

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio são Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
AQUICULTURA**

**IMPACTOS DA VARIAÇÃO DA VAZÃO DO SUBMÉDIO RIO SÃO
FRANCISCO SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES
DE PEIXES E SEUS EFEITOS NA ATIVIDADE PESQUEIRA**

Luana Gonçalves Torres

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. William Severi

Orientador

Recife, 02/2023

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

T693i Torres, Luana Gonçalves
Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira / Luana Gonçalves Torres. - 2023.
101 f.
Orientador: William Severi.
Inclui referências.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Recife, 2023.
1. comunidade ictiofaunística. 2. captura pesqueira. 3. variáveis hidrológicas. I. Severi, William, orient. II. Título

CDD 639.3

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio são Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
AQUICULTURA**

**IMPACTOS DA VARIAÇÃO DA VAZÃO DO SUBMÉDIO RIO SÃO
FRANCISCO SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES
DE PEIXES E SEUS EFEITOS NA ATIVIDADE PESQUEIRA**

Luana Gonçalves Torres

Dissertação julgada adequada para
obtenção do título de mestre em
Recursos Pesqueiros e Aquicultura.
Defendida e aprovada em
28/02/2023 pela seguinte Banca
Examinadora.

Prof. Dr. Dr. William Severi
Orientador
DEPAq/UFRPE

Profa. Dra. Natália Carneiro Lacerda dos Santos
(Membro externo)
UFRJ

Prof. Dr. Paulo Duarte Neto
(Membro interno)
DEPAq/UFRPE

Prof. Dr. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva
(Membro externo – suplente)
UAST/UFRPE

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio são Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Dedicatória

Dedico este trabalho a minha mãe, Lenilda, meu pai, Simonides (em memória) e a todos envolvidos que contribuíram para a sua conclusão.

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Agradecimentos

Primeiramente quero agradecer a Deus por permitir com que eu realizasse mais um sonho/etapa da minha vida, por me fazer crescer tanto no profissional quanto no pessoal, que foram fundamentais para a minha evolução, me possibilitando planejar novos objetivos para serem almejados.

Agradeço a Universidade Federal Rural de Pernambuco, particularmente ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura pelas oportunidades concedidas, pelo apoio, pelo espaço e estrutura laboratorial, sendo essencial para concretização da pesquisa, e pela bolsa de mestrado financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que foi um recurso importante para a minha estadia em Recife. Agradeço a todos os professores que contribuíram para o meu conhecimento e evolução, e aos funcionários do Departamento de Pesca e Aquicultura da UFRPE, que são essências para o funcionamento do nosso DEPAq.

Ao meu orientador, professor William Severi, por todo o apoio e conhecimento repassado, pela confiança e paciência depositado em mim, durante esses dois anos de mestrado. Agradeço também ao professor Humber Andrade por ter contribuído com meu trabalho. Minhas sinceras gratidões, seus ensinamentos foram essenciais para a construção da minha vida profissional.

Agradeço, também a minha família por todo apoio e confiança que sempre estiveram para as escolhas das minhas decisões. Agradeço especialmente a minha mãe, Lenilda, que sempre buscou o melhor pra mim, a meu irmão Mateus e amigo Naldo, por ter me auxiliado durante todo o período de coleta, mesmo diante de tantas dificuldades enfrentadas. E ao meu namorado, Hugo, pela paciência, confiança e apoio durante todo o período de mestrado.

Agradeço também ao engenheiro Ronaldo e a todos os pescadores que se disponibilizaram para me ajudar na minha pesquisa, e a Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF) por ter disponibilizado os dados de captura pesqueira e de vazão do trecho do submédio do rio São Francisco.

Por fim, agradeço aos meus amigos que sempre estiveram comigo, fazendo com que os meus dias se tornassem mais alegres, pela companhia durante os momentos mais difíceis e pelo compartilhamento de conhecimentos.

Meu muito obrigada!

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Resumo

Os represamentos são responsáveis por provocar grandes impactos ambientais, vindo a interferir nos processos ecológicos de populações de diversas espécies de peixes. O regime hidrológico imposto por esses empreendimentos modifica processos biológicos, alterando a composição e estrutura das comunidades ictiofaunísticas, impedindo com que os mesmos renovem os seus estoques pesqueiros, que conseqüentemente afetará as capturas pesqueira de uma determinada região. Dessa forma, o presente trabalho objetivou compreender a dinâmica dos padrões de distribuição da comunidade ictiofaunística do trecho do submédio do rio São Francisco que estão sob efeito das condições ambientais impostas pelo controle hidrológico do reservatório de Sobradinho, e de como isso tem afetado a pesca das populações ribeirinhas, verificando a influência das variáveis hidrológicas sobre a captura das espécies de importância comercial, ecológica e social. Para verificar a associação existente entre as variáveis hidrológicas (vazão média, diferença da vazão, vazões mínimas e máximas, mês) e as capturas pesqueiras, foi utilizado o modelo aditivo generalizado, que consiste em uma técnica usada para avaliar as relações entre uma variável resposta e variáveis explicativas preditoras. Já para verificar a distribuição da comunidade ictiofaunística foram utilizados modelos teóricos de distribuição de abundância (série logarítmica e série geométrica), e a diversidade foi avaliada por meio dos índices Shannon-Wiener e Simpson. Para verificar a diferença das comunidades ictiofaunísticas entre os meses e estações, demonstrando quais espécies contribuíram para a variação dos dados, foi usada a análise de componentes principais (ACP). Por meio dos resultados, é evidente os efeitos da vazão sobre a riqueza e diversidade de espécies, e que as cheias, a depender do nível, são fatores importantes para a recomposição dos estoques populacionais dos peixes, sendo que aquelas mais afetadas pelo controle hidrológico são as migradoras que precisam explorar uma ampla área durante o seu ciclo de vida. Além disso, foi constatado que algumas variáveis hidrológicas mantêm uma associação positiva com as capturas de peixes do submédio do rio São Francisco, mostrando que os efeitos hidrológicos sobre a abundância de peixes podem levar a previsões de rendimento da pesca. Para o trecho do submédio, as melhores capturas foram com vazões entre 900 e 1.600 m³/s, porém esses valores de vazão poderão ser diferentes a depender das espécies e de como funciona sua biologia diante das variáveis hidrológica. Por fim, estudos como este são importantes para entender a dinâmica do comportamento das espécies, e de como isto pode influenciar nas capturas pesqueiras, sendo essencial para traçar planos de manejo e conservação para manter o ecossistema equilibrado, além de orientar a forma adequada para construção de novos empreendimentos que venham a ser planejados na região.

Palavras-chaves: comunidade ictiofaunística, captura pesqueira, variáveis hidrológicas.

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Abstract

Dams are responsible for causing major environmental impacts, interfering in the ecological processes of populations of several fish species. The hydrological regime imposed by these enterprises modifies biological processes, altering the composition and structure of the fish communities, preventing them from renewing their fish stocks, which consequently affects the fish catch in a given region. Thus, the present work aimed to understand the dynamics of the distribution patterns of the fish community in the São Francisco River sub-medium stretch that are under the effect of the environmental conditions imposed by the hydrological control of the Sobradinho reservoir, and how this has affected fishing by riverbank populations, verifying the influence of hydrological variables on the capture of species of commercial, ecological, and social importance. To verify the existing association between the hydrological variables (mean flow, difference in flow, minimum and maximum flows, month itself) and fishing catches, the generalized additive model was used, which consists of a technique used to evaluate the relationships between a response variable and predictor explanatory variables. Theoretical models of abundance distribution (logarithmic series and geometric series) were used to verify the distribution of the ichthyofaunal community, and diversity was evaluated using the Shannon-Wiener and Simpson indexes. To verify the difference of the ichthyofaunistic communities between the months and seasons, showing which species contributed to the variation of the data, the principal component analysis (PCA) was used. Through the results it is evident the effects of flow on species richness and diversity, and that floods are important factors in the recomposition of fish stocks, and that the species most affected by hydrological control are migratory species that need to explore a wide area during their life cycle. Furthermore, it was found that some hydrological variables maintain a positive association with fish catches in the São Francisco River sub-medium, showing that hydrological effects on fish abundance can lead to predictions of fishing yield. The best catches were obtained with flows between 900 and 1,600 m³/s, but these flow values could be different depending on the type of species and how their biology functions in relation to hydrological variables. Finally, studies like this one are important to understand the dynamics of the behavior of the species, and how this can influence the fishing catches, being essential to draw management and conservation plans to keep the ecosystem balanced, as well as to guide the appropriate way to build new developments that may be planned in the region.

Key-words: Ichthyofaunal community, fisheries catch, hydrological variables.

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Lista de figuras

	Páginas
Figura 1: Descrição dos municípios referentes aos dados de captura, pertencente ao trecho do submédio do rio São Francisco.....	27
Figura 2: Variação anual do somatório das amostras pesqueiras dos diferentes grupos de peixes entre os anos de 2015 e 2021.....	32
Figura 3: Espécies mais capturadas durante os anos de 2015 a 2021 no trecho do submédio do São Francisco.....	33
Figura 4: Participação dos municípios no somatório de amostras pesqueira da montante a jusante, durante os anos de 2015 a 2021. Sobradinho (SO), Petrolina (PE), Juazeiro (JU), Lagoa Grande (LG) Curaçá (CR), Santa Maria da Boa Vista (SM), Orocó (OR), Cabrobó (CA), Abaré (AB), Belém do São Francisco (BS), Ibó (IB).....	33
Figura 5: Captura dos grupos de peixes por município entre os anos de 2015 a 2021. Abaré (AB), Belém do São Francisco (BS), Cabrobó (CA), Curaçá (CR), Ibó (IB), Juazeiro (JU), Lagoa Grande (LG), Orocó (OR), Petrolina (PE), Santa Maria da Boa Vista (SM) Sobradinho (SO) e Santa Maria da Boa Vista (SM).....	34
Figura 6: Valores mensais médios (A), mínimos (B), máximos (C) e diferenças (D) de vazão em meses subsequentes.....	36
Figura 7: Médias de capturas (kg) totais no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês em que são realizadas as pescarias.....	37
Figura 8: Média de capturas (kg) do grupo A <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) e <i>Pachyurus</i> spp. preditas em função da diferença de vazão e o mês (A), e da vazão média e do mês em que são realizadas as pescarias (B) no submédio do São Francisco.....	38
Figura 9: Médias de capturas (kg) do categoria B (<i>Prochilodus</i> spp.) em função da diferença de vazão (A), e as médias de capturas (kg) da categoria C preditas em função da vazão média e do mês em que são realizadas as pescarias (B) no submédio do São Francisco.....	39
Figura 10: Médias de capturas (kg) do grupo D (<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818) <i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875) <i>Metynnis lippincottianus</i> . no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês em que foram realizadas as pescarias.....	39
Figura 11: Médias de capturas (kg) do grupo F no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês em que foram realizadas as pescarias (A) e diferença de vazão (B).....	41
Figura 12: Médias de capturas (kg) do dourado no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média (A), e média de capturas (kg) do tambaqui preditas em função da vazão média e do mês de pescarias no submédio do São Francisco (B).....	42

- Figura 13:** Média de capturas (kg) do pacu preditas em função da vazão média e do mês de pescarias (A), e média de capturas (kg) do cari preditas em função da vazão média e do mês de pescarias (B) no submédio do São Francisco.....43
- Figura 14:** Média de capturas (kg) do pacamã no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês de pescarias (A) e em função da diferença de vazão(B).....44
- Figura 15:** Média de capturas (kg) do surubim preditas em função do mês de pescaria (A), e média de capturas (kg) da corvina preditas em função da média da vazão e do mês de pescaria no submédio do São Francisco (B).....44
- Figura 16:** Média de capturas (kg) do tucunaré predita em função da média da vazão e do mês de pescaria (A), e média de capturas (kg) da tilápia preditas em função da média da vazão (B).....45
- Figura 17:** Descrição dos pontos de coleta realizado nas estações I, II, III, IV do trecho do submédio do rio São Francisco.....64
- Figura 18:** Frequência relativa das ordens de peixes capturados ao longo do trecho do submédio do São Francisco durante o período de coleta.....72
- Figura 19:** Abundância relativa das ordens de peixes nas diferentes estações ao longo do trecho do submédio do São Francisco durante o período de coleta.....73
- Figura 20:** Representação das cinco espécies mais abundante entre as estações de coletas no trecho do submédio do São Francisco.....73
- Figura 21:** Representação das cinco espécies mais abundante entre os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022.....71
- Figura 22:** Análise de Componentes Principais (ACP) da abundância de espécies da ictiofauna do submédio São Francisco relacionadas ao período de coleta (A) e das Estações I, II, III, e IV, correspondentes aos municípios de Cabrobó, Orocó, Lagoa Grande e Santa Maria da Boa Vista, respectivamente (B).....79
- Figura 23:** representação gráfica da distribuição de abundância entre as espécies nas estações I, II, III e IV do trecho do submédio do rio São Francisco.....81
- Figura 24:** Distribuição das espécies de peixes observadas e esperadas na série logarítmica das estações I, II, III e IV.....83
- Figura 25:** Distribuição das espécies de peixes observadas e esperadas na série geométrica das estações I, II, III e IV.....85

