

UNIVERSIDADE TIRADENTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE E AMBIENTE

**FAUNA PARASITÁRIA DE TUCUNARÉ (*Cichla* sp.) COMO INDICADOR AMBIENTAL
NO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO, SERGIPE, BRASIL**

JEISIKAILANY SANTOS PEIXOTO OLIVEIRA

Aracaju
Junho – 2022

UNIVERSIDADE TIRADENTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE E AMBIENTE

**FAUNA PARASITÁRIA DE TUCUNARÉ (*Cichla* sp.) COMO INDICADOR AMBIENTAL NO
BAIXO RIO SÃO FRANCISCO, SERGIPE, BRASIL**

Tese de Doutorado submetida à banca
examinadora para a obtenção do título de Doutora
em Saúde e Ambiente, na área de concentração
Saúde e Ambiente.

JEISIKAILANY SANTOS PEIXOTO OLIVEIRA

Orientadores

Prof. Dr. Rubens Riscala Madi

Profa. Dra. Maria Nogueira Marques

Aracaju

Junho – 2022

Oliveira, Jeisikailany Santos Peixoto
O48f Fauna parasitária de tucunaré (*Cichla* sp.) como indicador ambiental no
Baixo Rio São Francisco, Sergipe, Brasil / Jeisikailany Santos Peixoto
Oliveira; orientação [de] Prof. Dr. Rubens Riscala Madi, Prof.^a Dr.^a Maria
Nogueira Marques – Aracaju: UNIT, 2022.

88 f. il ; 30 cm

Tese (Doutorado em Saúde e Ambiente) - Universidade Tiradentes,
2022

1. Parasitas. 2. *Cichla*. 3. Bioindicador. 4. Rio São Francisco I. Oliveira,
Jeisikailany Santos Peixoto. II. Madi, Rubens Riscala (orient.). III. Marques,
Maria Nogueira (orient.) IV. Universidade Tiradentes. V. Título.

CDU: 628.16 (813.7)

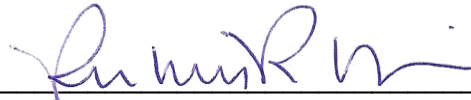
Bibliotecária Gislene Maria S. Dias CRB-5/1410

**FAUNA PARASITÁRIA DE TUCUNARÉ (*Cichla* sp.) COMO INDICADOR
AMBIENTAL NO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO, SERGIPE, BRASIL**

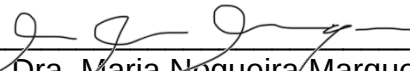
Jeisikailany Santos Peixoto Oliveira

Tese de Doutorado submetida à banca examinadora para a obtenção do título de Doutora em Saúde e Ambiente, na área de concentração Saúde e Ambiente.

Aprovada por:



Prof. Dr. Rubens Riscala Madi
Orientador



Profa. Dra. Maria Nogueira Marques
Orientadora



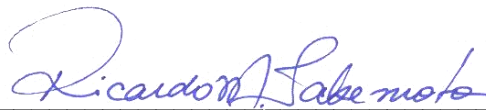
Prof. Dr. Luiz Eduardo Roland Tavares
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul



Prof. Dr. Inajá Francisco de Sousa
Universidade Federal de Sergipe



Prof. Dr. Rodrigo Yudi Fujimoto
Universidade Tiradentes



Dr. Ricardo Massato Takemoto
Universidade Tiradentes

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu pai José dos Santos (*In Memoriam*), por me ensinar com o seu exemplo a nunca desistir de meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

Ao meu DEUS agradeço infinitamente por ter me capacitado em todas as etapas da construção da Tese, pois sem a sua orientação, jamais chegaria até aqui, a Ele a honra e a glória.

A minha filha Ana Helena, que pelo fato de existir, despertou em mim ainda mais a vontade de vencer e concluir mais essa jornada. A você filha, obrigada por encontrar em seu olhar forças para alcançar meus sonhos.

Ao meu esposo, Carlos Eduardo Oliveira Santos, agradeço a parceria durante todos esses anos, pois seu amor e suas palavras de incentivo tornaram a jornada mais leve.

A Universidade Tiradentes pela oportunidade e ao Instituto de Tecnologia e Pesquisa pela estrutura a qual o trabalho foi realizado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC), pela concessão da bolsa, que foi imprescindível para a realização deste trabalho.

Aos meus familiares de uma forma geral, por terem acreditado em mim. A vocês serei eternamente grata. Em especial, agradeço aqueles que carinhosamente doaram o seu tempo e oraram. Eu tenho certeza de que DEUS os ouviu.

Aos Professores Rubens Riscala Madi e Maria Nogueira Marques pela oportunidade e orientação. Agradeço também pela compreensão em muitos momentos difíceis. Aos senhores o meu muito obrigada.

Ao professor Rodrigo Fujimoto, por sempre se colocar a disposição. Agradeço imensamente pelas orientações que muito contribuirão na construção da tese.

A Rebeca Oliveira e Tainá Santos Dias por me ajudarem a desenvolver o trabalho. Sem vocês não conseguiria ir tão longe! Obrigada pela parceira e amizade durante todos esses anos.

A professora Andressa, por compartilhar seus conhecimentos. Obrigada pelo seu jeito simples e acolhedor de ser, pois em muitos momentos me senti abraçada. Obrigada pela sua amizade.

Aos meus companheiros de estrada, Janaína Freire, Felipe Mendes, Tessy Greeck, André Mota e Rogério Haddad (*in memoriam*) por dividir com vocês os momentos bons e ruins dessa jornada.

Em especial a Galileu Ribeiro por sempre estar ao meu lado, por cada palavra de incentivo e por sempre acreditar em mim. Com você aprendi a sorrir em dias difíceis. A você o meu muito obrigada!

A Isabela Maynard, agradeço o apoio durante todos esses anos. Juntas realizamos etapas importantes, como organizações de eventos, apresentações de trabalhos, minicursos, palestras e várias outras atividades. Muito obrigada pela parceria e amizade.

A Cirlane Alves, agradeço o carinho e palavras de incentivo durante todos esses anos. A sua amizade foi extremamente importante, pois cada palavra dita, acredito que foi o nosso Deus quem a inspirou.

Aos pescadores Laibon, Reginaldo, Sé Pequeno e Michael, das cidades de Brejo Grande, Propriá, Porto da Folha e Piranhas por toda ajuda e parceria durante esses anos. Vocês foram fundamentais para que este trabalho desse certo.

Aos motoristas da Universidade Tiradentes. Em especial, ao seu Jabson que entrou no barco comigo várias vezes e ajudou nas coletas de água. O meu muito obrigada!

A minha irmã Denise pelo carinho e por todo incentivo, pois em muitos momentos quando me faltou as forças seu apoio foi fundamental para que eu continuasse a caminhar.

A minha tia Tânia, por sempre falar: Já deu tudo certo! Essa frase sempre teve o poder de renovar as minhas forças.

Ao cantor Leandro Borges, pela canção vai dar certo! A qual diz que mesmo que pareça impossível, mesmo que pareça incerto, ame, abrace, acredite e se apaixone pelo seu projeto porque vai dar certo! Sempre nos momentos mais complicados durante esses anos, ouvir essa canção trouxe paz ao meu ser. Porque Deus jamais colocaria em meu coração, um desejo impossível de ser realizado.

A todos que de uma forma direta e indireta contribuíram para que esse projeto desse certo.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivo Específicos	18
3. HIPÓTESE DA TESE	19
4. REVISÃO DE LITERATURA	20
4.1 Rio São Francisco.....	20
4.2 Implantação de barragens e seus impactos ambientais na região do Baixo rio São Francisco 22	
4.3 Parasitas de peixes utilizados como indicadores ambientais	26
4.4 <i>Cichla</i> sp. (Cichliformes, Cichlidae).....	30
5. MATERIAL E MÉTODOS	34
5.1 Caracterizações da área de estudo	34
5.2 Aquisição de peixes	37
5.3 Coleta, fixação e identificação dos parasitas.....	39
5.4 Índices Epidemiológicos.....	40
5.5 Índices Ecológicos	40
5.6 Análise de água	41
5.7 Série histórica de vazões do rio São Francisco.....	43
5.8 Análises estatísticas	44
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
6.1 Fauna parasitária de <i>Cichla</i> sp.....	45
6.2 Índices Ecológicos	54
6.3 Parâmetros de qualidade da água	55
6.4 Levantamento da série histórica de vazão (2013 a 2019) do rio São Francisco.....	57
6.4 Análise de Componentes Principais da prevalência dos parasitas encontrados em <i>Cichla</i> sp., variáveis de qualidade da água e vazão.	58
6.5 Correlações dos Parâmetros de qualidade da água e a fauna parasitária de <i>Cichla</i> sp.	63
7. CONCLUSÃO.....	67
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Datas das aquisições de peixes na região do Baixo rio São Francisco.	38
Quadro 2 – Parâmetros de qualidade da água com seus respectivos métodos de análise. .	42
Quadro 3 – Principais resoluções sobre a série histórica de vazões no rio São Francisco. .	43

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Grupos de parasitas encontrados em <i>Cichla</i> sp. em ambientes naturais e introduzidos.	33
Tabela 2 - Dados biométricos de <i>Cichla</i> sp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019 (em medianas, intervalo-interquartil, valor mínimo e máximo).	45
Tabela 3 - Índices Epidemiológicos das espécies de parasitas de <i>Cichla</i> sp. coletados no Baixo rio São Francisco entre março de 2018 e setembro de 2019.	46
Tabela 4 - Índice de Diversidade de Shannon-Weaver da fauna parasitária de <i>Cichla</i> sp. calculado por ponto de coleta e em toda a área de estudo no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 a setembro de 2019.	54
Tabela 5 - Índices de Dispersão da fauna parasitária de <i>Cichla</i> spp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.	55
Tabela 6 - Teste de aderência da fauna parasitária de <i>Cichla</i> sp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.	55
Tabela 7 - Mínimos e máximos dos valores dos resultados das análises de água, do Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.	56
Tabela 8 – Cargas de variáveis de componentes principais da prevalência parasitária de <i>Cichla</i> sp., variáveis de qualidade da água e vazão de todos os pontos de coleta na região do Baixo rio São Francisco.	61
Tabela 9 - Coeficiente de Correlação de Spearman da intensidade parasitária de <i>Cichlas</i> sp. e parâmetros de qualidade da água coletados no Baixo rio São Francisco entre março de 2018 e setembro de 2019.	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Rio São Francisco, Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal.....	20
Figura 2 - Vista superior da Usina Hidrelétrica de Xingó, localizada entre os municípios de Piranhas/AL e Canindé do São Francisco/SE. Fonte: Acervo pessoal.....	22
Figura 3 - Estuário tipo Cunha Salina. Fonte: Fonseca (2018).....	24
Figura 4 - <i>Cichla</i> sp. coletado na região do Baixo rio São Francisco. Fonte: Acervo pessoal	32
Figura 5 - Área de estudo com as delimitações dos pontos de coleta e suas distâncias da foz do rio São Francisco. Fonte: Acervo pessoal.....	34
Figura 6 - Ponto 1, localização do município de Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal ..	35
Figura 7 - Ponto 2, localização do município de Propriá/SE. Fonte: Acervo pessoal.....	35
Figura 8 - Ponto 3, localização do município de Porto da Folha/SE. Fonte: Acervo pessoal.....	36
Figura 9 - Ponto 4, localização do município de Piranhas/AL. Fonte: Acervo pessoal.....	37
Figura 10 – Pesagem (A) e biometria (B) de <i>Cichla</i> sp. coletados no Baixo rio São Francisco.	39
Figura 11 - Órgãos internos de <i>Cichla</i> sp.(A) e análise macroscópica (B).....	39
Figura 12 - Análise de água no Ponto 3 com a sonda Multiparâmetro, Porto da Folha/SE. Fonte: Acervo pessoal.	42
Figura 13 - Coleta de água na Cidade de Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal.....	43
Figura 14 - <i>Contracaecum</i> sp. coletado na cavidade visceral, intestino, fígado e estômago de <i>Cichla</i> sp. em Brejo Grande/SE; a- corpo do parasita, setas I e II apontam o ceco intestinal invertido e o apêndice ventricular, respectivamente; b- detalhe região.	47
Figura 15 - <i>Proteocephalus</i> sp. coletado no intestino de <i>Cichla</i> sp. no Baixo rio São Francisco sergipano nas cidades de Brejo Grande, Propriá, Porto da Folha e em Piranhas/AL.....	47
Figura 16 - <i>Lecithocladium</i> sp. coletado na bexiga natatória de <i>Cichla</i> sp. em Brejo Grande/SE.	48
Figura 17 - <i>Trypanorhyncha</i> coletado no mesentério do intestino de <i>Cichla</i> sp. em Brejo Grande/SE.....	48
Figura 18 - <i>Neochinorhynchus</i> sp. coletado no mesentério do intestino de <i>Cichla</i> sp. em Brejo Grande/SE.....	49
Figura 19 - <i>Braga</i> sp. coletado nas brânquias de <i>Cichla</i> sp. em Sergipe nas cidades de Propriá e Porto da Folha.	50
Figura 20 - <i>Spirocamallanus</i> sp. coletado no intestino de <i>Cichla</i> sp. em Porto da Folha/SE; a- corpo do parasita; b- destaque da região anterior; c- destaque da região posterior e cauda.	51
Figura 21 - (AB) – Ponto 2 em Propriá/SE.	57

Figura 22 - Figura 22 – Série histórica da variação de Vazão na Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, entre 2013 e 2019.	58
Figura 23 - Análise de Componentes Principais da Prevalência dos parasitas <i>Lecithocladium</i> sp., <i>Proteocephalus</i> sp., <i>Contracaecum</i> sp., <i>Trypanoryncha</i> , <i>Neoechinorynchus</i> sp., <i>Braga</i> sp. e <i>Spirocamalanus</i> sp. (LEC, PRT, CON, TRY, ACA, BRA e SPI) coletados em <i>Cichla</i> sp., das variáveis de qualidade da água como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, amônia, nitrogênio-nitritos, nitrogênio-nitratos, fósforo total, fosfato e vazão (T°C, pH, OD, CE, STD, SAL, NH3, NO2, NO3, PT, PO4 e Q) dos Pontos de coleta na região do Baixo rio São Francisco.....	60

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CBHSF	Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
PRHBSF	Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CHESF	Companhia Hidroelétrica do São Francisco
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

RESUMO

A região do Baixo rio São Francisco vem passando por uma série de impactos ambientais, onde constantes reduções de vazões têm provocado o avanço da cunha salina sobre o rio e alterando a salinidade nesta região. Quando mudanças ocorrem no ambiente aquático alguns organismos são capazes de apontá-las. Bons indicadores podem ser excepcionalmente vulneráveis às mudanças ambientais, pois, as alterações significativas no número de indivíduos nas populações podem ser usadas como um alerta das condições de degradação, antes da maioria dos organismos menos sensíveis serem seriamente afetados. Diante do exposto, o objetivo geral deste estudo foi avaliar a fauna parasitária de *Cichla* sp. associando a interação entre as populações parasitárias encontradas e os parâmetros físico-químicos das águas do rio. Portanto foram calculados os índices epidemiológicos, ecológicos, e realizada análise de qualidade da água, assim como o levantamento da série histórica de vazão. Os resultados obtidos demonstraram que dos 293 exemplares de *Cichla* sp. analisados 160 (54,61%) eram fêmeas e 131 (44,71%) machos e apenas 2 (0,68%) não foi possível a identificação. Os peixes apresentaram comprimento total médio de 30,28 ($\pm$ 4,70) cm, comprimento padrão médio de 24 ($\pm$ 2,97) cm e peso médio de 365,95 ($\pm$ 136,73) g, dos quais 63 (21,50%) estavam parasitados por metazoários parasitas como *Contracaecum* sp., *Spirocamallanus* sp., *Proteocephalus* sp., *Lecithocladium* sp., Trypanorhyncha, Acanthocephala e *Braga* sp. Dos parasitas encontrados o gênero *Proteocephalus* sp., foi o mais prevalente com 56,49% e esteve presente em toda área amostral. Também foi observada a presença de parasitas marinhos como o Trematódeo *Lecithocladium* sp. e Cestoda Trypanorhyncha no Ponto 1, localizado mais próximo a foz do rio São Francisco, assim como a ausência de monogenéticos que são comuns a esse gênero de peixe, em ambientes naturais e introduzidos. Os resultados para qualidade da água indicaram que o pH no Ponto 1 e o oxigênio dissolvido em todos os pontos estavam abaixo do limite mínimo permitido pela resolução do CONAMA 357 (2005) para corpos d'água doce classe 2. Pode-se concluir que a presença de parasitas marinhos neste estudo pode estar relacionada as alterações ambientais que estão ocorrendo no trecho mais baixo da bacia. Já a ausência de parasitas da classe Monogenea está apontando uma condição ambiental possivelmente desfavorável para esse parasita. A Análise de Componentes Principais, mostrou que existe diferença entre as áreas de coleta e quais fatores afetam nessa diferenciação. Estes resultados são confirmados pela Correlação de Spearman, onde as mudanças no pH, amônia, fósforo total, fosfato, nitrato, temperatura e vazão influenciaram diretamente na intensidade dos parasitas encontrados neste estudo, o que fez aumentar ou reduzir seu número sendo considerados como indicadores de alteração ambiental nos pontos amostrais na região do Baixo rio São Francisco.

Palavras-Chave: Parasitas; *Cichla* sp; bioindicador; rio São Francisco.

ABSTRACT

The Lower São Francisco River region has been going through a series of environmental impacts, where constant flow reductions have caused the advance of the saline wedge over the river, altering the salinity in this region. When changes occur in the aquatic environment, some organisms are able to point them out. Good indicators can be exceptionally vulnerable to environmental changes, as significant changes in the number of individuals in populations can be used as an alert to degrading conditions, before most less sensitive organisms are seriously affected. Given the above, the general objective of this study was to evaluate the parasitic fauna of *Cichla* sp. associating the interaction between the parasitic populations found and the physical chemical parameters of the river waters. Therefore, epidemiological and ecological indices were calculated, and an analysis of water quality was carried out, as well as a survey of the historical flow series. The results obtained showed that of the 293 specimens of *Cichla* sp. 160 (54.61%) were analyzed females and 131 (44.71%) males and only 2 (0.68%) could not be identified. The fish had an average total length of 30.28 ($\pm$ 4.70) cm, an average standard length of 24 ($\pm$ 2.97) cm and an average weight of 365.95 ($\pm$ 136.73) g, of which 63 (21.50%) were parasitized by parasitic metazoa such as *Contracaecum* sp., *Spirocamallanus* sp., *Proteocephalus* sp., *Lecithocladium* sp., Trypanorhyncha, Acanthocephala and Braga sp. Of the parasites found, the genus *Proteocephalus* sp. was the most prevalent with 56.49% and was present in the entire sample area. The presence of marine parasites such as Trematode *Lecithocladium* sp. and Cestoda Trypanorhyncha at Point 1, located closer to the mouth of the São Francisco river, as well as the absence of monogeneans that are common to this genus of fish, in natural and introduced environments. The results for water quality indicated that the pH at Point 1 and the dissolved oxygen at all points were below the minimum limit allowed by the CONAMA resolution 357 (2005) for class 2 freshwater bodies. The presence of marine parasites in this study may be related to environmental changes that are taking place in the lower reaches of the basin. The absence of Monogenea class parasites is pointing to a possibly unfavorable environmental condition for this parasite. The Principal Component Analysis showed that there is a difference between the collection areas and which factors affect this differentiation. These results are confirmed by the Spearman Correlation, where changes in pH, ammonia, total phosphorus, phosphate, nitrate, temperature and flow directly influenced the intensity of the parasites found in this study, which increased or reduced their number, being considered as indicators of environmental change at sampling points in the Lower São Francisco River region.

Key words: Parasites; *Cichla* sp.; bioindicator; San Francisco River.

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio São Francisco, possui uma área de drenagem que se estende por seis estados da federação, a qual, lhe confere importância em nível nacional e regional, atendendo de forma ampla a população ribeirinha. Atualmente a água do rio São Francisco é utilizada principalmente para a geração de energia elétrica (MEDEIROS *et al.*, 2014; SUASSUNA, 1999).

O regime de vazão do rio São Francisco tem sido modificado desde o início da operação dos complexos de Três Marias (1952) e Sobradinho (1979), situados nos Estados de Minas Gerais e Bahia, respectivamente, utilizados para a geração de energia e regularização da vazão (SYVITSKI *et al.*, 2005; SONG *et al.*, 2007; ZAHAR *et al.*, 2008; STEVAUX *et al.*, 2009). A construção desses empreendimentos provocou uma série de impactos na quantidade e qualidade da água.

A usina de Xingó, localizada na região do Baixo São Francisco, a última a entrar em operação, em dezembro de 1994 (MORETO *et al.*, 2012), causou vários impactos ambientais que atingiram os peixes em virtude da redução da vazão, da influência da erosão marginal, do progressivo assoreamento da calha, impedimento do ciclo migratório das espécies, como também a falta de carreamento de sedimentos agravando as condições da ictiofauna e levando à quase extinção da pesca, que serve de subsistência para as comunidades ribeirinhas; interferência na navegação e; mudanças geodinâmicas na sua foz (ARAÚJO *et al.*, 2016).

O rio São Francisco e seus ambientes adjacentes apresentam características muito próprias dentro do conjunto de ecossistemas aquáticos por serem ampla e gradualmente influenciados por águas continentais e marinhas; promovendo uma relação paradoxal entre a alta produção biológica e as adversas e variáveis condições ambientais (estresse osmótico) (KENNISH, 1990). A diversidade taxonômica e a biomassa são fundamentais na descrição da estrutura e distribuição das comunidades (BEGON *et al.*, 1996), sendo uma ferramenta ecológica importante para estudos biológicos que envolvam programas de monitoramento com medidas físicas, químicas e biológicas.

Na região do Baixo rio São Francisco são poucos os estudos de inventário dos parasitas de peixes nativos ou introduzidos, sendo importante a identificação e o conhecimento da fauna parasitária piscícola. Os parasitas têm sido reconhecidos como importante parte da biodiversidade global, pois considerando seu papel nos ecossistemas naturais, é necessário identificar pontos de acesso de alta e baixa diversidade parasitária a fim de compreender o funcionamento do ambiente (LUQUE; POULIN, 2007).

Esses organismos podem apontar alguns aspectos da biologia de seus hospedeiros, como dieta, migração, recrutamento, desagregação de população e filogenia. Mudanças na biodiversidade de comunidades parasitárias como alteração em sua fisiologia e composição química, podem ser utilizadas como indicadoras da saúde de sistemas ecológicos, uma vez que estas refletem as mudanças que ocorrem no meio (WILLIAMS; MACKENZIE, 2003; SURES, 2004; RETIEF, 2006, 2009; VIDAL-MARTÍNEZ *et al.*, 2010; LAFFERTY, 2012; MADI; UETA, 2012; TIME; POULIN, 2020).

Os parasitas de peixes que são considerados bons indicadores podem ser bastante sensíveis às alterações ambientais, visto que, mudanças em sua riqueza e abundância podem ser utilizadas como um sinal de degradação do meio, antes da maioria dos organismos menos sensíveis serem gravemente afetados. O ciclo de alguns parasitas depende de organismos pequenos e delicados e a mínima variação ambiental atinge esses organismos, refletindo sobre o parasitismo dos peixes (MACKENZIE *et al.*, 1995; LAFFERTY, 2008). Dessa maneira, há várias pesquisas na América Latina relacionadas à utilização de parasitas de peixe como bioindicadores de impactos ambientais (SINDERMAN, 1979; MACKENZIE, 1999; OGUT; PALM, 2005; PALM, 2011; KLEINERTZ, 2015; SURES *et al.*, 2017; LACERDA *et al.*, 2017).

O uso do parasitismo como indicador ambiental necessita da escolha correta do hospedeiro para as coletas de dados. Para este estudo foi selecionado o tucunaré (*Cichla* sp.), seguindo os critérios estabelecidos por Overstreet (1997) e Sures (2004). Esse gênero de peixe na região do Baixo rio São Francisco representa uma importante fonte alimentar para a população local, além de apresentar boa qualidade e palatabilidade da carne, tornando-o um valioso recurso econômico. Estão entre os mais importantes alvos da alimentação e pesca esportiva em várias regiões do Continente sul-Americano, demonstrando um grande potencial para piscicultura. São predadores mais conspicuos, piscívoros, generalistas e largamente introduzidos em várias bacias hidrográficas, por apresentarem grande plasticidade, conferindo elevados níveis de sobrevivência nas mais variadas condições ambientais, tornando simples a aquisição e disseminação de parasitas (FELDBERG, 1983).

A redução gradual da vazão no Baixo rio São Francisco tem influenciado suas características bióticas e abióticas, em especial pela constante invasão de águas costeiras e estuarinas no leito principal do rio, afetando a salinidade (SANTANA, 2017). Esta alteração pode selecionar espécies capazes de sobreviver sob diferentes condições osmorregulatórias e suprimir espécies que não apresentem a mesma eurihialinidade. O estudo dos vários grupos de parasitas, com suas diferentes estratégias de complementação do ciclo de vida, somado ao estudo das populações de seus hospedeiros em localidades com variadas pressões de seleção (por exemplo, gradiente de salinidade) podem trazer informações úteis no entendimento da interação hospedeiro-parasita-ambiente.

