAR, A. J. Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. **Marine Biology**, 159(10), 2229-2239, 2012.

ALIAUME, C.; ZERBI, A. & MILLER, J.M. Juvenile snook species in Puerto Rico estuaries: distribution, abundance and habitat description. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, 47, 499–519, 2005.

AVIGLIANO, E.; TOMBARI, A. & VOLPEDO, A. V. ¿El otolito de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental? **Biología Acuática**, 27, 9-15, 2012.

AVIGLIANO, E.; MARTINEZ, C. F. R. & VOLPEDO A. V. 2014. Combined use of otolith microchemistry and morphometry as indicators of the habitat of the silverside (*Odontesthes bonariensis*) in a freshwater–estuarine environment. **Fisheries Research**, 149, 55-60, 2014.

AVIGLIANO, E.; COMTE, G.; ROSSO, J. J.; MABRAGAÑA, E.; PAOLA, D. R.; SANCHEZ, S.; VOLPEDO, A.; ROSSO, F. D. & SCHENONE, N. F. Identificación de stocks pesqueros de la corvina de río (*Plagioscion ternetzi*) de los ríos Paraguay y Paraná, mediante el análisis morfométrico de sus otólitos. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 43(3), 718-725, 2015.

BARLETTA, M. & COSTA, M. F. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Coastal Research**, 56, 371–375, 2009.

BOSE, A. P.; ADRAGNA, J. B. & BALSHINE, S. Otolith morphology varies between populations, sexes and male alternative reproductive tactics in a vocal toadfish *Porichthys notatus*. **Journal of fish biology**, 90(1), 311-325, 2017.

BRENHA-NUNES, M. R.; SANTIFICETUR, C.; CONVERSANI, V. R. M.; GIARETTA, M. B.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. & SILIPRANDI, C. C. Atlas of marine bony fish otoliths (*sagittae*) of Southeastern-Southern Brazil Part IV: Perciformes (Centropomidae, Acropomatidae, Serranidae, Priacanthidae, Malacanthidae, Pomatomidae, Carangidae, Lutjanidae, Gerreidae and Haemulidae). **Brazilian Journal of Oceanography**, 64(SPE1), 23-75, 2016.

BUGONI, L. & VOOREN, C. M. Feeding ecology of the Common Tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. **Ibis**, 146(3), 438-453, 2004.

CAPOCCIONI, F.; COSTA, C.; AGUZZI, J.; MENESATTI, P.; LOMBARTE, A. & CICCOTTI, E. Ontogenetic and environmental effects on otolith shape variability in three Mediterranean European eel (*Anguilla anguilla*, L.) local stocks. **Journal of experimental marine biology and ecology**, 397(1), 1-7, 2011.

CARPENTER, K. E. & DE ANGELIS, N. (Eds.). **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, 2002.

CARVALHO, B. M. & CORRÊA, M. F. M. Morphometry of the sagitta otolith from *Atherinella brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824) (Actinopterygii - Atherinopsidae), at the coast of Paraná. **Revista Tropical Oceanography**, 42, 54-59, 2014.

CARVALHO, B. M.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; SPACH, H. L. & VOLPEDO A. V. Ontogenetic development of the sagittal otolith of the anchovy, *Anchoa tricolor*, in a subtropical estuary. **Scientia Marina**, 79, 409-418, 2015.

CARVALHO, B. M.; SPACH, H. L.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & VOLPEDO, A. V. Otolith shape index: is it a tool for trophic ecology studies? **Journal of The Marine Biological Association of the United Kingdom**, 7, 1-8, 2019.

CARVALHO, B. M.; VOLPEDO, A. V. & FÁVARO L. F. Ontogenetic and sexual variation in the *sagitta* otolith of *Menticirrhus americanus* (Teleostei; Sciaenidae) (Linnaeus, 1758) in a subtropical environment. 2020. No prelo.

CARVALHO, B. M.; VOLPEDO, A. V.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & SPACH H. L. Use of otolith microchemistry as habitat indicator of *Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz, 1829) in a subtropical estuary. **Latin american journal of aquatic research**, 45(2), 457-465, 2017a.

CASTONGUAY, M.; SIMARD, P. & GAGNON, P. Usefulness of Fourier analysis of otolith shape for Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) stock discrimination. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 48(2), 296-302, 1991.

CHÁVEZ-CABALLERO, V.; LORÁN-NUÑEZ, R. M.; GÓMEZ-ORTIZ, M. G.; GARDUÑO-DIONATE, M. MARTÍNEZ-ISUNZA, F. R. & WAKIDA-KUSUNOKI, A. T. Robalo del Golfo de México. Instituto Nacional de Pesca, **Sagarpa**, 213-241, 2005.

CRUZ, A. & LOMBARTE, A. Otolith size and its relationship with colour patterns and sound production. **Journal of Fish Biology**, 65, 1512–1525, 2004.

DAVOREN, G. K. & HALDEN, N. M. Connectivity of capelin (*Mallotus villosus*) between regions and spawning habitats in Newfoundland inferred from otolith chemistry. **Fisheries research**, 159, 95-104, 2014.

EGBERT, M.E. & RULIFSON, R. A. Age and growth, reproductive biology, and histology in Atlantic needlefish (*Strongylura marina*) in a coastal freshwater lake. **Marine and Freshwater**, 68(7), 1325-1335, 2017.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N.A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil, III Teleostei (2)**, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

FLORIDA FISH AND WILDLIFE CONSERVATION COMMISSION. 2019. <https://www.flickr.com/photos/myfwc/albums/72157625872804969>

FROESE, R. & PAULY, D. Editors. **FishBase**. 2019. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2019).

GAULDIE, R. W. & CRAMPTON, J. S. An eco-morphological explanation of individual variability in the shape of the fish otolith: comparison of the otolith of *Hoplostethus atlanticus* with other species by depth. **Journal of Fish Biology**, 60(5), 1204-1221, 2002.

HARE, J. A. & COWEN, R. K. Effect of age, growth rate, and ontogeny on the otolith size–fish size relationship in bluefish, *Pomatomus saltatrix*, and the implications for back-calculation of size in fish early life history stages. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 52(9), 1909-1922, 1995.

HOLMBERG, R. J.; WILCOX-FREEBURG, E.; RHYNE, A. L.; TLUSTY, M. F.; STEBBINS, A.; NYE JR, S. W.; HONIG, A.; JOHNSTON, A. E.; SAN ANTONIO, C. M.; BOURQUE, B. & HANNIGAN, R. E. Ocean acidification alters morphology of all otolith types in Clark's anemonefish (*Amphiprion clarkii*). **PeerJ**, 7, e6152, 2019.

HÜSSY, K. Otolith shape in juvenile cod (*Gadus morhua*): Ontogenetic and environmental effects. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 364(1), 35-41, 2008.

JUNIOR, J.; ALMEIDA, V. G. & SOUZA-FILHO, J. J. Adaptação de juvenis selvagens de *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) (Pisces, Centropomidae) ao ambiente controlado. **Candombá–Revista Virtual**, 3(1), 15-26, 2007.

LADICH, F. & SCHULZ-MIRBACH, T. Diversity in fish auditory systems: one of the riddles of sensory biology. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 4, 28, 2016.

LEGUÁ, J.; PLAZA, G.; PÉREZ, D. & ARKHIPHIN A. Otolith shape analysis as a tool for stock identification of the southern blue whiting, *Micromesistius australis*. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 41, 479-489, 2013.

LIBUNGAN, L. A.; ÓSKARSSON, G. J.; SLOTTE, A.; JACOBSEN, J. A. & PÁLSSON, S. Otolith shape: a population marker for Atlantic herring *Clupea harengus*. **Journal of fish biology**, 86(4), 1377-1395, 2015.

LINKOWSKI, T. B. Otolith microstructure and growth patterns during the early life history of lanternfishes (family Myctophidae). **Canadian journal of zoology**, 69(7), 1777-1792, 1991.

LIRA, A. S.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; EDUARDO, L. N. & FRÉDOU, T. Feeding ecology of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 12, 123–135, 2017.

LOMBARTE, A.; CHIC, Ò.; PARISI-BARADAD, V.; OLIVELLA, R.; PIERA, J. & GARCÍA-LADONA, E. A web-based environment for shape analysis of fish otoliths. The AFORO database. **Scientia marina**, 70(1), 147-152, 2006.

LOMBARTE, A. & LLEONART, J. Otolith size changes related with body growth, habitat depth and temperature. **Environmental Biology of Fishes**, 37, 297–306, 1993.

LOMBARTE, A. & TUSET, V. Morfometria de otólitos. **Métodos de estudo com otólitos: princípios e aplicações. Buenos Aires: CAFOP-BA-PIESCI**, 269-302, 2015.

MACIEL, T. R.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; BARRADAS, J. R. D. S. & VIANNA, M. Sexual dimorphism in the catfish *Genidens genidens* (Siluriformes: Ariidae) based on otolith morphometry and relative growth. **Neotropical Ichthyology**, 17(1), 2019.

MALLAT, S. Zero-crossings of a *wavelet* transform. **IEEE Transactions on Information theory**, 37(4), 1019-1033, 1991.

MARTÍNEZ, J. A.; ARTEAGA, M. M. C.; MUSI, J. L. T. & ARANDA, A. A. M. Utilización de otólitos como herramienta en la determinación de especies. **Revista de Zoología**, 18, 13-18, 2007.

MÉRIGOT, B.; LETOURNEUR, Y. & LECOMTE-FINIGER, R. Characterization of local populations of the common sole *Solea solea* (Pisces, Soleidae) in the NW Mediterranean through otolith morphometrics and shape analysis. **Marine Biology**, 151(3), 997-1008, 2007.

MIOTTO, M.; CARVALHO, B. M. & SPACH H. L. Does the closed fishing season influence the ichthyofauna consumed by *Larus dominicanus*? **Brazilian Journal of Oceanography**, 65(1), 9-18, 2017.

MONTEIRO, L. R.; DI BENEDITTO, A. P. M.; GUILLERMO, L. H. & RIVERA, L. A. Allometric changes and shape differentiation of *sagitta* otoliths in sciaenid fishes. **Fisheries Research**, 74(1-3), 288-299, 2005.

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2006 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Florida Marine Research Institute. St. Petersburg, Florida, 2006.

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2012 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Report to the Florida Marine Fisheries Commission, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, 2012. Disponível em [http://www.myfwc.com/media/203323/snook 2012.pdf](http://www.myfwc.com/media/203323/snook%202012.pdf).