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

Lista de tabelas

	Páginas
Tabela 1: Meses amostrados em cada ano no trecho submédio do São Francisco.....	28
Tabela 2: Composição das espécies capturadas ao longo do trecho do submédio rio São Francisco entre os anos de 2015 há 2021 com suas respectivas produções por espécies e categorias.....	31
Tabela 3: Descrição e coordenadas dos locais de coletas de cada estação do trecho do submédio do rio São Francisco.....	65
Tabela 4: Descrição dos dados hidrológicos referente aos meses que ocorreu as coletas.....	66
Tabela 5: Representação do número total de indivíduos das 37 espécies capturadas em cada estação do trecho do submédio do rio São Francisco, durante os 4 meses de coletas. Estação I-Cabrobó, II-Orocó, III-Santa Maria da Boa Vista e IV- Lagoa Grande.....	74
Tabela 6: representação do número total de indivíduos das 38 espécies capturados entre os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022 no trecho do submédio do rio São Francisco.....	75
Tabela 7: Índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade (D) de Pielou para as estações I, II, III, IV que representam os municípios de Cabrobó, Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Lagoa Grande, respectivamente, no trecho do Submédio do São Francisco.....	77
Tabela 8: Índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade (D) de Pielou para os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022, no trecho do Submédio do São Francisco.....	77
Tabela 9: Ajustes da série logarítmica dos peixes coletados nas estações I (Cabrobó), II (Orocó), III (Santa Maria da Boa Vista e IV (Lagoa Grande). Graus de liberdades (Classe -1) das estações I – 8, II – 5, III – 7, IV - 7. Nível de significância 0,05.....	82
Tabela 10: Ajustes da série geométrica dos peixes coletados nas estações I (Cabrobó), II (Orocó), III (Santa Maria da Boa Vista e IV (Lagoa Grande). Graus de liberdades (Classe – 1) das estações I - 23, II – 14, III - 18, IV – 20. Nível de significância 0,05.....	84

Torres, L. G. Impactos da variação da vazão do submédio rio São Francisco sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes e seus efeitos na atividade pesqueira.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 OBJETIVOS	19
1.1.1 Objetivo geral	19
1.1.2 Objetivos específicos	19
1.2 HIPÓTESES	19
2 REFERÊNCIAS	20
3 CAPÍTULO I - EFEITOS DO CONTROLE DE VAZÃO SOBRE AS CAPTURAS DE PEIXES NO TRECHO DO SUBMÉDIO DO RIO SÃO FRANCISCO.....	23
3.1 INTRODUÇÃO	23
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	26
3.2.1 descrição dos locais de estudo	26
3.2.2 Amostragem da produção pesqueira	27
3.2.3 Dados de vazão	29
3.2.4 Análise dos dados	29
3.3 RESULTADOS	30
3.3.1 Captura dos peixes no Submédio São Francisco	30
3.3.2 Dados hidrológicos	35
3.3.3 Modelagem das capturas das categorias	35
3.3.4 Modelagem das capturas das espécies	41
3.4 DISCUSSÃO	45
3.5 CONCLUSÃO	52
3.6 REFERÊNCIAS.....	54
4 CAPÍTULO II - EFEITOS DA VARIAÇÃO DA VAZÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES ICTIOFAUNÍSTICAS DO TRECHO DO SUBMÉDIO RIO SÃO FRANCISCO	61
4.1 INTRODUÇÃO	61
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	64
4.2.1 Área de estudo	64
4.2.2 Amostragem	65
4.2.3 Dados hidrológicos	66
4.2.4 Análise dos dados	66
4.2.5 Análise de Componentes Principais (ACP)	70

4.3 RESULTADOS	71
4.3.1 Levantamento da ictiofauna	71
4.3.1.1 Abundância de espécies	71
4.3.2 Análise de Componentes Principais da ictiofauna do submédio São Francisco	77
4.3.3 Curva de abundância de espécies	80
4.4 DISCUSSÃO	86
4.5 CONCLUSÃO	94
4.6. REFERÊNCIAS.....	96
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	101

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os represamentos, na maioria das vezes, são os principais responsáveis pelos impactos em ecossistemas aquáticos, principalmente por exercer o controle sobre regime hidrológico do rio. A problemática ocasionada pelas modificações hidrológicas dependem de vários fatores, dentre esses, particularidades da fauna local, incluindo as estratégias reprodutivas, padrões de migrações, especializações tróficas e adaptações ambientais, além disso, a característica do reservatório também pode ser um fator determinante para esses impactos, isso inclui, localização, morfologia, hidrologia, vazão, contato com outros reservatórios, desenho da barragem, uso das encostas e natureza do solo (AGOSTINHO et al., 2007).

Os impactos gerados por esses represamentos no ecossistema podem ser classificados em três níveis, dos quais: i) impactos de primeira ordem, relacionados com os efeitos físicos, químicos e geomorfológico provocados pelo bloqueio do rio e mudanças na distribuição espaço-temporal do fluxo das águas; ii) impactos de segunda ordem, que incluem alterações na produtividade biológica primária do ecossistema e mudança na estrutura do canal, alcançando o trecho represado e, sobretudo, a porção a jusante do reservatório; e iii) impactos de terceira ordem, que se configuram com a junção dos impactos de primeira e segunda ordem, que envolvem alterações na composição e estrutura de comunidades da ictiofauna e invertebrados, e modificações da biomassa planctônica (WCD, 2000).

No ecossistema os represamentos se tornam obstáculos ao longo do eixo longitudinal dos rios. Os efeitos ocasionados por esses empreendimentos podem ocorrer tanto a montante da barragem, quanto a jusante. Na montante, os biotipos terrestres são totalmente destruídos, já a jusante, o efeito mais comum é a redução na variabilidade da descarga de água ao longo do ano. Além disso, os reservatórios funcionam como reguladores térmicos, fazendo com que as flutuações sazonais e de curto prazo em temperatura sejam reguladas. Quando comparada a composição química da água que é liberada dos reservatórios com a composição química da água proveniente da entrada, é visto que são totalmente diferentes, cujas alterações acontecem no pH e salinidade, entre outros fatores (MCCARTNEY et al., 2001).

Dentre os organismos aquáticos de água doce, especificamente, os peixes, que mais sofrem com a influência dos reservatórios, estão as espécies reofílicas que, ao

realizar migrações, se deparam com obstruções verticais que bloqueiam a conectividade longitudinal dos canais dos rios, impedindo com que os mesmos realizem a migração ascendente. Contudo, pesquisas têm mostrado que não são somente os obstáculos impostos pelas barragens que alteram a movimentação dos peixes, mas também a alteração do gradiente horizontal hidrológico, resultando em condições ambientais diferentes do regime fluvial original. A extensão do reservatório é uma barreira ecológica que restringe a migração a montante de peixes adultos e jovens e a dispersão a jusante de ovos e larvas de peixes, afetando diretamente os estoques pesqueiros (PELICICE et al., 2015).

Além de bloquear a conectividade longitudinal, barragens e reservatórios também prejudicam a conectividade entre o canal principal do rio com as planícies de inundação. Durante o processo migratório, as espécies precisam explorar uma grande área no seu ciclo de vida, em algumas fases utilizando as planícies de inundação como locais de berçários, proteção e abrigo para crescimento e recuperação dos adultos. Adicionalmente, existem algumas espécies sedentárias que também tem preferência por esses locais durante todo seu ciclo de vida (AGOSTINHO, 2004).

Nos períodos de cheia, as planícies de inundação tendem a ficar inundadas proporcionando a manutenção da alta produtividade e diversidade desses ecossistemas, se tornando locais excelentes como habitat para peixes, além de outros organismos aquáticos (JUNK et al., 1989; CUNICO et al., 2002; LUZ et al., 2012). Contudo, com a redução da vazão, há diminuição do nível da água, e as planícies de inundação perdem a conectividade com o rio, se tornando um ambiente com baixas concentrações de alimento e de oxigênio, perda de habitat e aumento do nível de predação, tornando o local desfavorável para algumas espécies de peixes (HALYK e BALON, 1983; JUNK et al., 1989; LUZ et al., 2009).

Na bacia do rio São Francisco os efeitos dos represamentos sobre a biota são perceptíveis desde as primeiras instalações das usinas hidrelétricas que ocorreram desde a década de 1950, cuja finalidade principal é de geração de energia hidrelétrica e regulação de vazão. Atualmente, existem 28 grandes barragens hidrelétricas, dentre essas podendo ser destacadas pelo tamanho, o reservatório de Sobradinho considerado o maior lago artificial do país, com mais de 4.200 km² situado na calha do trecho médio; o de Três Maria no alto (1.142 km²) e, no trecho submédio, o de Itaparica (828 km²). Além desses,

também se destacam os reservatórios de Moxotó (93 km²), Xingó (60 km²), Queimada (40 km²) e o complexo de Paulo Afonso (AGOSTINHO et al., 2007; O'HANLEY et al., 2020).

O São Francisco (SF) é o maior rio do nordeste do Brasil, com extensão de 2.700 km com uma bacia hidrográfica de 631.133 km², que ocupa 7,4% do território brasileiro, abrangendo os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (SATO e GODINHO, 2003). É um rio perene, localizado em região com padrões irregulares de chuvas, altas temperaturas médias e taxas de evaporação, e secas cíclicas que acontecem com frequência, sempre a cada cinco anos ou menos, e que permanecem por mais de um ano (SCATASTA, 2008).

O rio é dividido em quatro regiões fisiográficas: o alto, localizado entre as nascentes até a cidade de Pirapora no estado de Minas Gerais (MG), caracterizado por conter um leito rochoso, planície aluvial estreita com menos que 2 km de largura, clima tropical úmido, extensão de 630 km, e pluviosidade média de 1.500 mm/ano; o médio, situado entre Pirapora e Remanso no estado da Bahia (BA), com planície fluvial de largura variando entre 2 e 16 km, clima semiárido, extensão de 1.090 km e pluviosidade média decrescendo de 1.100 mm/ano para 600 mm/ano; o submédio, localizado entre os municípios de Remanso e Paulo Afonso(BA), apresenta um leito rochoso, planícies aluviais, com declives mais elevados, com corredeiras e cachoeiras, clima semiárido e pluviosidade de 500 mm/ano; e o baixo, de Paulo Afonso(BA) até a foz no Oceano Atlântico, com leito rochoso em grande parte de sua extensão, com planície fluvial nos últimos 70 km e pluviosidade variando de 400 a 800 mm/ano (DOMINGUEZ et al., 1983; SATO e GODINHO, 2003; BARBOSA e DOMINGUEZ, 2004; MESCOLOTTI, et al., 2021).

Estudos realizados na bacia do SF mostram a existência de inúmeras espécies de peixes de importância econômica, social e ecológica, que são afetadas direta e indiretamente pelo controle hidrológico do rio. Dentre os trabalhos que comprovam a riqueza da ictiofauna no SF destacam-se o Manual de identificação de peixes da região de Três Marias, que registra cerca de 132 espécies, uma das obras mais importantes para a identificação dos peixes da bacia do SF (BRITSKI et al., 1984), e o livro Check list of the freshwater fishes of South and Central America que compila 173 espécies de peixes pertencente ao SF (REIS et al., 2003).