Dessa maneira, um estudo completo empregando ferramentas epidemiológicas e ecológicas podem impulsionar o conhecimento a respeito da interação hospedeiro-parasita-ambiente e produzir subsídios preliminares para ações de monitoramento ambiental e saúde pública nesta região.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a fauna parasitária de *Cichla* sp. adquiridos de pescadores artesanais na região do Baixo rio São Francisco associando a interação entre as populações parasitárias encontradas e os parâmetros físico-químicos das águas do rio.

2.2 Objetivo Específicos

- Identificar as espécies de parasitas presentes nos peixes analisados;
- Caracterizar a infecção, por meio de índices epidemiológicos e ecológicos.
- Mensurar os parâmetros físico-químicos da água ao longo da região estudada e relacionar com as alterações na fauna parasitária dos peixes coletados.

3. HIPÓTESE DA TESE

Pelo aumento da salinidade em locais próximos a foz do rio São Francisco, haveria modificações na fauna parasitária de *Cichla*, com a perda de espécies mais características de ambiente dulcícola e uma possibilidade do ganho de espécies características de ambientes marinhos e estuarinos.

4. REVISÃO DE LITERATURA

Neste tópico foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a Bacia Hidrográfica do rio São Francisco como clima, vegetação, além dos problemas ambientais relacionados a implantação de usinas hidrelétricas no trecho mais baixo da bacia, a utilização de parasitas de peixes como indicadores ambientais das espécies do gênero *Cichla*.

4.1 Rio São Francisco

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2020) e o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHSF, 2020), o rio São Francisco é carinhosamente chamado de Velho Chico, é considerado o rio da integração nacional, descoberto em 1502, possui esse título por ser o caminho de ligação do Sudeste e do Centro-Oeste com o Nordeste (Figura 1). Desloca-se em grande parte no semiárido do Nordeste e possui importância regional nas áreas ecológica, econômica e social. Atualmente várias atividades são desenvolvidas com o uso de suas águas como irrigação, navegação, dessedentação (humana e animal), pesca, aquicultura, lazer e geração de energia elétrica, sendo esta última, uma das prioritárias (MEDEIROS *et al.*, 2003; MEDEIROS *et al.*, 2014).



Figura 1 - Rio São Francisco, Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal

É tido como o 25º maior rio do mundo ocupando 8% do território brasileiro com uma extensão de 2.863 km e área de drenagem de mais de 639.219 km² (TANG; SHENG, 2004; CBHSF, 2020). É considerada a maior bacia hidrográfica totalmente localizada dentro do país (COSTA *et al.*, 2017). Na ordem de 105 km², o rio São Francisco é classificado como de médio a grande porte (MEDEIROS *et al.*, 2003).

Nasce na Serra da Canastra em Minas Gerais, em altitudes de aproximadamente 1.800 m e deságua no Oceano Atlântico na divisa entre os Estados de Alagoas e Sergipe (CALLISTO *et al.*, 2009; CAVALCANTE *et al.*, 2017). De acordo com Medeiros (2003) o rio São Francisco possui 168 afluentes entre rios, riachos, ribeirão, córregos e veredas. Dos quais 99 são perenes e 69 são intermitentes. A área da bacia passa por 504 municípios, em seis estados (Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) além do Distrito Federal (COSTA *et al.*, 2017; ANA, 2020). A bacia foi dividida, para fins de planejamento em quatro regiões fisiográficas: Alto (corresponde cerca de 40% da área da bacia), Médio (39%), Submédio (17%) e Baixo São Francisco (5%).

O clima na bacia varia de Semi-árido a tropical apresentando temperatura média entre 20 e 25°C e precipitação média anual variando de 600 mm (Semi-árido) a 1400 mm (Subtropical) (TORRES *et al.*, 2011; LEE *et al.*, 2014;). As regiões Submédio e Baixo São Francisco apresentam um clima bastante seco com a distribuição sazonal diferente das chuvas. Na região Semiárida o período chuvoso começa em março e vai até agosto, sendo a estação do inverno o período em que ocorre a maior concentração das chuvas (OLIVEIRA, *et al.*, 2003). Entre o município de Propriá (SE) e a zona costeira a temperatura média permanece na faixa de 23 a 26°C e em condições normais é marcada por estação chuvosa bem definida e com bastante precipitação (FONTES, 2015).

De acordo com Callisto *et al.* (2009) e o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHSF, 2015), aproximadamente 54% do território dessa bacia é localizado no Semiárido, região que enfrenta extensos períodos de seca. Ao longo da bacia existem diversos tipos de vegetação compreendendo quatro biomas: cerrado, caatinga, fragmentos de Mata Atlântica, além do ecossistema estuarino do rio.

O cerrado é responsável por cobrir praticamente metade da bacia, sendo predominante nas regiões de clima úmido e subúmido, além de solos de baixa fertilidade. É encontrado no estado de Minas Gerais e no Oeste e Sul da Bahia (Alto e Médio São Francisco). Entretanto a caatinga é o bioma que impera as áreas de clima árido e semiárido, como Bahia, Pernambuco e oeste de Alagoas e Sergipe (Médio, Submédio e Baixo São Francisco) (CBHSF, 2016). Esse tipo de cobertura vegetal corresponde a camada original do Baixo e forma um tipo xerófito de vegetação, ou seja, são plantas que se adaptam bem ao clima seco, desenvolvidas por conta do baixo nível de precipitação pluviométrica da região do Semiárido (FONTES, 2015). O bioma Mata Atlântica é encontrado nas regiões úmida, subúmidas, secas e úmidas, onde ocorre maior umidade no solo, ao longo de rios e formam as famosas matas ciliares. No decorrer da bacia localiza-se em Minas Gerais e nas faixas costeiras de Sergipe e Alagoas (Alto e Baixo São Francisco) (CBHSF, 2016).

4.2 Implantação de barragens e seus impactos ambientais na região do Baixo rio São Francisco

A construção de barragens gera primeiramente mudanças no meio físico, reduzindo e estabilizando a vazão e origina ambientes de baixa hidrodinâmica. O que causa alterações físicas, químicas e biológicas na água e no sedimento, influenciando processos biogeoquímicos nos rios, estuários e ecossistemas costeiros de várias formas, além de gerar mudanças no regime natural de descarga dos rios (GENS, 2006; GRAF, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2014; CUNHA, 2018).

A implantação de usinas hidrelétricas no rio São Francisco teve início na década de 1950. Onde foi represado para a geração de energia e regulação da vazão. Atualmente possui várias barragens e complexos de barragens em toda a bacia, mas a grande maioria está localizada nos trechos superiores a oeste e sul (HANLEY *et al.*, 2020). No total são seis as usinas hidrelétricas de maior porte em seu curso principal: Usina Hidrelétrica de Três Marias (localizada no Alto São Francisco); Usina Hidrelétrica de Sobradinho, Usina Hidrelétrica de Itaparica e Usina Hidrelétrica de Moxotó (Submédio São Francisco); Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso (I, II, III, IV) e Usina Hidrelétrica de Xingó (Baixo São Francisco) (GODINHO; GODINHO; 2003). Sendo esta última a entrar em operação, em dezembro de 1994 (MORETO *et al.*, 2012) Figura 2.



Figura 2 - Vista superior da Usina Hidrelétrica de Xingó, localizada entre os municípios de Piranhas/AL e Canindé do São Francisco/SE. Fonte: Acervo pessoal.

Para Medeiros *et al.* (2007), Medeiros *et al.* (2011) e a Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF, 2017) a atividade de geração de energia elétrica provocou grandes

alterações nas condições naturais do Submédio e Baixo rio São Francisco, dando origem a um sistema de cascata de barragens e reservatórios ao longo do trecho principal. O regime de vazões no curso mais baixo da bacia depende dos reservatórios que estão localizados a montante do rio, como as barragens de Sobradinho, Itaparica e Xingó, onde o volume de água liberada sofreu uma queda nos últimos anos em virtude de vários períodos de seca. Esse cenário gerou uma redução gradual dos fluxos mínimos na bacia.

Para Santana (2017) um dos motivos que favorece a redução da vazão afluyente do rio são as implantações de barragens, por limitar o escoamento da água doce para o oceano, aumentando a concentração de sais para o interior do estuário. Com a Usina Hidrelétrica de Xingó em operação ocorreram mudanças nos períodos de ocorrência de eventos de cheia, causando a retenção de sedimentos e redução do pulso natural da vazão (KNOPPERS *et al.*, 2005; MEDEIROS *et al.*, 2007; VASCO, 2015).

A região do Baixo São Francisco em que está localizada a barragem de Xingó apresenta uma série de conflitos relacionados ao uso da água, por ser um ambiente árido, onde este recurso é a principal força motriz das comunidades rurais (MEDEIROS *et al.*, 2016). A vazão do rio foi drasticamente reduzida nos últimos anos de 1.300m³/s em 2012 para 550 m³/s em 2017 (ANA, 2017) o que causou o avanço da cunha salina e o aumento da salinidade no estuário do rio São Francisco (SOARES *et al.*, 2020).

O estuário do rio São Francisco é classificado, quanto ao padrão de mistura ou variação de salinidade, como de cunha salina com uma profundidade média de 4 m (MEDEIROS *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2003; MEDEIROS *et al.*, 2007; PAIVA *et al.*, 2020). O homem é o principal controlador das vazões afluentes que determinam a concentração da salinidade no estuário, sendo este parâmetro uma propriedade físico-química que mede a concentração de sais dissolvidos pela massa de água (MEDEIROS *et al.*, 2014). Em ambientes aquáticos próximos a zona costeira o volume de sais presentes na água podem variar conforme as oscilações marinhas (SANTANA, 2017).

No estuário tipo cunha salina observa-se que a estratificação entre as massas de água do fluxo fluvial, predomina na porção superior, por ser menos densa do que a corrente de água marinha sendo mais densa e ocupando porções mais inferiores da massa de água, apresentando maior perfil vertical nas proximidades da foz como ilustra a Figura 3. A concentração da salinidade seja verticalmente ou longitudinalmente pode alterar em decorrência do nível de descarga fluvial a partir da redução da vazão a pedido das usinas hidrelétricas como atendimento às suas demandas. O tipo e caracterização da maré também define a concentração dessa variável (COSTA, 2015). Segundo Oliveira *et al.* (2008) o estuário do rio São Francisco possui comprimento de aproximadamente 75 km de sua foz até

a cidade de Propriá/SE, ponto onde ocorre o fim da oscilação do nível do rio em relação as mudanças de marés.

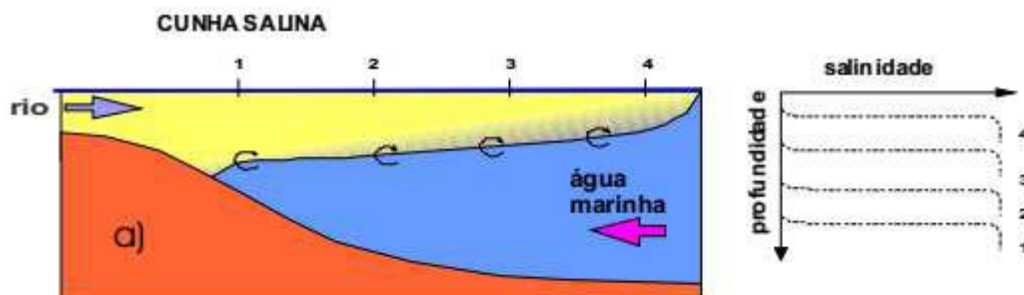


Figura 3 - Estuário tipo Cunha Salina. Fonte: Fonseca (2018).

As sucessivas reduções de vazão têm gerado vários problemas de nível social e ambiental principalmente no curso mais baixo da bacia, pois o avanço da cunha salina sobre o rio e o possível aumento da salinidade tem gerado impactos consideráveis sobre os ecossistemas e a população local. Afetou as atividades como a pesca, o cultivo de arroz, o uso da água para fins de abastecimento humano e aumento da competição entre as espécies, redução dos estoques pesqueiros e desaparecimento de algumas espécies de peixes e crustáceos (BUNN; ARTHINGTON, 2002; SOARES *et al.*, 2011; AL TAANI, 2014; MEDEIROS *et al.*, 2016; BARBOSA; SOARES, 2017; BARBOSA *et al.*, 2018, FONSECA *et al.*, 2020).

Os barramentos também impedem espécies de peixes que necessitam de trechos longos e desimpedidos de rio de fluxo livre completarem seu ciclo de vida, pois bloqueiam a migração de adultos a montante ou fazem com que embriões/larvas em dispersão a jusante caiam de suspensão após encontrar grandes reservatórios, causando declínios rápidos na riqueza de espécies (HANLEY, 2020; PELICICE *et al.*, 2015). Além disto três características são próprias dessas espécies como (1) o grande espaço que essas espécies ocupam na bacia hidrográfica, levando em consideração rotas de migração para a conclusão dos ciclos de vida, como áreas de desova e viveiros (2) uma forte dependência desse modo de vida no regime de fluxo natural controlado pelas barragens; e (3) uma necessidade por áreas específicas que possuam abrigo e alimentos importantes para as fases iniciais de desenvolvimento, que são degradadas ou até mesmo extintas após a criação de represas (AGOSTINHO, 2007).

No rio São Francisco houve uma redução na riqueza de peixes de 51% quando comparada a uma linha de base pré-barragem (HANLEY, 2020). Além da redução desses organismos também ocorreu a diminuição do número de invertebrados (SYVITSKI *et al.*, 2005; SONG *et al.*, 2007; ZAHAR *et al.*, 2008). Os ecossistemas aquáticos dependem dos regimes hidrológicos (ciclos de cheias e secas) que são importantes para a manutenção dos organismos que habitam nesses ambientes (ARANTES *et al.*, 2019; VASCO *et al.*, 2019).

Outro evento importante a ser levado em consideração no desaparecimento de algumas espécies de peixes na região do Baixo rio São Francisco é a redução de pequenas inundações (98,5%), um total de 828 eventos registrados, onde 812 (13,9%) foram observados no período de 1979-1994 e 16 (0,2%) de 1995 a 2012 (VASCO *et al.*, 2019). Os problemas gerados nas lagoas marginais causaram várias mudanças no comportamento e composição da ictiofauna, ameaçando algumas espécies nativas de extinção (HOLANDA *et al.*, 2009; SOARES *et al.*, 2019).

Atualmente não existem mais as cheias que alimentavam as lagoas marginais que serviam de berçário para muitas das espécies de peixes no rio São Francisco (CUNHA, 2015). Sendo esses ambientes de grande importância, onde muitas espécies migradoras passam parte do tempo sem ter contato com a calha principal do rio, à espera das cheias para então saírem desses locais que geralmente são ricos em nutrientes (SOARES *et al.*, 2019).

À medida que a vazão permanece em declínio a resistência do rio contra a maré também diminui (VASCO *et al.*, 2017). Já são encontradas espécies de peixes marinhos na região da foz (CAVALCANTE *et al.*, 2017). Entretanto, as espécies de peixes dulcícolas por não tolerarem elevadas concentrações de salinidade estão desaparecendo. Segundo Khanon (2016) a incapacidade de algumas espécies de tolerar altos níveis de salinidade gera uma série de mudanças em sua distribuição. Alguns organismos preferem faixas de salinidade mais estreitas do que a sua tolerância fisiológica (REHAGE *et al.*, 2015).

A salinização em alguns pontos do rio tem sido uma das principais ameaças a ictiofauna nativa. Entre as consequências da alteração do fluxo do rio, a salinidade é um dos mais importantes parâmetros que sofre alterações (OLIVEIRA, 2003; ALMEIDA; SILVA JUNIOR, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2008; PINHEIRO; MORAIS, 2010; RAHMAN *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2015; KHANOM, 2016; AL-NASRAWI *et al.*, 2016; CAMPO *et al.*, 2016; CHEEK; TAYLOR, 2015; WEDDERBURN *et al.*, 2016) e a mesma pode causar danos irreversíveis à estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas (SCHRODER *et al.*, 2015).

Muitas espécies de peixes nativos não são mais encontradas no rio São Francisco. Soares *et al.* (2020) pesquisando em oito municípios no Baixo rio São Francisco relataram que das 17 espécies capturadas, ocorreu um desaparecimento das curimatãs-pacus (*Prochilodus argenteus*) e pilombetas (*Anchoviella* sp.), redução do pacamã (*Lophiosilurus alexandrii*) e piabas (*Astyanax bimaculatus*), assim como a diminuição das carapebas (*Eugenes brasiliensis*). Atualmente, espécies de peixes da ordem Cichliformes são as mais encontradas na região do Baixo, onde o Tucunaré (*Cichla* sp.) e Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), espécies não nativas, apresentam-se em grande número. Porém, houve uma redução dos exemplares da ordem Characiformes que sempre apresentou uma alta riqueza

de espécies. É importante destacar o aumento de espécies eurihalinas, marinhas e exóticas quando comparadas as nativas (ASSIS *et al.*, 2017; SOARES *et al.*, 2018; 2019; 2020).

As alterações nas faixas de salinidade também podem comprometer os usos múltiplos como abastecimento humano (FONSECA *et al.*, 2020). De acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), em termos de salinidade a água pode ser classificada como: água doce (salinidade até 0,5‰), água salobra (salinidade entre 0,5 a 30‰) ou água salina (salinidade superior a 30‰). Sousa (2018) em seu estudo sobre a etnoecologia da pesca artesanal e percepção ambiental sobre os impactos à ictiofauna no Submédio e Baixo São Francisco, relatou que pescadores do município de Piaçabuçu (AL), destacaram o aumento de ribeirinhos com hipertensão.

Alguns trabalhos trazem como resultados a salinização das águas do rio em alguns municípios. Santana (2017) estudando a hidrodinâmica ambiental no Baixo São Francisco e suas relações antrópicas observou um avanço da cunha salina de aproximadamente 11 km da foz entre os municípios de Brejo Grande (SE) e Piaçabuçu (AL). Análises realizadas pela equipe da I Expedição do Baixo São Francisco demonstraram que as águas superficiais e de fundo desses municípios foram enquadradas como águas salobras, apresentando salinidade nas faixas de 0,5 a 30 (SOARES *et al.*, 2019).

4.3 Parasitas de peixes utilizados como indicadores ambientais

Ecossistemas dulcícolas abrigam altos níveis de biodiversidade, contendo 9,5% das espécies animais reconhecidas, apesar de constituir apenas 0,01% da água do planeta Terra (BALIAN *et al.*, 2008; BARLOW *et al.*, 2018). Entretanto, esses ecossistemas estão sendo expostos a um aumento da poluição antropogênica nas últimas décadas, como a intensificação do uso da terra, degradação do habitat e desmatamento da zona ribeirinha (CHUBB, 1979; CHUBB 1980; KHAN; THULIN, 1991; RICHTER *et al.*, 1997; ADAMS; GREELEY, 2000; MALMQVIST; RUNDLE, 2002; VOROSMARTY *et al.*, 2010; SHAH, 2012; SINHA *et al.*, 2017; REID *et al.*, 2019; SUNDAR *et al.*, 2020).

As pressões antrópicas modificam habitats físicos (substrato, fluxo de água) e a qualidade da água, variação nos parâmetros físico-químicos (amônia, nitrito, nitrato, fósforo, fosfato, temperatura, salinidade, sólidos totais dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido e turbidez). Comprometendo a persistência e a abundância de muitos táxons que habitam esses ambientes (HUGHES *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019; TIMI; POULIN, 2020). Há décadas esses sistemas estão entre os ambientes mais afetados do mundo (RICHTER *et al.*, 1997; RICCIARDI; RASMUSSEN, 1999; MALMQVIST; RUNDLE, 2002). Ocasionalmente efeitos negativos à saúde dos organismos aquáticos (MARCOGLIESE *et al.*, 2010; ZAKI *et al.*, 2013).

A integridade dos ecossistemas aquáticos é cada vez alvo de preocupação da maioria dos países (WORM *et al.*, 2006; MACKENZIE *et al.*, 2016).

Os parasitas retratam uma das formas de vida mais bem-sucedidas nos ecossistemas que apareceu em diversas ocasiões independentes em muitos filos (POULIN; MORAND, 2000; POULIN, 2011; WEINSTEIN; KURIS, 2016), sendo elementos onipresentes dos sistemas biológicos e compreendendo uma parte considerável da biodiversidade mundial (DOBSON *et al.*, 2008), obtendo biomassa, abundância e grande produtividade em alguns ecossistemas (KURIS *et al.*, 2008; HECHINGER *et al.*, 2011).

As interações parasita-hospedeiro existentes são os resultados de relações antagônicas cujo desenvolvimento levou a adaptações recíprocas, que possibilitam esses organismos utilizarem-se de características biológicas próprias de seus hospedeiros e, desta forma, realizar todas as fases de seu ciclo de vida garantindo a sua sobrevivência e a conservação de populações viáveis. Como consequência, os parasitas podem influenciar a biologia de seus hospedeiros de muitas formas e em diferentes níveis. Esses organismos impõem demandas energéticas aos hospedeiros individuais e são capazes de alterar sua morfologia, fecundidade, reprodução, comportamento e sobrevivência (MARCOGLIESE, 2004; MARCOGLIESE, 2005). Alterações no comportamento do hospedeiro provocadas por parasitas também podem mudar os padrões de distribuição do hospedeiro, escolha do habitat, constituição da dieta, comportamento sexual, comprometendo a ecologia dos peixes e de seus predadores e presas (TIMI; POULIN, 2020).

Os parasitas são elementos importantes e integrantes nos ambientes aquáticos, coordenando processos ecológicos essenciais. É importante ressaltar que um ecossistema saudável é um ambiente rico em espécies de parasitas, que são fundamentais a biodiversidade, produtividade e estrutura da cadeia alimentar de um sistema (COSTANZA; MAGEAU, 1999; MARCOGLIESE, 2004; MARCOGLIESE, 2005; HUDSON *et al.*, 2006; BUDRIA; CANDOLIN, 2013; UNGER, 2014). Por serem espécies de vida livre, respondem as modificações que ocorrem em seus ambientes e podem proporcionar informações valiosas a respeito da qualidade da água, integridade e saúde de ecossistemas em resposta a poluentes e outros estressores (CHUBB, 1979; CHUBB, 1980; LAFFERTY; KURIS, 1999; ADAMS; GREELEY, 2000; LAFFERTY, 2008; SURES *et al.*, 2017).

Os efeitos dos estressores ambientais nos parasitas de peixes são diferentes, pois depende do parasita, do estressor, podendo atingir o sistema imunológico de seus hospedeiros diretamente, ou alterando a qualidade da água, reduzindo dessa forma a imunidade do peixe a parasitas (LANDSBERG, 1998; LAFFERTY; KURIS, 1999). O número desses organismos varia conforme as configurações ecológicas e as alterações ambientais

(LAFFERTY; KURIS, 1999; LAZZARO; LITTLE; 2009; WOLINSKA; KING, 2009; BRUNNER; EIZAGUIRRE, 2016).

As consequências causadas pelos estressores podem ser positivas ou negativas, pois a poluição pode aumentar o número de parasitas, assim como ser fatal a algumas espécies levando a uma redução (HASSAN *et al.*, 2016; SURES, 2006; LACERDA *et al.*, 2017). Dessa maneira os poluentes podem influenciar, direta ou indiretamente, a prevalência, abundância, intensidade, diversidade e a patogenicidade de um parasita (KHAN; THULIN; 1991; KOSKIVAARA, 1992; MARCOGLIESE; CONE, 1997; POULIN, 2000; LAFFERTY, 1997; 2008; LANDSBERG *et al.*, 1998; LAFFERTY; KURIS, 1999; SURES, 2017). É importante destacar que por refletirem as condições do meio, os parasitas de peixes são constantemente utilizados como um indicador ambiental, podendo ser útil para diagnosticar problemas em ecossistemas (MACKENZIE, 1987; MACKENZIE, 1995; LAFFERTY, 1997; LANDSBERG *et al.*, 1998; BLANAR *et al.*, 2009; VIDAL-MATINEZ *et al.*, 2010; KLEINERTZ; PALM, 2013; RIBEIRO *et al.*, 2014; MARCOGLIESE, 2016; SURES, 2017; MADLIGER *et al.*, 2018; FALKENBERG *et al.*, 2019; DUARTE *et al.*, 2020).

De acordo com Sures (2017), uma vez que existe a capacidade de prever e calibrar as mudanças no número das comunidades de parasitas, dependendo do tipo e da força dos impactos antrópicos, esses organismos podem ser um instrumento importante para indicar sistemas degradados. Bons indicadores devem ser bastante sensíveis ou excepcionalmente resistentes às mudanças ambientais, para que mudanças consideráveis em seu número possam ser utilizadas como um aviso prévio do impacto ambiental, antes que grande parte dos organismos menos sensíveis sejam gravemente afetados (MACKENZIE, 1995; MACKENZIE, 1999).

Segundo Overstreet (1997), as condições para um parasita ser considerado indicador em um ambiente contaminado são:

- I. Parasitas que possuem o ciclo de vida indireto (heteroxênico), com mais de um hospedeiro intermediário e/ou paratênico, geralmente ocorrem em um menor número em locais contaminados. Essa situação ocorre porque os contaminantes reduzem ou simplesmente eliminam outros hospedeiros intermediários ou finais do ciclo destes parasitas ou até mesmo dependendo da concentração do poluente chega a ter efeito direto sobre o parasita.
- II. Informações biológicas e epidemiológicas sobre os ciclos para indicar biodiversidade. É necessário um conhecimento complementar sobre a “história de vida” do parasita. Valores de prevalência e intensidade média de infecção de um parasita específico em

diferentes ambientes expressam a “natureza” desses habitats em termo de invertebrados de vida-livre e hospedeiros vertebrados.