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2013 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Report to the Florida Marine Fisheries Commission, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, 2013. Disponível em <http://myfwc.com/media/2573521/snook-2013.pdf/>

MULLER, R. G., TROTTER, A. A. & STEVENS, P. W. **The 2015 Stock Assessment Update of Common Snook, *Centropomus undecimalis***. Technical Report. Fish and Wildlife Research Institute, Florida, 2015.

OSTINI, S.; OLIVEIRA, I. D. R.; SERRALHEIRO, P. C. D. S. & GOMES SANCHES, E. Criação do robalo-peva ("*Centropomus parallelus*") submetido a diferentes densidades de estocagem. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, 8(3), 2007.

ORRELL, T. M. Perciformes. In: Carpenter, K.E. (Ed.), **The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic, Volume 2: Bony Fishes Part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)**. Food and Agriculture Organization of the United States, Rome, pp. 1286–1303, 2002.

PARISI-BARADAD, V.; MANJABACAS, A.; LOMBARTE, A.; OLIVELLA, R.; CHIC, Ò.; PIERA, J. & GARCÍA-LADONA, E. Automated Taxon Identification of Teleost fishes using an otolith online database-AFORO. **Fisheries Research**, 105(1), 13-20, 2010.

PERERA-GARCÍA, M. A.; MENDOZA-CARRANZA, M.; CONTRERAS-SÁNCHEZ, W. M.; HUERTA-ORTÍZ, M. & PÉREZ-SÁNCHEZ, E. Reproductive biology of common snook *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae) in two tropical habitats. **Revista de Biología Tropical**, 59(2), 669-681, 2011.

POPPER, A. N.; RAMCHARITAR, J. & CAMPANA, S. E. Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. **Marine and Freshwater Research**, 56(5), 497-504, 2005.

QUADROS, J. & MONTEIRO-FILHO, E. L. Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. **Studies on Neotropical fauna and Environment**, 36(1), 15-21, 2001.

REIS-SANTOS, P.; GILLANDERS, B. M.; TANNER, S. E.; VASCONCELOS, R. P.; ELSDON, T. S. & CABRAL, H. N. Temporal variability in estuarine fish otolith elemental fingerprints: implications for connectivity assessments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 112, 216-224, 2012.

RODRIGUES, V. L. A.; WEDEKIN, L. L.; MARCONDES, M. C. C.; BARBOSA, L. & FARRO, A. P. C. Diet and foraging opportunism of the Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Abrolhos Bank, Brazil. **Marine Mammal Science**, 2019.

SADIGHZADEH, Z.; OTERO-FERRER, J. L.; LOMBARTE, A.; FATEMI, M. R. & TUSET, V. M. An approach to unraveling the coexistence of snappers (Lutjanidae) using otolith morphology. **Scientia Marina**, 78(3), 353-362, 2014.

SADIGHZADEH, Z.; TUSET, V. M., VALINASSAB, T.; DADPOUR, M. R. & LOMBARTE, A. Comparison of different otolith shape descriptors and morphometrics for the identification of closely related species of *Lutjanus* spp. from the Persian Gulf. **Marine Biology Research**, 8(9), 802-814, 2012.

SEAMAN, W. & COLLINS, N. M. **Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (South Florida): Snook**. The Group, 1983.

SILIPRANDI, C. C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; BRENHA, M. R.; GONSALES, S. A.; SANTIFICETUR, C. & VAZ-DOS-SANTOS A. M. Atlas of marine bony fish otoliths (*sagittae*) of southeastern - southern Brazil Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). **Brazilian Journal Oceanography**, 62, 28-101, 2014.

SOETH, M.; SPACH, H. L.; DAROS, F. A.; ADELIR-ALVES, J.; ALMEIDA, A. C. O. & CORREIA, A. T. R. M. Stock structure of Atlantic spadefish *Chaetodipterus faber* from Southwest Atlantic Ocean inferred from otolith elemental and shape signatures. **Fisheries Research**, 211, 81-90, 2019.

SONG, Y.; CHENG, F.; ZHAO, S. & XIE, S. Ontogenetic development and otolith microstructure in the larval and juvenile stages of mandarin fish *Siniperca chuatsi*. **Ichthyological research**, 66(1), 57-66, 2019.

TAVARES, L. E. & LUQUE, J. L. A new species of *Acantholochus* (Copepoda: Bomolochidae) parasitic on *Centropomus undecimalis* (Osteichthyes: Centropomidae) from the coastal zone of the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 98(2), 241-246, 2003.

TAYLOR, R. G.; WHITTINGTON, J. A.; GRIER, H. J. & CRABTREE, R. E. Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of South Florida. **Fishery Bulletin**, 98(3), 612-612, 2000.

TOMBARI, A. D.; VOLPEDO, A. V. & ECHEVERRÍA D. D. Desarrollo de la sagitta en juveniles y adultos de *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes, 1835) y *O. bonariensis* (Valenciennes, 1835) de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Teleostei: Atheriniformes). **Revista Chilena de Historia Natural**, 78, 623-633, 2005.

TORRES, G. J.; LOMBARTE, A. & MORALES-NIN, B. Variability of the sulcus acusticus in the sagittal otolith of the genus *Merluccius* (Merlucciidae). **Fisheries Research**, 46, 5-13, 2000.

THRESHER, R. E. Elemental composition of otoliths as a stock delineator in fishes. **Fisheries Research**, 43, (1-3), 165-204, 1999.

TUCKER JR, J. W. & CAMPBELL, S. W. Spawning season of common snook along the east central Florida coast. **Florida Scientist**, 1-6, 1988.

TUSET, V. M.; FARRÉ, M.; OTERO-FERRER, J. L.; VILAR, A.; MORALES-NIN, B. & LOMBARTE, A. Testing otolith morphology for measuring marine fish biodiversity. **Marine and Freshwater Research**, 67(7), 1037-1048, 2016.

TUSET, V. M.; IMONDI, R.; AGUADO, G.; OTERO-FERRER, J. L.; SANTSCHI, L.; LOMBARTE, A. & LOVE, M. Otolith patterns of rockfishes from the Northeastern Pacific. **Journal of morphology**, 276(4), 458-469, 2015.

TUSET, V. M.; LOMBARTE, A. & ASSIS, C. A. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. **Scientia Marina**, 72, 7-198, 2008.

VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI C. L. D. B. Age and growth of the Argentine hake *Merluccius hubbsi* Marini, 1933 in the Brazilian South-Southeast Region during 1996-2001. **Neotropical Ichthyology**, 5(3), 375-386, 2007.

VIGNON, M. Ontogenetic trajectories of otolith shape during shift in habitat use: Interaction between otolith growth and environment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 420, 26-32, 2012.

VIGLIOLA, L. & HARMELIN-VIVIEN, M. Post-settlement ontogeny in three Mediterranean reef fish species of the genus *Diplodus*. **Bulletin of Marine Science**, 68(2), 271-286, 2001.

VOLPEDO, A. V. & ECHEVERRÍA, D. D. Morfología de los otolitos sagittae de juveniles y adultos de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Sciaenidae). **Revista Ciências Marina Thalassas**, 15, 19-24, 1999.

VOLPEDO, A. & ECHEVERRÍA, D. D. Ecomorphological patterns of the *sagitta* in fish on the continental shelf off Argentine. **Fisheries Research**, 60(2-3), 551-560, 2003.

WIFF, R.; FLORES, A.; SEGURA, A. M.; BARRIENTOS, M. A. & OJEDA, V. Otolith shape as a stock discrimination tool for ling (*Genypterus blacodes*) in the fjords of Chilean Patagonia. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 1-15, 2019

YAN, T.; HU, J.; CAI, Y.; XIONG, S.; YANG, S.; WANG, X. & HE, Z. Otolith development in larval and juvenile *Schizothorax davidi*: ontogeny and growth increment characteristics. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, 35(5), 1197-1204, 2017.

ZISCHKE, M. T.; LITHERLAND, L.; TILYARD, B. R.; STRARFORD, N. J.; JONES, E. L. & WANG Y. G. Otolith morphology of four mackerel species (*Scomberomorus* spp.) in Australia: Species differentiation and prediction for fisheries monitoring and assessment. **Fisheries Research**, 176, 39-47, 2016.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O rio São Francisco, anteriormente chamado pelos indígenas de Opará (Rio Mar), é um rio de grande importância econômica e cultural para o Brasil, especialmente para a região nordeste do país, pois é utilizado ao longo de todo o seu curso como fonte de recursos tais quais: obtenção de energia elétrica, irrigação de lavouras, abastecimento de água para a população e como hidrovia entre as diversas comunidades. Sendo inclusive chamado de "rio da integração nacional", pois já serviu como hidrovia quando fazia a interligação entre a região nordeste e a região sudeste do Brasil.

Apesar de sua importância, no caráter ecológico do baixo São Francisco ainda persiste como uma grande lacuna, principalmente frente a pesquisa ictiológica. Uma vez que grande parte dos trabalhos ictiofaunísticos realizados no baixo São Francisco são fundamentados em informações retiradas de desembarques pesqueiros ou são focados em espécies de importância comercial. Assim, um dos objetivos do presente estudo foi a preencher parte desta lacuna identificando as espécies que habitam nas áreas rasas da região da foz do rio São Francisco. A respeito disso o presente estudo foi bem-sucedido, uma vez que identificou espécies cujas ocorrências ainda não haviam sido registradas na região. Entretanto ainda há muito a se conhecer sobre a ictiofauna da foz do São Francisco já que o presente estudo, por diversas limitações (temporais e orçamentárias), optou por manter o foco nas áreas rasas, assim ainda há outros ambientes que ainda carecem de estudos que identifiquem e descrevam (espacial e temporalmente) a fauna de peixes que ali habita.