Historicamente, os peixes do SF foram uma das principais fontes brasileiras no fornecimento de pescado, cuja produção era fonte de alimentos e de renda para populações ribeirinhas. Os estoques pesqueiros também foram explorados para atender a demanda por pescado de outros estados do Nordeste e do Sudeste do Brasil. Apesar da estatística pesqueira não ser consistente para o SF, pesquisas têm demonstrado um decréscimo nas capturas nos últimos anos. A diminuição de pescado pode estar relacionada com vários fatores, tais como sobrepesca, poluição, estabelecimento de normas inadequadas de manejo, destruição de habitats e, principalmente, com a instalação de reservatórios (GODINHO e GODINHO, 2003).

Os reservatórios controlam a vazão do rio, que conseqüentemente influencia a biota local. Os autores Bunn e Arthington (2002) estabelecem quatro princípios que relacionam os efeitos do controle hidrológico sobre a biota, dos quais i) a vazão é quem determina a forma física do habitat que conseqüentemente determinará a composição da biota; ii) as espécies desenvolvem mecanismos de vida em resposta aos regimes de vazão natural; iii) a constância dos padrões naturais de conectividade longitudinal e lateral é fundamental para efetividade das populações de muitas espécies; e iv) a invasão e o sucesso de espécies exóticas e introduzidas nos rios são oportunizados pela modificação do regime de vazão.

No rio São Francisco (SF), as mudanças relevantes no regime de vazão ocorreram a partir da operação do complexo de Três Marias (1952) e Sobradinho (1979), instalados para a geração de energia e controle de cheias, se tornando a principal fonte de conflito entre abastecimento público, irrigação e vazão ambiental. Os trechos mais afetados pelas modificações da vazão são o submédio e o baixo SF, que sofrem influência direta dos reservatórios de Sobradinho e Xingó, respectivamente. Nesses dois trechos, foram evidenciados efeitos negativos da regularização da vazão sobre as atividades tradicionais de pesca, navegação e agricultura (MARTINS, et al., 2011).

A composição e a estrutura das comunidades de peixes são também alteradas como conseqüência da variação da vazão, podendo ensejar diferença na riqueza, equitabilidade e diversidade de espécies. Geralmente a cheia resulta em um ambiente adequado, que maximiza a probabilidade de reprodução dos peixes e favorece o desenvolvimento das formas jovens. Porém, a alteração da vazão decorrente de

reservatórios a montante proporciona um efeito oposto sobre as comunidades de peixes, diminuindo sobretudo, o sucesso reprodutivo de diversas espécies (CUNICO et al., 2002).

Além de alterar os serviços ecológicos, as mudanças de regime hidrológico também provocam modificações na produção pesqueira das comunidades tradicionais de pesca. A diminuição de estoques comercialmente importantes afeta conseqüentemente a captura. Existe uma conectividade entre a hidrologia e capturas de pesca, cujos níveis de água estão associados positivamente com as taxas de captura, sendo que em certas situações a diminuição drástica do nível da água poderá levar ao colapso da pesca em determinadas regiões (GOWNARIS et al., 2016).

No rio São Francisco (SF), existem diversas espécies de importância econômica que se encontram no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Na categoria em perigo (EN) destaca-se o pirá *Conorhynchos conirostris* (Valenciennes, 1840), na vulnerável (VU) a Matrinchã *Brycon nattereri* Günther, 1864 e o pacamã *Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876, e na quase ameaçada (NT) o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) e o dourado *Salminus franciscanus* Lima & Britski, 2007 (ICMBIO, 2018). Além dessas, o bagre *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803 e o cari *Hypostomus margaritifer* (Regan, 1908) vem sendo capturados com menos frequência nos últimos anos (SANTOS e SANTOS, 2018).

As principais causas do desaparecimento de espécies, sobretudo das migradoras, decorre dos efeitos provocado pelos reservatórios construídos ao longo do rio. O volume de água armazenado no reservatório de Sobradinho é usado, principalmente, para suprir a demanda de geração de energia elétrica nos demais reservatórios a jusante, deste modo afetando diretamente o trecho submédio a jusante e, indiretamente, o trecho baixo. Atualmente, a Companhia Hidro Elétrica do São Francisco – CHESF é responsável pelo controle hidrológico do reservatório de Sobradinho (SCATASTA, 2008).

Levando em consideração a importância de se obter mais informações sobre a ictiofauna do submédio do SF, e a ausência de séries históricas de estatística pesqueira para a bacia, os resultados deste trabalho irão refletir o cenário recente quanto à composição e estrutura da comunidade ictiofaunística, e a produção pesqueira dos municípios pertencente ao submédio do SF, diante dos efeitos ambientais decorrentes do controle hidrológico de vazão da usina hidrelétrica (UHE) de Sobradinho.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Analisar os efeitos da variação da vazão nos últimos anos sobre a composição e estrutura da comunidade de peixes e sobre a atividade pesqueira do trecho submédio do rio São Francisco.

1.1.2 Objetivos específicos

- Verificar se a vazão média, diferença da vazão média de um mês em relação ao mês anterior, vazões mínimas e máximas de cada mês e o mês propriamente dito, se associam com a captura pesqueira do trecho estudado.
- Analisar qual o nível de vazão para maximização da captura pesqueira dos grupos e espécies de peixes de importância comercial.
- Verificar se a distância existente entre os municípios e o reservatório de Sobradinho é um fator determinante para a composição da ictiofauna.
- Descrever e comparar a riqueza, a diversidade e a similaridade da ictiofauna entre diferentes ambientes e períodos de vazões distintas ao longo do trecho estudado.

1.2 HIPÓTESES

Hipótese 1 – A variação da vazão é um fator relevante para determinar os níveis de captura pesqueira do trecho do submédio do SF.

Hipótese 2 – A variação da vazão alterou a riqueza e diversidade das comunidades de peixes ao longo dos trechos e entre os diferentes períodos estudados.

2 REFERÊNCIAS

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

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams.

Ecohydrology&Hydrobiology, v. 4, p.255-268, 2004.

BARBOSA, L. M.; e DOMINGUEZ, J. M. L. Coastal dune fields at the São Francisco River strandplain, northeastern Brazil: morphology and environmental controls. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.29, p.443-456, 2004.

BRITSKI, H. A et al.; **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. Brasília: Câmara dos Deputados/Codevasf, 1984. 128 p.

BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental management**, v. 30, p. 492-507, 2002.

CAROLSFELD, J. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. In: SATO, Y.; GODINHO, H.P. **Migratory Fishes of the São Francisco River**, 2003. p. 197-232.

CORREIA, M. F; DIAS, M.A.F.S. Variação do nível do reservatório de Sobradinho e seu impacto sobre o clima da região. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 157, 2003.

CUNICO, A.; et al. Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, p. 383-389, 2002.

DA LUZ, S. C. S.; LIMA, H. C.; SEVERI, W. Composição da ictiofauna em ambientes marginais e tributários do médio-submédio rio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, p. 358-366, 2012.

DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; e MARTIN, L. O papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas às desembocaduras dos rios São Francisco (SE/AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**, v.13, p.98-105, 1983.

GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. **Breve visão do São francisco**. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003, 15-23.

GOWNARIS, N. J. et al. Fisheries and water level fluctuations in the world's largest desert lake. **Ecohydrology**, v. 10, p. e1769, 2017.

HALYK, L. C.; BALON, E. K. Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. **Canadian Journal of Zoology**, v. 61, p. 2446-2464, 1983.

ICMBIO, JRV. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 2018. 495p.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, p. 110-127, 1989.

LUZ, S. C. S.; et al. Estrutura da assembléia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 117-129, 2009.

MARTINS, D. M. F et al. Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1054-1061, 2011.

MCCARTNEY, M. P. et al. Ecosystem impacts of large dams. **Background paper**, v. 2, 2001.

MESCOLOTTI, P.C.; et al. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco. **Quaternary Science Reviews**, v.263, p. 1-19, 2021.

O'HANLEY, J. R.; et al. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. **Landscape and Urban Planning**, v. 195, p. 103725, 2020.

PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, p. 697-715, 2015.

REIS, R.E et al. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. 1 ed. Porto Alegre, EDIPUCRS, 2003.

SANTOS, K. S. S.; SANTOS, C. A. B. Ethnoichthyology of artisanal fishers from nossa senhora island in the lower middle part of the sao francisco river. **International Journal of Development Research**, v. 8, p. 23456-23461, 2018.

SATO, Y et al.; Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, L. A (2003). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das minas gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003, p. 15-23.

SCATASTA, M. Sobradinho Dam and the Cascade of Reservoirs on the Sub-medio Sao Francisco River, Brazil. In: BHATIA, R., CESTTI, R., SCATASTA, M., & MALIK, R. P. S. (2008). **Indirect Economic Impacts of Dams**. New Delhi: **The Academic Foundation**, 2008. p.275-350.

WORLD COMMISSION ON DAMS – WCD . **Dams and development: A new framework for decision-making: The report of the world commission on dams**. Earthscan, 2000.

3 CAPÍTULO I - EFEITOS DO CONTROLE DE VAZÃO SOBRE AS CAPTURAS DE PEIXES NO TRECHO DO SUBMÉDIO DO RIO SÃO FRANCISCO.

3.1 INTRODUÇÃO

A pesca de águas continentais é considerada como uma das práticas mais antigas realizadas pelo homem. Os peixes oriundos dessa prática fornecem uma importante fonte de proteína animal, sobretudo para os locais distantes das áreas marinhas. Com o aumento da demanda por pescado torna-se relevante a proteção dos recursos hídricos interiores que estão passando por um processo rápido de modificação, principalmente em relação à estabilidade dos ecossistemas aquáticos a longo prazo (WELCOMME, 2001).

Vários fatores podem contribuir para a rápida modificação do ecossistema aquático, principalmente aqueles originados de atividades antrópicas, incluindo o lançamento de esgoto doméstico e industrial nas águas (LI et al., 2019), poluição por agrotóxicos e metais tóxicos (BASHIR, et al., 2020), desmatamento (POSADA-MARÍN e SALAZAR, 2022), introdução de espécies invasoras (CORRALES et al., 2020), e além dessas, a construção de barragens (SANTOS et al., 2017).

As barragens construídas ao longo de um rio são uma das principais causas de alteração dos serviços ecológicos. Sua instalação origina dois problemas ambientais, que são o barramento em si, conceituado como a obstrução vertical que impede a movimentação longitudinal dos animais aquáticos, sobretudo peixes, e o reservatório que representa um gradiente horizontal hidrológico responsável por condições distintas dos regimes fluviais originais, impedindo os movimentos ao longo do rio (PELICICE, et al., 2015).

As barragens consistem em distúrbios antropogênicos que afetam a diversidade biótica de ecossistemas, alteram o habitat, a hidrologia, a morfologia do canal e a conectividade hidrológica (COOPER et al., 2016), desenvolvendo implicações a jusante do reservatório, intervindo tanto de forma direta como indireta na estrutura do habitat, na composição das comunidades e aspectos funcionais do sistema (AGOSTINHO et al., 2004) e, conseqüentemente, modificando a fauna aquática, sobretudo, os peixes migratórios (FREEMAN et al., 2003).

A alteração do regime natural do nível da água tem efeito direto sobre peixes migradores que, durante o seu ciclo de vida, necessitam explorar uma ampla área, cujas particularidades dependem das flutuações do nível da água, sendo essencial para a

conectividade entre habitats, dos quais formam planícies de inundação que proporcionam alimento, segurança, locais de desova, desenvolvimento e crescimento para os peixes, além de ser fundamental para algumas espécies sedentárias (AGOSTINHO et al., 2004).

O rio São Francisco (SF) apresenta uma rica ictiofauna conforme demonstrado por Britski et al. (1984), que registrou 132 espécies na bacia, e por Reis et al. (2003) que compilaram cerca de 173 espécies. O SF é o único, dentre os maiores rios brasileiros, que inicia e termina dentro do país, apresentando uma área de 631.133 km³, percorrendo os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (SATO e GODINHO, 2003).

O SF é dividido em quatro segmentos: o alto (desde as nascentes até a cidade de Pirapora, MG), o médio (entre Pirapora e Remanso, BA), o submédio (de Remanso até Paulo Afonso, BA) e o baixo (de Paulo Afonso até a foz no Oceano Atlântico) (SATO e GODINHO, 2003). Atualmente, existem vários reservatórios instalados ao longo da calha do SF, incluindo desde montante a jusante, Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, Complexo de Paulo Afonso e Xingó (O'HANLEY et al., 2020; AGOSTINHO et al., 2007).