- III. Informações epidemiológicas sobre os parasitas que se reproduzem no hospedeiro (internos e externos). Esta ferramenta refere-se a informações adquiridas do parasita em ambiente com um nível de contaminação elevado. A compreensão para a alta intensidade de infecção pode estar relacionada a redução da resistência ou imunidade do hospedeiro, aumento na fonte de nutrição para o parasita ou interação com outros agentes microbianos infectantes.
- IV. Alterações histopatológicas relativas à infecção por parasitas e do estresse de contaminação. Os contaminantes podem causar redução na resistência do hospedeiro, proporcionando ao parasita um ambiente favorável à sua reprodução e consequentemente o aumento de seu número. Mudanças histopatológicas, como necroses, ou outra forma de alteração, ocasionadas por diminuição na resistência são utilizadas como fonte nutricional para os parasitas se reproduzirem. Isso ocorre na maioria das vezes, com protozoários histozóicos e com uma menor frequência com parasitas externos e internos.

É importante destacar que os bioindicadores podem ser indicadores de acumulação ou de efeito. Os indicadores de acumulação precisam ser eficientes em acumular substâncias de seu ambiente sem demonstrar efeitos adversos; os indicadores de efeito podem variar de mudanças funcionais moleculares ou fisiológicas a alterações no tamanho da comunidade parasitária. Geralmente são sensíveis à exposição a poluentes em diferentes níveis de organização, desde o nível subcelular até o nível do ecossistema, e são bastante utilizados para indicar o efeito (SURES, 2001; WILLIAMS; MACKENZIE, 2003; UNGER *et al.*, 2014; HASSAN *et al.*, 2016).

De acordo com Landsberg (1998) e Sures (2004) o efeito da poluição nos parasitas de peixes pode ser diferente entre espécies parasitárias e entre fases de desenvolvimento, uma vez que, esses organismos em suas formas larvais e adultas podem ser afetados de vários modos. De uma forma geral o impacto ambiental pode diminuir o parasitismo, desde que:

- I. Hospedeiros infectados sejam mais atingidos com a exposição ambiental do que hospedeiros não infectados;
- II. Os parasitas são mais vulneráveis a um determinado contaminante do que seu hospedeiro;
- III. A poluição desencadeie o desaparecimento dos hospedeiros intermediários e finais que são indispensáveis para completar o ciclo de vida do parasita.

Os ciclos de vida dos parasitas geralmente são bastante complexos, e uma espécie de parasita deve ser tida como uma soma de suas partes ou estágios do ciclo de vida. Parasitas metazoários, como copépodes, isópodes, hirudíneos, monogenéticos e turbelários possuem o ciclo de vida direto. Espécies que fazem parte desses grupos necessitam apenas de um único hospedeiro (obrigatório). Normalmente esses parasitas são basicamente ectoparasitas. Entretanto parasitas metazoários como mixozoários, acantocéfalos, cestoides, digenéticos e nematoides, apresentam ciclos de vida indiretos. São parasitas que carecem de pelo menos dois hospedeiros obrigatórios, um intermediário e um definitivo e constantemente existem hospedeiros intermediários e/ou paratênicos adicionais incluídos que também fazem parte do ciclo de vida desses grupos (HUSTON *et al.*, 2020).

Espécies de parasitas com o ciclo de vida direto quando expostos à poluentes em baixas concentrações, geralmente respondem com um aumento em sua abundância porque a imunidade de seus hospedeiros é comprometida ou simplesmente o aspecto da reação ao poluente é positivo para o parasita como o aumento da produção de muco (ANDERSON; SUKHDEO, 2009). Porém, em locais mais contaminados geralmente ocorre uma redução do seu número em consequência da toxicidade direta ao parasita (PIETROCK; MARCOGLIESE, 2003; ZARGAR *et al.*, 2012). O tamanho do efeito aos parasitas diretamente expostos é mais forte, por estar em contato direto com o hospedeiro e com o sistema aquático (BLANAR, 2009).

Grupos de parasitas que apresentam o ciclo de vida indireto são afetados pela poluição em vários níveis em ambientes aquáticos, pois necessitam que espécies hospedeiras invertebradas e vertebradas estejam presentes (MACKENZIE, 1999; MARCOGLIESE, 2004). Uma redução de hospedeiros intermediários altera a fauna de endoparasitas do hospedeiro final (PALM *et al.*, 2011). Além do que, estágios larvais frágeis de vida livre são expostos à contaminantes durante o tempo em que buscam encontrar e infectar um novo hospedeiro (MACKENZIE, 1999; PIETROCK; MARCOGLIESE, 2003).

Endoparasitas vivem dentro do hospedeiro e os efeitos da poluição aquática normalmente se manifestam primeiro no hospedeiro e em seguida podem ser identificados no parasita (BLANAR *et al.*, 2009). Geralmente parasitas com o ciclo de vida direto e os estágios de vida livre dos endoparasitas são mais vulneráveis a mudanças na qualidade da água, sendo essa vulnerabilidade mais visível em ecossistemas dulcícolas (BLANAR *et al.*, 2009; LACERDA *et al.*, 2017).

4.4 *Cichla* sp. (Cichliformes, Cichlidae)

Cichla sp., popularmente conhecido como tucunaré ou tucunarés; é endêmico da América do Sul (WILLIS *et al.*, 2015; BOWER *et al.*, 2016; BEZERRA *et al.*, 2019). Espécies

desse gênero são nativas das bacias hidrográficas do Orinoco e Amazonas, compreendendo 15 espécies de ciclídeos (KULLANDER; FERREIRA, 2006; SASTRAPRAWIRA, *et al.*, 2020). Habitam com sucesso ambientes artificiais e apresentam alta produtividade em curto período (PELICICE; AGOSTINHO, 2009; ESPÍNOLA *et al.*, 2010). Podem ser encontrados em especial nas regiões Sudeste e Nordeste do Brasil (AGOSTINHO *et al.*, 2007), onde foram deliberadamente introduzidos em muitos rios brasileiros (AGOSTINHO *et al.*, 2007; PELICICE *et al.*, 2015).

Durante a década de 1960 ganhou destaque para a aquicultura, pesca esportiva, comércio de animais domésticos, de espécies exóticas na Europa, América do Norte, Central e Ásia (WINEMILLER *et al.*, 1997; FUGI *et al.*, 2008; PELICICE; AGOSTINHO, 2009; ESPÍNOLA *et al.*, 2015; FRANCO *et al.*, 2018). É um peixe bastante perseguido pelos praticantes de pesca esportiva na região do Médio rio Negro, por alcançarem tamanhos superiores a 60 cm, popularmente chamados de troféus (FURTADO, 2020). O interesse nesse peixe não está relacionado apenas ao comprimento que podem atingir, mas também por muitos acharem sua carne bastante saborosa (FRANCO *et al.*, 2021).

Vivem em ambientes dulcícolas e preferem águas lênticas como lagos e lagoas marginais, mas também podem ser encontrados na calha dos rios e algumas espécies até na água corrente, entretanto a maioria das espécies de *Cichla* preferem águas mais calmas. Vivem próximos a estruturas como galhadas submersas, troncos caídos, capins e pedras. São sedentários e não realizam migrações. Apresentam marcações corporais bem distintas e é considerado por muitos pesquisadores como um grande predador (HANSSON *et al.*, 1998; PACE *et al.*, 1999; CARPENTER *et al.*, 2010; ELLIS *et al.*, 2011). No ambiente Neotropical, *Cichla* sp. habita águas com temperatura entre 23-28°C, pH $\pm 7,8$ e concentração de oxigênio dissolvido de $\pm 5,0$ mg/L (FUGI *et al.*, 2008; KOVALENKO *et al.*, 2010; ESPÍNOLA *et al.*, 2015; FRANCO *et al.*, 2018).

Segundo Agostinho *et al.* (2005) e Liew *et al.* (2016) são animais que facilmente se adaptam em ambientes não nativos. É importante destacar que no ambiente natural apresenta comprimento de 30 a 60 cm, na fase adulta pesa de 3 a 6 kg podendo sobreviver até 69 anos (JEPSEN *et al.*, 1999; WILLIS *et al.*, 2012). São piscívoros e quando juvenis se alimentam de insetos, camarões e atherinídeos (ZARET, 1980; JEPSEN *et al.*, 1997; WINEMILLER, 1997;). Na fase adulta alimentam-se de peixes como poecilídeos, caracídeos, eleotrídeos e ciclídeos em alguns casos de canibalismo (PEREIRA *et al.*, 2017; SALES *et al.*, 2018; BAJER *et al.*, 2019; BEZERRA *et al.*, 2019; GOLANI *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2019).

De acordo com Araújo *et al.* (2009) dentre as diversas famílias de peixes que são encontradas no Rio São Francisco a família Cichlidae apresenta grande importância com um

total de 81 espécies descritas apenas no Brasil, com destaque para os peixes do gênero *Cichla*. Na região do Baixo São Francisco esse ciclídeo é bastante consumido pelos ribeirinhos, por conta da qualidade da carne, mas principalmente pela extinção de muitas espécies nativas comerciais na região (SOUSA, 2018) Figura 4.



Figura 4 - *Cichla* sp. coletado na região do Baixo rio São Francisco. Fonte: Acervo pessoal

Para Marto *et al.* (2015) são diversos os motivos envolvidos no sucesso da introdução do tucunaré em novos habitats, isso está relacionado a alguns hábitos desse peixe, como dieta, a construção de ninho, o período de reprodução longo e o cuidado com a prole, aumentando a taxa de sobrevivência dos filhotes. Por ser um peixe introduzido em outras bacias hidrográficas, vários estudos foram realizados com o objetivo de se conhecer a sua fauna parasitária. Na Tabela 1 estão apresentados os principais grupos de parasitas observados em *Cichla*.

Tabela 1 – Grupos de parasitas encontrados em *Cichla* sp. em ambientes naturais e introduzidos.

Classe	Espécie	Rerefências
Monogenea	<i>Gussevia alioides</i>	Kohn e Cohen, 1998
	<i>Gussevia díspar</i>	Kohn e Cohen, 1998
	<i>Gussevia tucunarenses</i>	Mathews <i>et al.</i> , 2013
	<i>Gussevia arilla</i>	Santana, 2013
	<i>Sciadicleithrum ergensi</i>	Yamada <i>et al.</i> , 2011; Ortiz <i>et al.</i> , 2020.
	<i>Sciadicleithrum uncinatum</i>	Yamada <i>et al.</i> , 2011
	<i>Gussevia undulata</i>	Takemoto <i>et al.</i> , 2009
Acanthocephala	<i>Quadrigyrus machadoi</i>	Yamada <i>et al.</i> , 2011
	<i>Crassicutis cichlasomae</i>	Vanhove <i>et al.</i> , 2016
Nematoda	<i>Procamallanus peraccuratus</i>	Franceschini <i>et al.</i> , 2013
	<i>Contracaecum</i> sp.	Franceschini <i>et al.</i> , 2013
	<i>Hysterothylacium</i> sp.	Franceschini <i>et al.</i> , 2013
	<i>Cucullanus tucunarensis</i>	Lacerda <i>et al.</i> , 2015
Cestoda	<i>Proteocephalus macrophallus</i>	Januário <i>et al.</i> , 2019; Leite <i>et al.</i> , 2019.
	<i>Proteocephalus microscopicus</i>	Clapp; Satto, 2014.
Myxozoa	<i>Henneguya paraenses</i>	Velasco <i>et al.</i> , 2016

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterizações da área de estudo

O último trecho da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, denominado Baixo São Francisco está localizado à jusante da usina hidrelétrica de Xingó até a foz no Oceano Atlântico. Apresenta uma extensão de aproximadamente 29.866,5 Km² que corresponde a 4,7% da área total da bacia, sendo compostas pelas seguintes unidades da Federação: Alagoas (43,9%), Sergipe (23,8%), Pernambuco (22,8%) e Bahia (9,5%) (ANA, 2018). Para a realização deste estudo foram selecionados quatro pontos amostrais que compreendem o Baixo rio São Francisco Sergipano e Alagoano (Figura 5).

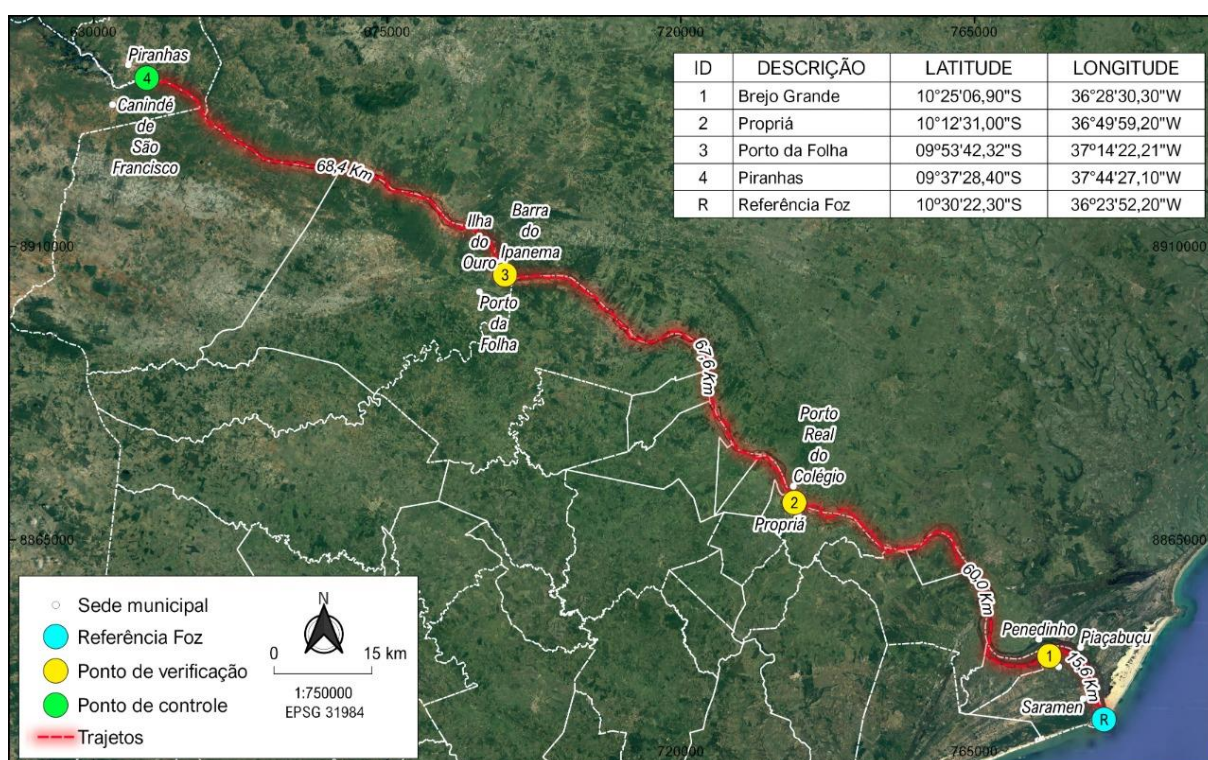


Figura 5 - Área de estudo com as delimitações dos pontos de coleta e suas distâncias da foz do rio São Francisco. Fonte: Acervo pessoal.

O ponto 1 está inserido no município de Brejo Grande, localizado no extremo nordeste do estado de Sergipe, em zona de planície litorânea. É o ponto mais próximo da foz do rio São Francisco a uma distância de 15,6 km (Figura 5). Possui uma população de 8.309 habitantes. Ao Sul limita-se com o oceano Atlântico e ao leste com o rio São Francisco. No que se refere a economia deste município, desde 1930 era dominada pela rizicultura (BARSOSA *et al.*, 2018), produzida por micro e pequenos produtores rurais, entretanto, a sensibilidade às mudanças ambientais, principalmente pelo processo de salinização das águas do rio, dificultou a estabilidade dessa cultura na região e foi substituída pela carcinicultura (SANTOS; RODRIGUES, 2021). A produção de coco e mandioca, além de

atividades como a pesca e o turismo são extremamente importantes para os moradores desta cidade. Com relação à vegetação, há predomínio de Manguezal (nos locais onde sofre a influência da água do mar), vegetação de restinga (típica de lagoas de água doce) (PREFEITURA MUNICIPAL DE BREJO GRANDE, 2021) Figura 6.

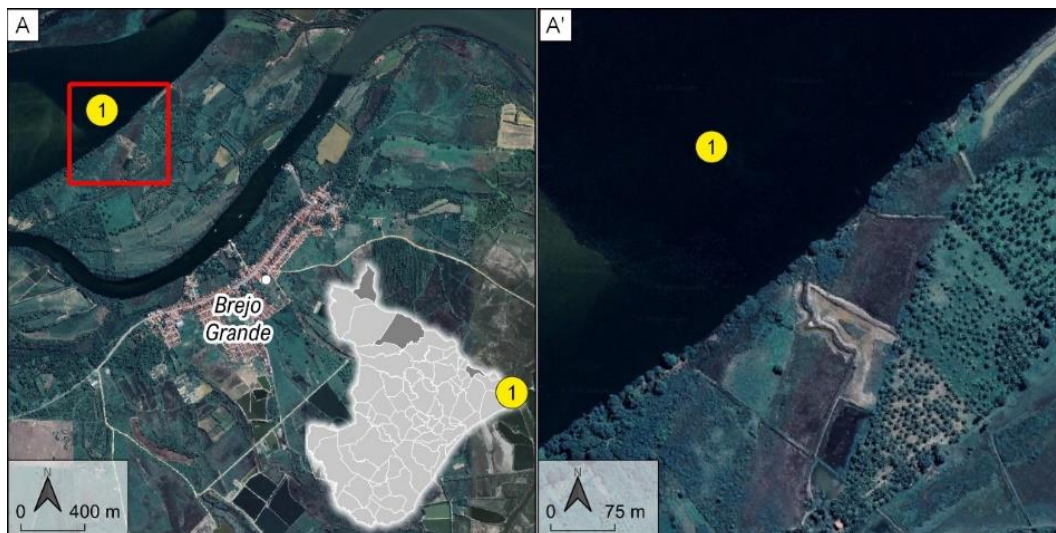


Figura 6 - Ponto 1, localização do município de Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal

O ponto 2, está localizado no município de Propriá em Sergipe a uma distância de 75,6 km da foz do rio São Francisco (Figura 5). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). Possui uma população de 29.626 habitantes, sua economia está baseada ao comércio, turismo, a criação de gado para corte, a produção de leite, pesca e ao cultivo de camarão em viveiros (Figura 7). A vegetação existente neste ponto é a de Mata Atlântica. O clima é do tipo megatérmico semiárido, com precipitação pluviométrica média anual de 806,1mm, com intervalo chuvoso entre março e agosto (CIDADE-BRASIL, 2021).



Figura 7 - Ponto 2, localização do município de Propriá/SE. Fonte: Acervo pessoal.

O ponto 3, está localizado no município de Porto da Folha em Sergipe a uma distância de 143,2 km da foz do rio São Francisco (Figura 5). Com 26. 787 habitantes (IBGE, 2010), nos últimos anos vêm apresentando um crescimento econômico significativo e isso se deve a atividades como agricultura, pecuária e o turismo (vaquejada), assim como a pesca por estar localizada às margens do rio São Francisco, sobretudo pelo povoado denominado Ilha do Ouro. A vegetação existente nesse ponto é a de Caatinga Hiperxerófila Densa. O clima é quente semiárido mediano com sete a oito meses secos no ano (PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO DA FOLHA, 2021) Figura 8.

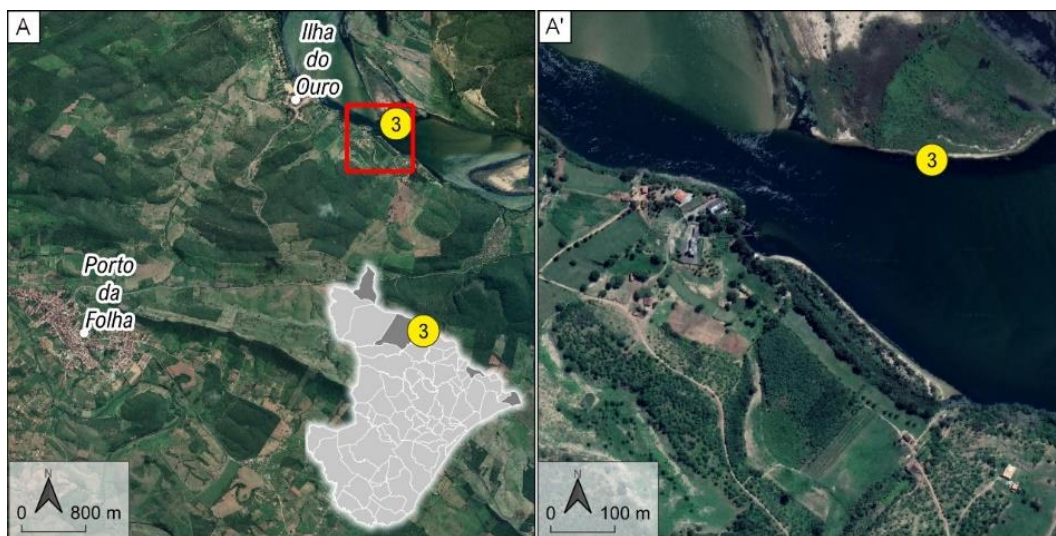


Figura 8 - Ponto 3, localização do município de Porto da Folha/SE. Fonte: Acervo pessoal.

O ponto 4, está localizado na cidade Piranhas no extremo Sudoeste do Estado de Alagoas. Apresenta uma distância de 211,6 km da foz do rio São Francisco (Figura 5). Por estar acima da barragem de Xingó e ser o mais afastado da foz é considerado o ponto de Controle. O município possui 23.910 habitantes (IBGE, 2010). A vegetação predominante é a Caatinga. Esta região apresenta clima semiárido e o regime de chuvas com precipitações anuais de 600 mm a 700 mm, que se distribuem de maneira irregular no decorrer do ano. A base da economia do município é a pecuária bovina, produção de milho e feijão, turismo e a pesca é utilizada também como atividade de subsistência tradicional na região (Figura 9) (GEO PIRANHAS, 2009).

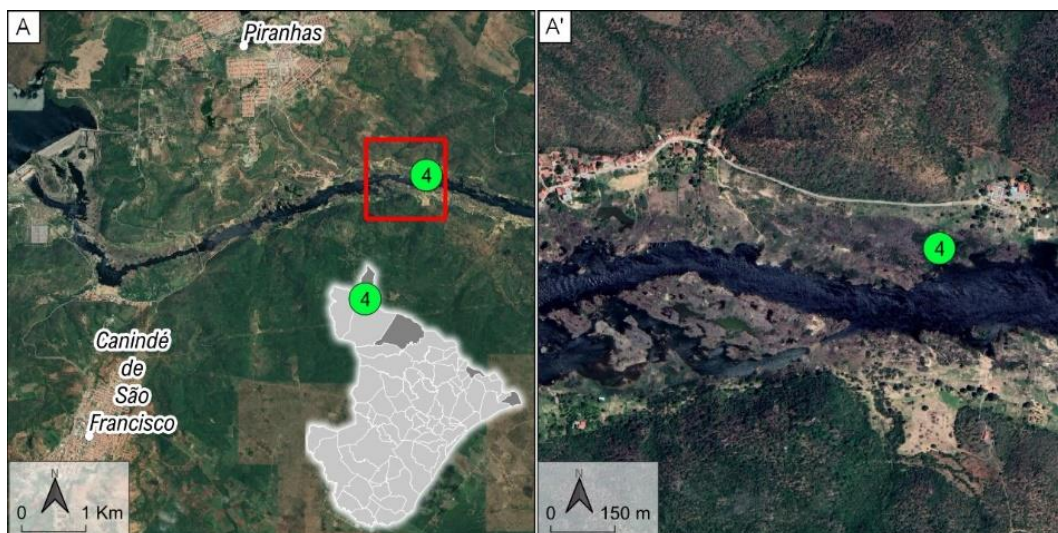


Figura 9 - Ponto 4, localização do município de Piranhas/AL. Fonte: Acervo pessoal.

5.2 Aquisição de peixes

Foram realizadas vinte e nove aquisições de exemplares de *Cichla* sp. de pescadores artesanais da região do Baixo rio São Francisco. Das quais nove foram realizadas no Ponto 1, oito no Ponto 2, sete no Ponto 3 e cinco no Ponto 4. É importante destacar que embora esses peixes não sejam nativos da bacia Hidrográfica do rio São Francisco, durante o período de defeso, que inicia de 1º de novembro até o final de fevereiro, não foi realizada aquisições. As datas de coletas e seus respectivos locais, assim como dados de precipitação diária estão descritos no Quadro 1.

Quadro 1 – Datas das aquisições de peixes na região do Baixo rio São Francisco.