O último trecho do curso do rio São Francisco, onde está localizada a desembocadura, é o mais impactado, pois sofre os efeitos combinados dos impactos que ocorrem em todo curso do rio, por um processo conhecido como "efeito funil". Um dos impactos que muitas vezes pode passar despercebido é a construção de barramentos ao longo do rio, tanto para a produção de energia elétrica quanto para a construção de açudes. Esses barramentos causam diversas mudanças na dinâmica natural do rio, uma vez que transformam ambientes lóticos em lênticos e impedem a movimentação de espécies durante a piracema. Causando também a diminuição da influência das cheias a jusante da barragem, devido a regularização do fluxo, e interrompendo o preenchimento natural das lagoas marginais (berçários naturais da ictiofauna local). A diminuição do fluxo natural do rio devido aos barramentos diminuiu

também a pressão hidrostática exercida pelo rio sobre a água salgada. E o rio, que anteriormente penetrava mar adentro, em um sistema similar ao da foz do rio Amazonas, perdeu força e permitiu a entrada da água salgada na calha do rio, efeito que acontecia apenas em períodos de grande seca, ocasionando a salinização da região da foz devido a penetração da cunha salina e por assim ampliando a área estuarina que anteriormente era restrita a poucos quilômetros. Desta forma o presente estudo tinha também por objetivo verificar a mistura entre a fauna dulcícola e a fauna marinha/estuarina com a penetração da cunha salina. Para nosso espanto concluímos que a situação da salinização da foz do rio São Francisco se encontra em um nível muito mais grave do que havíamos imaginado, já que no trecho onde realizamos as coletas do material (até aproximadamente 10 km rio acima a partir da foz) encontramos uma ictiofauna majoritariamente marinha/estuarina (99,92% da abundância total), mesmo em locais de salinidade mais baixa. Frente a isso, em um novo estudo o ideal seria estender a área de amostragem até que fosse possível identificar o local onde está havendo o *turnover* das espécies marinhas/estuarinas pelas as dulcícolas, para que assim fosse possível o estudo da interação entre as duas faunas distintas.

Além de demonstrar as alterações causadas pela salinização, a presente tese teve como objetivo descrever algumas características da ictiofauna presente nas áreas rasas da foz do rio São Francisco, gerando assim subsídios para futuras tomadas de decisão (de manejo ou proteção), já que atualmente estas informações são escassas.

Os padrões de ocorrência temporal e espacial da ictiofauna estudada não diferiram o esperado ao acaso na foz do rio São Francisco, indicando que as interações competitivas não desempenham um papel fundamental na estruturação dessa comunidade, desta forma os fatores abióticos parecem ser os principais atuantes na estruturação da assembleia de peixes local. Tal resultado aponta a importância o monitoramento constante das ações antrópicas sobre o rio, principalmente as causadas pelas barragens, pois estas parecem ser as principais causas de mudanças na estruturação e montagem da comunidade local.

Inicialmente o objetivo do capítulo dedicado ao crescimento da *A. Brasiliensis* era, além de descrever seu crescimento, detectar possíveis tendências latitudinais no crescimento da espécie, no entanto a ocorrência de diferentes populações ao longo da costa brasileira dificulta tal tipo de comparação. Nem por isso os resultados

apresentados nesse capítulo se tornam menos importantes, já que são inéditos para a região e podem servir de arcabouço para outros estudos locais e comparativos.

As diferenças ontogenéticas demonstradas no capítulo final dessa tese nos dão pistas que nos ajudam entender melhor o ciclo de vida e *C. undecimalis* na foz do rio São Francisco e disponibilizam informações úteis para a correta identificação de amostras advindas de espécies ictiofágicas. Além de contribuir para a construção do conhecimento sobre essa espécie que possui grande importância comercial e desportiva.

Por fim é importante salientar que a continuidade dos estudos na região é de extrema importância não apenas para preservação e manejo das espécies locais, mas também porque as consequências da salinização afetam diretamente a vida da população local uma vez que grande parte das comunidades ribeirinhas tiram do rio sua fonte sustento e de abastecimento de água.

7. REFERÊNCIAS GERAIS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 15 de abr. 2006.

AGUIAR NETTO, A. D. O., LUCAS, A. A. T., SANTOS, A. G. C., & ALMEIDA, C. A. P. Água e ambiente no baixo São Francisco sergipano. *In*: Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas, Antenor De Oliveira Aguiar Netto (Organizadores). **Águas Do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 15-32, 2011.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, Maringá: Eduem, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná river: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, 4(3), 255-268, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, 1(1), 70-78, jul. 2005.

AGRAWAL, A. A.; ACKERLY, D. D.; ADLER, F.; ARNOLD, A. E.; CACERES, C.; DOAK, D. F.; POST, E.; HUDSON, P. J.; MARON, J.; MOONEY, K. A.; POWER, M.; SCHEMSKE, D.; STACHOWICZ, J.; STRAUSS, S.; TURNER, M. G. & WERNER, E. Filling key gaps in population and community ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 5, 145–152, 2007.

ALBUQUERQUE, C. Q.; MIEKELEY, N.; MUELBERT, J. H.; WALTHER, B. D. & JAUREGUIZAR, A. J. Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. **Marine Biology**, 159(10), 2229-2239, 2012.

ALIAUME, C.; ZERBI, A. & MILLER, J.M. Juvenile snook species in Puerto Rico estuaries: distribution, abundance and habitat description. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, 47, 499–519, 2005.

ALVES, C. B. M. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. **Neotropical Ichthyology**, 5(2), 233-236, 2007.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente**. Belo Horizonte: Segrac, 2001.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. Historical changes in the Rio das Velhas fish fauna-Brazil. *In*: **American Fisheries Society Symposium**. 2005.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. *In: Ecological and genetic implications of aquaculture activities*. Springer, Dordrecht, 291-314, 2007.

ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2), 195-202, 2004.

ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4), 640–661, 2008.

ANDREATA, J. V.; BARBIERI, L. R. R.; SEBÍUA, A. S. C.; SILVA, M. H. C.; SANTOS, M.A. & SANTOS, R.P. 1990. Relação dos peixes da Laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, 12(1), 5-17, 1990.

ANDREATA, J.V.; MARCA, A.G.; SANTOS, R.S. & SOARES, C.L. 1997. Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 14(1), 121-134, 1997.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, 58(4), 547-558, 1998.

ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. **Acta Biologica Leopoldensia**, 19(1), 61-83, 1997.

ARAÚJO, F. G.; DE AZEVEDO, M. C. C.; DE ARAÚJO SILVA, M.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES, I. D. & DA CRUZ-FILHO, A. G. Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25, 441-450, 2002.

ASSIS, D. A. S. **Reprodução da espécie nativa *Serrasalmus brandtii* (Lütken 1875) e da introduzida *Mrtynnis maculatus* (Kner 1858) em resposta à alteração hidrológica no Baixo São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2014.

AUSTER, P. J.; SEMMENS, B. X. & BARBER, K. Pattern in the Co-Occurrence of Fishes Inhabiting the Coral Reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. **Environmental Biology of Fishes**, 74, 187–194, 2005.

AVIGLIANO, E.; TOMBARI, A. & VOLPEDO, A. V. ¿El otolito de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental? **Biología Acuática**, 27, 9-15, 2012.

AVIGLIANO, E.; MARTINEZ, C. F. R. & VOLPEDO A. V. 2014. Combined use of otolith microchemistry and morphometry as indicators of the habitat of the silverside (*Odontesthes bonariensis*) in a freshwater–estuarine environment. **Fisheries Research**, 149, 55-60, 2014.

AVIGLIANO, E.; COMTE, G.; ROSSO, J. J.; MABRAGAÑA, E.; PAOLA, D. R.; SANCHEZ, S.; VOLPEDO, A.; ROSSO, F. D. & SCHENONE, N. F. Identificación de stocks pesqueros de la corvina de río (*Plagioscion ternetzi*) de los ríos Paraguay y Paraná, mediante el análisis morfométrico de sus otólitos. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 43(3), 718-725, 2015.

AZEVEDO, M. C. C.; ARAÚJO, F. G.; PESSANHA, A. L. M. & SILVA, M. D. A. Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 66, 315–322, 2006.

BAGGIO, R. A.; STOIEV, S. B.; SPACH, H. L. & BOEGER, W. A. Opportunity and taxon pulse: the central influence of coastal geomorphology on genetic diversification and endemism of strict estuarine species. **Journal of biogeography**, 44(7), 1626-1639, 2017.

BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; DOLBETH, M.; VIEGAS, I.; CABRAL, H. & PARDAL, M. Effects of freshwater flow on the fish assemblage of the mondego estuary (Portugal): Comparison between drought and non-drought years. **Marine and Freshwater Research**, 61(4), 490–501, 2010.

BARBOSA, J. M. Semelhança faunística entre as bacias dos rios Moji-Guaçu, São Francisco e Parnaíba. **V Seminário Regional de Ecologia**, 1986.

BARBOSA, J. M.; LEITÃO, S. S. *Parachromis managuensis*: Um ciclídeo introduzido no Brasil. *In: Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, 2003.

BARBOSA, J. M.; SOARES, E. C. Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 4(1), 155–172, 2009.

BARLETTA, M. & COSTA, M. F. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Coastal Research**, 56, 371–375, 2009.

BARTON, K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4, 2018. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

BATE, G. C. & ADAMS, J. B. The effects of a single freshwater release into the Kromme Estuary. 5. Overview and interpretation for the future. **WATER SA-PRETORIA**, 26(3), 329-332, 2000.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BELEI, F.; SANTANA SAMPAIO, W. M.; GIONGO, P.; DERGAM, J. Ictiofauna de área prioritária para conservação, Médio São Francisco, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Neotropical Biology & Conservation**, 11(2), 2016.

BEMVENUTI, M. A. Abundância, distribuição e reprodução de peixe-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, 9(1), 5-32, 1987.

BEMVENUTI, M. de A. **Abundância, distribuição, reprodução e hábitos alimentares de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarial da Lagoa dos Patos, R.S. Brasil.** Dissertação de mestrado. Universidade do Rio Grande. 1984.

BENNETT, B. A. The fish community of the Berg River estuary and an assessment of the likely effects of reduced freshwater inflows. **South African Journal of Zoology**, 29(2), 118–125, 1994.

BERNARDES, L.M.C. Notas sobre o clima da bacia do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia**, 13(3), 473-489, 1951.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N. F. Growth of the Silverside *Atherinella brasiliensis* in Tramandaí Estuary, Southern Brazil (Actinopterygii: Atherinopsidae). **Neotropical Ichthyology**, 5, 485-490, 2007.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N. F. Reprodução de *Atherinella brasiliensis* no estuário do rio Tramandaí, Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Atherinopsidae). **Biociências**, 5, 19-32, 1997.

BHAT, A. & MAGURRAN, A. E. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. **Journal of Fish Biology**, 70, 623–629, 2007.

BITTENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; FONTES, L. C. S.; SOUSA, D. L.; SILVA, I. R.; SILVA, F. R. Wave refraction, river damming, and episodes of severe shoreline erosion: the São Francisco river mouth, northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, 23(4), 930–938, 2007.

BLABER, S. J. M. Fish in Hot Water: The Challenges Facing Fish and Fisheries Research in Tropical Estuaries. **Journal of Fish Biology**, 61, 1–20, 2002.