Os efeitos do regime de vazão do SF foram evidenciados depois da instalação do reservatório de Três Marias em 1952 e Sobradinho em 1979, com a finalidade de geração de energia hidrelétrica e controle de cheias, das quais, os trechos mais afetados foram o baixo e submédio do SF, sendo comprovado que a regularização de vazão influenciou nas atividades tradicionais de pesca, navegação e agricultura (MARTINS, et al., 2011). O reservatório de Sobradinho tem como finalidade a regularização da vazão, permitindo com que os demais reservatórios a jusante gere energia hidrelétrica, além de controlar as cheias, afetando de forma direta os trechos compreendidos até Paulo Afonso (CORREIA e DIAS, 2003).

As consequências dos barramentos sobre a produção pesqueira do SF foram observadas desde a instalação de suas barragens. Apesar dos peixes do SF serem importante para a pesca tradicional, a atividade pesqueira nunca foi avaliada estatisticamente, ou seja, não existe uma estatística pesqueira responsável por coletar informações do desempenho da pesca, identificar os potenciais pesqueiros alternativos e avaliar os estoques em exploração (GODINHO e GODINHO, 2003).

De acordo com Santos e Santos (2018), houve uma redução na produção pesqueira de espécies de importância comercial pertencente ao trecho do submédio do SF, tais como, matrinxã (*Brycon cephalus*), pirá (*Malacanthus plumieri*), mandim (*Pimelodus maculatus*), surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*) e canana (*Hypostomus margaritifer*). Os pescadores que foram entrevistados associam o desaparecimento dessas espécies a vários fatores, inclusive e principalmente, a construção do reservatório de Sobradinho. Além disso, os pescadores relatam que atualmente as principais espécies capturadas são, pacu (*Piaractus mesopotamicus*), curimatã (*Prochilodus lineatus*) e piauí (*Leporinus obtusidens*).

Ultimamente a riqueza de espécies de peixes da bacia do rio SF, sobretudo, as reofílicas, vêm sofrendo decréscimo de 51%, devido a instalação de barragens, e que para aumentar a biodiversidade dos peixes, seriam necessários a desinstalação de alguns reservatórios, incluindo o reservatório de Sobradinho, contudo essa remoção seria inviável, visto a importância de Sobradinho na contribuição na quantidade significativa da energia hidrelétrica da bacia (O'HANLEY et al., 2020).

O regime de vazão de um rio influencia sua produção pesqueira, visto que algumas espécies tendem a responder positivamente a níveis altos e outras negativamente para níveis baixos e vice-versa, influenciando na captura de diferentes peixes que conseqüentemente está relacionado com a biologia e comportamento das espécies (ALFORD e WALKER, 2013). Durante o período de controle de vazão várias variáveis podem determinar a composição da captura de espécies e nos níveis de produção, como o nível médio da vazão, valores mínimos e máximos, quantidade de dias em que a vazão permaneceu a um determinado valor, incremento do fluxo mensal, e fluxo do rio nos anos atuais e anteriores (LIMA et al., 2017).

De acordo com os resultados encontrados por Gownaris et al., (2016) foi verificado que a produção/captura de pescado está altamente associada com os níveis da água, que influência diretamente nas taxas de capturas. No trabalho os autores constaram que níveis abaixo de 25 m poderia provocar um colapso na pesca do lago Turkana, Kenya, onde ocorreu o estudo, além de ocorrer a perda de habitat ocasionando mudanças na estrutura das comunidades de peixes.

Diante do atual cenário da bacia do rio São Francisco, para qual não há uma estatística pesqueira, e que está fortemente sob influência do regime hidrológico de diversos barramentos, em especial, o trecho do submédio do SF que tem seu regime controlado pela barragem de Sobradinho. Fez-se necessário a realização de um estudo, com o objetivo de verificar a influência do regime de vazão do reservatório de Sobradinho sobre a captura pesqueira de grupos e espécies de peixes de importância comercial para o trecho, analisando quais as variáveis preditoras se associam positivamente com as capturas em termos de grupos de pescado e espécies. Levando em consideração a seguinte hipótese, as variáveis explicativas (vazão média, diferença da vazão média de um mês em relação ao mês anterior, vazões mínimas e máximas de cada mês e o mês propriamente dito) são fatores importantes para determinar as capturas pesqueiras do trecho do submédio do SF.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 descrição dos locais de estudo

O estudo foi realizado na região do submédio rio São Francisco (Figura 1), no trecho compreendido desde a jusante do reservatório de Sobradinho até o início do Reservatório Itaparica. A região é caracterizada por apresentar um clima semiárido com uma temperatura média anual de aproximadamente 27°C e evaporação de 3.500 mm (SCATASTA, 2008). A região apresenta altas declividades com corredeiras e cachoeiras, com predominância de um leito rochoso e desenvolvimento de planícies aluviais, sendo que a vegetação dominante é a Caatinga, e pluviosidade de aproximadamente 500 mm/ano, concentrada geralmente nos meses de março e junho (MESCOLOTTI, et al., 2021).

O reservatório de Sobradinho, localizado a aproximadamente 40 km do município de Petrolina-PE, é atualmente administrado pela Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), responsável pelo controle hidrológico, que garante o funcionamento contínuo dos demais reservatórios a jusante. Esse reservatório foi construído com a principal finalidade de geração de energia hidrelétrica e controle de enchentes, além de fornecer água para irrigação agrícola, para os municípios e para aumentar o fluxo de água para navegação (KOCH et al., 2018).

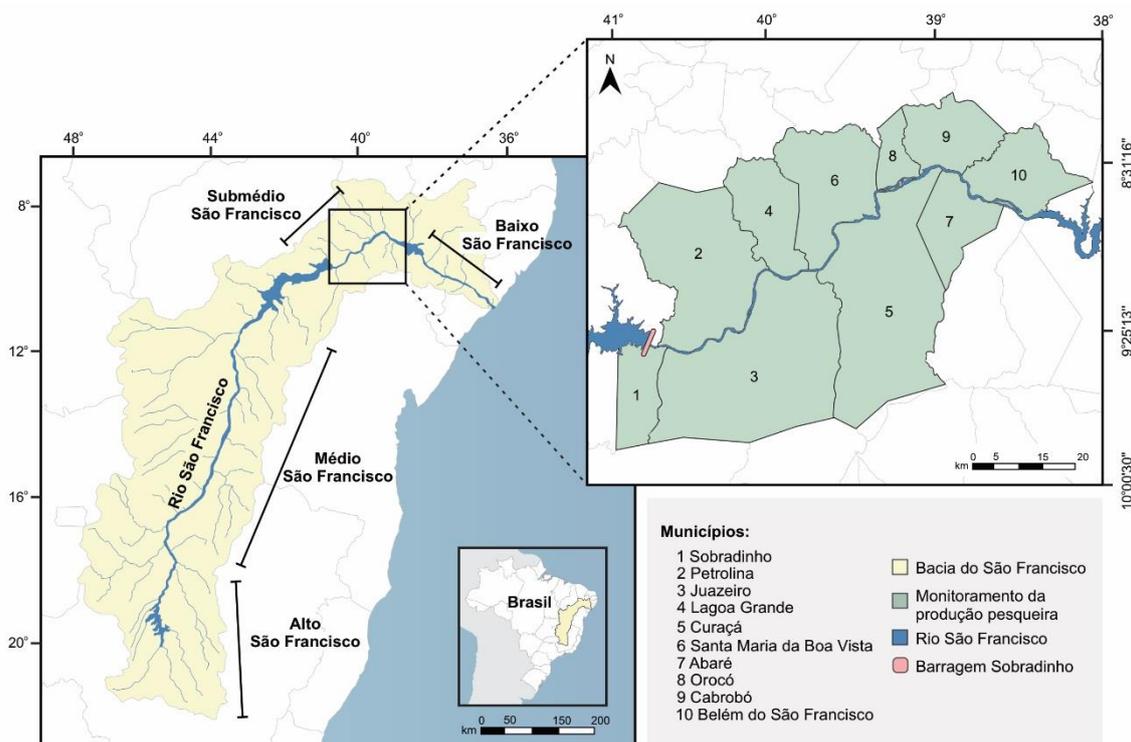


Figura 1: Descrição dos municípios referentes aos dados de captura, pertencente ao trecho do submédio do rio São Francisco. Fonte: Próprio autor.

3.2.2 Amostragem da produção pesqueira

Os dados do somatório das amostras pesqueira (kg) analisados foram disponibilizados pela CHESF para os anos de 2015 a 2021 (exceto 2016) e são referentes ao monitoramento realizado nos municípios de Sobradinho, Juazeiro, Curaçá, Abaré e Ibó, localizados na Bahia, e nos municípios de Petrolina, Lagoa Grande, Santa Maria da Boa Vista, Orocó, Cabrobó e Belém do São Francisco, localizados em Pernambuco (Figura 1). Estes municípios cobrem o trecho entre a UHE Sobradinho e o início do Reservatório Itaparica.

Para os anos de 2015, 2019, 2020 e 2021 a instituição contratada pela CHESF e responsável pelo monitoramento da pesca foi Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional (FADURPE), já para os anos de 2017 e 2018 a empresa responsável foi a Agrosig Engenharia e Meio Ambiente (EIRELI-EPP). A metodologia de coleta dos dados adotada foi a mesma para as duas fontes dos dados. Para a coleta dos dados, foram selecionados amostradores locais em cada município, sendo pessoas indicadas pelas colônias ou associações de pescadores da região. Os pré-requisitos para a seleção dos amostradores foram: a) ser alfabetizados; b) conhecer os pescadores; c) conhecer as espécies de ocorrência na região; e d) residir nas proximidades das áreas de

desembarque. Os amostradores passaram por treinamento para realizar o preenchimento dos formulários utilizados na coleta dos dados e o preenchimento da ficha cadastral dos pescadores. A partir de então, os amostradores foram responsáveis por fazer o acompanhamento diário da pesca nas áreas de desembarque dos pescadores monitorados em cada município, amostrando a produção pesqueira das respectivas cidades monitoradas.

Os amostradores tiveram a liberdade de escolher os pescadores, dos quais foram obtidas as informações de captura do pescado (kg). Porém, para a seleção foram adotados como critérios, que os pescadores tivessem a pesca com fins comerciais como principal fonte de renda e deveriam apresentar uma maior frequência semanal de dedicação às pescarias. Ao total, foram selecionados 10 pescadores em cada município. Esse número limitado, foi devido ao fato das cidades não apresentarem pontos de desembarques, ficando as embarcações de pesca próximas das residências ou propriedades rurais dos pescadores. Os dados de pesca foram coletados diariamente pelos amostradores, os quais foram armazenados em planilhas e repassados para as empresas responsáveis pelo monitoramento da pesca.

As amostras de produção não apresentaram uma padronização em termos de quantidade de meses monitorados para cada ano, além de ter sido realizado em meses diferentes (Tabela 1).

Tabela 1: Meses amostrados em cada ano no trecho submédio do São Francisco.

2015 (FADURPE)	2017 (EIRELI- EPP)	2018 (EIRELI- EPP)	2019 (FADURPE)	2020 (FADURPE)	2021 (FADURPE)
Agosto	Julho	Janeiro	Agosto	Janeiro	Maio
Setembro	Agosto	Fevereiro	Setembro	Fevereiro	Junho
Outubro	Setembro	Marco	Outubro	Marco	Julho
Novembro	Outubro	Abril	Novembro	Julho	Agosto
	Novembro	Maio	Dezembro	Agosto	
	Dezembro			Setembro	
				Outubro	

As embarcações utilizadas pelos pescadores eram do tipo canoa construídas em madeira, alguns movidas a remos ou velas, porém a predominância era de embarcações com motor de propulsão fixado na popa (rabeta). Os principais apetrechos utilizados para a captura do pescado foram redes de emalhar de espera e deriva, tarrafa e linha de mão.