Ponto 1	Nº de Peixes	Precipitação diária (mm)	Ponto 2	Nº de Peixes	Ponto 3	Nº de Peixes	Ponto 4	Nº de peixes	Precitação diária (mm)
13/03/2018	9	0,0	14/03/2018	9	27/04/2018	2	-	-	-
09/07/2018	5	0,85	09/07/2018	11	04/07/2018	2	-	-	-
18/09/2018	21	0,0	-	-	-	-	-	-	-
12/03/2019	18	0,5	12/03/2019	8	-	-	-	-	-
02/04/2019	7	0,0	02/04/2019	16	04/04/2019	10	-	-	-
02/05/2019	17	2,35	02/05/2019	12	07/05/2019	11	09/05/2019	12	0,0
04/06/2019	11	2,07	04/06/2019	5	06/06/2019	9	11/06/2019	12	1,07
09/07/2019	14	-	09/07/2019	8	31/07/2019	11	16/07/2019	9	0,0
01/08/2019	11	-	01/08/2019	10	06/08/2019	6	08/08/2019	9	0,0
-	-	-	-	-	-	-	19/09/2019	8	0,0
Total	113	-	-	79	-	51	-	50	-

Fonte: Os dados de precipitação diária referente aos pontos 1 e 4 foram coletados do site do Instituto Nacional de Meteorologia INMET ([Thttps://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001](https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001)).

Os peixes foram adquiridos bimestralmente de pescadores artesanais e em seguida resfriados e transportados em caixas térmicas, individualizados em sacos plásticos devidamente etiquetados e conduzidos ao Laboratório de Biologia Tropical do Instituto de Tecnologia e Pesquisa (LBT/ITP), localizados no campus Farolândia da Universidade Tiradentes (UNIT), Aracaju/SE. Em laboratório foram inicialmente pesados e verificados os comprimentos total (CT - correspondente à medida entre a ponta do focinho e a extremidade da nadadeira caudal), e padrão (CP - correspondente à medida entre a ponta do focinho e a extremidade do pendúculo caudal) Figura 10.

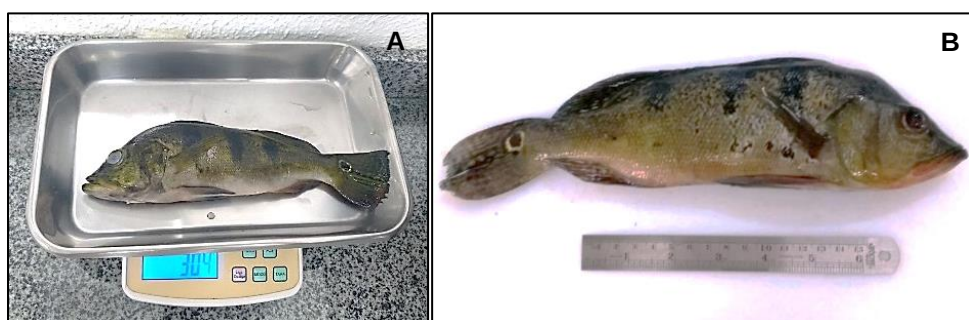


Figura 10 – Pesagem (A) e biometria (B) de *Cichla* sp. coletados no Baixo rio São Francisco.

5.3 Coleta, fixação e identificação dos parasitas

Para verificar a presença de parasitas em *Cichla* sp. os olhos, brânquias, coração, intestino, estômago, fígado, gônadas e bexiga natatória foram removidos dos peixes, a partir de uma incisão longitudinal, colocados em placas de Petri. Primeiramente, realizou-se uma análise macroscópica e em seguida análise microscópica ao estereomicroscópio com base na metodologia de Eiras *et al.* (2006) (Figura 11A e B).

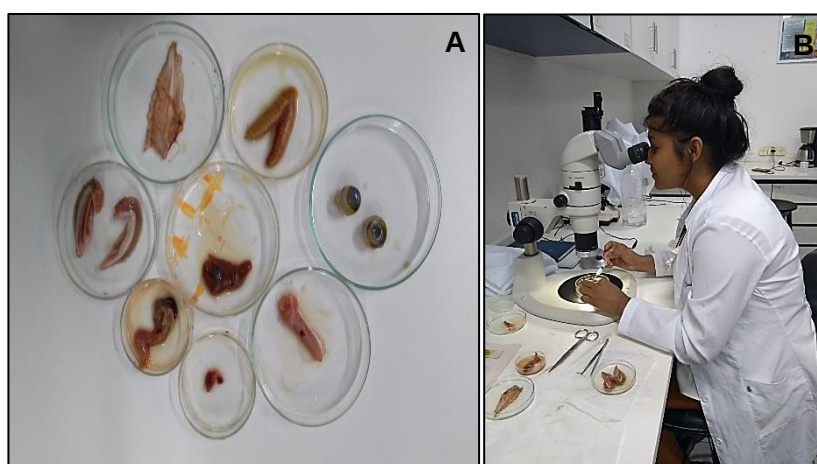


Figura 11 - Órgãos internos de *Cichla* sp.(A) e análise macroscópica (B).

Os parasitas encontrados foram coletados, fixados e conservados em álcool 70% glicerinado para posterior identificação. De acordo com o grupo do parasita, foram utilizadas literatura específicas: para acantocéfalos, Thatcher (2006); para crustáceos, Thatcher (2000

e 2006); para cestódeos, Khalil *et al.* (1994); para trematódeos, Gibson *et al.* (2002) e para nematódeos, Moravec (2007), Anderson *et al.* (2009) e Gibbons (2009), além da utilização de artigos com descrições recentes.

5.4 Índices Epidemiológicos

Os índices epidemiológicos como a Prevalência, a Intensidade Média de Infecção e a Abundância Média foram calculados segundo Bush *et al.* (1997).

A Prevalência foi calculada pela equação representada abaixo na qual NPI é dado pelo número de peixes infectados e NPA o total de peixes analisados (Equação 1).

$$P = \frac{NPI}{NPA} \times 100 \quad (1)$$

A Intensidade Média (IM) foi calculada pela fórmula representada abaixo. Onde NP corresponde ao número de parasitas de uma determinada espécie e NPI é o número de peixes infectados por esta espécie de parasita (Equação 2).

$$IM = \frac{NP}{NPI} \quad (2)$$

A Abundância Média (AM) foi calculada pela equação abaixo, na qual NP corresponde ao número de parasitas de uma determinada espécie e NPA, número de peixes analisados (Equação 3).

$$AM = \frac{NP}{NPA} \quad (3)$$

5.5 Índices Ecológicos

Neste estudo também foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Weaver, baseado na frequência (ou abundância proporcional) das espécies de parasitas presentes na amostra (MAGURRAN, 2004). Para o cálculo do índice foi utilizada a (Equação 4):

$$H' = \sum p_i \ln(p_i) \quad (4)$$

H' = Índice de Shannon-Weaver.

p_i = número de indivíduos encontrados na i -ésima espécie (n), dividido pelo número total de indivíduos amostrados (N).

$\ln$ = logaritmo de base neperiana.

Para o conhecimento da distribuição espacial das populações parasitárias encontradas neste estudo foram calculados os Índices de Dispersão (ID) e o Índice de Green (IG) definidos pelas Equações 5, 6 e 7. Os valores de IG variam entre 0 (zero) e 1, indicando distribuição aleatória e agrupamento máximo (ou seja, todos os indivíduos da amostra se localizam em uma única parcela, respectivamente (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

$$ID = \frac{S^2}{m} \quad (5)$$

Onde:

S^2 = variância amostral

m = média amostral.

$$IA = ID - 1 \quad (6)$$

$$IG = IA - 1 \quad (7)$$

IA = Índice de agregação

Para o cálculo do teste de aderência foram utilizadas as Equações (8) e (9):

$$X^2 = \frac{(\sum (xi - \bar{x})^2)}{\bar{x}} \quad (8)$$

Onde:

xi = o número de indivíduos na i-ésima unidade amostral.

$\bar{x}$ = a média do número de indivíduos por parcela.

$$d = \sqrt{2X^2 \sqrt{2(N-1) - 1}} \quad (9)$$

N = o número total de parcelas (unidades amostrais).

Se $d < 1,96$ a distribuição aleatória é aceita para a população, entretanto de se $d > 1,96$ a população apresenta distribuição agrupada ao nível de significância de 5% (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

5.6 Análise de água

Os parâmetros de qualidade da água como temperatura, oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade, sólidos totais dissolvidos e a salinidade (superfície e fundo) do rio foram analisados com auxílio de sonda multiparâmetro (HANNA INSTRUMENT, HI 9828) (BRASIL, 2013) nos pontos onde os pescadores coletaram os exemplares de *Cichla* sp. (Figura 12).



Figura 12 - Análise de água no Ponto 3 com a sonda Multiparâmetro, Porto da Folha/SE.
Fonte: Acervo pessoal.

Para a análise da série nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato), fosfato e fósforo total foram coletadas uma amostra de um litro de água em recipientes de plástico em cada ponto (Figura 13), em seguida foram resfriadas e transportadas em caixas térmicas para o Laboratório de Estudos Ambientais (LEA), localizado no Instituto de Tecnologia e Pesquisa (ITP). Para a análise desses parâmetros seguiu-se os métodos apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Parâmetros de qualidade da água com seus respectivos métodos de análise.

Parâmetros de qualidade da água	Métodos
Amônia	SM 4500 NH ₃ B/C
Nitrito	SM 4500 NO ₂ B
Nitratos	SM 4500 NO ₃ E
Fósforo total	SM 4500 P-E
Fosfato	SM-4500 P-E

Fonte: *Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Os procedimentos de coleta, preservação e transporte das amostras seguiu os critérios estabelecidos pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostra elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).



Figura 13 - Coleta de água na Cidade de Brejo Grande/SE. Fonte: Acervo pessoal

5.7 Série histórica de vazões do rio São Francisco

Para o levantamento das vazões do rio São Francisco de 2013 a 2019 foi utilizado o site da Agência Nacional de Águas (ANA) com o objetivo de verificar as principais resoluções que tratam do aumento e das reduções das vazões ao longo dos anos (Quadro 3).

Quadro 3 – Principais resoluções sobre a série histórica de vazões no rio São Francisco.

Ano	Resolução (nº)	Vazões mínimas (m³/s)
2013	442	1100
	1406	1100
	1589	1100
2014	102	1100
	333	1100
	416	1100
	680	1100
	1046	1100
	1258	1100
2015	85	1100
	132	1100
	206	1100
	7013	900
	852	900
	1492	800

2016	287	800
	560	800
	642	800
	1161	800
	1283	700
2017	224	700
	347	700
	1943	550
	1291	550
2018	30	550
	51	550
	90	550
2019	19	550

5.8 Análises estatísticas

Os dados biométricos dos peixes como Comprimento Total (CT), Comprimento Padrão (CP) e o Peso (P) por ponto de coleta foram submetidos ao teste de Normalidade de Kolmogorov-Smirnov para amostras superiores a 50 variáveis e de Shapiro-Wilk para amostras inferiores. Posteriormente foi executado o teste de Kruskal-Wallis seguidos da comparação múltipla das medianas, para verificar a diferença entre as variáveis. A análise de Componentes Principais (PCA) neste estudo, foi realizada com a prevalência dos parasitas encontrados em *Cichla* e os valores médios dos parâmetros de qualidade da água. Para que as variáveis tivessem o mesmo peso, foi feita uma transformação através da fórmula ($z = \frac{\text{escore bruto} - \text{média}}{\text{desvio padrão}}$). Em seguida foi realizado o cálculo do Coeficiente de Correlação de Spearman com os principais fatores (parasitas e parâmetros de qualidade da água) que de acordo com os resultados da PCA podem ter influenciado na separação das áreas de coleta. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos programas Past 4.08 e Statistica versão 7.0, e utilizou-se um intervalo de confiança de 95% ao nível de significância ($p < 0,05$).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Fauna parasitária de *Cichla* sp.

Foram examinados 293 exemplares de *Cichla* sp., dos quais 160 (54,61%) eram fêmeas e 131 (44,71%) eram machos e 2 (0,68%) não foi possível a identificação do sexo. Os peixes apresentaram comprimento total médio de 30,28 ($\pm$ 4,70) cm, comprimento padrão médio de 24,00 ($\pm$ 2,97) cm e peso médio de 365,95 ($\pm$ 136,73) g. Na Tabela 2 estão apresentados os dados biométricos dos peixes por ponto de coleta.

Tabela 2 - Dados biométricos de *Cichla* sp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019 (em medianas, intervalo-interquartil, valor mínimo e máximo).

VARIÁVEIS		TERMO DE TENDÊNCIA CENTRAL E AMPLITUDE				P
		Mediana	Intervalo interquartil	Mínimo	Máximo	
CT	P1	27,00	2,50	23,00	32,50	p < 0,001
	P2	27,50	3,90	15,00	35,00	
	P3	31,50	3,00	25,50	36,50	
	P4	31,95	3,00	26,50	38,10	
CP	P1	22,50	2,90	18,00	28,00	p < 0,001
	P2	22,50	3,00	13,00	29,00	
	P3	26,50	2,50	21,50	31,50	
	P4	26,51	2,80	22,50	32,50	
P	P1	280,00	83,00	161,00	521,00	p < 0,001
	P2	298,00	146,00	62,00	746,00	
	P3	476,00	159,00	277,00	800,00	
	P4	463,50	119,00	239,00	1034,00	

CT- Comprimento Total; CP- Comprimento Padrão; P – Peso.

P1- Brejo Grande; P2 - Propriá; P3 - Porto da Folha; P4 – Piranhas

*Kruskal-Wallis e teste de comparação múltipla de medianas.

Dos peixes analisados, 63 (21,50%) estavam parasitados por metazoários encontrados em sítios de infecção como cavidade visceral, intestino, estômago, bexiga natatória, fígado e brânquias. Do total de peixes parasitados 49 (16,72%) estavam com pelo menos uma espécie de parasita, 12 (4,10%) duas espécies e 2 (0,68%) com três espécies das sete encontradas. O resultado dos índices epidemiológicos das espécies de parasitas por ponto de coleta estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Índices Epidemiológicos das espécies de parasitas de *Cichla* sp. coletados no Baixo rio São Francisco entre março de 2018 e setembro de 2019.

Ponto de Coleta	Espécies parasitas	ÍNDICES EPIDEMIOLÓGICOS				
		P (%)	IM	DP	AM	DP
Brejo Grande	<i>Contracaecum</i> sp.	9,73	1,09	± 0,3	0,11	±0,34
	<i>Proteocephalus</i> sp.	12,39	3,36	±3,73	0,42	±1,69
	<i>Lecithocladium</i> sp.	24,78	3,14	±3,90	0,78	±2,35
	<i>Trypanorhyncha</i>	1,77	1	-	0,02	±0,13
	<i>Neoechinorhynchus</i>	0,88	1	-	0,01	±0,09
Propriá	<i>Proteocephalus</i> sp.	6,33	10,4	±12,74	0,66	±3,85
	<i>Braga</i> sp.	1,27	1	-	0,01	±0,11
Porto da Folha	<i>Spirocamallanus</i> sp.	3,92	4	±2,85	0,16	±0,88
	<i>Proteocephalus</i> sp.	17,65	3,56	±4,39	0,63	±2,23
	<i>Braga</i> sp.	3,92	1	-	0,02	±0,14
Piranhas	<i>Proteocephalus</i> sp.	8	4,25	±3,95	0,34	±1,52

P- Prevalência; IM- Intensidade Média; AM- Abundância Média; DP- Desvio Padrão

No ponto 1, em Brejo Grande/SE, foram analisados 113 exemplares de *Cichla* sp. dos quais 43 (38,05%) estavam parasitados com larvas de Nematoda do gênero *Contracaecum* sp., adultos de *Proteocephalus* sp., *Lecithocladium* sp., Cestoda da ordem Trypanorhyncha (metacestódeo) e Acanthocephala do gênero *Neoechinorhynchus* sp. (Figuras 14, 15, 16, 17 e 18). Os helmintos da classe Trematoda *Lecithocladium* sp., apresentaram uma maior prevalência (24,78%) quando comparado as demais espécies de parasitas. Dos 262 parasitas encontrados neste estudo, 150 (57,25%) pertencem a este ponto, o qual apresentou uma maior riqueza de espécies com cinco das sete encontradas (Tabela 3).

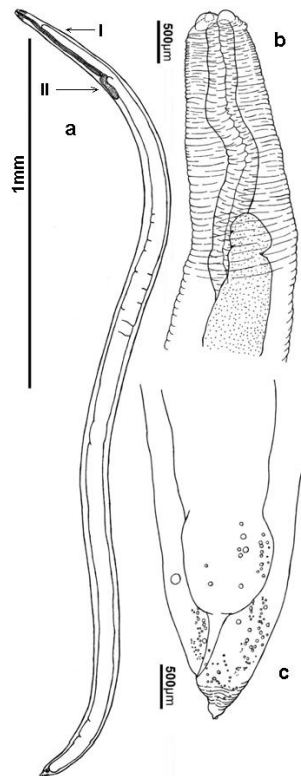


Figura 14 - *Contracaecum* sp. coletado na cavidade visceral, intestino, fígado e estômago de *Cichla* sp. em Brejo Grande/SE; a- corpo do parasita, setas I e II apontam o ceco intestinal invertido e o apêndice ventricular, respectivamente; b- detalhe região.

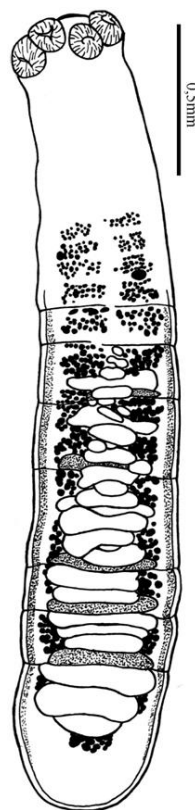


Figura 15 - *Proteocephalus* sp. coletado no intestino de *Cichla* sp. no Baixo rio São Francisco sergipano nas cidades de Brejo Grande, Propriá, Porto da Folha e em Piranhas/AL.

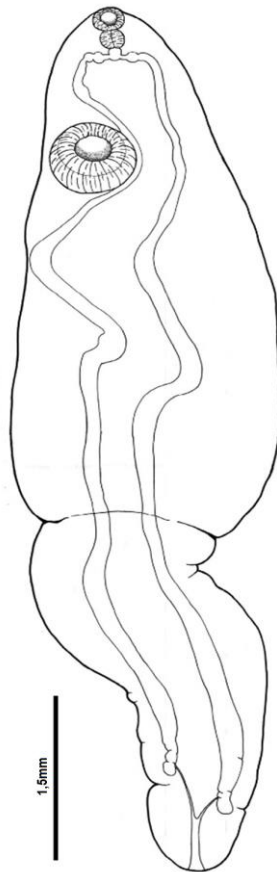


Figura 16 - *Lecithocladium* sp. coletado na bexiga natatória de *Cichla* sp. em Brejo Grande/SE.

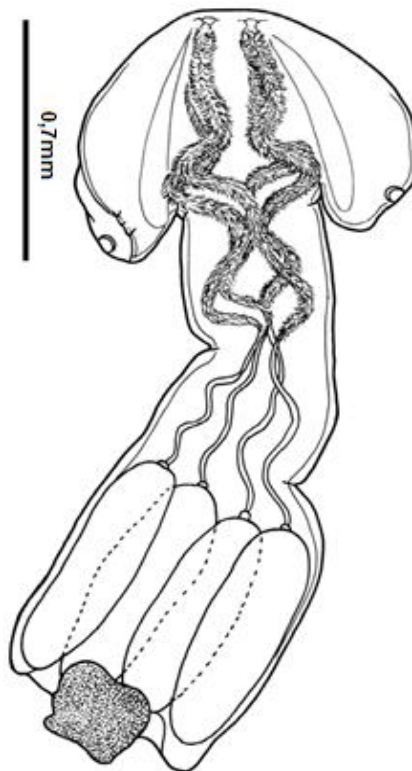


Figura 17 - *Trypanoryncha* coletado no mesentério do intestino de *Cichla* sp. em Brejo Grande/SE.

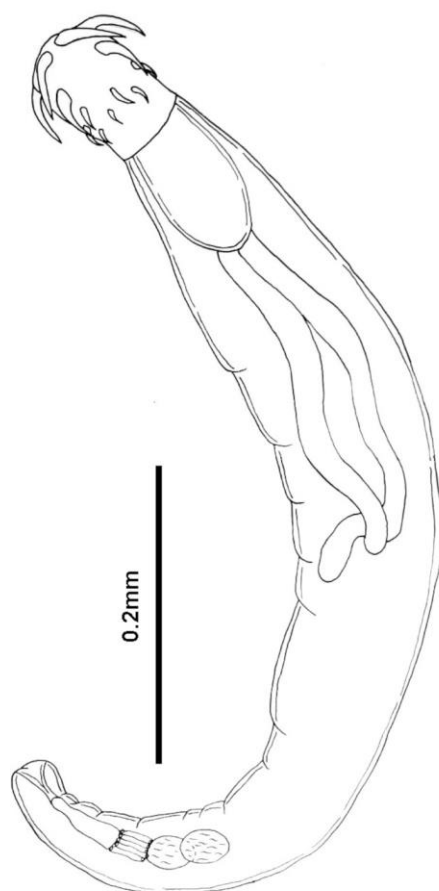


Figura 18 - *Neochinorhynchus* sp. coletado no mesentério do intestino de *Cichla* sp. em Brejo Grande/SE.

No ponto 2, em Propriá/SE, foram analisados 79 peixes e 7 (8,86%) estavam parasitados com *Proteocephalus* sp. e *Braga* sp. no intestino e brânquias (Figura 15 e 19). Desses dois grupos de parasitas, o metazoário *Proteocephalus* sp. apresentou a maior prevalência (6,33%) e a maior intensidade média de infecção (10,4). É importante destacar também que do total de parasitas encontrados, 53 (20,23%) pertencem a este ponto.

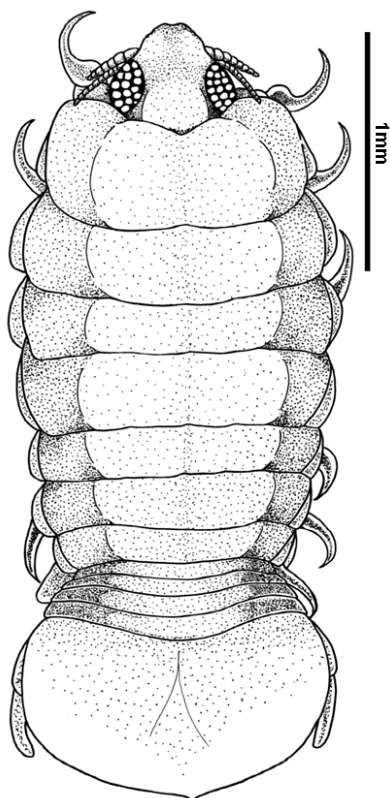


Figura 19 - *Braga* sp. coletado nas brânquias de *Cichla* sp. em Sergipe nas cidades de Propriá e Porto da Folha.

No ponto 3, em Porto da Folha/SE, foram analisados 51 exemplares de *Cichla* sp. dos quais 10 (19,61%) estavam parasitados com *Proteocephalus* sp., *Braga* sp. e Nematoda (*Spirocamallanus* sp.) parasitando o intestino e brânquias dos peixes (Figura 15, 19 e 20). Dos três grupos de parasitas encontrados neste ponto, Cestoda *Proteocephalus* sp. apresentaram uma maior prevalência (17,65%) e *Spirocamallanus* sp. a maior Intensidade média de infecção (4). Do total de parasitas encontrados 42 (16,03%) pertencem a este ponto.

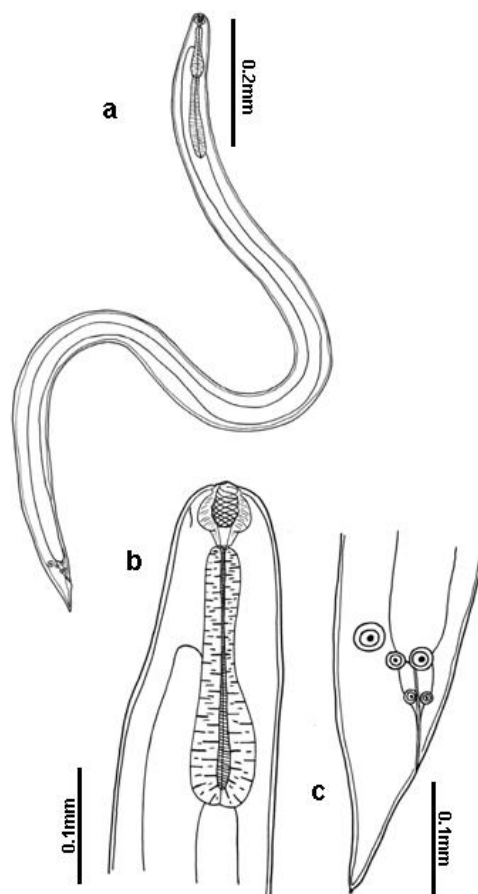


Figura 20 - *Spirocamallanus* sp. coletado no intestino de *Cichla* sp. em Porto da Folha/SE; a- corpo do parasita; b- destaque da região anterior; c- destaque da região posterior e cauda.

No ponto 4, em Piranhas/AL, foram analisados 50 peixes e desse total, 4 (8%) estavam parasitados com 17 parasitas *Proteocephalus* sp. correspondendo a (6,49%) do total de parasitas encontrados no estudo (Figura 15). Esse foi o único gênero de parasita que ocorreu em toda área amostral. É importante destacar que este ponto quando comparado aos demais teve uma menor riqueza de espécies de parasitas.

Os parasitas *Proteocephalus* sp., *Contracaecum* sp., *Neoechinorhynchus* sp., *Spirocamallanus* sp., e *Braga* sp. encontrados neste estudo constituem a fauna parasitária de *Cichla* sp. em bacias hidrográficas em que esse peixe é nativo ou até mesmo introduzido.