BLANC, L.; ALIAUME, C.; ZEBRI, A.; LASSERRE, G. Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environmental: an example in tropics. **Life Science**, 324, 635-646, 2001.

BOEUF, G. & LE BAIL, P. Y. Does light have an influence on fish growth? **Aquaculture**, 177, 129-152, 1999.

BOEUF, G. & PAYAN, P. How should salinity influence fish growth? **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, 130, 411-423, 2001.

BOSE, A. P.; ADRAGNA, J. B. & BALSHINE, S. Otolith morphology varies between populations, sexes and male alternative reproductive tactics in a vocal toadfish *Porichthys notatus*. **Journal of fish biology**, 90(1), 311-325, 2017.

BOT NETO, R. L.; PASSOS, A.N.; SCHWARZ, J. & SPACH, H.L. Use of shallow areas by ichthyofauna (Teleostei) on the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex, State of Paraná, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 13(1), 64-78, 2018.

BOTH, C. **Riqueza, Composição de Guildas e Padrões de Co-Ocorrência de Comunidades de Girinos Em Poças No Sul Do Brasil**, Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

BRANCO, J. O.; VERANI, J.R. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(2), 381-391, 2006.

BRASIL-SATO, M. C.; DOS SANTOS, M. D. Metazoan parasites of Conorhynchos conirostris (Valenciennes, 1840) an endemic siluriform fish of the São Francisco basin, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, 14(4), 160-166, 2005.

BRAZ FILHO, P. A. **Prospecto turfa (Baixo rio São Francisco)**. Salvador-CPRM/SUREG, 1980. Relatório C.C. 2606/010.

BRENHA-NUNES, M. R.; SANTIFICETUR, C.; CONVERSANI, V. R. M.; GIARETTA, M. B.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. & SILIPRANDI, C. C. Atlas of marine bony fish otoliths (*sagittae*) of Southeastern-Southern Brazil Part IV: Perciformes (Centropomidae, Acropomatidae, Serranidae, Priacanthidae, Malacanthidae, Pomatomidae, Carangidae, Lutjanidae, Gerreidae and Haemulidae). **Brazilian Journal of Oceanography**, 64(SPE1), 23-75, 2016.

BRIAN, S.; DYER, H. Systematic revision of the South American silversides (Teleostei, Atheriniformes). **Biocell**, 30(1), 69-88, 2006.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco**. Brasília: Editora Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988.

BUGONI, L. & VOOREN, C. M. Feeding ecology of the Common Tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. **Ibis**, 146(3), 438-453, 2004.

BURONE, L.; MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. & RODRIGUES, M. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 75(1), 77-90, 2003.

CAPOCCIONI, F.; COSTA, C.; AGUZZI, J.; MENESATTI, P.; LOMBARTE, A. & CICCOTTI, E. Ontogenetic and environmental effects on otolith shape variability in three Mediterranean European eel (*Anguilla anguilla*, L.) local stocks. **Journal of experimental marine biology and ecology**, 397(1), 1-7, 2011.

CARPENTER, K. E. & DE ANGELIS, N. (Eds.). **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, 2002.

CARTAGENA, F. B. C.; HOSTIM-SILVA, M. & Spach, H. L. Distribuição Espacial da Ictiofauna Demersal No Saco Dos Limões (Baía Sul, Florianópolis, SC). **Bioikos**, 25, 117-128, 2011.

CARVALHO, B. M. & CORRÊA, M. F. M. Morphometry of the *sagitta* otolith from *Atherinella brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824) (Actinopterygii - Atherinopsidae), at the coast of Paraná. **Revista Tropical Oceanography**, 42, 54-59, 2014.

CARVALHO, B. M. & SPACH, H. L. 2015. Habitat use by *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) in intertidal zones of a subtropical estuary, Brazil. **Acta Scientiarum**, 37, 177–184, 2015.

CARVALHO, B. M. DE; BARRADAS, J. R. S.; FONTOURA, N. F. & SPACH, H. L. Growth of the silverside *Atherinella brasiliensis* in a subtropical estuary with some insights concerning the weight-length relationship. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 89(3), 2261-2272, 2017.

CARVALHO, B. M.; SPACH, H. L.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & VOLPEDO, A. V. Otolith shape index: is it a tool for trophic ecology studies? **Journal of The Marine Biological Association of the United Kingdom**, 7, 1-8, 2019.

CARVALHO, B. M.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; SPACH, H. L. & VOLPEDO A. V. Ontogenetic development of the sagittal otolith of the anchovy, *Anchoa tricolor*, in a subtropical estuary. **Scientia Marina**, 79, 409-418, 2015.

CARVALHO, B. M.; VOLPEDO, A. V. & FÁVARO L. F. Ontogenetic and sexual variation in the *sagitta* otolith of *Menticirrhus americanus* (Teleostei; Sciaenidae) (Linnaeus, 1758) in a subtropical environment. 2020. No prelo.

CARVALHO, B. M.; VOLPEDO, A. V.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & SPACH H. L. Use of otolith microchemistry as habitat indicator of *Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz, 1829) in a subtropical estuary. **Latin american journal of aquatic research**, 45(2), 457-465, 2017a.

CASTONGUAY, M.; SIMARD, P. & GAGNON, P. Usefulness of Fourier analysis of otolith shape for Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) stock discrimination. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 48(2), 296-302, 1991.

CHAPMAN, P. M. & WANG, F. Assessing sediment contamination in estuaries. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 20(1), 3-23, 2001.

CHAVES, P. T. & BOUCHEREAU, J. L. Biodiversity and dynamics of ichthc communities in the mangrove of Guaratuba, Brazil. **Oceanologica Acta**, 22(3), 353-364, 1999.

CHÁVEZ-CABALLERO, V.; LORÁN-NUÑEZ, R. M.; GÓMEZ-ORTIZ, M. G.; GARDUÑO-DIONATE, M. MARTÍNEZ-ISUNZA, F. R. & WAKIDA-KUSUNOKI, A. T. Robalo del Golfo de México. Instituto Nacional de Pesca, **Sagarpa**. 213-241, 2005.

CHÍCHARO, L.; CHÍCHARO, M. A. & MORAIS, P. Effects of Guadiana river inflow on coastal fisheries. **Thalassas**, 19, 99-100, 2003.

CHÍCHARO, M. A., CHÍCHARO, L., & MORAIS, P. Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): Before and after Alqueva dam construction. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 70(1-2), 39–51, 2006.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D.; SCHRAGA, T. S.; NEJAD, E. & MARTIN, C. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. **Limnology and Oceanography**, 62(S1), S272-S291, 2017.

COELHO, A. L. N. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens - Fluvial geomorphology of rivers impacted from dams. **Caminhos de Geografia**, 9(26), 16–32, 2008.

COLEMAN, B. D; MARES, M. A.; WILLIS, M. R.; HSIEH, Y. Randomness, area and species richness. **Ecology**, 63, 1121–1133, 1982.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**, Brasília, 1991.

CONNOR, E. F. & SIMBERLOFF, D. The assembly of species communities: chance or competition? **Ecology**, 60, 1132-1140, 1979.

CONTENTE R. F., STEFANONI M. F. & SPACH H. L. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 91, 1197-1205, 2010.

CORRÊA, R. D. F. D. S.; BRASIL-SATO, M. D. C. Digenea in the surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix and Agassiz, 1829) (Siluriformes: Pimelodidae) of the upper São Francisco River, State of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(6), 1181-1185, 2008.

COSTA, F. J. C. **Subprojeto 1.3 – Recomposição da Ictiofauna Reofilica do Baixo São Francisco**, ANA/GEF/PNUMA/OEA, Canindé do São Francisco, SE, 2003.

COSTA, M.R.; PEREIRA, H.H.; NEVES, L.M. & ARAÚJO, F. G. Length–weight relationships of 23 fish species from Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 30, 1-3, 2013.

COSTA-NETO, E. M.; DIAS, C. V.; MELO, M. N. O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum**, 24(2), 561-572, 2002.

CRUZ, A. & LOMBARTE, A. Otolith size and its relationship with colour patterns and sound production. **Journal of Fish Biology**, 65, 1512–1525, 2004.

DA LUZ, S. C. S.; EL-DEIR, A. C. A.; DE FRANÇA, E. J.; SEVERI, W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, 9(3), 2009.

DAGOSTA, F. C. P.; MARINHO, M. M. F.; CAMELIER, P. A new species of *Hyphessobrycon Durbin* (Characiformes: Characidae) from the middle rio São Francisco and upper and middle rio Tocantins basins, Brazil, with comments on its biogeographic history. **Neotropical Ichthyology**, 12(2), 365-375, 2014.

DAMASCENO, R. Uso de recursos alimentares e eletividades na dieta de uma assembleia de anuros terrícolas das dunas do médio Rio São Francisco, Bahia. **Biota Neotropica**, 5(2), 2005.

DAVOREN, G. K. & HALDEN, N. M. Connectivity of capelin (*Mallotus villosus*) between regions and spawning habitats in Newfoundland inferred from otolith chemistry. **Fisheries research**, 159, 95-104, 2014.

DE AMORIM, M. P.; GOMES, B. V. C.; MARTINS, Y. S.; SATO, Y.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Early development of the silver catfish *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) (Pisces: Heptapteridae) from the São Francisco River Basin, Brazil. **Aquaculture Research**, 40(2), 172-180, 2009.

DE CAMARGO, S. A. F.; PETRERE JR., M. Social and financial aspects of the artisanal fisheries of Middle São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, 8(2), 163-171, 2001.

DE OLIVEIRA, A. M. E. Ictiofauna das águas estuarinas do rio Parnaíba (Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, 14(1), 41-45, 1974.

DE SOUZA, K.; COELHO, R. D. F.; SOBRINHO, C. P.; NASCIMENTO, J. P. B.; GOGLIATH, M.; RIBEIRO, L. B. Fauna de lagartos de habitats de Caatinga do Campus Ciências Agrárias da Universidade Federal Do Vale Do São Francisco, Petrolina-Pe, Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, 15(1, 2, 3), 2013.

DEL RÍO, V.; ROSAS, J.; VELÁSQUEZ, A. & CABRERA, T. Desarrollo embrionario larval y tiempo de metamorfosis del pez tropical *Xenomelaniris brasiliensis* (Pisces: Atherinidae). **Revista de Biología Tropical**, 53, 1-10, 2005.

DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. *In*: CODY, M. L. & DIAMOND, J. M. (Eds) **Ecology and evolution of communities**, Harvard University Press, Cambridge, 1975.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994.