3.2.3 Dados de vazão

Estimativas diárias de vazão (m^3/s) do rio São Francisco no trecho submédio foram fornecidos pelo Departamento de Gestão de Recursos Hídricos, Planejamento e Programação Energética (DOOH) da CHESF, para os postos hidrométricos de Juazeiro (BA), Santa Maria da Boa Vista (PE) e Ibó (BA), de 2015 a 2021. Com esses dados foram calculadas médias mensais, posteriormente utilizados para calcular valores mínimos, máximos e médios mensais para a vazão e a diferença de vazão entre os meses, ou seja, o incremento/diminuição mês a mês da descarga.

3.2.4 Análise dos dados

Para a análise dos dados de produção, as espécies capturadas foram agrupadas em 12 categorias de acordo com características taxonômicas e ecológicas (tamanho, tipo de hábito alimentar e comportamento), sendo algumas categorias representadas por uma única espécie (Tabela 2). Para as diferentes categorias foi calculado o somatório das amostras pesqueiras no decorrer dos anos para os diferentes municípios.

Para análises da relação entre o somatório das amostras pesqueiras (variável resposta) e as diferentes variáveis explicativas foram selecionadas aquelas categorias e espécies de peixes que apresentassem maiores capturas, ou aquelas de importância econômica para a região mesmo apresentando poucas capturas, porém de importância comercial, e aquelas espécies introduzidas. Dentre as categorias selecionadas foram A, B, C, D, F, e K. Já em relação as espécies foram o dourado, tambaqui, pacu, cari, pacamã, surubim, corvina, tucunaré e tilápia, cuja modelagem foi realizada individualmente de suas categorias.

3.2.4.1 Modelos aditivos generalizados

Um modelo aditivo generalizado (GAMs) é considerado como não paramétrico, e provém de generalizações dos modelos lineares generalizados (GLMs), a partir da inclusão de funções suavizadoras para as variáveis explicativas (HASTIE e TIBSHIRANI, 1990). Estes modelos são geralmente utilizados para avaliar as relações entre uma variável resposta e variáveis explicativas preditoras. O GAM possibilita estimar curvas de resposta com uma função de suavização não paramétrica no lugar de termos paramétricos, se tornando essenciais para modelar respostas não lineares de dados a parâmetros ambientais (WOOD e AUGUSTIN, 2002).

No presente trabalho os GAMs foram aplicados para verificar qual a associação entre as capturas de peixes (variável resposta) e as seguintes variáveis explicativas, média mensal da vazão (vazão m³/s), diferença de vazão (diferença da vazão média de um mês em relação ao mês anterior), vazões mínimas e máximas de cada mês, e o mês propriamente dito. A intenção ao incluir mês como variável explicativa foi para avaliar a existência de ciclos de produção com períodos iguais ou inferiores a 12 meses. Os GAM foram conduzidos usando o software R, utilizando a biblioteca ‘mgcv’ (WOOD, 2000). Os dados de captura referente aos grupos e as espécies foram modeladas separadamente.

Normalmente os modelos são selecionados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM e ANDERSON, 2002), dos quais modelos mais ajustados apresentam o menor AIC, porém, o AIC em algumas situações pode superestimar o número de parâmetros necessários no modelo, sendo fundamental utilizar outros critérios. Com isso, foi selecionado o conjunto de GAMs que explicaram altas porcentagens de deviance e aqueles que tiveram pequenos valores de AIC.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Captura dos peixes no Submédio São Francisco

O total do somatório das amostras incluindo todos os grupos de peixes entre os anos de 2015 a 2021, excluindo o ano de 2016 foi 286.627,02 kg para todos os municípios amostrados do submédio do rio SF. Os anos que apresentaram o maior somatório das amostras foram 2015, com 61.461,70 kg, seguido de 2020, com 60.191,10 kg, 2019 (54.719,16 kg), 2017 (46.040,61 kg), 2018 (33.218,35 kg) e 2021 (30.996,10 kg).

Ao total, 13 grupos de peixes contribuíram para o somatório das amostras pesqueiras (Tabela 2), pertencente às ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Cypriniformes. Os grupos D, B, L e C perfizeram juntos 81% da participação nas amostras durante os 6 anos, tendo os demais contribuído com 19%. O grupo K foi representado exclusivamente pelo dourado *Salminus franciscanus*.

Tabela 2: Composição das espécies capturadas ao longo do trecho do submédio rio São Francisco entre os anos de 2015 há 2021 com suas respectivas produções por espécies e categorias.

Categorias	Ordem	Família	Gêneros/espécies	Nome popular	Somatório das amostras/espécies (kg)	Somatório total (kg)
A	Perciformes	Sciaenidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	pescada-branca	8.231	8.708
			<i>Pachyurus</i> spp.	covina	477	
B	Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus</i> spp.	Curimatã	53.668	53.668
C	Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus</i> spp.	piáu	29.731	36.790
				piáu-bola	1.514	
				piáu-bolero	4	
				piáu-cascadura	542	
				piáu-cutia	2.351	
				piáu de cheiro	14	
				piáu-ferreiro	92	
				piáuzinho	72	
				piáu-cabeçudo	574	
D	Characiformes	Characidae	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	Tambaqui	1.556	93.078
			<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)			
			<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	pacus	91.521	
E	Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias</i> spp.	Traíra	4.230	4.230
F	Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	apaíari	1.746	21.275
			<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander, 1983	corro, cara, caraboi	588	
			<i>Ciclas</i> spp.	tucunaré	13.177	
			<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	tilápia	5.763	
G	Characiformes	Characidae	<i>Astyanax</i> spp.	lambari	1	14
			-	maria oião	6	
			-	piaba	7	
H	Siluriformes	Pseudopimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner, 1877	pacamã	1.605	6.347
		Pimelodidae	<i>Pimelodus</i> spp. La Cépède, 1803	mandim-amarelo	53	
		-	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Agassiz, 1829)	surubim	1.125	
		-	-	jundia	61	
		-	-	mandim	3.187	
		-	-	bagre	311,8	
		-	-	-	mandim-catiguento	
I	Characiformes	Characidae	<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)	piranha	12.107	14.592
J	-	-	<i>Serrasalmus brandtii</i> (Lütken, 1875)	pirambeba	2.485	
K	Characiformes	Characidae	-	outros	437	437
L	Siluriformes	Loricariidae	<i>Salminus franciscanus</i> Lima & Britski, 2007	dourado	472	48.546
			<i>Hypostomus</i> spp.	canana	8.186	
			<i>Megalancistrus barrae</i> (Steindachner, 1910)	arisi	68	
			<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829	cari	38.833	
M	Cypriniformes	Cyprinidae	-	caboje	1.457	7
			-	carpas	7	

O somatório das amostras em relação às categorias variou ao longo do período de estudo (Figura 2), sendo a categoria L a que mais contribuiu para o somatório das amostras em 2015. Nos demais anos, a categoria D predominou nas capturas, seguida de B, com exceção de 2017 no qual essa categoria ficou em terceiro lugar nas capturas. As categorias G e M só foram registradas em 2017, enquanto a categoria J só foi capturada em 2017 e 2018. As categorias que registraram menor participação nas amostras pesqueiras no período foram K, composta por uma única espécie, G por apresentar espécies de pequeno porte, e J e M por terem sido registradas em um único ano.

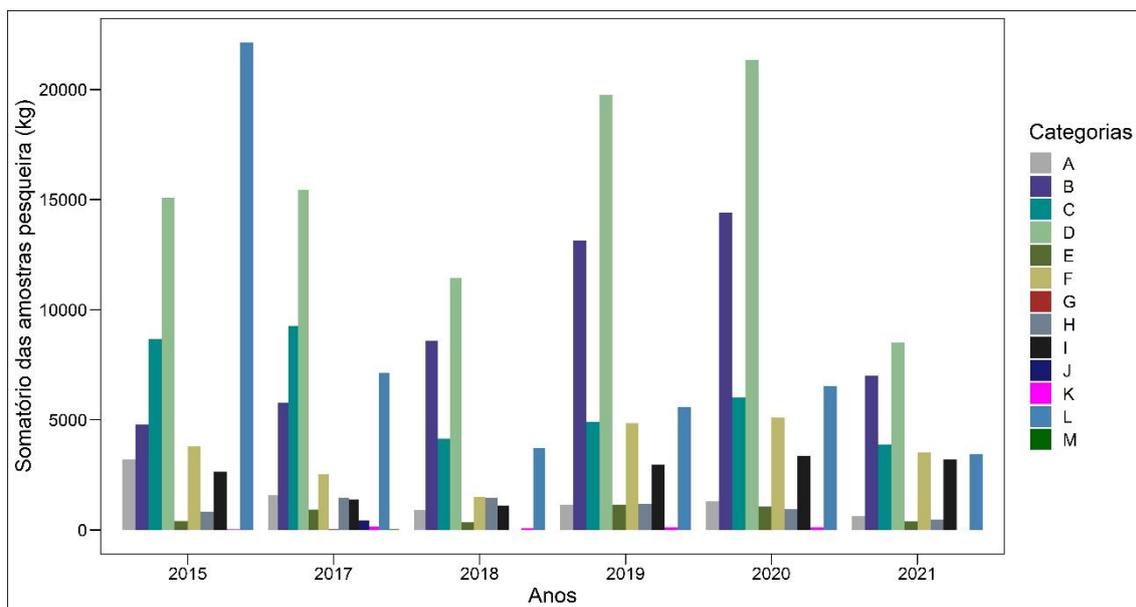


Figura 2: Variação anual do somatório das amostras pesqueiras dos diferentes grupos de peixes entre os anos de 2015 e 2021.

As espécies que mais contribuíram para o somatório das amostras pesqueiras (Figura 3) em 2015 foram o cari (19.513,3 kg), com uma participação de 32% nas capturas, seguida do pacu (14.783 kg, 24%), piau (6.632 kg, 10%) e curimatã (4.778 kg, 8%). Em 2017, o pacu representou 33% das capturas (15.124 kg), seguido do piau (7.282 kg, 16%), cari (5.971 kg, 13%) e curimatã (5.7774 kg, 13%). Já em 2018, o pacu obteve um somatório de 11.237 kg com a participação de 34%, seguida da curimatã (8.582,65 kg, 26%), piau (3.344 kg, 10%) e cari (2.648 kg, 8%). Em 2019, 2020 e 2021 o pacu obteve também os maiores somatórios, com respectivamente 19.359 kg (35%), 20.969 kg (35%) e 8.490 kg (28%), seguido da curimatã (13.139 kg, 24% - 14.413 kg, 24% - 6.980 kg, 23%). Em 2020 e 2021, o terceiro integrante que mais contribuiu para as capturas foi o piau, sendo o cari no ano de 2019.

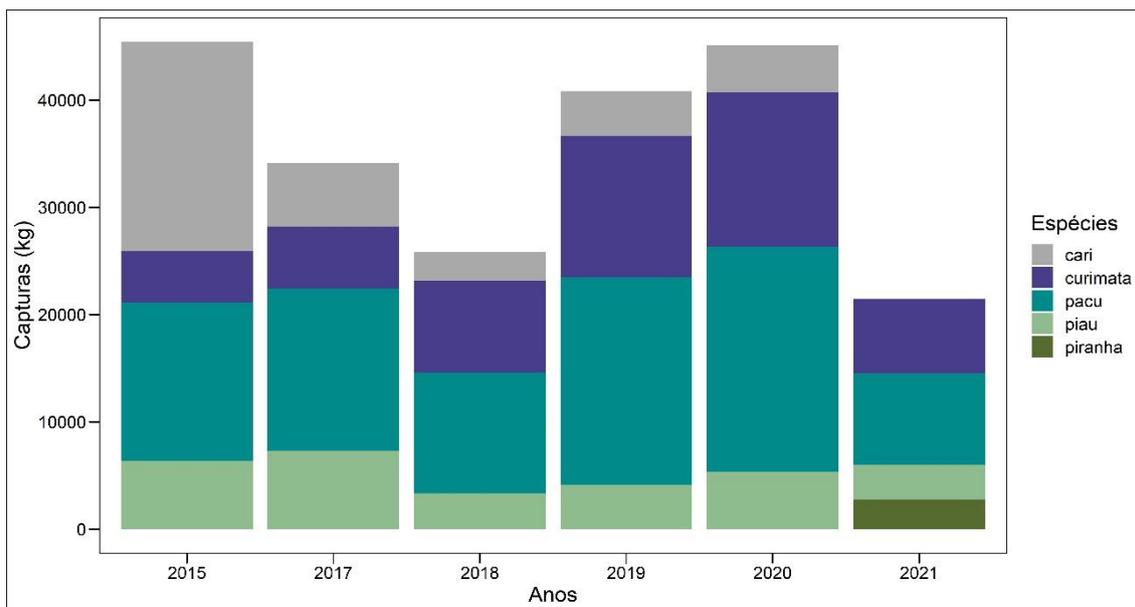


Figura 3: Espécies mais capturadas durante os anos de 2015 a 2021 no trecho do submédio do São Francisco.