Dos parasitas encontrados neste estudo, o gênero *Proteocephalus* sp., pertencente a classe Cestoda do filo Platyhelminthes foi o mais prevalente com (56,49%) e esteve presente em toda a área de estudo. Segundo Luque *et al.* (2016) estes parasitas representam o terceiro grupo mais rico em espécies de helmintos na América do Sul, com 460 espécies registradas em diferentes países. São facilmente encontrados em peixes de água doce e vários estudos já relataram sua ocorrência em peixes do gênero *Cichla* sp. (REGO; PAVANELLI, 1987; TAKEMOTO; PAVANELLI, 1996; MARTINS, *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2011; FRANCESCHINI *et al.*, 2013; POULIN; PAVANELLI, 2013; YAMADA; TAKEMOTO, 2013;

SANTOS-CLAPP; BRASIL-SATO, 2014; DE CHAMBRIER *et al.*, 2015; JANUÁRIO *et al.*, 2019; LEITE *et al.*, 2019). Uma alta prevalência de parasitas desse gênero também foi relatada no estudo de Tavares-Filho *et al.* (2016) sobre a fauna parasitária e sua importância em ciclídeos (Cichliformes: Cichlidae) na região do Baixo rio São Francisco, onde este parasita apresentou uma prevalência de 60%. Além da ocorrência desses parasitas em várias localidades do Brasil, a região do Baixo rio São Francisco passa a ser mais uma com registros desse gênero de parasita.

Neste estudo, também foi encontrado um Nematoda do Gênero *Contracaecum* sp. apenas no Ponto 1 com prevalência de 9,73%. Franceschini *et al.* (2013) relataram a presença desse parasita em *Cichla* sp. Este grupo inclui nematódeos da Família Anisakidae (SALATI *et al.*, 2013). Parasitas desta Família tem o ciclo de vida complexo e alguns gêneros são causadores de zoonoses em humanos, que podem ser acidentalmente infectados por ingestão da carne do peixe cru, contendo as larvas desses parasitas (AUDICANA *et al.*, 2008; KANAREK; BOHDANOWICZ, 2009; FRANCESCHINI *et al.*, 2013; MATTIUCCI *et al.*, 2013; EIRAS *et al.*, 2017; CAMMILLERI *et al.*, 2018; BAO *et al.*, 2019). Conforme Mattiucci *et al.* (2013) as manifestações clínicas provocadas pela anisaquíase são dores epigástrica, náuseas, vômito, diarreia e urticária.

O parasita *Neochinorhynchus*, *Spirocamallanus* sp. e *Braga* sp. apresentaram prevalência inferior a 4%. Embora sejam os menos prevalentes neste estudo, a presença destes grupos em *Cichla* sp. foi mencionada por Yamada *et al.* (2011) e Franceschini *et al.* (2013) respectivamente. Os acantocéfalos são invertebrados parasitas obrigatórios do trato digestório de vertebrados. O filo possui mais de dez mil espécies descritas, das quais a maioria parasita peixes de água doce e possui o ciclo de vida heteróximo (COSTA *et al.*, 2016). Já os isópodes são um dos poucos grupos de crustáceos que invadiram com sucesso o ambiente terrestre, além dos ambientes marinhos e de água doce (HICKMAN JR *et al.*, 2004). A patogenicidade nos peixes varia de acordo com o sítio de infecção, do comportamento de alimento, da estratégia de fixação e do tamanho do corpo (TATCHER, 2006).

O trematódeo *Lecithocladium* sp. e o cestódeo da ordem Trypanorhyncha (metacestódeo) foram encontrados parasitando *Cichla* sp. na bexiga natatória e intestino. É importante destacar que são parasitas de espécies de peixes marinhos. O parasita *Lecithocladium* sp. geralmente é encontrado no estômago de seus hospedeiros (KOI, 1991) e não na bexiga natatória. A presença desses dois grupos foi observada apenas no ponto 1, em Brejo Grande/SE, localizado a (15,6 km) da foz do rio São Francisco. Na região do Baixo rio São Francisco tem ocorrido uma série de impactos ambientais após a implantação da Usina

Hidrelétrica de Xingó. O que tem provocado sucessivas reduções da vazão no trecho mais baixo da bacia e contribuído para o avanço da cunha salina sobre o rio e possível aumento da salinidade, alterando todo o ecossistema (BUNN; ARTHINGTON, 2002; SOARES *et al.*, 2011; AL TAANI, 2014; MEDEIROS *et al.*, 2016; BARBOSA; SOARES, 2017; BARBOSA *et al.*, 2018, FONSECA *et al.*, 2020; FIGUEIREDO *et al.*, 2020). De acordo com Soares *et al.* (2020) houve uma intrusão da cunha salina de 16 km dentro do rio e com isso o aumento de espécies eurihalinas, marinhas e exóticas quando comparadas as nativas (ASSIS *et al.*, 2017; SOARES *et al.*, 2018; 2019; 2020).

As espécies de peixes do gênero *Cichla* são piscívoras (PEREIRA *et al.*, 2017; SALES *et al.*, 2018; BAJER *et al.*, 2019; BEZERRA *et al.*, 2019; GOLANI *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2019). A presença de parasitas marinhos neste estudo pode estar relacionada ao fato de *Cichla* sp. ter se alimentado de espécies de peixes marinhos, que adentram essa região devido a alteração ambiental que está ocorrendo e são hospedeiras dos parasitas *Lecithocladium* sp. e *Trypanorhynch* sp.

É importante ressaltar que parasitas da classe Monogenea que são comuns a esse gênero de peixes não foram encontrados nesta pesquisa. Estudos relatam a presença desse parasita em *Cichla* sp. (KOHN; COHEN, 1998; TAKEMOTO *et al.*, 2009; YAMADA *et al.*, 2011, MATHEWS *et al.*, 2013; SANTANA *et al.*, 2013; Ortiz *et al.*, 2020). Por serem ectoparasitas e estarem em contato direto com o hospedeiro e o sistema aquático estão mais vulneráveis aos impactos ambientais (SUEIRO, 1992; PAVANELLI *et al.*, 2008; BLANAR, 2009). Em locais mais poluídos ocorre uma redução em seu número, assim como podem desaparecer (SIDALL *et al.*, 1997; PIETROCK; MARCOGLIESE, 2003; ZARGAR *et al.*, 2012). Sua ausência neste estudo pode estar relacionada às alterações ambientais que vêm ocorrendo no rio São Francisco, em especial no trecho mais baixo da bacia, onde em algumas áreas já são relatados valores de salinidade de superfície e fundo acima do limite recomendado pela resolução do CONAMA 357 (2005) para corpos d'água classe 2. Segundo Pavanelli e Takemoto (2000) ecossistemas aquáticos que sofrem impactos ambientais, provocados pelo represamento de usinas hidrelétricas podem gerar alterações no sistema aquático. A ictiofauna é geralmente a mais afetada, o que influencia tanto a prevalência como o tamanho das infrapopulações de parasitas desses animais.

A relação entre parasitas da classe monogênia e a salinidade do meio aquático já foi mencionada por alguns autores. Schmidt *et al.* (2003) relata que aumentos na salinidade tem como resultado uma correlação negativa com a abundância de parasitas. Sensibilidade de parasitas de água doce a variações de salinidade foi demonstrada experimentalmente para *Gyrodactylus salaris* que infectam o Salmão do Atlântico (*Salmo salar*). Soleng e Bakke (1997)

observaram que os valores elevados de Salinidade se correlacionaram negativamente com a sobrevivência de *G. salaris*, ou seja, a ocorrência do parasita foi afetada em níveis elevados de salinidade.

6.2 Índices Ecológicos

Para o conhecimento da diversidade das populações parasitárias na região do Baixo rio São Francisco foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver, onde os resultados encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Índice de Diversidade de Shannon-Weaver da fauna parasitária de *Cichla* sp. calculado por ponto de coleta e em toda a área de estudo no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 a setembro de 2019.

Pontos de coleta	Total de parasitas	Índice de Shannon
P1 (Brejo Grande)	150	0,97
P2 (Propriá)	53	0,09
P3 (Porto da Folha)	42	0,70
P4 (Piranhas)	17	0
TOTAL	262	1,80

Os valores encontrados apontam que a diversidade de espécies de parasitas de *Cichla* sp. variou próximo de zero em cada ponto e em toda área de estudo. Logo os resultados apresentam uma baixa diversidade parasitária em toda área amostral.

Para o conhecimento da distribuição espacial das populações parasitárias encontradas neste estudo foram calculados os Índices de Dispersão (ID) e o Índice de Green (IG) Tabela 5.

Tabela 5 - Índices de Dispersão da fauna parasitária de *Cichla* spp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.

Espécie de parasita	Índice de Dispersão	Índice de Green
<i>Contracaecum</i> sp.	1,13	0,01
<i>Spirocamallanus</i> sp.	4,99	0,57
<i>Proteocephalus</i> sp.	12,48	0,08
<i>Lecitocladium</i> sp.	7,54	0,08
Trypanoryncha	1	-
Aconthocephala	1	-
<i>Braga</i> sp.	1	-

Os resultados demonstram um padrão de distribuição levemente agregada para as espécies *Contracaecum* sp., *Spirocamallanus* sp., *Proteocephalus* sp. e *Lecitocladium* sp., sendo a agregação o padrão mais comum (ODUM; BARRETT, 2008).

A seguir, a Tabela 6 mostra os valores do teste de aderência que foi realizado para a fauna parasitária de *Cichla* sp.

Tabela 6 - Teste de aderência da fauna parasitária de *Cichla* sp. coletados no Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.

Espécie de parasita	χ^2	D
<i>Contracaecum</i> sp.	0,83	2,70
<i>Spirocamallanus</i> sp.	2	2
<i>Proteocephalus</i> sp.	266,27	64,49
<i>Lecitocladium</i> sp.	130,91	43,66

De acordo com Ludwig e Reynolds (1988) se $d < 1,96$ a distribuição aleatória é aceita para a população, entretanto se $d > 1,96$ a população apresenta distribuição agrupada ao nível de significância de 5%.

6.3 Parâmetros de qualidade da água

De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357, 2005) as águas doces (águas com salinidade igual ou inferior a 5,0 ‰), salobras (águas com salinidade superior a 5,0 ‰ e inferior a 30 ‰) e salinas (águas com salinidade igual ou superior a 30‰) do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em treze classes de qualidade. Entretanto, todo corpo hídrico de água doce quando não possui enquadramento como o rio São Francisco, deve ser comparado com a

classe 2. Desta forma, os resultados dos parâmetros de qualidade da água analisados nos pontos onde os pescadores coletaram os exemplares de *Cichla* sp. foram comparados com os limites mínimos e máximos estabelecidos por esta resolução (Tabela 7).

Tabela 7 - Mínimos e máximos dos valores dos resultados das análises de água, do Baixo rio São Francisco, entre março de 2018 e setembro de 2019.

Parâmetro Analisado	Pontos de Coleta de Amostras				LMP*
	P1	P2	P3	P4	
Temperatura(C°)	26,73	26,08	20,74	25,67	-
	32,96	29,93	28,96	28,55	
pH	5,72	6,1	6,65	6,29	6 a 9
	7,2	8,09	7,53	7,28	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	3,18	2,4	4,5	2,79	≥ 5
	7,5	6,59	7,62	6,69	
Condutividade (µ/cm)	10	71	70	27	-
	112	331	209	100	
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	0,5	35	35	14	-
	56	165	105	50	
Salinidade (‰)	0,03	0,03	0,03	0,01	≤ 5
	0,05	0,16	0,1	0,05	
Amônia (mg/L)	0,02	0,09	0,09	0,09	2,0
	0,23	0,2	0,09	0,26	
Nitrogênio-Nitrito (mg/L)	0,009	0,009	0,009	0,009	1,0
	0,92	0,018	0,0185	0,009	
Nitrogênio-Nitratos (mg/L)	0,03	0,10	0,09	0,09	10,0
	3,91	3,51	3,08	0,72	
Fósforo Total (mg/L)	0,013	0,008	0,008	0,009	1,0
	0,658	0,156	0,197	0,324	
Fosfato (mg/L)	0,017	0,018	0,009	0,009	1,0
	0,745	0,177	0,223	0,367	

*LMP – Limite Máximo Permitido (Água doce classe 2 – CONAMA 357/2005)

A maioria dos resultados obtidos está dentro dos valores máximos permitidos pela resolução do CONAMA 357 (2005), porém observa-se na Tabela 7 que o valor de nitrogênio-nitritatos (3,91 mg/L) no ponto 1 foi superior aos valores encontrados nos outros pontos, entretanto estava abaixo do limite máximo permitido por resolução (10,0 mg/L). O valor

máximo de fósforo total (0,658 mg/L) encontrado no ponto 1 estava acima dos valores observados nos demais pontos, porém abaixo do valor máximo permitido por resolução (1,0 mg/L).

O valor do potencial hidrogeniônico (pH) de 5,72 estava abaixo do limite mínimo proposto por resolução no ponto 1. Os valores adequados para este parâmetro em rios de classe 2 é de 6 a 9 conforme a resolução.

Os valores mínimos encontrados para oxigênio dissolvido (OD) no Ponto 1 foi de 3,18 mg/L, ponto 2 de 2,4 mg/L, ponto 3 de 4,5 mg/L e ponto 4 de 2,79 mg/L estavam abaixo do limite mínimo recomendado por resolução que deve ser igual ou superior a 5mg/L. De uma forma geral a presença de nitratos e fósforo total, assim como baixos valores de OD em alguns pontos amostrais podem estar relacionados ao fato desses pontos estarem localizados próximos a fontes pontuais de emissão de esgotos, lançados sem nenhum tratamento prévio no rio São Francisco. A presença de nutrientes na água em elevadas concentrações pode provocar eutrofização das mesmas e consequentemente uma redução do OD (Figura 21 AB).



Figura 21 - (AB) – Ponto 2 em Propriá/SE.

6.4 Levantamento da série histórica de vazão (2013 a 2019) do rio São Francisco

Os resultados apontam uma série de mudanças na vazão do rio São Francisco ao longo dos anos de 2013 a 2019 como mostra na Figura 22. Neste estudo a menor vazão registrada durante o período de coleta foi de 550 m³/s em 2018, permanecendo até março de 2019. Em abril deste mesmo ano foi para 773 m³/s e teve um leve aumento a partir de maio até setembro indo para 800 m³/s.

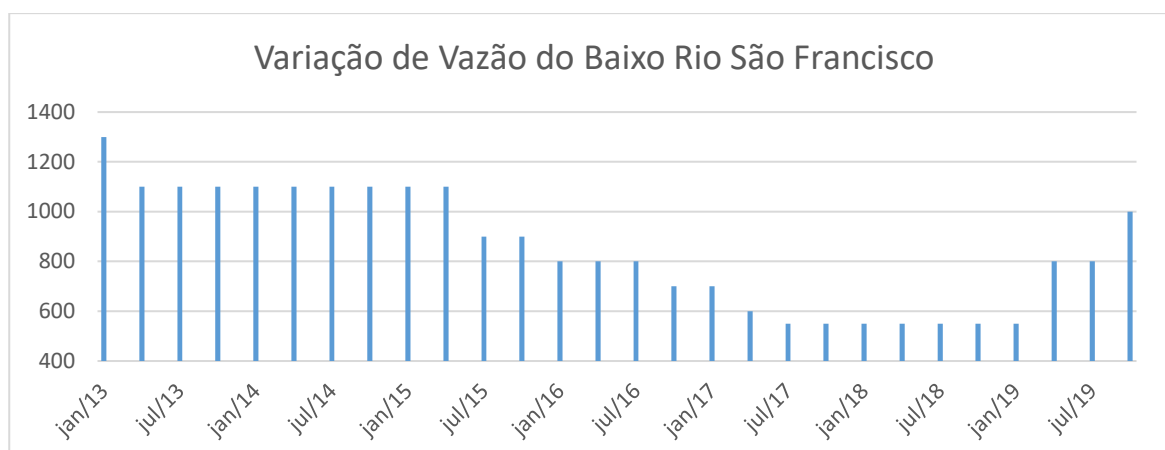


Figura 22 – Série histórica da variação de Vazão na Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, entre 2013 e 2019.

6.4 Análise de Componentes Principais da prevalência dos parasitas encontrados em *Cichla* sp., variáveis de qualidade da água e vazão.

De acordo com a Análise de Componentes Principais (PCA), os componentes 1 e 2 apresentaram 81,06% da variância total (Figura 23). Os resultados demonstram que as áreas 1 e 4 que estão à direita do gráfico da PCA são diferentes, estão localizadas ao extremo e são as que apresentam a maior distância uma da outra. Já as áreas 2 e 3 são semelhantes entre si. A partir dos dados apresentados é possível observar que a área 1 é totalmente diferente das demais, onde se observa que a grande maioria dos parasitas estão à direita, com exceção dos do gênero *Proteocephalus* sp. que se encontra no meio do gráfico e apenas dois parasitas se encontram à esquerda.

A divisão entre as áreas de coleta pode ser explicada pela componente 1 (54,96%) com as maiores cargas em temperatura ($T^{\circ}C$) 0,29, PO_4 (fosfato) 0,28, PT (fósforo) 0,27 e os parasitas *Neoechinorhynchus* sp. (ACA) 0,29, *Lecithocladium* sp. (LEC) 0,29, *Contracaecum* sp. (CON) 0,29, *Trypanorhyncha* (TRY) 0,29, pH -0,29 e SAL (-0,23) e as menores cargas em Condutividade (CE) -0,20, sólidos totais dissolvidos (STD) -0,021 e Nitrato (NO_3) -0,14. E o componente 2 (26,1%) com as maiores cargas em parasitas *Proteocephalus* sp. (PRT) 0,41, amônia (NH_3) -0,44 e as menores cargas em oxigênio dissolvido (OD) 0,35, *Spirocamallanus* sp. (SPI) 0,34 e *Braga* sp. (BRA) 0,32 (Tabela 8). De uma forma geral, as áreas se diferenciam bastante entre elas e os principais fatores que afetam nessa diferenciação é presença de alguns parasitas e parâmetros de qualidade da água. Onde se observa que a área 1 é totalmente diferente das demais e que a carga parasitária influenciou bastante nessa diferenciação, pois neste ponto foi encontrado os parasitas marinhos *Lecithocladium* sp. e *Trypanorhyncha*.

Ecossistemas aquáticos estão expostos a um aumento da poluição antropogênica nas últimas décadas (CHUBB, 1979; CHUBB 1980; KHAN; THULIN, 1991; SCHLENK, 1996;

RICHTER *et al.*, 1997; ADAMS; GREELEY, 2000; MALMQVIST; RUNDLE, 2002; VOROSMARTY *et al.*, 2010; SHAH, 2012; SINHA *et al.*, 2017; REID *et al.*, 2019; SUNDAR *et al.*, 2020). Os organismos que habitam estes ambientes, como por exemplo os parasitas de peixes que apresentam o ciclo de vida indireto, como os encontrados neste estudo, assim como seus estágios de vida livre e hospedeiros intermediários vertebrados componentes do zooplâncton, estão expostos a vários estressores naturais e artificiais como variações de parâmetros de qualidade da água como temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, condutividade e salinidade (CHUBB, 1979, 1980). Além disso, o contato a contaminantes como fósforo total, fosfato e nitrogênio-nitratos influencia a presença desses parasitas em seus hospedeiros (ADAMS; GREELEY, 2000).

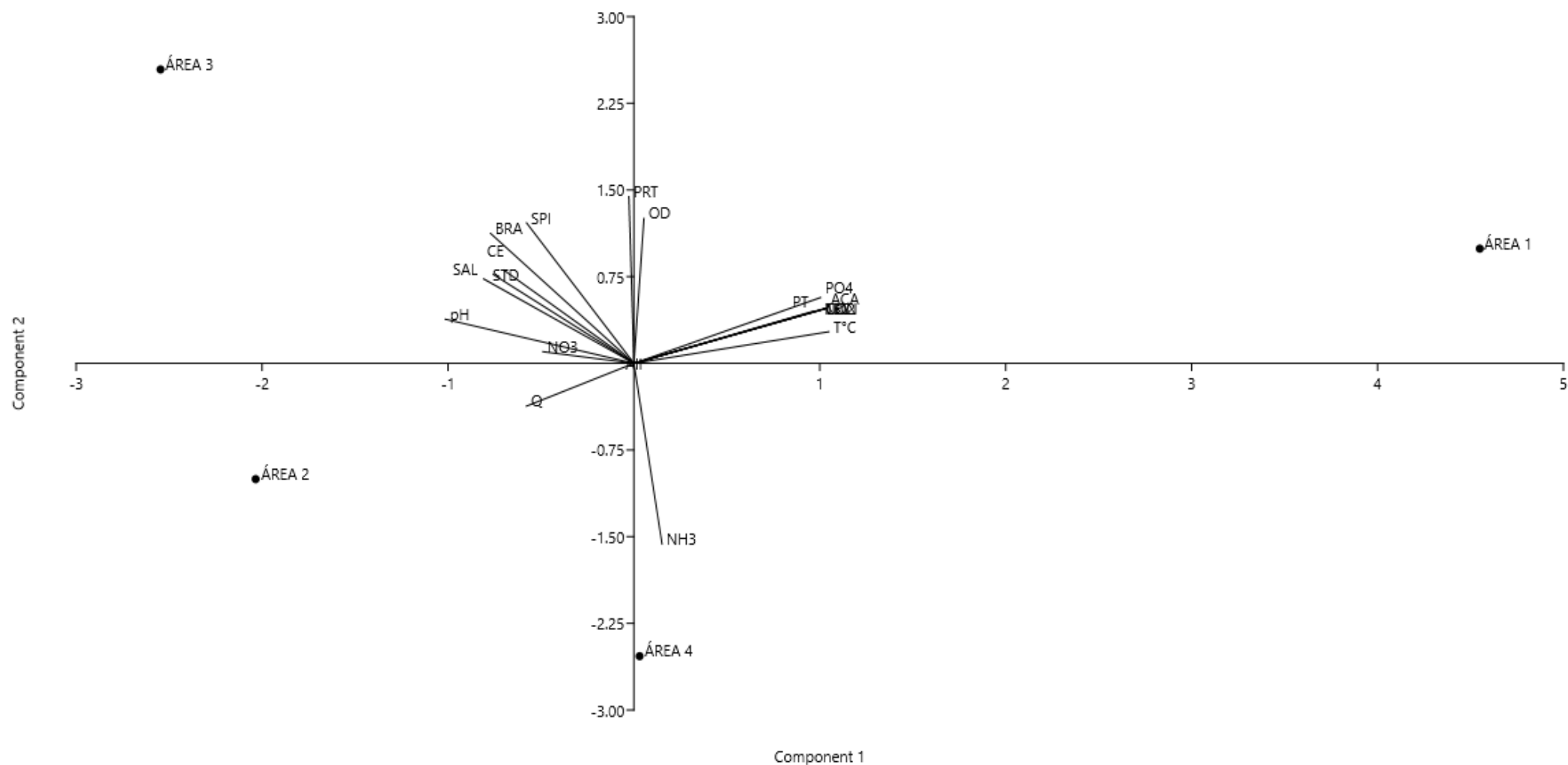


Figura 22 - Análise de Componentes Principais da Prevalência dos parasitas *Lecithocladium* sp., *Proteocephalus* sp., *Contracaecum* sp., *Trypanoryncha*, *Neoechinorynchus* sp., *Braga* sp. e *Spirocamalanus* sp. (LEC, PRT, CON, TRY, ACA, BRA e SPI) coletados em *Cichla* sp., das variáveis de qualidade da água como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, amônia, nitrogênio-nitritos, nitrogênio-nitratos, fósforo total, fosfato e vazão (T°C, pH, OD, CE, STD, SAL, NH3, NO2, NO3, PT, PO4 e Q) dos Pontos de coleta na região do Baixo rio São Francisco.

Tabela 8 – Cargas de variáveis de componentes principais da prevalência parasitária de *Cichla* sp., variáveis de qualidade da água e vazão de todos os pontos de coleta na região do Baixo rio São Francisco.

VARIÁVEIS	COMPONENTE 1	COMPONENTE 2
LEC	0.29049	0.13341
PRT	-0.0075484	0.40582
COM	0.29049	0.13341
TRY	0.29049	0.13341
ACA	0.29049	0.13341
BRA	-0.21704	0.31637
SPI	-0.16255	0.34191
T°C	0.29509	0.077046
pH	-0.28564	0.10752
OD	0.015152	0.35261
CE	-0.1971	0.22723
STD	-0.21307	0.21643
SAL	-0.22744	0.20548
NH ₃	0.042597	-0.43971
NO ₂	0.28845	0.13351
NO ₃	-0.13781	0.028222
PT	0.27129	0.12672
PO ₄	0.28269	0.16031
Q	0.18279	0.15041

A temperatura do ambiente pode influenciar fortemente as taxas metabólicas de organismos ectotérmicos, que são definidos como animais que variam a temperatura do seu corpo de acordo com a temperatura do ambiente. Esse parâmetro apresenta implicações diretas nas taxas de atividade do parasita como crescimento, desenvolvimento e reprodução (POULIN; MOURITSEN, 2006; SWINGLE *et al.*, 2013). Assim como é de grande importância na condução de mudanças sazonais em populações parasitárias (BRUNNER; EIZAGUIRRE, 2016; GEHMAN *et al.*, 2018). Morley e Lewis (2015, 2017), em seus estudos sobre estágios de vida de Trematódeos, um dos grupos de parasitas encontrados neste estudo, observaram que o aumento da temperatura pode servir como um gatilho para iniciar a eclodibilidade dos ovos, maturação dos estágios de desenvolvimento e infectividade desse parasita, o que pode aumentar o sucesso em encontrar seus hospedeiros.