DOMINGUEZ, J. M. L. The São Francisco strandplain: a paradigm for wave-dominated deltas? **Geological Society Special Publications**, 1(117), 217-231, 1996.

DOMINGUEZ, J.M.L. The São Francisco strandplain: a paradigm for wave-dominated deltas. *In*: Geology of Siliciclastic Shelf Seas. Eds. **Geological Society Special Publication**, 117, 217-231, 1996.

DOS SANTOS POMPEU, P. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16, 19-26, 1999.

EGBERT, M.E. & RULIFSON, R. A. Age and growth, reproductive biology, and histology in Atlantic needlefish (*Strongylura marina*) in a coastal freshwater lake. **Marine and Freshwater**, 68(7), 1325-1335, 2017.

ELLIOT M.; WHITFIELD A. K.; POTTER I. C.; BLABER S. J. M.; CYRUS D. P.; NORDLIE F. G. & HARRISON T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, 8, 241-268, 2007.

ELLIOT, M. & MCLUSKY, D. S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, coastal and shelf science**, 55, 815-827, 2002.

ENTSMINGER, G. L. EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists. Ver, v. 1, p. 5426-5429, 2014.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SPACH. H. L. BARRIL, M. E.; ARAÚJO, K. C. B.; GODEFROID, R. S. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. **Cadernos da Escola de Saúde – Ciências Biológicas**, 1, 1-16, 2008.

FALCÃO, M. G.; SARPÉDONTI, V.; SPACH, H. L.; OTERO, M. E. B.; QUEIROZ, G. M. L. N. & SANTOS, C. A ictiofauna em planícies de maré das baías Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 8(2),125-138, 2006.

FÁVARO, L. F.; LOPES, S. C. G. & SPACH, H. L. Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20, 501-506, 2003.

FÁVARO, L. F.; OLIVEIRA E. C. & VERANI, N.F. Estrutura da população e aspectos reprodutivos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae) em áreas rasas do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**., 24, 1150-1156, 2007.

FAVERO, F. D. L. T., DA SILVA ARAUJO, I. M., & SEVERI, W. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracaípe, Northeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 45(1), 2019.

FERREIRA, R. M. A.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SATO, Y. Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, 48(1), 71-76, 1996.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N.A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil, III Teleostei (2)**, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

FILOGONIO, R.; ASSIS, V. B.; PASSOS, L. F.; COUTINHO, M. E. Distribution of populations of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*, Daudin 1802, Alligatoridae) in the São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(4), 961-968, 2010.

FISHERIES AND AQUACULTURE SOFTWARE. FISAT II - FAO-ICLARM Stock Assessment Tool. Rome. Updated 28 November 2013.

FLORIDA FISH AND WILDLIFE CONSERVATION COMMISSION. 2019. <https://www.flickr.com/photos/myfwc/albums/72157625872804969>.

FONTES, L. C. S. Erosão Marginal no Baixo Curso do Rio São Francisco. Um Estudo de Caso de Impactos Geomorfológicos à Jusante de Grandes Barragens. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Núcleo de Pós-Graduação e Estudos do Semiárido, Universidade Federal de Sergipe, Aracaju – Sergipe, 2002.

FONTOURA, N. F. & AGOSTINHO, A. A. Growth with seasonally varying temperatures: an expansion of the von Bertalanffy growth model. **Journal of Fish Biology**, 48, 569-584, 1996.

FOX, J. & WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**, Thousand Oaks CA: Sage, 2011. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.

FOX, J. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. **Journal of Statistical Software**, 8(15), 1-27, 2003. <http://www.jstatsoft.org/v08/i15/>.

FRANCO, T. P.; ARAÚJO, C. E. O. & ARAÚJO F. G. Length–weight relationships for 25 fish species from three coastal lagoons in Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 30: 1-3, 2013.

FREIRE, K. M. F.; NASCIMENTO, F. P.; ROSÁRIO, L. M. O.; ROCHA, G. R. A.; ALVES, G. A. & LINS-OLIVEIRA J. E. Characterization of some biological aspects of *Atherinella brasiliensis* caught during sport fishing tournaments: a case study from Northeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 38, 171-180, 2012.

FROESCHKE, J.; STUNZ, G. W. & WILDHABER, M. L. Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine Waters. **Marine Ecology Progress Series**, 407, 279-292, 2010.

FROESE R. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, 22, 241-253, 2006.

FROESE, R. & PAULY, D. Editors. **FishBase**. 2019. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

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

GARCIA, C.; MOREIRA FILHO, O. Cytogenetical analyses in three fish species of the genus *Pimelodus* (Siluriformes: Pimelodidae) from rio São Francisco: considerations about the karyotypical evolution in the genus. **Neotropical Ichthyology**, 3(2), 285-290, 2005.

GAULDIE, R. W. & CRAMPTON, J. S. An eco-morphological explanation of individual variability in the shape of the fish otolith: comparison of the otolith of *Hoplostethus atlanticus* with other species by depth. **Journal of Fish Biology**, 60(5), 1204-1221, 2002.

GAUSE, G. F.; NASTUKOVA, O. K. & ALPATOV, W. W. The Influence of Biologically Conditioned Media on the Growth of a Mixed Population of *Paramecium caudatum* and *P. aureliax*. **Journal of Animal Ecology**, 3(2), 222-230, 1934.

GIACOMINI, H. C. & SHUTER, B. J. Adaptive responses of energy storage and fish life histories to climatic gradients. **Journal of Theoretical Biology**, 339, 100-111, 2013.

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**, 43(2), 141-152, 1995.

GIARRIZZO, T.; SILVA DE JESUS, A. J.; LAMEIRA, E. C.; ARAÚJO DE ALMEIDA, J. B.; ISAAC, V. & SAINTPAUL, U. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in Northern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 22, 325-327, 2006.

GILLANDERS, B. B. & KINGSFORD, M. J. Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. **Oceanography and Marine Biology**, 40, 233–309, 2002.

GODEFROID, R. R.; SPACH, H. L.; SCHWARZ Jr., R.; QUEIROZ, G. M. L. N. & OLIVEIRA NETO, J. F. (2003) Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 29(1), 47-55, 2003.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Migration and spawning of radio-tagged zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian River. **Transactions of the American Fisheries Society**, 135(3), 811-824, 2006.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 80(4), 421-433, 2007.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Cheia induzida: manejando a água para restaurar a pesca. *In*: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, p. 307-326, 2003.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2003.

GODOY, P. Subprojeto 1.1. C – **Avaliação da Contribuição do Rio São Francisco ao Incremento da Competitividade da Agricultura na Bacia**. 2003.

GOLZIO, J. E. S. A.; FALKENBERG, J. M.; PRAXEDES, R. G.; COUTINHO, A. S.; LAURINDO, M. K.; PESSANHA, A. L. M.; MADI, R.; PATRICIO, J. M.; VENDEL, A.L.; SOUZA, G. T. R.; MELO, C.; LACERDA, A. C. F. 2017. Gill parasites of fish from two estuaries in northeastern Brazil: new hosts and geographical records. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, 89, 2281–2291, 2017.

GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Saúde & Ambiente em Revista**, 6(1), 24-30, 2011.

GONÇALVES, F. B.; SANTOS, L. D. C.; RIBEIRO, L. F.; ARAÚJO-FILHO, R. N.; GOIS, S. S.; NASCIMENTO, A. A.; ROCHA, I. P. & HOLANDA, F. S. R. **Levantamento florístico realizado na margem direita do baixo curso do rio São Francisco no estado de Sergipe, Brasil**. Sociedade de Ecologia do Brasil, VIII CEB, Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG, 2007.

GOTELLI, N. J. & MCCABE, D. J. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. **Ecology**, 83, 2091–2096, 2002.

GOTELLI, N. J. Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns. **Ecology**, 81(9), 2606–2621, 2000.

GOTELLI, N. J.; BUCKLEY, N. J. & WIENS, J. A. Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. **Oikos**, 80, 311e324, 1997.

GOTELLI, N. J.; HART, E. M. & ELLISON A. M. EcoSimR: Null model analysis for ecological data. R package version 1.0, 2015.

GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. **Null models in ecology**. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 1996.

GREENWOOD, M. F. D.; MATHESON Jr., R. E.; McMICHAEL Jr.; R. H. & MACDONALD, T. C. Community structure of shoreline nekton in the estuarine portion of the Alafia River, Florida: Differences along a salinity gradient and inflow-related changes. **Estuarine, coastal and shelf science**, 74, 223-238, 2007.

GRIFFITHS, S. P. Factors Influencing Fish Composition in an Australian Intermittently Open Estuary. Is Stability Salinity-Dependent? **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 52(6), 739-751, 2001.

HARE, J. A. & COWEN, R. K. Effect of age, growth rate, and ontogeny on the otolith size–fish size relationship in bluefish, *Pomatomus saltatrix*, and the implications for back-calculation of size in fish early life history stages. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 52(9), 1909-1922, 1995.

HATANAKA, T.; HENRIQUE-SILVA, F.; GALETTI, P. M. Population substructuring in a migratory freshwater fish *Prochilodus argenteus* (Characiformes, Prochilodontidae) from the São Francisco River. **Genetica**, 126(1-2), 153-159, 2006.

HAY, W. W. Detrital sediment fluxes from continent to oceans. **Chemical Geology**, 145, 287–323, 1998.

HEDGES, J.I. & KEIL, R.G. Sedimentary organic matter preservation: An assessment and speculative hypothesis. **Marine Chemistry**, 49, 81-115, 1995.

HOLANDA, F. S. R.; SANTOS, C. M.; CASADO, A. P. B.; BANDEIRA, A. A.; OLIVEIRA, V. S.; FONTES, L. C. S.; ROCHA, I. P.; ARAÚJO FILHO, R. N.; GÓIS, S. S.; VIEIRA, T. R. S. Análise multitemporal e caracterização dos processos erosivos no Baixo São Francisco Sergipano. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 8, 85–94, 2007.

HOLMBERG, R. J.; WILCOX-FREEBURG, E.; RHYNE, A. L.; TLUSTY, M. F.; STEBBINS, A.; NYE JR, S. W.; HONIG, A.; JOHNSTON, A. E.; SAN ANTONIO, C. M.; BOURQUE, B. & HANNIGAN, R. E. Ocean acidification alters morphology of all otolith types in Clark's anemonefish (*Amphiprion clarkii*). **PeerJ**, 7, e6152, 2019.