O município que apresentou maior participação no somatório de amostras pesqueiras entre os anos de 2015 e 2021 (Figura 4), foi Juazeiro, o qual contribuiu com o total de 46.726,71 kg, seguido dos municípios de Sobradinho (40.953,35 kg), Santa Maria da Boa Vista (37.891,59 kg), Orocó (31.266,25 kg), Petrolina (30.318,13 kg) e Cabrobó (28.900,79 kg), perfazendo 86% da produção para todo o trecho do submédio, e os demais municípios perfizeram 14% do somatório das amostras, com um total de 70.570,2 kg.

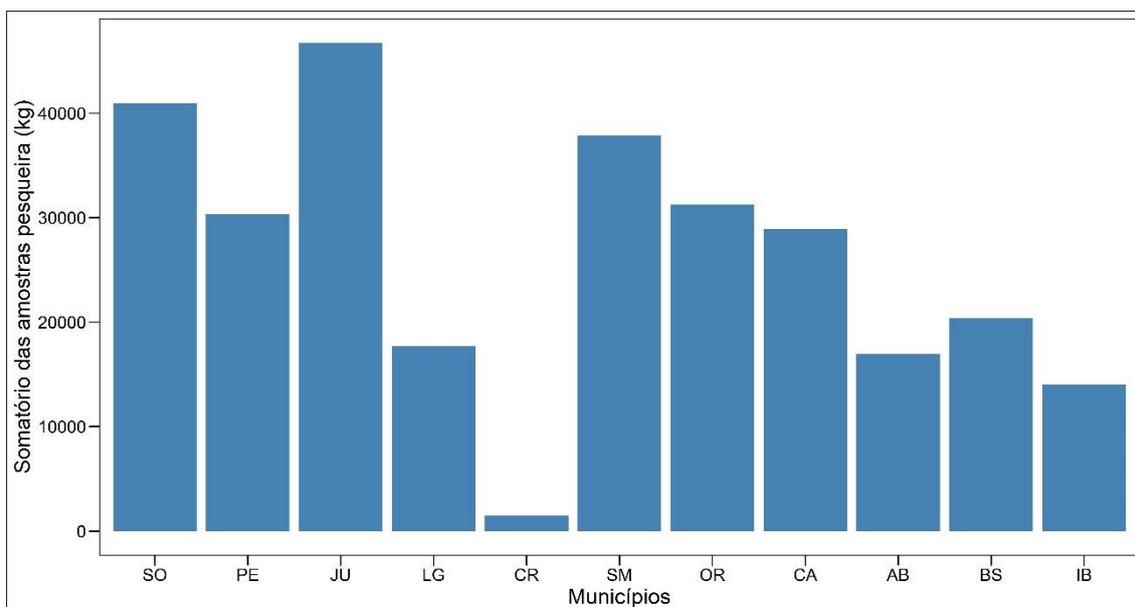


Figura 4: Participação dos municípios no somatório de amostras pesqueira da montante a jusante, durante os anos de 2015 a 2021. Sobradinho (SO), Petrolina (PE), Juazeiro (JU), Lagoa Grande (LG) Curaçá (CR), Santa Maria da Boa Vista (SM), Orocó (OR), Cabrobó (CA), Abaré (AB), Belém do São Francisco (BS), Ibó (IB).

Cada município apresentou peculiaridades em relação aos grupos de peixes capturados. Para o município de Abaré, o grupo mais capturado foi o B (3.390,72 kg), seguido do D (2.531,05 kg), e o de menor captura foi K (95 kg). Já para o município de Belém do São Francisco, o grupo com maior captura foi o F (11.344 kg) e menor foram o E e G (2 kg cada). Em Cabrobó, predominou a captura do grupo L (6.472,22 kg) e o de menor predominância foi o grupo G (1 kg), enquanto para Curaçá o grupo de maior captura foi o L (447,7 kg) e o menor foi K (6 kg). Em Ibó, o grupo de maior captura foi o B (4.824 kg) e o menor foi o H (34 kg). Para os municípios de Juazeiro, Lagoa Grande, Petrolina e Sobradinho, o grupo de maior captura foi o D perfazendo um total de 72.923,06 kg, do qual Sobradinho contribuiu com 25.722,75 kg, e o menor, para os municípios de Lagoa Grande e Juazeiro foi do grupo E com cerca do total de 161,9 kg. Já em Petrolina, o grupo de menor captura foi o F (2 kg), e em Sobradinho o grupo M (7.8 kg). Em Santa Maria da Boa Vista e Orocó, o grupo com maior captura foi o L com 29.665,04 kg e de menor produção para Orocó foi o grupo G (6,4 kg) e Santa Maria o grupo J (11,9 kg). É importante salientar que nos municípios de Belém do São Francisco, Ibó, Juazeiro e Lagoa Grande não houve captura do grupo K, tendo o grupo M sido capturado apenas em Sobradinho (Figura 5).

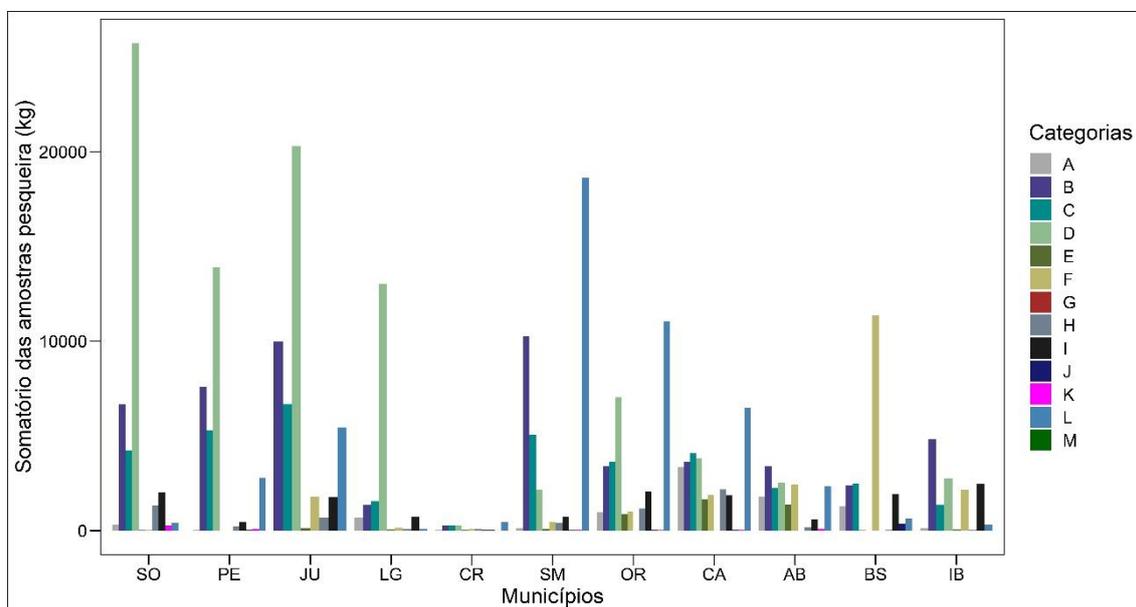


Figura 5: captura dos grupos de peixes por município entre os anos de 2015 a 2021. Abaré (AB), Belém do São Francisco (BS), Cabrobó (CA), Curaçá (CR), Ibó (IB), Juazeiro (JU), Lagoa Grande (LG), Orocó (OR), Petrolina (PE), Santa Maria da Boa Vista (SM) Sobradinho (SO) e Santa Maria da Boa Vista (SM).

3.3.2 Dados hidrológicos

Os valores de vazão média foram maiores no ano de 2020 com aproximadamente 1.745 m³/s e o ano que apresentou menor vazão foi 2018 com cerca de 735 m³/s. Os meses de maiores vazões médias acima de 1000 m³/s, em ordem crescente durante os 6 anos foram novembro, dezembro, julho, maio, setembro, outubro, junho, janeiro e abril. Já em relação aos meses agosto, fevereiro e março obtiveram uma vazão abaixo de 1000 m³/s (Figura 6A). Em relação aos valores máximos os picos foram para o ano de 2016 (janeiro), 2017 (janeiro) e 2020 (novembro) (Figura 6B). Já em relação ao mínimo os picos de queda ocorreram em 2017 (outubro) e 2019 (abril), sendo que ano de 2018 a vazão se manteve abaixo de 820 m³/s (Figura 6C). Os fluxos mínimos e máximos ocorridos entre os anos foram relativamente grandes. Em relação ao incremento de vazão, as maiores quedas ocorreram no ano de 2016 e 2017, passando de 1.002 para 748 m³/s, e a elevação ocorreu entre os anos de 2019 a 2020, com mudanças de 981 a 1.745 m³/s. No ano de 2020 entre os meses de março e abril houve um aumento de aproximadamente 662 m³/s, passando de 945 para 1.607 m³/s (Figura 6D). No mesmo ano ocorreu um outro aumento entre os meses de outubro e novembro, do qual, a vazão deixou de ser 2.008 m³/s passando a ser 3.217 m³/s, com um aumento 1.209 m³/s, e ainda no mesmo ano, a vazão do mês de novembro e dezembro teve uma queda brusca de -1.029 m³/s, da qual passou a ser 2.187 m³/s. Além desses valores discrepantes ocorridos no ano de 2020, é possível observa-se na Figura 6D que a diferença para os demais anos também demonstrou queda e aumento de vazão de forma bastante distinta.

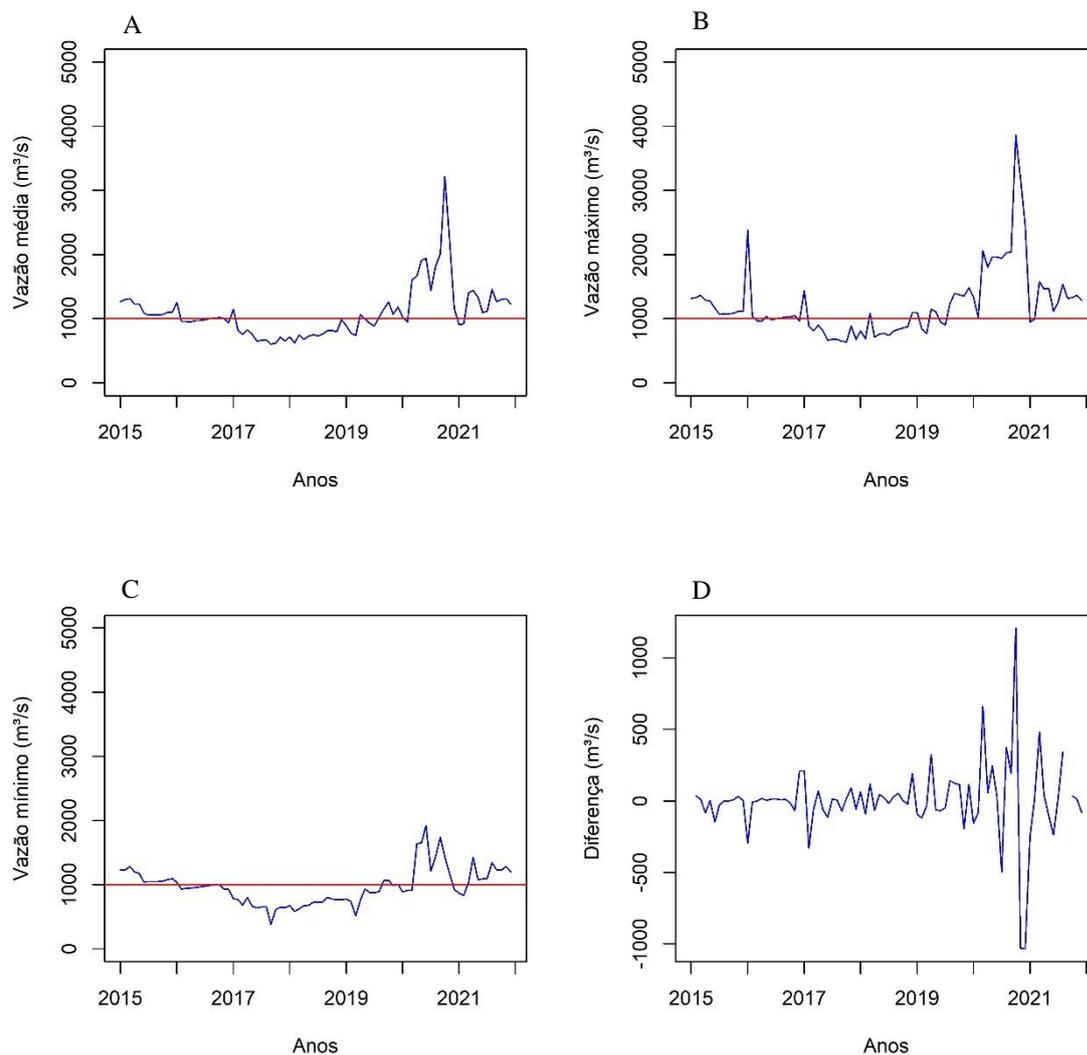


Figura 6: Valores mensais médios (A), mínimos (B), máximos (C) e diferenças (D) de vazão em meses subsequentes.