Neste estudo também foi observado que nutrientes como fósforo total, fosfato podem influenciar na presença dos parasitas. A principal fonte de fósforo na água são as descargas de esgotos sanitários, onde está presente a matéria orgânica fecal e detergentes. No ambiente aquático esse nutriente pode se apresentar de diferentes formas, sendo o fosfato uma delas.

Os valores de fósforo total e fosfato neste estudo variou de 0,08 mg/L a 0,658 mg/L e 0,08 mg/L a 0,745 mg/L respectivamente, concentrações estas abaixo do limite máximo permitido por resolução 1,0 mg/L. De uma forma geral a presença desses nutrientes aumenta a produção primária do ecossistema aquático, aumentando a concentração de nutrientes e consequentemente, as populações de pequenos invertebrados que servem de hospedeiros intermediários para essas espécies de parasitas.

A concentração de bases e ácidos na água determina o potencial hidrogeniônico (pH). É uma variável importante na avaliação da qualidade da água, pois influencia muitos processos biológicos e químicos dentro de um corpo hídrico (CHAPMAN, 1996). Neste estudo, os valores de pH variaram de 5,72 a 8,09 e estavam basicamente dentro do limite permitido por resolução CONAMA 357 (2005) que é de 6 a 9 para corpos d'água classe 2, ideal para a manutenção da vida aquática. Geralmente os peixes sobrevivem e crescem melhor nessa faixa e valores abaixo ou acima pode ser prejudicial a saúde desses organismos, podendo afetar seu crescimento e até mesmo levar a morte (LEIRA *et al.*, 2016). Mas é importante ressaltar que existe uma variação de pH tolerável para cada espécie de peixe.

Para *Cichla* sp. o pH ideal é de aproximadamente 7,8 (ESPÍNOLA *et al.*, 2015; FRANCO *et al.*, 2018). A explicação para a possível influência deste parâmetro na presença dos grupos de parasitas encontrados neste estudo pode estar relacionada aos valores de pH abaixo de 6. Águas ácidas podem ser danosas ao hospedeiro, causando estresse e consequentemente mudanças físicas e fisiológicas que diminuem a resistência a infecção pelos parasitas.

A salinidade é considerada como um dos principais fatores abióticos que afeta as estruturas populacionais de parasitas. Vários estudos em ecossistemas aquáticos dulcícolas e marinhos indicaram que alterações neste parâmetro acometem a biologia da infecção de parasitas (HAYES *et al.*, 2001; MARCOGLIESE 2008, 2016). Geralmente níveis elevados de salinidade têm demonstrado relação inversa com a densidade populacional e a abundância de parasitas, principalmente os mais expostos em ecossistemas aquáticos, como ectoparasitas e as formas larvais de parasitas que apresentam o ciclo de vida heteroxeno (SOLENG; BAKKE, 1997, SCHMIDT *et al.*, 2003).

O oxigênio dissolvido é um elemento imprescindível às funções vitais de todos os organismos aeróbicos e se encontra dissolvido na água em quantidades variáveis, sempre em concentrações superiores aos demais gases (SILVA *et al.*, 2016). É um dos parâmetros ambientais que possui relação no crescimento e produção dos peixes devido ao seu efeito direto no consumo e metabolismo de alimentos e seu efeito indireto na disponibilidade de nutrientes (AUMA OJWALA, 2018).

6.5 Correlações dos Parâmetros de qualidade da água e a fauna parasitária de *Cichla* sp.

Os parasitas que apresentaram correlação significativa com os parâmetros de qualidade da água estão apresentados na Tabela 9, possuem o ciclo de vida complexo. Existem pelo menos dois hospedeiros obrigatórios, um hospedeiro definitivo e um hospedeiro intermediário, e frequentemente hospedeiros paratênicos que fazem parte do ciclo de vida desses parasitas.

Tabela 9 - Coeficiente de Correlação de Spearman da intensidade parasitária de *Cichlas* sp. e parâmetros de qualidade da água coletados no Baixo rio São Francisco entre março de 2018 e setembro de 2019.

Espécie Parasita		pH	Temperatura	Amônia NH ₃	Nitrato NO ₃	Fósforo Total	Fosfato PO ₄	Vazão
<i>Contracaecum</i> sp.	r _s	0,1393	-	-	-	0,1180	-	-
	P	0,0170	-	-	-	0,0435	-	-
<i>Proteocephalus</i> sp.	r _s	0,1524	-	-	-	0,1364	0,1201	0,1287
	p	0,0090	-	-	-	0,0195	0,0399	0,0276
<i>Lecithocladium</i> sp.	r _s	-0,1429	0,1559	- 0,1313	-	0,1995	-	0,1547
	p	0,0144	0,0075	0,0246	-	0,0006	-	0,0080
<i>Trypanorhyncha</i>	r _s	-	-	-	0,1234	-	-	-
	p	-	-	-	0,0348	-	-	-

r_s – Correlação de Spearman

Contracaecum sp. (Nematoda), *Proteocephalus* sp. (Cestoda) e o *Lecithocladium* sp. (Trematoda), apresentaram correlação negativa com o potencial hidrogeniônico (pH), que mede a acidez ou a alcalinidade da água. Esse parâmetro afeta o metabolismo de muitos organismos aquáticos e mudanças em seus valores podem aumentar o efeito de substâncias tóxicas que são prejudiciais às espécies aquáticas (TANGE *et al.*, 2021). Na medida em que ocorreu a redução desse parâmetro no corpo hídrico houve o aumento do número desses parasitas. Neste estudo os resultados analíticos para o pH variaram de 5,72 a 8,09. Sistemas aquáticos com o pH mais ácido pode reduzir a imunidade do hospedeiro e consequentemente aumentar o número de parasitas, porque a acidificação em graus mais elevados tende a ser prejudicial aos organismos aquáticos menos vulneráveis. De acordo com Leira *et al.* (2017), os peixes sobrevivem e crescem melhor com pH entre 6 a 9. Se este parâmetro sair dessa faixa, seu crescimento será afetado; por exemplo, se ocorrer valores abaixo de 4,5 ou acima de 10, poderá ocorrer mortalidades.

O trematódeo *Lecithocladium* sp. apresentou correlação negativa com a presença de amônia, uma vez que quando os valores desse parâmetro reduzem a frequência ou a intensidade do parasita aumentava. Dentre os compostos nitrogenados dissolvidos na água a

amônia está presente nas formas ionizada NH_4 e não ionizada NH_3 (ZHAO *et al.*, 2019). A Toxicidade desse nutriente é geralmente atribuída ao NH_3 que apresenta uma alta solubilidade em lipídios e pode facilmente penetrar na biomembrana lipídica como a membrana branquial de organismos aquáticos (ZHARG *et al.*, 2018). Em altas concentrações pode causar desenvolvimento inadequado, perda de crescimento, respiração instável, imunidade reduzida e mortalidades em peixes (YUE *et al.*, 2010; MEDEIROS *et al.*, 2016; QI *et al.*, 2017; TAHERI MIRGAHAED *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020; RAJABIESTERABADI *et al.*, 2020; YOUSEFI *et al.*, 2020; YU *et al.*, 2020; ZUFFO *et al.*, 2021). Ou seja, este nutriente é extremamente restritivo e no ambiente aquático deve ser menor que (0,1 mg/L). Sua toxicidade aumenta em função do aumento de pH (LEIRA *et al.*, 2017).

Neste estudo os níveis de amônia variaram de 0,02mg/L a 0,26mg/L e valores acima de 0,1mg/L podem ser tóxicos aos peixes e levar a uma redução da imunidade dos hospedeiros fazendo aumentar a abundância do parasita. De acordo com Landsberg (1998), Lafferty e Kuris, (1999) e Marcogliese (2005) o efeito dos estressores ambientais nos parasitas de peixes são diferentes, pois depende do parasita, do estressor, podendo atingir o sistema imunológico de seus hospedeiros diretamente, ou alterando a qualidade da água, reduzindo dessa forma a imunidade do peixe a parasitas.

A correlação entre o fósforo total, fosfato e os parasitas *Contracaecum* sp., *Proteocephalus* sp. e o *Lecithocladium* sp. foi positiva, da mesma forma para o nitrato e o Cestódeo Trypanorhyncha. À medida que essas variáveis de qualidade da água aumentavam, os números desses parasitas também aumentavam. Foram encontrados os seguintes valores: fósforo total 0,01mg/L a 0,66mg/L; fosfato 0,01mg/L a 0,75mg/L e nitrato 0,03mg/L a 3,91mg/L. São considerados nutrientes importantes para manutenção da produtividade dos ecossistemas aquáticos, entretanto em níveis muito elevados podem causar eutrofização das águas (CAMARGO; ALONSO, 2006; SEITZINGER, 2008; SCHINDLER, 2012; SMALLBONE *et al.*, 2016; XU *et al.*, 2016).

É importante ressaltar que são várias as formas desses nutrientes serem lançados em corpos hídricos, por meio de esgotos domésticos, irrigação e período chuvoso onde são carregados de plantações para sistemas aquáticos próximos (SMITI; SHINDLER; 2009). A maioria das aquisições de peixes, análises e coletas de água foram realizadas em meses que ocorreram muitas chuvas, o que pode ter contribuído para a variação desses parâmetros nas áreas de estudo, uma vez que, é comum na região o plantio de culturas agrícolas com o uso de fertilizantes. Segundo Resende (2002), Pinheiro *et al.* (2013) e Capoane *et al.* (2015) no período chuvoso o escoamento superficial das águas é maior o que possibilita o transporte de sedimentos e fertilizantes para os mananciais. Neste estudo, o aumento das populações

parasitárias em vista desses nutrientes pode ser explicado pelo aumento da oferta de alimentos para primeiros hospedeiros intermediários, como molusco e crustáceos, aumentando a população favorecendo o parasitismo.

Maceda-Veiga *et al.* (2019), em seu estudo sobre os principais determinantes da ocorrência de um parasita globalmente invasivo em peixes ribeirinhos em gradientes ambientais de grande escala, observaram que a probabilidade da presença dos parasitas aumentou com a concentração de nutrientes presentes na água em especial nitrato e fosfato. De acordo com Johnson *et al.* (2008) e Budria (2017) esses nutrientes aumentam a disponibilidade de recursos, assim como a condição corporal do hospedeiro, da qual os parasitas podem se beneficiar.

Foi encontrada correlação positiva entre a temperatura e o trematódeo *Lecithocladium* sp., a intensidade desses parasitas aumentou com a elevação da temperatura. Os peixes geralmente são ectotérmicos e buscam ambientes com temperatura ideal, cuja faixa de conforto térmico adequado varia conforme a espécie e o estágio de desenvolvimento (ZUFFO, 2021). Este parâmetro é importante no ambiente aquático, uma vez que, influencia diretamente no metabolismo e consequentemente no crescimento e na sobrevivência desses animais. A maioria das espécies tropicais tem uma faixa de conforto térmico ideal de 25°C a 28°C (BALDISSEROTTO; GOMES, 2013). Certamente os valores de temperatura 20,74°C a 32,96°C contribuíram para o aumento dos primeiros hospedeiros intermediários obrigatórios (moluscos) do *Lecithocladium* sp., somado a redução do período de embrião do parasita, elevando assim a sua intensidade (DUMBO *et al.*, 2020). O desenvolvimento larval e a sobrevivência em parasitas de peixes estão diretamente ligados a uma série de atributos, como tamanho e qualidade do ovo (conteúdo bioquímico), bem como fatores relacionados a temperatura, como a taxa em que esses conteúdos são consumidos durante o desenvolvimento (GANNICOTT; TINSELY, 1998, MARSH *et al.*, 1999).

Também foi verificada correlação positiva entre a vazão e a intensidade parasitária do *Lecithocladium* sp. Os valores de vazão encontrados neste estudo foi de 550m³/s a 800m³/s. A relação entre essas variáveis pode ser explicada por esse parasita fazer parte de ambiente estuarino que geralmente possui uma grande disponibilidade de alimentos e produção primária. Um sistema rico em nutrientes favorece o aumento de hospedeiros intermediários fundamentais ao desenvolvimento dos estágios larvais do parasita, levando ao aumento de suas populações. De acordo com Hechinger *et al.* (2007) a presença de trematódeos também pode indicar a distribuição de outros tipos de organismos. Por exemplo a variedade e prevalência deste parasita em moluscos correlacionam-se com a variedade e a abundância de macroinvertebrados.

Da mesma forma ocorreu correlação positiva entre a vazão e *Proteocephalus* sp., isso possivelmente pode estar relacionado ao aumento do fluxo de água do rio, promovido pela CHESF. Maiores volumes de água possuem uma carga maior de matéria orgânica, resultando em um ambiente favorável ao desenvolvimento do parasita que foi adquirido por *Cichla* sp. pelo consumo de copépodos, que são hospedeiros dos primeiros estágios larvais desse parasita e até mesmo pela predação de outros peixes menores parasitados (hospedeiros intermediários ou paratênicos).

7. CONCLUSÃO

Os resultados desta pesquisa apontam uma baixa diversidade parasitária para o gênero *Cichla* sp. na área de abrangência, quando comparada a estudos anteriores na mesma região. Dos parasitas encontrados, o *Proteocephalus* sp. foi o mais prevalente e esteve presente em toda área amostral, no entanto, chamou a atenção a ausência de parasitas da Classe Monogenea, que são comuns a esse gênero de peixe em ambientes naturais ou introduzidos, indicando uma condição ambiental possivelmente desfavorável para essa classe de parasita no Baixo rio São Francisco, já que estes são altamente sensíveis às alterações do meio.

No ponto amostral localizado no município de Brejo Grande, que foi o mais próximo a foz do rio São Francisco, foi observada a presença do trematódeo *Lecithocladium* sp. e do cestoda *Trypanoryncha* sp., que são parasitas marinhos e não fazem parte da fauna parasitária comumente encontrada em peixes do gênero *Cichla* sp. As constantes reduções de vazões, tem contribuído para o avanço da cunha salina sobre o rio e consequentemente o aumento da salinidade nesta região, logo a presença de parasitas marinhos neste estudo pode estar relacionada a essas alterações ambientais.

Os parâmetros de qualidade da água pH no Ponto 1 e o oxigênio dissolvido nos Pontos 1, 2, 3 e 4 estavam abaixo do limite mínimo permitido pela resolução do CONAMA para corpos d'água classe 2. Estes valores podem estar relacionados a fontes pontuais de efluentes próximos a estas áreas, despertando um alerta as autoridades competentes de mudanças ambientais nesse trecho do rio. Uma vez que, as águas do rio São Francisco são destinadas a inúmeras atividades e em especial ao abastecimento humano.

A Análise de Componentes Principais, mostrou que existe diferença entre as áreas de coleta e quais fatores afetam nessa diferenciação. Estes resultados são confirmados pela Correlação de Spearman, onde as mudanças no pH, amônia, fósforo total, fosfato, nitrato, temperatura e vazão influenciaram diretamente na intensidade dos parasitas encontrados neste estudo, o que fez aumentar ou reduzir seu número sendo considerados como indicadores de alteração ambiental nos pontos amostrais na região do Baixo rio São Francisco.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S. M.; GREELEY. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 2000; 123: 103-115.
- ALMEIDA, G. M; JUNIOR, G. C. S. Fatores Hidrogeológicos no Estudo da Intrusão Salina em Aquíferos Costeiros da Região Litorânea do Município de Maricá-RJ. *Anuário do Instituto de Geociências* 2007; 30(2): 104-117.
- AL-NASRAWIA, A. K. M.; JONESA, B. G.; ALYAZICHIA, Y. M.; HAMYLTONA, S. M.; JAMEELB, M. T.; HAMMADIC, A. F. Civil-GIS incorporated approach for water resource management in a developed catchment for urban-geomorphic sustainability: Tallowa Dam, southeastern Australia. *International Soil and Water Conservation Research* 2016; 4: 304-313.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Resolução nº 1.291 de 17 de julho de 2017. Dispõe sobre a redução da vazão no rio São Francisco (reservatórios de Sobradinho e Xingó) de 1.300m³/s no final de 2012 para 550m³/s em 2017.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. O rio e seus números. *Epi info* [online]. 2020 [acessado em 28 jan 2021]. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/projeto-sao-francisco/meio-ambiente-preservado/o-rio-e-seus-numeros>.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, A. L. Conservation of the Biodiversity of Brazil Inland Waters. *Conservation Biology* 2005; 19(3): 646-652.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; PETRY, A. C.; GOMES, L.C.; JÚLIO JR, H. F. Fish diversity in the upper Parana a River basin: habitats, fisheries, management, and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 2007; 10(2): 174-186.
- AL TAANI, A. A. Trend anlysis in water quality of Al- Wehda Dam, north of Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment* 2014; 186: 6223-6239.
- ANDERSON, R.C.; CHABAUD, A.G.; WILLMOT, S. *Keys to the Nematode Parasites of Vertebrates*. CABI; 2009.
- ANDERSON, T. K.; SUKHDEO, M. V. K. Abiotic versus biotic hierarchies in the assembly of parasite populations. *Parasitology* 2009; 137: 743-754.
- APHA – American Public Health Association; American Water works Association; Water Environment Federation – APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington DC; 2012.
- ARANTES, C. C.; FITZGERALD, D. B.; HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2019, 37: 28-40.
- ARAÚJO, S. S.; AGUIAR NETTO, A. O.; SALES, J. M. J. O peixe e a barragem de Xingó no Baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas no Brasil. *Revista interdisciplinar de pesquisa e inovação* 2016; 2 (1): 1-14.
- ASSIS, D. A. S.; DIAS FILHO, V. A.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. Establishment of the non- native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes: Serrasalminidae) in lower São Francisco River, Northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 2017; 1-11.

AUDICANA, M.T., KENNEDY, M.W. *Anisakis* simplex: from obscure infectious worm to inducer of immune hypersensitivity. *Clinical microbiology Reviews*, 2008; 21: 360–379.

AUMA OJWALA, R.; OTACHI, E. O.; KITAKA, N. K. Effect of water quality on the parasite assemblages infecting Nile Tilapia in selected fish farms in Nakuru County, Kenya. *Parasitology Research* 2018; 117: 3459-3471.

AYRES, M.; JR AYRES, M.; AYRES, D. L.; DOS SANTOS, A. A. S. BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas. MCT-CNPQ; 2000.

BAJER, P. G.; GHOSAL, R.; MASELKO, M.; SMANSKI, M. J.; LECHELT, J.D.; HANSEN, G.; KORNIS, M.S. Biological control of invasive fish and aquatic invertebrates: a brief review with case studies. *Management of Biological Invasions* 2019; 10(2): 227-254.

BALDISSEROTO, B.; GOMES, L. C. Espécies nativas para a piscicultura no Brasil. 2ªEd. Editora Ufsm. 2013.

BALIAN, E. V; SEGERS, H; LEVÊQUE, C; MARTENS, K. The freshwater animal diversity assessment: on overview of the results. *Hydrobiologia* 2008; 595: 627-637.

BAO, M.; PLERCE, G. J.; STRACHAN, N. J. C.; PASCUAL, S.; GONZALES – MUNOZ, M.; LEVSEN, A. Human health, legislative and socioeconomic issues caused by the fish-borne zoonotic parasite *Anisakis*: Challenges in risk assessment. *Trends in Food Science & Technology* 2019; 86: 298-310.

BARBOSA, J. M.; SOARES, E. C.; CINTRA, I. H. A.; HERMANN, M.; ARAÚJO, A. R. R. Perfil da Ictiofauna da bacia do rio São Francisco. *Acta Fisheries and Aquatic Resources* 2017; 5(1): 70-90.

BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; HICKS, C. C.; LENNOX, G. D.; BERENGUER, E *et al.* The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* 2018; 559: 517-526.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. Ecology: individuals, populations and communities. New York: Blackwell Science; 1996.

BEZERRA, L. A. V.; FREITAS, M. O.; DAGA, V.S.; OCCHI, T.V.T.; FARIA, L.; COSTA, A. P. L *et al.* A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish and Fisheries* 2019; 20(4):1-20.

BHATNAGAR, A., DEVI, P. Water quality guidelines for the management of pond fish culture. *International Journal of Environmental Sciences* 2013; 3(6): 1980-2009.

BLANAR, C. A.; MUNKITTRICK, K. R.; HOULAHAN, J.; MACLATCHY, D. L.; MARCOGLIESE, D. Pollution and parasitism in aquatic animals: A meta- analysis of effect size. *Aquatic Toxicology* 2009; 93: 18-28.

BLANAR, C. A.; HEWITT, M.; McMASTER, M.; KIRK, J.; WANG, Z.; NORWOOD, W *et al.* Parasite community similarity in athabasca river trout-perch (*percopsis omiscomaycus*) varies with local-scale land use and sediment hydrocarbons, but not distance or linear gradients. *Parasitol Research* 2016; 115(10): 3853-3866.

BOWER, S. D.; DANYLCHUK, A. J.; BROWNSCOMBE, J. W.; THIEM, J. D.; COOKE, S. J. Evaluating effects of catch-and release angling on peacock bass (*Cichla ocellaris*) in a Puerto Rican reservoir: A rapid assessment approach. *Fisheries Research* 2016; 175: 95-102.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água / Fundação Nacional de Saúde: FUNASA; 2013; 41 p.

BROEG, K.; ZANDER, S.; DIAMANT, A.; KORTING, W.; KRUNER, G.; PAPERNA, I *et al.* The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring I. North Sea. *Helgoland Marine Research* 1999; 53: 171-194.

BRUNNER, F. S.; EIZAGUIRRE, C. Can environmental change affect host/parasite-mediated speciation? *Zoology* 2016; 119: 384-394.

BUCKE, D. Aquatic pollution: effects on the health of fish and shellfish. *Parasitology* 1993; 106: 525-537.

BUDRIA, A.; CANDOLIN, U. How does human-induced environmental change influence host-parasite interactions?. *Parasitology* 2013; 1-13.

BUDRIA, A. Beyond troubled waters: the influence of eutrophication on host-parasite interactions. *Functional Ecology* 2017; 31: 1348-1358.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 2002; 30(4): 492-507.

BUSH, A.O.; LAFFERTY, K.D.; LOTZ, J.M.; SHOSTAK, A.W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al Revisited. *Journal of Parasitology* 1997; 83(4): 575-583.

CALLISTO, M.; REGINA, D.; GOMES, V. Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade da água: subsídios para a vazão ecológica no baio rio São Francisco. In: XXVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Belo Horizonte.

CAMPO, J.; LORENZO, M.; PÉREZ, F.; PICÓ, Y.; FARRÉ, M.; BARCELÓ, D. Analysis of the presence of perfluoroalkyl substances in water, sediment and biota of the jucar River (E Spain). Sources, partitioning and relationships with water physical characteristics. *Environmental Research* 2016; 147: 503-512.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 2006; 32: 831-849.

CAMMILLERI, G; COSTA, A; GRACIA, S; BUSCEMIA, M. D; COLLURA, R; VELHA *et al.* Presence of *Anisakis Pegreffii* in Farmed Sea Bass (*Dicentrarchus Labrax* L.) Commercialized in Southern Italy: *A First Report* 2018.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; CIOTTI, L. H.; SANTOS, D. R. dos. (2015). Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural, Santa Maria* 2015; 45(4): 647-650.

CAREY, C.; How physiological methods and concepts can be useful in conservation biology. *Integrative and Comparative Biology* 2005; 45: 4-11.

CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; KITCHELL, J. F.; PAC, M. L. Trophic Cascades in Lakes: Lessons and Prospects. In: Terborgh, J, A, J. Trophic Cascades. Island Press, Washington D. C. 2 ed. 2010. p. 55-69.

CAVALCANTE, G.; DE MIRANDA, L. B.; MEDEIROS, P. R. P. Circulation and salt balance in the São Francisco River Estuary (NE/Brazil). *Brazilian Journal of Water Resources* 2017; 22(31).

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO - CBHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (2016-2025). *Epi Info* [online]. 2015 [acessado em 25 de set 2018]. Disponível em: [http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursoshidricos/o plano](http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursoshidricos/o_plano).

CBHSF- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO -. Os biomas predominantes da bacia. *Epi info* [online]. 2016 [acessado em 10 de fev 2021]. Disponível em: https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/natureza_blog/os-biomas-predominantes-do-vale-do-sao-francisco/.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO - CBHSF. A bacia. Principais características. *Epi Info* [online]. 2020 [acessado em 24 de ago 2020]. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>.

CESTESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. ANA. 2011; 326 p.

CHAPMAN. Water quality assessment- a guide to use of biota, sediments, and water in environmental monitoring, 2ed. 1996.

CHAPMAN, J. M; MARCOGLIESE, D. J; SUSKI, C. D. Variation in parasite communities and health indices of juvenile *Lepomis gibbosus* across a gradient of watershed land-use and habitat quality. *Journal Ecological Indicators* 2015; 57: 564–572.

CHUBB, J. C. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes part II Trematoda. 1979.

CHUBB, J. C. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes part III. Larval Cestoda and Nematoda. 1980.

CIDADE-BRASIL. Cidade de Propriá. *Epi info* [online]. 2021 [acessado em 27 jun 2021]. Disponível em: <https://www.cidade-brasil.com.br/municipio-propria.html>.