HOSTIM-SILVA, M.; CLEZAR, L.; RIBEIRO, G. C. & MACHADO, C. Estrutura populacional de *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na Lagoa da Conceição, SC. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 38, 949-960, 1995.

HÜSSY, K. Otolith shape in juvenile cod (*Gadus morhua*): Ontogenetic and environmental effects. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 364(1), 35-41, 2008.

IBAMA. **Estatística Pesqueira Nacional 2003**. MMA, Ed. Ibama, Brasília, 2005.

IBAMA. **Estatística Pesqueira Nacional 2004**. MMA, Ed. Ibama, Brasília, 2006.

IGNÁCIO, J. M. & SPACH, H. L. Variação sazonal da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. **Atlântica**, 32(2), 163-176, 2010.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO DE XINGÓ. **Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do rio São Francisco - ANA/GEF/PNUMA/OEA**. Subprojeto 1.3 - Recomposição da ictiofauna reofílica do baixo São Francisco. Canindé do São Francisco/SE, 2003. Resumo executivo do relatório final.

JESUS, A. S. **Alteração da paisagem na região estuarina do rio São Francisco no período de 1987 a 2006**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

JUNIOR, J.; ALMEIDA, V. G. & SOUZA-FILHO, J. J. Adaptação de juvenis selvagens de *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) (Pisces, Centropomidae) ao ambiente controlado. **Candombá–Revista Virtual**, 3(1), 15-26, 2007.

JUNQUEIRA, R. A. de C. **Subprojeto 2.1 – Mapeamento Temático de Uso da Terra no Baixo São Francisco**. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Brasília, 2000.

JUNQUEIRA, R.A.C. Mapeamento temático de uso da terra no baixo São Francisco. Relatório final. Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco – GEF São Francisco (ANA/GEF/PNUMA/OEA), 2002.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1990.

KNOPPERS, B., MEDEIROS, P. R. P., DE SOUZA, W. F. L., & JENNERJAHN, T. The São Francisco estuary, Brazil. **Handbook of Environmental Chemistry**, 5: Water Pollution, 5(PART H), 51–70, 2006.

KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A. G. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. **Geo-Marine Letters**, 19(3), 171-178, 1999.

KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P. R. P.; SOUZA, W. F. L.; JENNERJAHN, T. The São Francisco Estuary, Brazil. *In*: WANGERSKY, P. (ed.) **The Handbook of Environmental Chemistry**, Vol. 5 - Water Pollution: estuaries. Berlin: Springer Verlag, p. 51-70, 2006.

KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58, 1383-1403, 2001.

LADICH, F. & SCHULZ-MIRBACH, T. Diversity in fish auditory systems: one of the riddles of sensory biology. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 4, 28, 2016.

LAZZARI, M. A.; SHERMAN, S. & KANWIT, J. K. Nursery use of shallow habitats by epibentic fishes in marine nearshore waters. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56, 73-84, 2003.

LEGUÁ, J.; PLAZA, G.; PÉREZ, D. & ARKHIPHIN A. Otolith shape analysis as a tool for stock identification of the southern blue whiting, *Micromesistius australis*. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 41, 479-489, 2013.

LIBUNGAN, L. A.; ÓSKARSSON, G. J.; SLOTTE, A.; JACOBSEN, J. A. & PÁLSSON, S. Otolith shape: a population marker for Atlantic herring *Clupea harengus*. **Journal of fish biology**, 86(4), 1377-1395, 2015.

LIMA, F. C. T.; BRITSKI, H. A. *Salminus franciscanus*, a new species from the rio São Francisco basin, Brazil (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 5(3), 237-244, 2007.

LIMA, M. A. T. Composição da ictiofauna demersal do estuário do Rio de Contas, Bahia, Brasil. Master's thesis. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2010.

LIN, H. J. & SHAO, K. T. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. **Bulletin of Marine Science**, 65(3), 775-794, 1999.

LINKOWSKI, T. B. Otolith microstructure and growth patterns during the early life history of lanternfishes (family Myctophidae). **Canadian journal of zoology**, 69(7), 1777-1792, 1991.

LIRA, A. S.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; EDUARDO, L. N. & FRÉDOU, T. Feeding ecology of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 12, 123–135, 2017.

LOMBARTE, A. & LLEONART, J. Otolith size changes related with body growth, habitat depth and temperature. **Environmental Biology of Fishes**, 37, 297–306, 1993.

LOMBARTE, A. & TUSET, V. Morfometria de otólitos. **Métodos de estudo com otólitos: princípios e aplicações. Buenos Aires: CAFB-BA-PIESCI**, 269-302, 2015.
LOMBARTE, A.; CHIC, Ò.; PARISI-BARADAD, V.; OLIVELLA, R.; PIERA, J. & GARCÍA-LADONA, E. A web-based environment for shape analysis of fish otoliths. The AFORO database. **Scientia marina**, 70(1), 147-152, 2006.

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 10(4), 731-740, 2012.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. *In: Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. 1999.

LÜTKEN, C. F. **Velhas-flodens fiske: Et bidrag til Brasiliens ichthyologi**. Bianco Lunos bogtrykkeri, 1875.

MACARTHUR, R. H. & LEVINS, R. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, 101, 377–385, 1967.

MACÊDO, S. D., FLORES-MONTES, M. J., & LINS, I. C. **Características abióticas da área. Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, 7, 22, 2000.

MACIEIRA, R. M. & JOYEUX, J. C. Length–weight relationships for rockpool fishes in Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 24, 1-2, 2008.

MACIEL, T. R.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; BARRADAS, J. R. D. S. & VIANNA, M. Sexual dimorphism in the catfish *Genidens genidens* (Siluriformes: Ariidae) based on otolith morphometry and relative growth. **Neotropical Ichthyology**, 17(1), 2019.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. & NICHOLS, J. D. Investigating Species Co-Occurrence Patterns When Species Are Detected Imperfectly. **Journal of Animal Ecology**, 73, 546–555, 2004.

MAGURRAN, A. E. & HENDERSON, P. A. Explaining the Excess of Rare Species in Natural Species Abundance Distributions. **Nature**, 422 (6933), 714-716, 2003.

MALLAT, S. Zero-crossings of a *wavelet* transform. **IEEE Transactions on Information theory**, 37(4), 1019-1033, 1991.

MARQUES, M.; COSTA, M. F.; MAYORGA, M. I.; PINHEIRO, P. R. Water environments: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. **Ambio**, 33, 68-77, 2004.

MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 46(2), 175-184, 1998.

MARTÍNEZ, J. A.; ARTEAGA, M. M. C.; MUSI, J. L. T. & ARANDA, A. A. M. Utilización de otolitos como herramienta en la determinación de especies. **Revista de Zoología**, 18, 13-18, 2007.

MATICH, P.; MOHAN, J. A.; PLUMLEE, J. D.; TINHAN, T.; WELLS, R. J. D. & FISHER, M. Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. **Marine Biology**, 164, 1–16, 2017.

MAY, R.M. An Overview: Real and Apparent Patterns in Community Structure. *In*: STRONG JR, D. R.; SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. & THISTLE, A. B. (Eds.). **Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1984.

MAZZEI, E.; JOYEUX, J. C. & SIMON, T. Length– weight relationships for juvenile and small-sized adult fishes of the surf zone. **Journal of Applied Ichthyology**, 27, 1137-1138, 2011.

MEDEIROS, P. R. P., KNOPPERS, B. A., & SANTOS JÚNIOR, R. C. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (Se/Al). **Geochimica Brasiliensis**, 21(2), 212 – 231, 2007.

MEDEIROS, P. R. P., KNOPPERS, B. A., DE SOUZA, W. F. L., & OLIVEIRA, E. N. Aporte de material em suspensão no Baixo Rio São Francisco (Se/Al), em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 15(1), 42–53, 2011.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS JÚNIOR, R. C. Aporte Fluvial E Dispersão De Matéria Particulada Em Suspensão Na Zona Costeira Do Rio São Francisco (Se/Al). **Geochimica Brasiliensis**, 21(2), 212 – 231, 2007.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS JÚNIOR, R. C.; DE SOUZA, W. F. L. Aporte anual do material em suspensão e sua dispersão na zona costeira do rio São Francisco (Se/Al). *In*: **II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**. Recife, 2003.

MEDEIROS, P. R. P.; SANTOS, M. M.; CAVALCANTE, G. H.; DE SOUZA, W. F. L.; SILVA, W. F. Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. **Geochimica Brasiliensis**, 28(1), 65–78, 2014.

MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 2000. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil Teleostei I**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 2000.

MÉRIGOT, B.; LETOURNEUR, Y. & LECOMTE-FINIGER, R. Characterization of local populations of the common sole *Solea solea* (Pisces, Soleidae) in the NW Mediterranean through otolith morphometrics and shape analysis. **Marine Biology**, 151(3), 997-1008, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos, 2006.

MIOTTO, M.; CARVALHO, B. M. & SPACH H. L. Does the closed fishing season influence the ichthyofauna consumed by *Larus dominicanus*? **Brazilian Journal of Oceanography**, 65(1), 9-18, 2017.

MONTEIRO, C. M.; SANTOS, M. D.; ZUCHI, N. A.; BRASIL-SATO, M. C. Ecological parameters of the endohelminths in relation to size and sex of *Prochilodus argenteus* (Actinopterygii: Prochilodontidae) from the Upper São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Zoologia**, 26(4), 2009.

MONTEIRO, L. R.; DI BENEDITTO, A. P. M.; GUILLERMO, L. H. & RIVERA, L. A. Allometric changes and shape differentiation of sagitta otoliths in sciaenid fishes. **Fisheries Research**, 74(1-3), 288-299, 2005.

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2006 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Florida Marine Research Institute. St. Petersburg, Florida, 2006.

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2012 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Report to the Florida Marine Fisheries Commission, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, 2012. Disponível em [http://www.myfwc.com/media/203323/snook 2012.pdf](http://www.myfwc.com/media/203323/snook%202012.pdf).

MULLER, R. G. & TAYLOR, R. G. **The 2013 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis***. Report to the Florida Marine Fisheries Commission, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, 2013. Disponível em <http://myfwc.com/media/2573521/snook-2013.pdf/>

MULLER, R. G., TROTTER, A. A. & STEVENS, P. W. **The 2015 Stock Assessment Update of Common Snook, *Centropomus Undecimalis***. Technical Report. Fish and Wildlife Research Institute, Florida, 2015.

NASCIMENTO, M. C. D.; RIBEIRO, C. E. J. & AGUIAR NETTO, A. D. O. **Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo Rio São Francisco**. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, Alagoas, 2013.