3.3.3 Modelagem das capturas das categorias

Para a modelagem foram selecionadas algumas categorias, sobretudo aquelas que apresentaram maiores capturas, ou aquelas de importância comercial mesmo apresentando poucas capturas, porém relevante para pesca, e aquelas espécies introduzidas. Dentre categorias selecionadas foram, A pois apresenta capturas de espécie introduzida e nativas, B, C e D por serem as categorias de maiores produções, e F por conter espécies introduzidas e exóticas.

Na modelagem da captura total mensal agregada de todas as categorias de peixes e municípios do submédio São Francisco, as duas variáveis explicativas mais importantes

foram a média mensal da vazão e o mês em que foram realizadas as capturas. As duas variáveis em conjunto explicaram 66,9% da devião. As predições das capturas médias com o modelo selecionado são mostradas na forma de contornos (Figura 7). É importante salientar que na figura é mostrado contornos bidimensionais, para efeitos de duas das variáveis explicativas.

As capturas foram maiores quando a vazão média esteve entre 900 e 1.600 m³/s, especialmente nos meses de fevereiro a maio e setembro a novembro, com destaque para este último período do ano. O cenário mais favorável ocorreu na combinação de vazão de aproximadamente 1100 m³/s nos meses de setembro e outubro. Fora desse núcleo ocorreu diminuição da captura (Figura 7). Vazões relativamente baixas (< 700 m³/s) ou elevadas (>1800 m³/s) foram desfavoráveis e levaram a capturas inferiores a 500 kg.

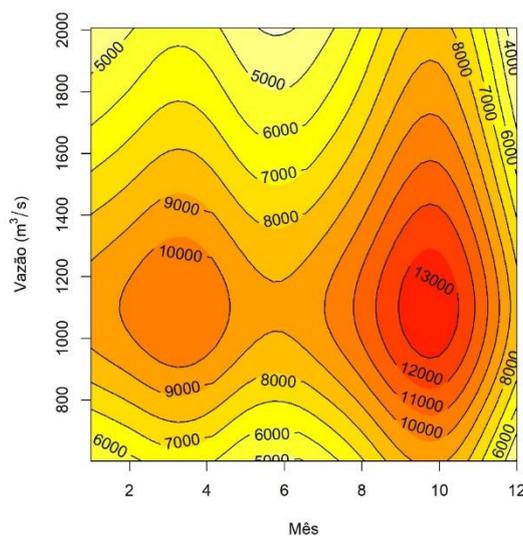


Figura 7: Médias de capturas (kg) totais no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês em que são realizadas as pescarias.

Em relação aos grupos, foi verificado qual das variáveis explicativas estiveram associadas com suas capturas pesqueiras. Para o grupo A, composto pelas espécies *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) e *Pachyurus* spp., as variáveis mês, diferença de vazão do mês em relação ao anterior e vazão média foram selecionadas nesta ordem de importância. Estas variáveis em conjunto explicaram 63,8% da devião. As estimativas das médias de capturas nas diferentes combinações destas variáveis são mostradas na Figura 8. Nos dois painéis dessa figura são mostrados contornos bidimensionais, para efeitos de duas das variáveis explicativas selecionadas. A terceira variável explicativa que não aparece no painel foi marginalizada. Assim, as predições de

cada painel correspondem às capturas esperadas quando o valor da terceira variável é fixado em um valor equivalente à média dos dados disponíveis para essa variável.

Maiores capturas são esperadas nos meses de maio a outubro, especialmente quando houve tendência de aumento da vazão do mês em relação ao mês anterior (Figura 8A), e quando a vazão do mês esteve entre 900 e 1200 m³/s (Figura 8B). Os piores cenários para a captura são marcados por vazões relativamente altas, ou em casos em que o mês em questão tem uma vazão inferior à do mês anterior.

As capturas das curimatãs (*Prochilodus spp*) se associou com duas variáveis, a diferença de vazão e os meses de capturas (Figura 9A), as quais explicaram conjuntamente 60,4% da deviação. Observou-se que as curimatãs responderam positivamente a fenômenos tanto de aumento como de diminuição de vazão, enquanto em relação aos meses a captura ocorreu praticamente em todo o ano, sendo que o cenário mais favorável foi nos meses de fevereiro e março, com a combinação de um aumento ou diminuição de vazão de 200 m³/s.

Para a categoria C, as variáveis mais importantes para explicar as variações das capturas foram mês e vazão média. Em conjunto, estas variáveis explicaram 59,6% da deviação. Estimativas médias das capturas para diferentes combinações destas variáveis são mostradas na Figura 9B, destacando-se os meses de agosto a novembro, e vazões inferiores a 1.200 m³/s. Vazões menores que 700 m³/s em setembro e outubro constituíram os cenários de máximas capturas.

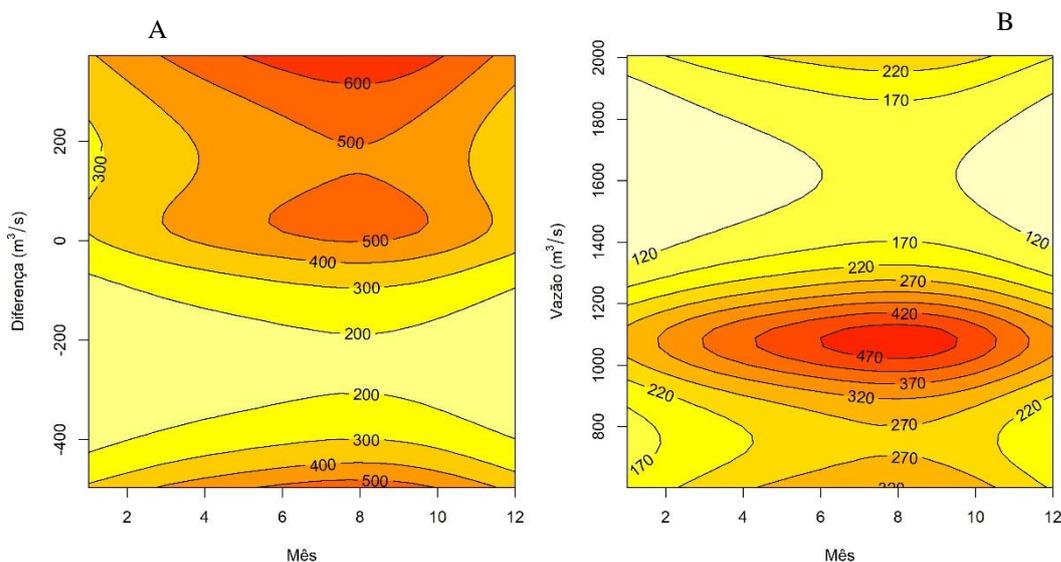


Figura 10: Médias de capturas (kg) da categoria D (*Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) *Myleus micans* (Lütken, 1875) *Metynnis lippincottianus*. no submédio do São Francisco preditas em função da vazão média e do mês em que foram realizadas as pescarias.

Todas as três variáveis explicativas consideradas (vazão média, mês e diferença vazão) se mostraram importantes na modelagem das capturas do grupo F. Entre as três variáveis explicativas, as mais importantes foram a vazão média e o mês em que ocorreram as pescarias, nesta ordem (Figura 11A). Em conjunto, as variáveis explicaram 84,5% da deviancia. As estimativas das médias das capturas nas diferentes combinações destas variáveis são mostradas na Figura 11. Assim como ocorrido para o grupo A, em que as três variáveis explicativas foram relevantes, também para o grupo F são mostrados painéis de contornos bidimensionais, para efeitos de duas das variáveis explicativas, tendo a terceira variável explicativa sido marginalizada (Figura 11B) (ver comentários do procedimento na apresentação dos resultados do grupo A).

Vazões relativamente altas (1.000 a 1.800 m³/s), mas com tendência de diminuição em relação ao mês anterior é um cenário favorável às maiores capturas, especialmente nos meses de março a maio e julho a novembro. Dezembro e janeiro, e junho foram os meses menos favoráveis à pescaria, independente do regime de vazão.

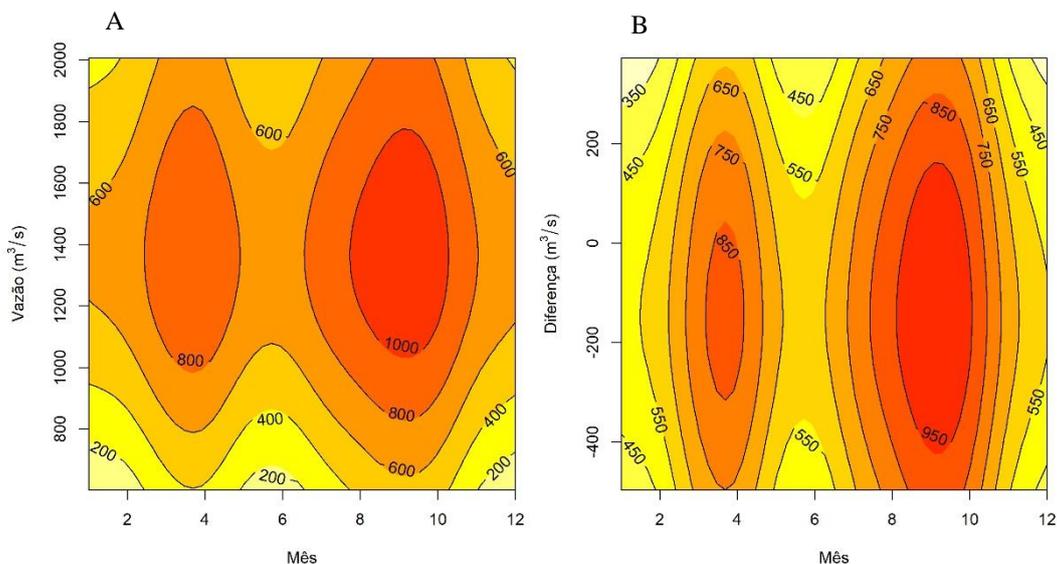


Figura 11: Médias de capturas (kg) da categoria F no submédio do São Francisco previstas em função da vazão média e do mês em que foram realizadas as pescarias (A) e diferença de vazão (B).

3.3.4 Modelagem das capturas das espécies

Para a modelagem das espécies foram selecionadas de acordo com os mesmos critérios das categorias, espécies de maiores produções, de importância comercial, porém com poucas capturas, e espécies introduzidas e exóticas, dentre as espécies selecionadas foram: dourado, também denominado de categoria K, tambaqui (introduzida), pacu (maiores capturas), cari (maiores capturas), pacamã, surubim, corvina (pouca captura, porém de importância comercial), tucunaré (captura alta, e por ser introduzido) e tilápia (exótica).