COHEN, S.C.; KOHN, A. South American Monogenea list of species, hosts and geographical distribution from 1997 to 2008. *Revista Zootaxa*: 2008; 1- 42.

CONAMA - Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO nº 357, de 17 de Março de 2005; Brasília/ DF: MMA, 2005.

CONE, D. K; MARCOGLIESE, D. J. M. Metazoan parasite communities of yellow eels (*Anguilla rostrata*) in acidic and limed rivers of Nova Scotia. *Canadian Journal of Zoology* 1993; 177-184.

COSTA, E. P. C.; CALAZANS, G. M.; ALMEIDA, K. C. B.; OLIVEIRA, S.C. Avaliação do percentual de violação dos parâmetros de qualidade de água em 14 anos de monitoramento da porção mineira da bacia do rio São Francisco. In: XXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28 Anais... Rio de Janeiro: ABES. 2015.

COSTA, E. P.; PINTO, C. C., SOARES, A. L. C.; MELO, L.D. V.; OLIVEIRA, S. M. A. C Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Paulo River

basin, the Third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 2017; 189(590): 1-16.

COSTANZA, R.; MAGEAU, M. What is a healthy ecosystem?. *Aquatic Ecology* 1999; 33: 105-115.

CUNHA, C. J. Regularização da vazão e sustentabilidade de agroecossistemas no estuário do rio São Francisco [Tese]. Fortaleza: Universidade Estadual do Ceará; 2015.

CUNHA, C. J.; VILLAR, J. W.C.; PINHEIRO, L. S. A regularização da vazão como indicador de pressão hidrológico e geomorfológico no sistema estuarino do rio São Francisco. *Sustentare* 2018; 55-68.

DE CHAMBRIER, A; KUCHTA, R; SCHOLZ, T. Tapeworms (Cestoda: Proteocephalidea) of teleost fishes from the Amazon River in Peru: additional records as an evidence of unexplored species diversity. *Revue suisse de Zoologie*, 2015: 122 (1): 149-163.

DE JONG, P.; TANAJURA, C. A. S.; SANCHEZ, A. S.; DARGAVILLE, R.; KIPERSTOK, A.; TORRES, E. A. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. *Science of the Total Environment* 2018; 634: 1540-1553.

DOBSON, A.; LAFFERTY, K. D; KURIS, A. M; HECHINGERS, R. F.; JETZ, W. Homage to Linnaeus: How many parasites? How many hosts? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2008; 105: 11482-11489.

DUARTE, G. S. C.; LEHUN, A. L.; LEITE, L. A. R.; CONSOLIN-FILHO, N.; BELLAY, S.; TAKEMOTO, R. M. Acanthocephalans parasites of two Characiformes fishes as bioindicators of cadmium contamination in two neotropical rivers in Brazil. *Science of the Total Environment* 2020; 738: 2-8.

DUMBO, J. C.; GILBERT, B. M.; AVENANT-OLDEWAGE, A. Oxidative stress biomarkers in the African sharp-tooth catfish, *Clarias gariepinus*, associated with infections by adult digeneans and water quality. *Parasites and Wildlife* 2020; 12: 232-241.

EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. Maringá; Eduem; 2006.

EIRAS, J. C.; PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; NAWA, Y. Fish-borne nematodiasis in South America: neglected emerging diseases. *Journal of Helminthology* 2017:1-6.

ELLIS, B. K.; STANFORD, J. A.; GOODMAN, D.; STAFFORD, C. P.; GUSTAFSON, D. L.; BEAUCHAMP, D. A et al. Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2011; 108(3): 1070-1075.

ESPÍNOLA, L. A.; MINTE-VERA, C. V.; JÚLIO JR, H. F. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions* 2010; 12: 1873-1888.

ESPÍNOLA, L. A.; MINTE-VERA, C. V.; JÚLIO JR, H. F.; SANTOS, L. N.; WINEMILLER, K. O. Evaluation of factors associated with dynamics of *Cichla ocellaris* invasion of the Upper Paraná River floodplain system, Brazil. *Marine and Freshwater Research* 2015; 66: 33-40.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 2011.

FALKENBERG, J. M.; GOLZIO, J. E. S. A.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J.; VENDEL, A. L.; LACERDA, A. C. F. Gill parasites of fish and their relation to host and environmental factors in two estuaries in northeastern. *Aquatic Ecology* 2019; 53: 109-118.

FELDBERG, E. Estudos citogenéticos em 10 espécies da família Cichlidae (Pisces-Perciformes) [Dissertação]. São Paulo: Universidade Federal de São Paulo; 1983.

FILHO, D.S.T.; FREIRE, J. F.; SOUZA, G.T.R.; TAKEMOTO, R. M., MELO, C. M.; MADI, R. R. Fauna parasitária de ciclídeos (Pisces: Perciformes: Cichlidae) em rios sergipanos. Anais 2016: 18ª Semana de Pesquisa da Universidade Tiradentes. “A prática interdisciplinar alimentado a Ciência”. 24 a 28 de outubro de 2016.

FONTES, L. C. Da fonte à bacia: interação continente-oceano no sistema sedimentar Rio São Francisco [Tese]. Rio Claro/SP: Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas; 2015.

FONSECA, S. L. M. Efeito da redução da vazão de restrição defluente da barragem de Xingó na salinidade da água no Baixo trecho do rio São Francisco [Dissertação]. Salvador/BA: Universidade Federal da Bahia; 2018.

FONSECA, S. L. M.; MAGALHÃES, A. A. J.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Effect of the reduction of the outflow restriction discharge from the Xingó dam in water salinity in the lower stretch of the São Francisco River. *Brazilian Journal of Water Resources* 2020; 25(4): 1-16.

FRANCESCHINI, L.; ZAGO, A. C.; ZOCOLLER-SENO, M. C; VERÍSSIMO-SILVEIRA, R; NINHAUS-SILVEIRA, A; SILVA, R. J. Endohelminths in *Cichla piquiti* (Perciformes, Cichlidae) from the Paraná River, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária Jaboticabal* 2013; 8(3): 475-484.

FRANCO, A. C. S.; SANTOS, L. N.; PETRY, A. C.; BERTHOU, E. G. A. Abundance of invasive peacock bass increases with water residence time of reservoirs in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 2018; 817: 155-166.

FRANCO, S.; GARCÍA-BERTHOU, E.; SANTOS, L. N. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of the Total Environment* 2021: 761: 1-9.

FUGI, R.; D. G. K.; AGOSTINHO, L.; AGOSTINHO, A. A. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia* 2008; 607: 143-150.

FURTADO, C. L. C. Efeito da pesca comercial e esportiva sobre os troféus” de tucunaré-açu (*Cichla temensis* Humboldt 1821) em um trecho do médio rio Negro, Barcelos, Amazonas [Dissertação]. Amazonas: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; 2020.

GALLI, P.; CROSAI, G.; MARINIELLO, L.; ORTIS, M.; D AMELIO, S. Water quality as a determinant of the composition of fish parasite communities. *Hydrobiologia* 2001; 452: 173-179.

GANNICOTT, A. M.; TINSELY, R. C. Larval survival characteristics and behaviour of the monogenean *Discocotyle sagittata*. *Parasitology* 1998; 117: 491-498.

- GEHMAN, A. L. M.; HALL, R. J.; BYERS, J. E. Host and parasite thermal ecology jointly determine the effect of climate warming on epidemic dynamic. *Proceedings of the National Academy of Sciences. Unit. States Am.* 2018; 115: 744-749.
- GENS, F. Avaliação dos efeitos da barragem Pedra do Cavalo sobre a circulação estuarina do rio Paraguaçu e Baía de Iguape [Tese]. Bahia: Universidade Federal da Bahia; 2006.
- GIBSON, D.I.; JONES, A.; BRAY, R.A. Keys to the Trematoda. London: CAB International and the Natural History Museum. 2002.
- GIBBONS, L.M. Keys to the Nematode Parasites of Vertebrates. Wallingford: CABI; 2009.
- GILBERT, B. M.; OLDEWAGE, A. A. Parasites and pollution: the effectiveness of tiny organisms in assessing the quality of aquatic ecosystems, with a focus on Africa. *Environmental Science and Pollution Research* 2017; 1-28.
- GODINHO, H. P; GODINHO, A. L. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. 2003. p. 468.
- GOLANI, D.; SONIN, O.; SNOVSKY, G.; DAVID, L.; TADMOR-LEVI, R. The occurrence of the peacock bass (*Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006) in lake Kinneret (Sea of Galilee), Israel. *Bioinvasions Records* 2019; 8(3): 706-717.
- GOMIERO, L. M; BRAGA, F.M.S. Reprodução de espécies de *Cichla* spp em um reservatório do Sudeste do Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 2004; 64(3): 613-624.
- GRAF, W. L. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 2006; 79: 336-360.
- GUNBERG, R. L. Spatial and seasonal variation in host community structure is weakly concordant with patterns of parasite composition. *Freshwater biology* 2021; 66: 303-316.
- GUO, H.; LIN, W.; WU, X.; WANG, L.; ZHANG, D.; LIA, L et al. Survival strategies of wuchang bream (*Megalogramma amblycephala*) juveniles for chronic ammonia exposure: Antioxidant defense and the synthesis of urea and glutamine. *Comparative Biochemistry and Physiology* 2020; 230: 1-11.
- HANLEY, J. R.; POMPEU, P.S.; LOUZADA, M.; ZAMBALDI, L. P.; KEMP, P. S. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. *Landscape and Urban Planning* 2020; 195:
- HANSSOM, L. A.; ANNADOTTER, H.; BERGMAN, E.; HAMRIN, S. F.; JEPPESEN, E.; KAIRESALO, T et al. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1998; 1: 558-574.
- HASSAN, A. H.; AL-ZANBAGI, N. A.; AL-NABATI, E. A. Impact of nematode helminthes on metal concentrations in the muscles of koshar fish, *Epinephelus summana*, in Jeddah, Saudi Arabia. *The Journal of Basic & Applied Zoology* 2016; 74: 56-61.
- HANZELOVÁ, V. *Proteocephalus neglectus* as a possible indicator of changes in the ecological balance of aquatic environments. *Journal of Helminthology* 1992; 66: 17-24.
- HECHINGER, R. F.; LAVERTY, K. D.; HUSPENI, T. C.; BROOKS, A. J.; KURIS, A. M. Can parasites be indicators of free-living diversity? Relationships between species richness and the abundance of larval trematodes and of local benthos and fishes. *Oecologia* 2007; 151: 82-92.

HECHINGER, R. F.; LAFFERTY, K. D.; DOBSON, A. P.; BROWN, J. H.; KURIS, A. M. A common scaling rule for abundance, energetics, and production of parasitic and freeliving species. *Science* 2011; 333: 445-448.

HOLANDA, F. S. R.; ISMERIM, S. S.; ROCHA, I. P.; DE JESUS, A. S.; FILHO, R. N. A; JÚNIOR, A. V. M. Environmental Perception of the São Francisco Riverine Population in Regards to Flood Impact. *Journal Human Ecology* 2009; 28(1): 37-46.

HOLMES, J.C.; PRICE, P.W. communities of parasites. In: Anderson DJ, Kikkawa J. Community Ecology: Pattern and Process. Oxford: Blackwell Scientific Publications; 1986. p. 187-213.

HUDSON, P. J.; DOBSON, A. P.; LAFFERTY, K. D. Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites?. *Trends in Ecology and Evolution* 2006; 21(7): 381-385.

HUGHES, R. M; INFANTE, D. M; WANG, L., CHEN, K.; TERRA, B. D. F. Advances in understanding landscape influences on freshwater habitats and biological assemblages: introduction advances in understanding landscape influences on Freshwater habitats and biological Assemblages. p 1-9. 2019.

HUSTON, D. C.; OGAWA, K.; SHIRAKASHI, S.; NOWAK, B. F. Metazoan parasite life cycles: significance for fish mariculture. *Trends in Parasitology* 2020; 36(12): 1002-1012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Coleta de dados de estações meteorológicas. Epi Info [online]. [acessado em 08 fev 2022].

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Epi Info [online]. 2002 [acessado em 10 jan 2003]. Disponível em: <http://www.cdc.gov/epiinfo/ei2002.htm>.

IWANOWICZ, D.; BLACK, M. C.; BLAZER, V. S.; ZAPPIA, H.; BRYANT, W. Effects of urban land-use on largescale stonerollers in the mobile River Basin, Birmingham, AL. *Ecotoxicology* 2016; 25: 608-621.

JANUÁRIO, F. F; GIÃO, T; DE AZEVEDO, R. K; ABDALLAH, V. D. Helminth parasites of *Cichla ocellaris* Bloch & Schneider, 1801 collected in the Jacaré-Pepira River, São Paulo state, Brazil. In: Anais da Academia Brasileira de Ciências, 91, 2019, Brasil.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O.; TAPHORN, D. C. Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Venezuelan blackwater river. *Journal of Fish Biology* 1997; 51: 1085-1108.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O.; TAPHORN, D. C.; OLARTE, D. R. Age structure and growth of peacock cichlids from rivers and reservoirs of Venezuela. *Journal of Fish Biology* 1999: 55: 433-450.

KANAREK, G; BOHDANOWICZ, J. Larval *Contracaecum* sp. (Nematoda: Anisakidae) in the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* (L1758) from north-eastern Poland: A morphological and morphometric analysis. *Parasitologia Veterinária* 2009; 166: 90-97.

KHALIL, L.F.; JONES, A.; BRAY, R.A. Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates. Wallingford: CAB International; 1994.

KHANOM, T. Effect of salinity on food security in the context of interior coast of Bangladesh. *Ocean & Coastal Management* 2016, 130: 205-212.

- KHAN, R. A; THULIN, J. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. 1991.
- KENNISH, M.J. Fishes. Ecology of estuaries. Biological aspects. Boca Raton: CRC Press; 1990.
- KLEINERTZ, S.; PALM, H. W. Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. *Journal of Helminthology* 2013; 89: 86-99.
- KLEINERTZ, S.; DAMRIYASA, I. M.; HAGEN, W.; THEISEN, S.; PALM, H. W. An environmental assessment of the parasite fauna of the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* from Indonesian waters. *Journal of Helminthology* 2014; 88: 50-63.
- KLEINERTZ, K; PALM, H. W. Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. *Journal of Helminthology* 2015; 89: 86–99.
- KLIMPEL, S.; PALM; H. Anisakid Nematode (Ascaridoidea) life cycles and distribution: increasing zoonotic potential in the time of climate change?. *Progress in Parasitology* 2011; 201-222.
- KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P. R. P.; SOUZA, W. F. L.; JENNERJAHN, T. The São Francisco Estuary, Brazil. *Handbook of Environmental Chemistry* 2005; 5: 2-20.
- KOHN, A; COHEN, S. C. South American Monogenea list of species, hosts and geographical distribution. *International Journal for Parasitology* 1998; 28: 1517-1554.
- KOSKIVAARA, M. Environmental factors affecting Monogeneans parasitic on freshwater fishes. *Parasitology today* 1992; 8(10): 339-342.
- KOVALENKO, K. E; DIBBLE, E. D.; AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. Recognition of non-native peacock bass, *Cichla kelberi* by native prey: testing the naivete hypothesis. *Biological Invasions* 2010; 12: 3071-3080.
- KULLANDER, S. O.; FERREIRA, E. J. G. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 2006; 17(4): 289-398.
- KUPERMAN, B. I. Fish parasites as bioindicators of the pollution of bodies of water. *Parazitologia* 1992; 26(6): 479-482.
- KURIS, A. M.; RECHINGER, R. F.; SHAW, J. C., WHITNEY, L. K.; AGUIRRE-MACEDO, L. BOCH, C. A. *et al.* Ecosystem energetic implications of parasite and free-living biomass in three estuaries. *Nature* 2008; 454: 515-518.
- LACERDA, A. C. F; TAKEMOTO, R. M; MARCHIORI, N. C; MARTINS, M. L; PAVANELLI, G. C. New species of *Cucullanus* (Nematoda: Cucullanidae), an intestinal parasite of the peacock bass *Cichla piquiti* (Perciformes: Cichlidae) from the Tocantis River, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* 2013; 22(4): 475-484.
- LACERDA, A. C. F.; ROUMBEDAKIS. K; JUNIOR, B.; NUNER. A.P.O.; PETRÚCIO, M. M; MARTINS, M. L. Fish parasites as indicators of organic pollution in southern Brazil. *Journal of Helminthology* 2017: 1-10.

- LAFFERTY, K. D. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment. *Parasitology Today* 1997; 13(7): 251-255.
- LAFFERTY, K. D.; KURIS, A. M. How environmental stress affects the impacts of parasites. *Limnol Oceanogr* 1999; 44(3): 925-931.
- LAFFERTY, K. D. Ecosystem consequences of fish parasites. *Journal of Fish Biology* 2008; 73: 2083-2093.
- LAFFERTY, K. D. Biodiversity loss decreases parasite diversity: theory and patterns. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 2012; 367: 2814–2827.
- LANDSBERG, J. H.; BLAKESLEY, B. A.; REESE, R. O.; MCRAE, G.; FORSTCHEN. Parasites of fish as indicators of environmental stress. *Environmental Monitoring and Assessment* 1998: 211-232.
- LAZZARO, B. P.; LITTLE, T. J. Immunity in a variable world. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2009; 364: 15-26.
- LEE, H.; CHAN, Z.; GRAYLEE, K.; KAJENTHIRA, A.; MARTÍNEZ, D.; ROMAN, A. Challenge and response in the São Francisco River Basin. *Water Policy* 2014; 16: 153-200.
- LEIRA, M. H; DA CUNHA, L. T; BRAZ, M. S; MELO, C. C. V; BOTELHOS, H. A; REGHIM, L. S. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. *Revista de Medicina Veterinária e Zootecnia* 2017; 11(1): 11-17.
- LEITE, L. A. R.; PEDRO, N. H. O.; DE AZEVEDO, R. K.; KINOSHITA, A.; GENNARI, R. F.; WATANABE, S *et al.* *Contracaecum* sp. parasitizing *Acestorhynchus lacustris* as a bioindicator for metal pollution in the Batalha River, southeast Brasil. *Science of the Total Environment* 2017; 575: 836-840.
- LEITE, L. A. R; JANUÁRIO, F. F; PADILHA, P. M; LIVRAMENTO, E. T. C; AZEVEDO, R. K. ABDALLAH, V. D. Heavy Metal Accumulation in the Intestinal Tapeworm *Proteocephalus macrophallus* Infecting the Butterfly Peacock Bass (*Cichla Ocellaris*), from Southeastern Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 2019; 103: 670-675.
- LI, Z.; WANG, J.; LIU, Z.; MENG, X.; HEINO, J.; JIANG *et al.* Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment* 2019; 655: 1288-1300.
- LI, M.; ZHANG, M.; QIAN, Y.; SHI, G.; WANG, R. Ammonia toxicity in the yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*): The mechanistic insight from physiological detoxification to poisoning. *Fish and Shellfish Immunology* 2020; 102: 195-202.
- LIEW, J. I. A.; TAN, H. H.; YEO, D. C.J. Damme drivers: impoundments facilitate fish invasions. *Freshwater Biology* 2016.
- LINS, R. D. B.; ROLNIK, R.; AZEVEDO, H.; PAZZABON, R. M.; SCHASBERG, B.; SALETE, M *et al.* Perspectivas para o meio ambiente urbano Geo Piranhas. p.24-26.
- LIZAMA, M. A. P.; FERNANDES, E. S.; ODA, F. H.; MOREIRA, L. H. A.; RIBEIRO, T. S. Parasitos como bioindicadores. In: Pavanelli GC, Takemoto RM, Eiras JC. Parasitologia de Peixes de água doce do Brasil. Maringá: Eduem; 2013.p. 115-134.

- LLLING, B.; RUMMER, J. L. Physiology can contribute to better understanding, management, and conservation of coral reef fishes. *Conservation Physiology* 2017; 5: 1-11.
- LUQUE, J. L.; POULIN, R. Metazoan parasite species richness in Neotropical fishes: hotspots and the geography of biodiversity. *Parasitology* 2007; 134: 865-78.
- LUQUE, J. L.; PEREIRA, F.B; ALVES, P.V; OLIVA, M. E, TIMI, J.T. Helminth parasites of South American fishes: status and characterization as a model for studies of biodiversity. *Journal of Helminthology*, 2016; 8: 1-15.
- MACEDA-VEIGA, A.; POULIN, R.; LAGRUE, C. Body condition peaks at intermediate parasite loads in the common bully *Gobiomorphus cotidianus*. *Plos One* 2019; 11(12): 1-18.
- MACKENZIE, K. Parasites as indicators of host populations. *International Journal for Parasitology* 1987; 17(2): 345-352.
- MACKENZIE, K. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* 1999; 38(11): 955-959.
- MACKENZIE, K. et al. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advances in Parasitology* 1995; 35: 85-144.
- MADI, R. R; SILVA, M. S. R. *Contracaecum* Railliet & Henry, 1912 (Nematoda, Anisakidae): o parasitismo relacionado à biologia de três espécies de peixes piscívoros no reservatório do Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Zoociências* 2005; 7(1):
- MADI, R. R.; UETA, M.T. Parasitas de peixes como indicadores ambientais. In: Silva SAT, Lizama MAP, Takemoto RM. *Patologia e Sanidade de Organismos Aquáticos*. 1nd ed. Maringá: Massoni; 2012.p. 33-58.
- MADLIGER, C. L.; LOVE, O. P.; HULTINE, K. R.; COOKE, S. J. The conservation physiology toolbox: status and opportunities. *Conservation Physiology* 2018; 6: 1-16.
- MAGURRAN, A. E. *Measuring Biological Diversity*. Massachusetts: Blackwell Publishing Company; 2004.
- MALMQVIST, B; RUNDLE, S. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 2002; 29(2): 134-153.
- MARCOGLIESE, D. J; CONE, D. K. Food webs: a plea for parasites. *Tree* 1997; 12(8): 320-325.
- MARCOGLIESE, D. J. Parasites: Small players with crucial roles in the ecological theater. *ECOHEALTH* 2004; 1: 151-164.
- MARCOGLIESE, D. J. Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health?. *International Journal for Parasitology* 2005; 35: 705-716.
- MARCOGLIESE, D. J. The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Revue Scientifique et Technique Office of Epizootics* 2008; 27(2): 467-484.
- MARCOGLIESE, D. J; DAUTREMEPUITS, A. D. G; FOURNIER, M. Interactions between parasites and pollutants in yellow perch (*Perca flavescens*) in the St. Lawrence River, Canada:

implications for resistance and tolerance to parasites. *Canadian Journal of Zoology* 2010; 88: 247-258.

MARCOGLIESE, D. J.; PIETROCK, M. Combined effects of parasites and contaminants on animal health: parasites do matter. *Trends in Parasitology* 2011; 27(3): 123-130.

MARCOGLIESE, D. J.; The distribution and abundance of parasites in aquatic ecosystems in a Changing Climate: More than just temperature. *Integrative and Comparative Biology* 2016; 1-9.

SANTOS, P. H. N.; RODRIGUES, T. K. Sensoriamento Remoto aplicado à fiscalização Ambiental: O cenário dos municípios Norte Litorâneos de Sergipe. *Revista Homem, Espaço e Tempo* 2021; 15(1): 08-28.

SILVA, M. G. Modelagem Ambiental Na Bacia Hidrográfica do Rio Poxim- Açú/SE e suas relações Antrópicas [Tese]. São Cristóvão/SE: Universidade Federal de Sergipe; 2013.

MARSH, A. G.; LEONG, P. K. K.; MANAHAN, D. T. Energy metabolism during embryonic development and larval growth to an Antarctic Sea urchin. *Journal of Experimental Biology* 1999; 202: 2041-2050.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. 2003.

MARTINS, M. L.; PEREIRA, JR. J.; DE CHAMBRIER, YAMASHITA, MM. Proteocephalid cestode infection in alien fish, *Cichla piquiti* Kullander and Ferreira, 2006 (Osteichthyes: Cichlidae), from Volta Grande reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 2009; 69(1): 189-195.

MARTO, V. C. O.; AKAMA, A.; PELICICE, F. M. Feeding and reproductive ecology of *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006 within its native range, Lageado reservoir, rio Tocantis basin. *Neotropical Ichthyology* 2015; 13(3): 625-636.

MATHEWS, P. D; MERTINS, O; MATHEWS, J. P. D; ORBE, R. I. Massive parasitismo by *Gussevia tucunarensis* (Platyhelminthes: Monogenea: Dactylogyridae) in fingerlings of bujurqui-tucunare cultured in the Peruvian Amazon. *Acta Parasitologica* 2013; 58(2): 223-225.

MATTIUCCHI, S.; FAZII, P.; DE ROSA, A.; PAOLETTI, M.; MEGNA, A. S.; GLIELMO, A *et al.* Anisakiasis and Gastroallergic Reactions Associated with *Anisakis pegreffii* Infection, Italy. *Emerging Infectious Diseases* 2013; 19(3): 496-499.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; JÚNIOR, R. C. S.; SOUZA, W, F. L. Aporte anual do material em suspensão e sua dispersão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). 2003.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; JÚNIOR, R. C. S.; SOUZA, W. F. L. Aporte anual do material em suspensão e sua dispersão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). 2007.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; CAVALCANTE, G. H.; SOUZA, W. F. L. Changes in Nutrient Loads (N, P and Si) in the São Francisco Estuary after the Construction of Dams. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 2011; 54(2): 387-397.