NEVES, M. L.; PEREIRA, H. H.; COSTA, R. M. & ARAÚJO, G. F. Uso do manguezal de Guaratuba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 23, 421-428, 2006.

NORMANDO, F. T.; SANTIAGO, K. B.; GOMES, M. V. T.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental biology of fishes**, 97(3), 309-319, 2013.

OKSANEN, J. **Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial**. R package version 2.53, 2019.

OLIVEIRA, A. K.; ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C.; ALVES, C. B. M. Diet shifts related to body size of the pirambeba *Serrasalmus brandtii* Lütken, 1875 (Osteichthyes, Serrasalminae) in the Cajuru Reservoir, São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(1), 117-124, 2004.

OLIVEIRA, A. M. **Subprojeto 1.2. B – Estudo Hidrodinâmico-sedimentológico do baixo São Francisco, Estuário e zona costeira adjacente-AL/SE**. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Maceió, AL, 2003.

OLIVEIRA, A. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIMA, E. L. R.; HERNANDEZ, A. O. Dinâmica da formação da cunha salina no Estuário do rio São Francisco. *In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia*. Fortaleza, 2008.

OLIVEIRA, E. N., KNOPPERS, B. A., LORENZZETTI, J. A., MEDEIROS, P. R. P., CARNEIRO, M. E., & DE SOUZA, W. F. L. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(3), 283–298, 2012.

OLIVEIRA, T. S.; BARCELLOS, R. L.; SCHETTINI, C. A. F. & CAMARGO, P. B. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. **RGCI** [online], 14(3), 399-412, 2014.

ORRELL, T. M. Perciformes. *In: Carpenter, K.E. (Ed.), The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic, Volume 2: Bony Fishes Part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. Food and Agriculture Organization of the United States, Rome, pp. 1286–1303, 2002.

ORTEGA, J. C. G. **Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 2014.

OSTINI, S.; OLIVEIRA, I. D. R.; SERRALHEIRO, P. C. D. S. & GOMES SANCHES, E. Criação do robalo-peva ("*Centropomus parallelus*") submetido a diferentes densidades de estocagem. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, 8(3), 2007.

PACHECO, J. F. As aves da Caatinga - uma análise histórica do conhecimento. p. 189-250. In: Silva, J. M. C.; M. Tabarelli; M. T. Fonseca & L. V. Lins (Orgs) **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

PAIVA-FILHO, A. M. & GIANNINI, R. Contribuição ao conhecimento da biologia do peixe-rei, *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Atherinidae), no complexo baía-estuário de Santos e São Vicente, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 38, 1-9, 1990.

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, São Paulo. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, 35(2), 153-165, 1987.

PAPAVERO, N. **Essays on the history of Neotropical Dipterology, with special reference to collectors (1750-1905)**. Vol. I. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1971.

PARISI-BARADAD, V.; MANJABACAS, A.; LOMBARTE, A.; OLIVELLA, R.; CHIC, Ò.; PIERA, J. & GARCÍA-LADONA, E. Automated Taxon Identification of Teleost fishes using an otolith online database-AFORO. **Fisheries Research**, 105(1), 13-20, 2010.

PARSONS, M.; THOMS, M.; NORRIS, R. **Australian river assessment system: review of physical river assessment methods: a biological perspective**. Monitoring River Health Initiative, Commonwealth of Australia and University of Canberra, 2002. Relatório técnico.

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. Worldwide Patterns of Fish Biodiversity in Estuaries: Effect of Global vs. Local Factors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 154, 122–128, 2015.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish stocks. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, 39, 175-192, 1980.

PECK, M. A.; REGLERO, P.; TAKAHASK, M. & CATALÁN, I. A. Life cycle ecophysiology of small pelagic fish and climate-driven changes in populations. **Progress in Oceanography**, 116, 220-245, 2013.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Distribuição espacial das variáveis hidrológicas na Bacia do Rio São Francisco. **Engenharia na Agricultura**, 11(1/4), 32-42, 2003.

PERERA-GARCÍA, M. A.; MENDOZA-CARRANZA, M.; CONTRERAS-SÁNCHEZ, W. M.; HUERTA-ORTÍZ, M. & PÉREZ-SÁNCHEZ, E. Reproductive biology of common snook *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae) in two tropical habitats. **Revista de Biología Tropical**, 59(2), 669-681, 2011.

PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. & JACKSON, D. A. Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. **Oikos**, 93, 110–120, 2001.

PESSANHA, A. L. M. & ARAÚJO, F. G. Recrutamento do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae), na margem continental da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18, 1265-1274, 2001.

PETERSON, R.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in Oceanography**, v. 26, p.1-73, 1991.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 4(4), 427-433, 2006.

POPPER, A. N.; RAMCHARITAR, J. & CAMPANA, S. E. Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. **Marine and Freshwater Research**, 56(5), 497-504, 2005.

QUADROS, J. & MONTEIRO-FILHO, E. L. Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. **Studies on Neotropical fauna and Environment**, 36(1), 15-21, 2001.

QUEIROZ, G. M. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L. O.; SCHWARZ JUNIOR, R. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Biociências**, 14(2), 112-124, 2006.

R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAMOS, M. M. **Subprojeto 4.3 – Quantificação e Análise da Eficiência do Uso da Água Pelo Setor Agrícola na Bacia do São Francisco**. Viçosa, MG, 2003.

REIS-SANTOS, P.; GILLANDERS, B. M.; TANNER, S. E.; VASCONCELOS, R. P.; ELSDON, T. S. & CABRAL, H. N. Temporal variability in estuarine fish otolith elemental fingerprints: implications for connectivity assessments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 112, 216-224, 2012.

RODRIGUES, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, 1(1), 87-94, 2005.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna of paleoquaternary sand dunes of the middle São Francisco River: Bahia: Brazil. VI. Two new species of *Phimophis* (Serpentes: Colubridae) with notes on the origin of psammophilic adaptations. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 38(11), 187-198, 1993.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna of the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil: VIII. *Amphisbaena arda* sp. nov., a fuliginosa-like checkered patterned *Amphisbaena* (Squamata, Amphisbaenidae). **Phyllomedusa: Journal of Herpetology**, 1(2), 51-56, 2002.

RODRIGUES, M. T. Lizards, snakes, and amphisbaenians from the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 30(4), 513-523, 1996.

RODRIGUES, M. T.; JUNCÁ, F. A. Herpetofauna of the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco: Bahia: Brazil. VII.: *Typhlops amoipira* sp. nov., a possible relative of *Typhlops yonenagae* (Serpentes, Typhlopidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 42(13), 325-333, 2002.

RODRIGUES, V. L. A.; WEDEKIN, L. L.; MARCONDES, M. C. C.; BARBOSA, L. & FARRO, A. P. C. Diet and foraging opportunism of the Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Abrolhos Bank, Brazil. **Marine Mammal Science**, 2019.

ROOS, A. L.; NUNES, M. F. C.; DE SOUSA, E. A.; DE SOUSA, A. E. B. A.; DO NASCIMENTO, J. L. X.; LACERDA, R. C. A. Avifauna da região do Lago de Sobradinho: composição, riqueza e biologia. **Ornithologia**, 1(2), 135-160, 2010.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. **Ecologia e conservação da Caatinga**, p. 135-180, 2003.

SADIGHZADEH, Z.; OTERO-FERRER, J. L.; LOMBARTE, A.; FATEMI, M. R. & TUSET, V. M. An approach to unraveling the coexistence of snappers (Lutjanidae) using otolith morphology. **Scientia Marina**, 78(3), 353-362, 2014.

SADIGHZADEH, Z.; TUSET, V. M., VALINASSAB, T.; DADPOUR, M. R. & LOMBARTE, A. Comparison of different otolith shape descriptors and morphometrics for the identification of closely related species of *Lutjanus* spp. from the Persian Gulf. **Marine Biology Research**, 8(9), 802-814, 2012.

SANCHEZ-LIZASO, J. L.; GONI, R.; RENONES, O.; GARCIA-CHARTON, J. A.; GALZIN, R.; BAYLE, J. T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; PEREZ-RUZAFÁ, A. & RAMOS, A. A. Density Dependence in Marine Protected Populations: A Review. **Environmental Conservation**, 27, 144–158, 2000.

SANTOS, C.; SCHWARZ JR., R.; OLIVEIRA NETO, J. F. & SPACH, H. L. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, 28(1), 49-60, 2002.

SANTOS, E. S.; JENNERJAHN, T.; MEDEIROS, P. R. P.; DE SOUZA, W. F. L.; KNOPPERS, B. A. Origem da matéria orgânica sedimentar no delta-estuarino do Rio São Francisco, AL/SE - Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, 27(1), 37–48, 2013.

SANTOS, F. J. M.; PEÑA, A. P.; LUZ, V. L. F. Considerações biogeográficas sobre a herpetofauna do submédio e da foz do rio São Francisco, Brasil. **Estudos**, 35(1), 59-78, 2008.

SANTOS, L. C. M.; MATOS, H. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CUNHA-LIGNON, M.; BITENCOURT, M. D.; KOEDAM, N.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Anthropogenic activities on mangrove areas (São Francisco river estuary, Brazil northeast): A GIS-based analysis of CBERS and SPOT images to aid in local management. **Ocean and Coastal Management**, 89, 39–50, 2014.

SANTOS, M. D.; BRASIL-SATO, M. C. Parasitic community of *Fransciscodoras marmoratus* (Reinhardt, 1874) (Pisces: Siluriformes, Doradidae) from the upper São Francisco river, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(3), 931-938, 2006.

SANTOS, M. L. **Avaliação de alterações em comunidades de peixes e na pesca do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) em função de barramentos**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SANTOS, P. F. **Impactos ambientais na biota na construção de usinas hidrelétricas - UHE: o caso do rio São Francisco**. Dissertação (Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental) - Universidade Católica de Salvador, Salvador, 2014.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 195-232, 2004.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 401-413, 1999.

SATO, Y.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; BOSCHI, M. B.; MIRANDA, M. O. Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam, southeastern Brazil. **River Research and Applications**, 21(8), 939-950, 2005.

SATO, Y.; CARDOSO, E. L.; AMORIM, J. C. **Peixes das lagoas marginais do rio São Francisco a montante da represa de Três Marias (Minas Gerais)**. Brasília: Codevasf, 1987.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: Lowe-McConnell, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, 1999.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. **A ictiofauna do reservatório de Três Marias, rio São Francisco, Minas Gerais**. 2006.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. A ictiofauna na região do alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. *In: Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, p. 251-304, 2005.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, J. R. Biologia reprodutiva e reprodução induzida de duas espécies de Characidae (Osteichthyes, Characiformes) da bacia do São Francisco, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1), 267-273, 2006.

SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. D. Q.; DE SOUZA, E. A.; DE SOUSA, A. E. B. A.; REGO, M. A.; ALBANO, C.; NUNES, M. F. C.; FAVARO, F. L.; SIMÃO NETO, I.; MARIANO, E. F.; LIMA, D. M.; DE LAS-CASAS, F. M. G.; RODRIGUES, R. C.; FONSECA NETO, F. P. Birds of the Lower Middle São Francisco River. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(3), 350–364, 2012.

SEAMAN, W. & COLLINS, N. M. **Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (South Florida): Snook**. The Group, 1983.

SEMENSATTO Jr., D. L. **O sistema estuarino-lagunar do Rio São Francisco (SE): análise ambiental com base no estudo de foraminíferos e tecamebas**. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Júnior, Rio Claro, 2004.

SILIPRANDI, C. C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; BRENHA, M. R.; GONSALES, S. A.; SANTIFICETUR, C. & VAZ-DOS-SANTOS A. M. Atlas of marine bony fish otoliths (*sagittae*) of southeastern - southern Brazil Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). *Brazilian Journal Oceanography*, 62, 28–101, 2014.

SILVA, A. R. M.; SANTOS, G. B. & RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 832-840, 2006.

SILVA, W. F. **Determinação da carga de material em suspensão no rio São Francisco: ano hidrológico 2007**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Geografia) - Universidade Federal De Alagoas, Maceió, 2009.

SILVA, W. F.; MEDEIROS, P. R. P.; VIANNA, F. G. B. Quantificação preliminar do aporte de sedimentos no baixo São Francisco e seus principais impactos. *In: X Simpósio de recursos hídricos do Nordeste*. Fortaleza, 2010.

SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. The Guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 22, 115–143, 1991.

SOARES, E. C.; BRUNO, A. M. S. S.; LEMOS, J. M.; SANTOS, R. B. Ictiofauna e pesca no entorno de Penedo, Alagoas. *Biotemas*, 24(1), 61–67, 2011.

SOBRAL, F. L. & CIANCIARUSO, M. V. Phylogenetic and functional assembly structure:(re) assembling the community ecology on different spatial scales. **Bioscience Journal**, 28 (4), 617–631, 2012.

SOETH, M.; SPACH, H. L.; DAROS, F. A.; ADELIR-ALVES, J.; ALMEIDA, A. C. O. & CORREIA, A. T. R. M. Stock structure of Atlantic spadefish *Chaetodipterus faber* from Southwest Atlantic Ocean inferred from otolith elemental and shape signatures. **Fisheries Research**, 211, 81-90, 2019.

SONG, Y.; CHENG, F.; ZHAO, S. & XIE, S. Ontogenetic development and otolith microstructure in the larval and juvenile stages of mandarin fish *Siniperca chuatsi*. **Ichthyological research**, 66(1), 57-66, 2019.

SOUZA, J. E.; FRAGOSO-MOURA, E. N.; FENERICH-VERANI, N.; ROCHA, O.; VERANI, J. R. Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 6(2), 201-210, 2008.

SOUZA, W. F. L. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(3), 283–298, 2012.

SOUZA, W. L. F.; KNOPPERS, B. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. **Geochimica Brasiliensis**, v. 17 n. 1, p. 57-74, 2003.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ Jr., R. & QUEIROZ, G. M. L. Temporal variation in fish assemblage composition on tidal flat. **Brazilian Journal of Biology**, 52(1), 47-58, 2004b.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; PICHLER, H. A.; IGNÁCIO, J. M.; STOIEV, S. B.; BERNARDO, C. Padrões estruturais da assembleia de peixes em duas áreas do Canal da Cotíngia, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Bioikos**, 21(2), 57-67, 2007.

TAVARES, L. E. & LUQUE, J. L. A new species of Acantholochus (Copepoda: Bomolochidae) parasitic on *Centropomus undecimalis* (Osteichthyes: Centropomidae) from the coastal zone of the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 98(2), 241-246, 2003.

TAYLOR, C. C. Temperature and growth - the Pacific razor clam. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, 25, 93-101, 1959.

TAYLOR, R. G.; WHITTINGTON, J. A.; GRIER, H. J. & CRABTREE, R. E. Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of South Florida. **Fishery Bulletin**, 98(3), 612-612, 2000.

TEIXEIRA, R. L. & FALCÃO, G. A. F. Composição da fauna nectônica do complexo lagunar Mundaú-Manguaba, Maceió, AL, Brasil. **Atlântica**, 4, 43-58, 1992.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67, 1167-1179, 1986.

THOMÉ, R. G.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SANTOS, G. B.; RATTON, T. F. Reproductive biology of *Leporinus taeniatus* Lütken (Pisces, Anostomidae) in Juramento Reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(3), 565-570, 2005.

THRESHER, R. E. Elemental composition of otoliths as a stock delineator in fishes. **Fisheries Research**, 43, (1-3), 165-204, 1999.

TOMBARI, A. D.; VOLPEDO, A. V. & ECHEVERRÍA D. D. Desarrollo de la sagitta en juveniles y adultos de *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes, 1835) y *O. bonariensis* (Valenciennes, 1835) de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Teleostei: Atheriniformes). **Revista Chilena de Historia Natural**, 78, 623-633, 2005.

TORRES, G. J.; LOMBARTE, A. & MORALES-NIN, B. Variability of the sulcus acusticus in the sagittal otolith of the genus *Merluccius* (Merlucciidae). **Fisheries Research**, 46, 5–13, 2000.

TRAJANO, E.; SECUTTI, S.; BICHUETTE, M. E. Natural history and population data of fishes in caves of the Serra do Ramalho karst area, Middle São Francisco basin, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 9(1), 2009.

TUCKER JR, J. W. & CAMPBELL, S. W. Spawning season of common snook along the east central Florida coast. **Florida Scientist**, 1-6, 1988.

TUSET, V. M.; FARRÉ, M.; OTERO-FERRER, J. L.; VILAR, A.; MORALES-NIN, B. & LOMBARTE, A. Testing otolith morphology for measuring marine fish biodiversity. **Marine and Freshwater Research**, 67(7), 1037-1048, 2016.

TUSET, V. M.; IMONDI, R.; AGUADO, G.; OTERO-FERRER, J. L.; SANTSCHI, L.; LOMBARTE, A. & LOVE, M. Otolith patterns of rockfishes from the Northeastern Pacific. **Journal of morphology**, 276(4), 458-469, 2015.

TUSET, V. M.; LOMBARTE, A. & ASSIS, C. A. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. **Scientia Marina**, 72, 7-198, 2008.

ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. Null model analysis of species associations using abundance data. **Ecology**, 91(11): 3384-3397, 2010.

ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. Pattern Detection in Null Model Analysis. **Oikos**, 122, 2–18, 2013.

VALENCIA, V. & FRANCO, J. Main characteristics of the water masses. *In*: BORJA, A. & COLLINS, M. (eds) **Oceanography and marine environment of the Basque Country**. Elsevier Oceanography Series 70. Elsevier, Amsterdam, 197–232, 2004.

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M. & CABRAL, H. N. Global Patterns and Predictors of Fish Species Richness in Estuaries. **Journal of Animal Ecology**, 84, 1331–1341, 2015.

VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & ROSSI- WONGTSCHOWSKI C. L. D. B. Age and growth of the Argentine hake *Merluccius hubbsi* Marini, 1933 in the Brazilian South-Southeast Region during 1996-2001. **Neotropical Ichthyology**, 5(3), 375-386, 2007.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, 1996.

VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York, 2002.

VENDEL, A. L. & CHAVES, P. T. Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nursery by fish. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(4), 1117-1122, 2006.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. (2003) Fish assemblages in tidal flat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(2), 233-242, 2003.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. Fish assemblages in tidal flat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(2), 233-242, 2003.

VIGLIOLA, L. & HARMELIN-VIVIEN, M. Post-settlement ontogeny in three Mediterranean reef fish species of the genus *Diplodus*. **Bulletin of Marine Science**, 68(2), 271-286, 2001.

VIGNON, M. Ontogenetic trajectories of otolith shape during shift in habitat use: Interaction between otolith growth and environment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 420, 26-32, 2012.

VILAR C. C., SPACH H. L. & JOYEUX J. C. 2011a. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 91(3), 635-648, 2011a.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C. & SPACH, H. L. Geographic variation in species richness, rarity, and the selection of areas for conservation: An integrative approach with Brazilian estuarine fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 196, 134-140, 2017.

VOLPEDO, A. & ECHEVERRÍA, D. D. Ecomorphological patterns of the sagitta in fish on the continental shelf off Argentina. **Fisheries Research**, 60(2-3), 551-560, 2003.

VOLPEDO, A. V. & ECHEVERRÍA, D. D. Morfología de los otolitos sagittae de juveniles y adultos de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Sciaenidae). **Revista Ciências Marina Thalassas**, 15, 19-24, 1999.

VON BERTALANFFY, L. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws). **Human Biol.**, 10, 79-102, 1938.

VÖRÖSMARTY, C. J.; MEYBECK, M.; FEKETE, B.; SHARMA, K.; GREEN, P.; SYVITSKI, J. P. M. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. **Global and Planetary Change**, 39(1–2), 169-190, 2003.

WEIHER, E. & KEDDY, P. **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1999.

WHITFIELD, A. K. & ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, 61 (Supplement A), 229 – 250, 2002.

WIFF, R.; FLORES, A.; SEGURA, A. M.; BARRIENTOS, M. A. & OJEDA, V. Otolith shape as a stock discrimination tool for ling (*Genypterus blacodes*) in the fjords of Chilean Patagonia. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 1-15, 2019

YAN, T.; HU, J.; CAI, Y.; XIONG, S.; YANG, S.; WANG, X. & HE, Z. Otolith development in larval and juvenile *Schizothorax davidi*: ontogeny and growth increment characteristics. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, 35(5), 1197-1204, 2017.

ZISCHKE, M. T.; LITHERLAND, L.; TILYARD, B. R.; STRARFORD, N. J.; JONES, E. L. & WANG Y. G. Otolith morphology of four mackerel species (*Scomberomorus* sp.) in Australia: Species differentiation and prediction for fisheries monitoring and assessment. **Fisheries Research**, 176, 39-47, 2016.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N. & ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods Ecology Evolution**, 1, 3-14, 2010.