MEDEIROS, P. R. P.; SANTOS, M. M.; CAVALCANTE, G.H.; SOUZA, W.F.L.; SILVA, W. F. Características ambientais do Baixo São Francisco AL/SE: Efeito de Barragens no transporte

de materiais na interface continente- Oceano. *Revista Geochimica Brasiliensis* 2014; 28 (1): 65-78.

MEDEIROS, P. R. P.; CAVALCANTE, G. H.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A. Inter-annual variability on the water quality in the Lower São Francisco River (NE-Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 2016; 28(5):

MINCHELLA, D. J.; SCOTT, M. E. Parasitism: A cryptic determinant of animal community Structure. *Tree* 1991; 6(8): 250-254.

MIRGHAED, A. T; FAYAZ, S; HOSEINI, S. M. Effects of dietary 1,8-cineole supplementation on serum stress and antioxidant markers of common carp (*Cyprinus carpio*) acutely exposed to ambient ammonia. *Aquaculture* 2019; 509: 8-15.

MOLLER, H. Pollution and parasitism in the aquatic environment. *International Journal for Parasitology* 1987; 17(2): 353-361.

MOLLER-BUCHNER, V. J. Untersuchungen Zum Parasitenbefall von *Pomatoschistus microps* (Gobiidae, Pisces) in der Unterelbe. *Arch. Fur Hydrobiol*, 61: 59-83.

MORAVEC, F. Nematode parasites of fishes: recent advances and problems of their research. *Parasitology* 2007; 3(49): 155-160.

MOREIRA, L. H. A.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. Urbanization effects on the host/parasite relationship in fishes from tributary streams of Pirapó River, Paraná State: assessment of potential environmental bioindicators. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 2015; 37(3): 319-326.

MORETTO, E. M.; GOMES, C. S; ROQUETTI, D. R; JORDÃO, C. O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira Amazônica. *Revista Ambiente & Sociedade* 2012; 15(3): 141-164.

MORLEY, N. J.; LEWIS, J. W. Thermodynamics of trematode infectivity. *Parasitology* 2015; 142: 585-597.

MORLEY, N. J.; LEWIS, J. W. Thermodynamics of egg production, development and hatching in trematodes. *Journal Helminthology* 2017; 91: 284-294.

NEUBERT, K.; YULIANTO, I.; THEISEN, S.; KLEINERTZ, S.; PALM, H. W. Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Jornal Marine Pollution Bulletin* 2016.

OGUT, H.; PALM, E. H. Seasonal dynamics of *Trichodina* spp.on whiting (*Merlangius merlangus*) in relation to organic pollution on the eastern Black sea coast of Turkey. *Journal Parasitology Research* 2005; 96: 149–153.

OLIVEIRA, A. M.; REIS, A. S.; MATOS, A. E.; NUNES, A. G.; HERNANDEZ, A. O.; SOUZA, C. S *et al.* Estudo Hidrodinâmico-Sedimentológico do Baixo São Francisco, Estuário e Zona Costeira Adjacente-AL/SE. 2003.

OLIVEIRA, A. M. *et al.* Dinâmica da formação da cunha salina no estuário do rio São Francisco. In: I Congresso Ibero-Americano de Oceanografia. Anais III Congresso Ibero-Americano de Oceanografia, Fortaleza-CE. 2008.

- ORTIZ, H. A.; PAIMA, E. P.; FRIAS, R. R. Ectoparásitos monogêneos em juvenis de *Cichla monoculus* (Cichlidae) de la cocha Tarapoto, río Nanay, Perú. *Revista de Investigaciones Pecuarias* 2020; 31(1): 1-10.
- OVERSTREET, R. M. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologica* 1997; 39: 169-175.
- PACE, M. L.; COLE, J. J.; CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Tree* 1999; 14(12):483-488.
- PAIVA, B. P.; SIEGLE, E.; SCHETTINI, C. A. F. Channel curvature effects on estuarine circulation in a highly stratified tropical estuary: The São Francisco River estuary (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2020; 238: 1-9.
- PALM, H. W.; KLEINERTZ, S.; RÜCKERT, S. Parasite diversity as an indicator of environmental change? Na example from tropical grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) mariculture in Indonesia. *Parasitology* 2011; 138: 1793–1803.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla Kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 2009; 11: 1789-1801.
- PELICICE, F. M.; POMPEU, P.S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 2015; 16(4): 697-715.
- PEREIRA, L. S.; AGOSTINHO, A. A.; WINEMILLER, K. O. Revisiting cannibalism in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2017; 27: 499-513.
- PIETROCK, M.; MARCOGLIESE, D. J. Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in Parasitology* 2003; 19(7): 293-299.
- PINHEIRO, L. S.; MORAIS, J. O. Interferências de barramentos no regime hidrológico do Estuário do Rio Catú – Ceará – Nordeste do Brasil. *Sociedade & Natureza, Uberlândia* 2010; 22 (2): 237-250.
- PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; SCHNEIDERS, D.; OLIVEIRA, D. A.; ALBANO, R. M. R. Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na Bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras, SC. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande* 2013; 17(1): 86-93.
- POULIN, R.; MORAND, S. The diversity of parasites. *The quarterly review of Biology* 2000; 75(3): 277-293.
- POULIN, R.; MOURITSEN, K. N. Climate change, parasitism and the structure of intertidal ecosystems. *Journal Helminthology* 2006; 80: 183-191.
- POULIN, R. The many roads to parasitism: A tale of convergence. *Advances in Parasitology* 2011; 74: 2-40.
- PORTAL DA PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO DA FOLHA. Cidade de porto da Folha. *Epi Info* [online]. 2021 [acessado em 27 junh 2021]. Disponível em: <http://www.portodafolha.se.io.org.br/historia>.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE BREJO GRANDE. Cidade. *Epi info* [online]. 2021 [acessado em 27 de jun 2021]. Disponível em: <https://brejogrande.se.gov.br/a-cidade/>.

- QI, X. Z.; XUE, M. Y.; YANG, S. B.; ZHA, J. W.; WANG, G.; LING, F. Ammonia exposure alters the expression of immune – related and antioxidante enzymes- related genes and the gut microbial community of crucian carp (*Carassius auratus*). *Fish and Shellfish Immunology* 2017;
- RAHMAN, M. H.; BRYCESON, L. Salinity impacts on agro-biodiversity in three coastal, rural villages of Bangladesh. *Ocean & Coastal Management* 2011; 54: 455-468.
- RAJABIESTERABADI, H.; YOUSEFI, M.; HOSEINI, S. M. Enhanced haematological and immune responses in common carp *Cyprinus carpio* fed with olive leaf extract-supplemented diets and subjected to ambiente ammonia. *Aquaculture Nutrition* 2020; 1-9.
- REGO, A. A. PAVANELLI, G. C. Cestóides proteocefalídeos do jaú, *Paulicea luetkeni*, peixe pimelodídeo do Brasil. *Brazilian Journal of Biologicol.* 1987; 47: 357-361.
- REHAGE, J. S.; LOPEZ, D. P.; ANDERSON, M. Y.; SERAFY, J. E. On the mismatch between salinity tolerance and preference for an invasive fish: A case for incorporating behavioral data into niche modeling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 2015; 471: 58-63.
- REID, A. J.; CARLSON, A. K.; CREED, I. F.; ELIASON, E. J.; GELL, P. A.; JOHNSON, P. T. J et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviewus* 2019; 94: 849-873.
- RETIEF, N. R.; OLDEWAGE, A. A. The use of cestode parasites from the largemouth yellowfish, *Labeobarbus kimberleyensis* (Gilchrist and Thompson, 1913) in the Vaal Dam, South Africa as indicators of heavy metal bioaccumulation. *Journal Physics and Chemistry of the Earth* 2006; 840-847.
- RETIEF, N. R.; AVENANT-OLDEWAGE, A.; PREEZ, H. D. Seasonal study on *Bothriocephalus* as indicator of metal pollution in yellowfish, South Africa. *Water AS Physics and Chemistry of the Earth* 2009; 35(3): 315-322.
- RICCIARDI, A.; RASMUSSEN, J. B. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 1999; 13: 1220-1222.
- RICHTER, B. D.; BRAUN, D. P.; MENDELSON, M. A.; MASTERI, LA. L. Threats to imperiled Freshwter fauna. *Conservation Biology* 1997; 11(5): 1081-1093.
- ROMANELLI, A.; SOTO, D. X.; MATIATOS, J.; MARTÍNEZ, D. E.; ESQUIUS, S. A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Science Of The Total Environment* 2020; 715: 1-17.
- SALATI, F.; MELONI, M.; CAU, M.; ANGELUCCI, G. Presence of *Contracaecum* spp. in teleosts cultured and fished in Sardinia. *Parasitology Veterinary.* 2013; 96: 382-387.
- SALES, N. G.; PESSALI, T. C.; NETO, F. R. A.; CARVALHO, D. C. Introgression from non-native species unveils a hidden threate to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological*, 2018; 20: 555-566.
- SANTANA, H. P. A fauna parasitária de *Cichla monoculus* (Spix & Agassiz, 1831) (Perciformes: Cichlidae) de lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil [Dissertação]. Manaus/AM: Universidade Federal do Amazonas; 2013.
- SANTANA, N. R. F. Hidrodinâmica ambiental no Baixo São Francisco e suas relações antrópicas [Tese]. São Cristóvão/SE: Universidade Federal de Sergipe; 2017.

SANTOS, R. S; ROUMBEDAKIS, K. G; MARENGONI, H. K; TAKAHASHI, F. D. A, PIMENTAL, C. M. R; MELO, C. M. R *et al.* Proteocephalid cestode infection in tucunaré *Cichla* sp. (Osteichthyes: Cichlidae) from Paraná River, São Paulo. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. 2011; 63 (3): 584-590.

SANTOS-CLAPP, M. D.; BRASIL-SATO, M.C. Parasite Community of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in the Três Marias Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal Veterinary Parasitology* 2014; 23(3): 367-374.

SANTOS, L. N.; AGOSTINHO, A. A.; SANTOS, A. F. G. N.; BERTHO, G, E. Reconciliation ecology in Neotropical reservoirs: can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations?. *Hydrobiologia* 2019; 826: 183-193.

SASAL, P.; MOUILLOT, D.; FICHEZ, R.; CHIFFLET, S.; KULBICKI, M. The use of fish parasites as biological indicators of anthropogenic influences in coral- reef lagoons: A case study of apogonidae parasites in New- Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 2007; 54: 1697-1706.

SASTRAPRAWIRA, S. M *et al.* A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns Shantika Maylana. *Heliyon* 2020; 6: 1-11

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society* 2012; 279: 4322-4333.

SCHRÖDERA, M.; SONDERMANNA, M.; SURESA, B.; HERINGA, D. Effects of salinity gradients on benthic invertebrate and diatom communities in a German lowland river. *Ecological Indicators* 2015; 57: 236-248.

SEPLANTEC - Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia do Estado de Sergipe. *Informes Municipais*. 2000; 75p.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS-SEMARH. *Atlas Digital*. 2015.

SEITZINGER, S.; 2008. Nitrogen cycle: out of reach. *Nature* 2008; 452: 162-163.

SHAH, H. B.; YUOSUF, A. R.; CHISHTI, M. Z.; AHMAD, F. Helminth communities of fish as ecological indicators of lake health. *Parasitology* 2012; 1-9.

SILVA, D. F; GALVÍNCIO, J. D; ALMEIDA, H. R. RO. C. Variabilidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. *Revista Eletrônica* 2010; 9 (3). 1-17.

SILVA, T. M. M.; BRITO, F. B.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; DE CARVALHO, C. M. Avaliação da qualidade da água do Perímetro Irrigado Betume no Baixo São Francisco. In: III INOVAGRI, 2015, Fortaleza.

SILVA, T. S. C.; BORGHESI, R.; INOVE, L. A. K. A.; GUIMARÃES, M. Qualidade da água. Noções para piscicultura familiar. 2016. p. 1-2.

SINDERMANN, C. J. Pollution-associated diseases and abnormalities of fish and shellfish: a review. *Fishery bulletin* 1979; 76(4): 717-749.

SINHA, E; MICHALAK, A. M; BALAJI, V. Eutrophication will increase during the 21st century because of precipitation changes. *Research* 2017; 357: 405-408.

SKINNER, R. H. The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from South Biscayne Bay, Florida. *Fishery Bulletin* 1982; 80(2): 269-280.

SMALBONE, W.; CABLE, J.; MACEDA-VEIGA, A. Chronic nitrate enrichment decreases severity and induces protection against an infectious disease. *Environment International* 2016; 191: 265-270.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in Ecology and evolution* 2009; 24(4): 201-207.

SOARES, E. C.; PERERIRA, L. V.; SILVA, J. V.; SILVA, T. J.; SILVA, C. A.; CRUZ, M. A. S et al. 1ª Expedição Científica do Baixo São Francisco: Resgate Histórico e Radiografia atual do Velho Chico. 2018.p. 1-56.

SOARES, E.C.; SANTOS, E. L.; ALBUQUERQUE, A. A. A.; VALENTIM, E.; VASCONCELOS, V. C.; TEODÓSIO, R. F et al. Análise da Ictiofauna e dos seus Aspectos Fisiológicos na II Expedição Científica do Baixo São Francisco para Ações de Manejo. 2019. p. 28-56.

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

SOARES, E. C.; SILVA, C. A.; CRUZ, M. A. S.; SANTOS, E. L.; OLIVEIRA, T. R.; SILVA, T. J.; RIAL, E. P.; SILVA, R. N. Expedition on the Lower São Francisco: An X-ray of fisheries and agriculture, pollution, silting and saline intrusion. *Brazilian Journal of Development* 2020; 6(1): 3047-3064.

SOLENG, A.; BAKKE, T. A.; HANSEN, L. P. Potential for dispersal of *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) by sea-running stages of the Atlantic salmon (*Salmo salar*): field and laboratory studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1998; 55: 507-514.

SONG, X. J.; XU, X. Z.; LIU, M. C.; LI, E. H. Ecological and environmental instream flow requirements for the Wei River - the largest tributary of the Yellow River. *Hydrological Processes* 2007, 21: 1066-1073.

SOUSA, T. D. G. Etnoecologia da Pesca Artesanal e Percepção Ambiental Sobre os Impactos à Ictiofauna no Submédio e Baixo São Francisco [Tese]. São Cristóvão/SE: Universidade Federal de Sergipe; 2018.

SOUZA M. E.; CARDOSO E.O.; LEAL L.A.; LIMA T. M. P.; TOLEDO R.C.C. Anisakidose humana: zoonose com risco potencial para consumidores de pescado cru. *Veterinária e Zootecnia* 2016; 23(1): 25-37.

SREENIVASAN, A. Limnological studies of and primary production in temple pond ecosystems. *Hydrobiologia* 1976; 48: 117-123.

STEVAUX, J. C.; MARTINS, D. P.; MEURER, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Journal Geomorphology* 2009; 113(3-4): 230-238.

SUASSUNA, J. Contribuição do estudo hidrológico do semiárido nordestino. Recife. Fundação Joaquim Nabuco; 1999.

SUNDAR, S. Conservation of freshwater macroinvertebrate biodiversity in tropical regions. *Rev Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 2020; 30 (6): 1-13.

SURES, B.; SIDDALL, R.; TARASCHEWSKI, H. Parasites as accumulation indicators of heavy metal pollution. *Parasitology Today* 1999; 15(1): 1-6.

SURES, B. The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology* 2001; 35: 245-255.

SURES, B.; SIDDALL, R. *Pomphorhynchus Laevis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. *International Journal for Parasitology* 2003; 33: 65-70.

SURES, B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology* 2004; 20(4): 170-177.

SURES, B. How parasitism and pollution affect the physiological homeostasis of aquatic hosts. *Journal of Helminthology* 2006; 80: 151-157.

SURES, B.; NACHEV, M.; SELBACH, C.; MARCOGLIESE, D. J. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in environmental parasitology. *Parasites & Vectors* 2017; 10(65): 1-19.

SWINGLE, J. S.; DALI, B.; HETRICK, J. Temperature effects on larval survival, larval period, and health of hatchery-reared red king crab, *Paralithodes camtschaticus*. *Aquaculture* 2013; 384-385: 13-18.

SYVITSKI, J. P. M.; VOROSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. Impacto of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science* 2005; 308: 376-380.

TAN, A.; SHENG, W. Distribution of river lengths and the total length of rivers. *Mathematical Spectrum* 2004; 36(3): 52-54.

TANGE, E. O; MATHIESSEN, H; JORGENSEN, L. V. G. Effects of pH on free-living stages of a Nordic strain of the economically important freshwater fish parasite *Ichthyophthirius multifiliis*. *International Journal for Parasitology* 2020; 50: 859-864.

TAHERI MIRGHAED, A.; FAYAZ, S.; HOSEINI, S. M. Effects of dietary 1,8-cineole supplementation on serum stress and antioxidant markers of common carp (*Cyprinus carpio*) acutely exposed to ambient ammonia. *Aquaculture* 2019; 509: 8-15.

TAKEMOTO, R.M; PAVANELLI, G. C. Proteocephalidean cestodes in the freshwater fish *Cichla monoculus* from the Paraná River, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 1996; 31(2): 123-127.

TAKEMOTO, R. M; PAVANELLI, G. C; LIZAMA, M. A. P; LACERDA, A. C. F; YAMADA, F. H; MOREIRA, L. H. A *et al.* Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 2009; 69(2): 691-705.

THATCHER, V.E. The isopod parasites of South American fishes. In: Salgado MG, Garcia Aldrete NA, Vidal-Martínez VM. Metazoan parasites in the neotropics: A systematic and ecological perspective. México: UNAM; 2000. p. 193-226.

THATCHER, V.E. Amazon Fish Parasites. In: Adis J, Arias JR, Rueda-Delgado G, Wantzen KM. Aquatic Biodiversity in Latin America: *Pensoft Publishers*; 2006. p. 508.

TIME, J. T; POULIN, R. Why ignoring parasites in fish ecology is a mistake. *International Journal for Parasitology* 2020; 50: 755-761.

TORRES, M. O; MANETA, M; HOWITT, R; VOSTI, S. A; WALLENDER, W.W; BASSOI, L. H *et al.* Economic impacts of regional water scarcity in the São Francisco River Basin, Brazil: na application of a linked hydro-economic model. *Environment and Development Economics* 2011; 228-248.

TUNDISI, J, G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo. Oficina de textos, 2008, 631p.

UNGER, P.; KLIMPEL, S.; LANG, T.; PALM, H. W. Metazoan parasites from herring (*Clupea harengus* L.) as biological indicators in the Baltic Sea. *Acta Parasitologica* 2014; 59(3): 518-528.

VALTONEN, E. T.; HOLMES, J. C.; KOSKIVAARA, M. Eutrophication, pollution, and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 1997; 54: 572-585.

VASCONCELOS, A. C. P.; LOPES, A. C. M.; SANTOS, J. M. S.; JERALDO, V. L. S.; MELO, C. M.; MADI, R.R *et al.* Molecular analysis and biodiversity of metazoan parasites of the yellow tail lambari, *Astyanax aff. bimaculatus* (Teleostei, Characidae), in lower San Francisco, northeastern Brazil. *Revista Neotropical Helminthology* 2013; 7 (1):p. 41-49.

VASCO, A. N. Indicadores de alteração Hidrológica: O declínio das vazões no Baixo rio São Francisco [Tese]. São Cristóvão/SE: Universidade Federal de Sergipe; 2015.

VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; PRUSKI, F. F. Impactos das barragens na disponibilidade hídrica do Nordeste do Brasil. *Revista Recursos Hídricos* 2017; 38(2): 39-49.

VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; SILVA, M. G. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology* 2019; 19: 556-565.

VELASCO, M; VIDEIRA, M; NASCIMENTO, L. C. S; MATOS, P; GONÇALVES, E. C; MATOS, E. *Henneguya paraenses* n. sp. (Myxozoa; Myxosporea), a new gill parasite of the Amazonian fish *Cichla temensis* (Teleostei: Cichlidae): morphological and molecular aspects. *Parasitology Research* 2016; 115(5): 1779-1787.

VIDAL-MARTINEZ, V. M.; PECH, D.; SURES, B.; PURUCKER, S. T.; POULIN, R. Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology* 2010; 26(1): 44-51.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: A meta-analysis. *Journal of Helminthology* 2017; 91: 165-173.

VOROSMARTY, C. J; MCLNTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity. *Reviews Nature* 2010; 467: 555-561.

- WEDDERBURN, S. D.; BAILEY, C. P.; DELEAN, S.; PATON, D. C. Population and osmoregulatory responses of a euryhaline fish to extreme salinity fluctuations in coastal lagoons of the Coorong, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2016; 168: 50-57.
- WEINSTEIN, S. B.; KURIS, A. M. Independent origins of parasitismo in Animalia. *Biology Letters* 2016; 1-5.
- WIKELSKI, M.; COOKE, S. J.; Conservation physiology. *Trends in Ecology and Evolution* 2006; 21(2): 38-46
- WILLIAMS, H.H., MACKENZIE, K. Marine parasites as pollution indicators: an update. *Parasitology*; 2003.
- WILLIS, S. C.; MACRANDER, J.; P FARIAS, I.; ORTÍ, G. Simultaneous delimitation of species and quantification of interspecific hybridization in Amazonian peacock cichlids (genus *Cichla*) using multi-locus data. *Evolutionary Biology* 2012; 12(96): 2-24.
- WILLIS, S.C.; WINEMILLER, K. O.; MONTAÑA, C. G.; MACRANDER, J.; REISS, P.; FARIAS, I. P *et al.* Population genetics of the speckled peacock bass (*Cichla temensis*), South Americas most important inland sport fishery. *Conservation Genetics* 2015; 16: 1345-1357.
- WINEMILLER, K. O.; TAPHORN, D. C.; BARBARINO-DUQUE, A. Ecology of *Cichla* (Cichlidae) in two Blackwater Rivers of Southern Venezuela. *Copeia* 1997; 4: 690-696.
- WOLINSKA, J.; KING, K. Environment can alter selection in host-parasite interactions. *Trends in Parasitology* 2009; 25(5): 236-244.
- WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S *et al.* Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 2006; 314: 787-790.
- Xu, S.; KANG, P.; SUN, Y.; 2016. A stable isotope approach and its application for identifying nitrate source and transformation process in water. *Environmental science and Pollution Research* 2016; 23: 1133-1148.
- YAMADA, F. H; SANTOS, L. N; TAKEMOTO, R. M. Gill ectoparasite assemblages of two non-native *Cichla* populations (Perciformes, Cichlidae) in Brazilian reservoirs. *Journal of Helminthology* 2011; 85: 185-191.
- YAMADA, F.H; TAKEMOTO, R.M. Metazoan parasite fauna of two peacock-bass cichlid fish in Brazil. *Check List* 2013; 9(6): 1371-1377.
- YOUSEFI, M.; VATNIKOV, Y. A.; KULIKOV, E. V.; PLUSHIKOV, V. G.; DRUKOVSKY, S. G.; HOSEINNIFAR, S. H. The protective effects of dietary garlic on common carp (*Cyprinus carpio*) exposed to ambient ammonia toxicity. *Aquaculture* 2020; 526: 1-7.
- YU, Z.; WUB, X.Q.; ZHENG, L. J.; DAI, Z. Y.; WUB, L. F. Effect of acute exposure to ammonia and BFT alterations on *Rhynchocypris lagowski*: Digestive enzyme, inflammation response, oxidative stress and immunological parameters. *Environmental toxicology and Pharmacology* 2020; 78: 1-11.
- YUE, F; PAN, L; XIE, P; ZHENG, D; LI, J. Immune responses and expression of immune-related genes in swimming crab *Portunus trituberculatus* exposed to elevated ambient ammonia- N stress. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 2010; 157: 246-251.

ZAHAR, Y.; GHORBEL, A.; ALBERGEL, J. Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem Dam (Tunisia). *Journal of Hydrology* 2008; 351(3-4): 318-330.

ZHAO, C; XU, J; XU, X; WANG, Q; KONG, Q; XU, F; DU, Y. Organ-specific responses to total ammonia nitrogen stress on juvenile grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*). *Environmental Science and Pollution Research* 2019; 1-9.

ZAKI, M. S; SHALABY, S. I.; NAGWA, A.; NOOR EL- DEEN, A. I.; ABDELZAHER, M. F. Effect of aquatic pollution on on fish (Review). *Life Science Journal* 2013; 10(1): 637-642.

ZHANG, L; XU, E. G; LI, Y; LIU, H; VIDAL-DORSCH, D, E. Ecological risks posed by ammonia nitrogen (AN) and un-ionized ammonia (NH₃) in seven major river systems of China. *Chemosphere* 2018; 202: 136-144.

ZARGAR, U. R.; YOUSUF, A. R.; MUSHTAQ, B.; JAN, D. Length-Weight relationship of the crucian carp, *Carassius carassius* in relation to water quality, sex and season in some lentic water bodies of kashmir Himalayas. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 2012; 12: 685-691.

ZAR, J. H. Biostatistical analysis. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall Inc; 2010.

ZARET, T. M. Life history and Growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American Cichlid. *Biotropica* 1980; 12(2): 144-15.

ZUFFO, T. I.; DURIGON, E. G.; MORSELLI, M. B.; PICOLI, F., FOLMANN, S.; KINAS, J. F *et al.* Lethal temperature and toxicity of ammonia in juveniles of Curimbatá (*Prochilodus lineatus*). *Aquaculture* 2021: 1-27.