Para o dourado (categoria K) a vazão média foi a única variável determinante para a sua captura, a qual explicou 92,1% da deviança (Figura 12A). A linha vermelha representa a média geral das capturas, da qual foi obtida a produção média, independente da vazão. A faixa rosa representa o intervalo de confiança, e quando as margens estão abaixo ou acima da linha vermelha significa que houve uma diferença significativa em relação à média geral, demonstrando valores de vazão que são ou não importantes para a produção do dourado. Deste modo, e vazões de 680, 1000 a 1.200 m³/s o intervalo está abaixo da linha vermelha indicando vazões nas quais ocorreram menores capturas, já em 900 m³/s o intervalo está acima da linha vermelha significando pico de altas capturas.

As capturas do tambaqui responderam positivamente tanto para o mês como para a vazão média (Figura 12B), tendo explicado em conjunto 63% da deviança. As maiores capturas ocorreram quando a vazão média esteve acima de 1.400 m³/s, durante praticamente todos os meses, sendo mais intenso abril, julho, outubro e novembro. Porém,

é visto que as capturas também foram consideráveis em vazões baixas. Em relação aos meses de pescaria, junho apresentou as menores capturas.

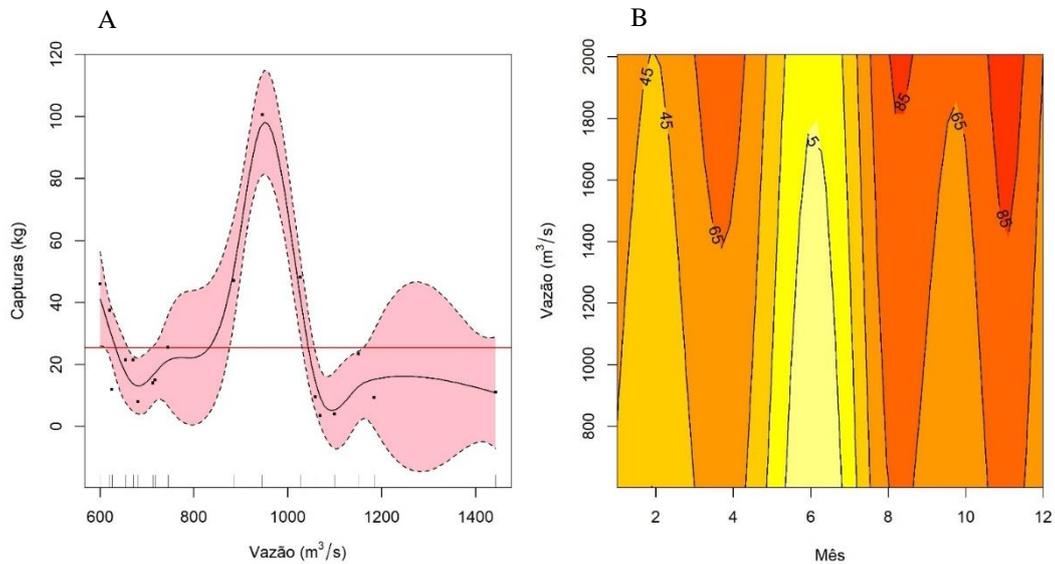


Figura 12: Médias de capturas (kg) do dourado no submédio do São Francisco previstas em função da vazão média (A), e média de capturas (kg) do tambaqui previstas em função da vazão média e do mês de pescarias no submédio do São Francisco (B).

O pacu foi uma das espécies mais capturadas entre os anos de 2015 e 2021. A sua captura esteve associada com duas variáveis, a vazão média e os meses de captura (Figura 13A) e explicaram juntas 62,8% da variância. As capturas foram maiores quando a vazão média esteve entre 900 e 1.200 m³/s, sobretudo no mês de março, e entre 900 e 1600 m³/s nos meses de setembro e outubro. Fora desses períodos, o cenário de capturas tendeu a diminuir.

As capturas do cará apresentaram a vazão média e os meses de pescaria como as variáveis preditoras mais importantes para explicar os dados de captura (Figura 13B) e explicaram juntas 55,5% da variância. Vazões entre 900 e 1.200 m³/s, durante os meses de setembro e outubro, apresentaram as maiores capturas para essa espécie, e fora desse período as capturas tenderam a reduzir.

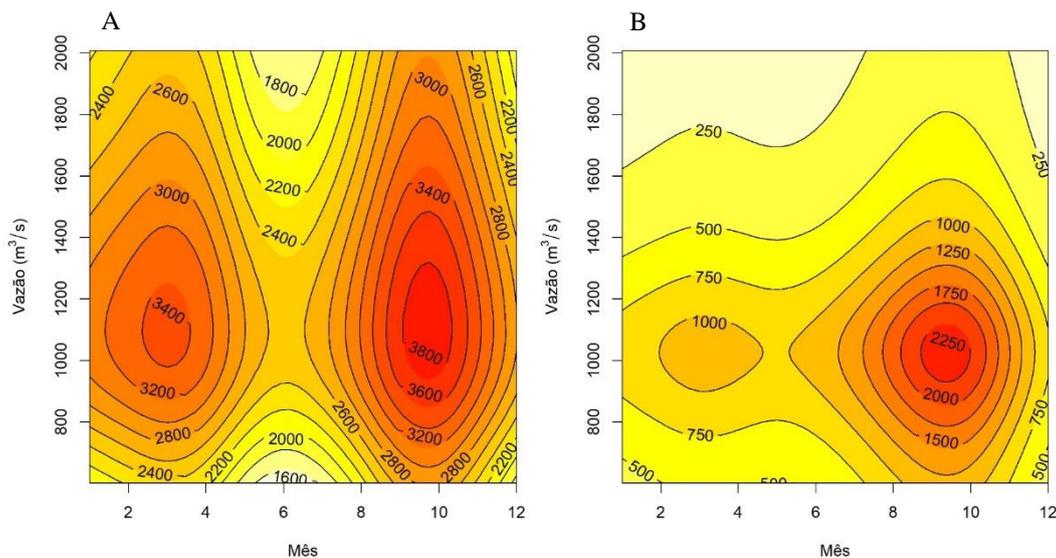


Figura 13: Média de capturas (kg) do pacu previstas em função da vazão média e do mês de pescarias (A), e média de capturas (kg) do cari previstas em função da vazão média e do mês de pescarias (B) no submédio do São Francisco.

As três variáveis explicativas analisadas se mostraram relevantes na modelagem da captura do pacamã. Entre elas, as mais importantes foram a vazão média e o mês de pescaria (Figura 14), que explicaram em conjunto 84,8% da deviência. Vazões relativamente altas (1.200 a 1.400 m^3/s) demonstram ser um cenário favorável para as capturas, concomitante aos meses de agosto e setembro (Figura 14A). Em relação à diferença de vazão, as capturas de pacamã foram maiores quando a vazão aumentou, ou quando houve uma estabilidade de vazão, isto é, quando a mesma não variou entre meses analisados (Figura 14B).

Nas capturas do surubim, a única variável que mostrou ser relevante foi o mês de pescaria, independentemente de vazão média e diferença de vazão. Essa variável explicou apenas 26,1% da deviência. Em todos os meses ocorreu a captura do surubim, contudo essa captura tendeu a ser maior no final do ano, com uma captura média próxima de 80 kg entre os anos de 2015 e 2021 (Figura 15A).

Na modelagem da captura da corvina, as variáveis explicativas que demonstraram ser mais expressiva foram a vazão média e o mês de pescaria. Juntas essas variáveis explicaram 86,8% da deviência e as previsões das capturas médias com o modelo são representadas na figura 15B. As maiores capturas ocorreram em vazões acima de 1.800 m^3/s durante os meses de janeiro, fevereiro e outubro. Com vazões abaixo desse valor a captura de corvina tendeu a diminuir em todos os meses de pescaria.

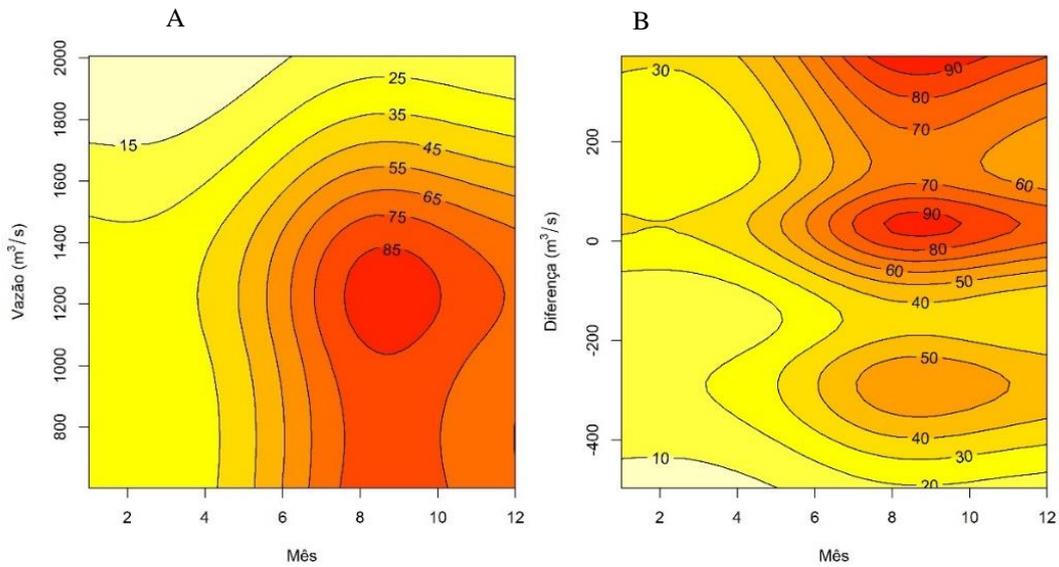


Figura 14: Média de capturas (kg) do pacamã no submédio do São Francisco previstas em função da vazão média e do mês de pescaria (A) e em função da diferença de vazão (B).

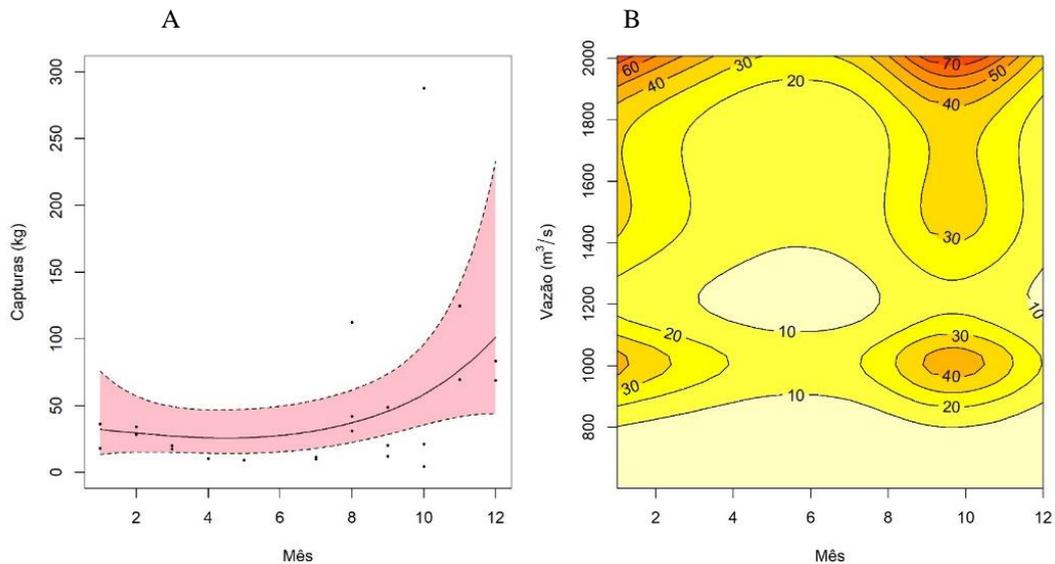


Figura 15: Média de capturas (kg) do surubim previstas em função do mês de pescaria (A), e média de capturas (kg) da corvina previstas em função da média da vazão e do mês de pescaria no submédio do São Francisco (B).

Para a captura do tucunaré, a vazão média e os meses de pescaria demonstraram ser mais importantes, tendo explicado 78% da deviação. As maiores capturas ocorreram entre vazões de 900 e 1.600 m³/s para o mês de setembro (Figura 16). Para a captura da tilápia, a vazão média foi a única variável que mostrou ser um fator determinante para as suas capturas, chegando a explicar 42,7% da deviação. As melhores capturas ocorreram ser com vazões entre 1000 e 1.400 m³/s, fora desse núcleo as capturas diminuíram (Figura 16B).

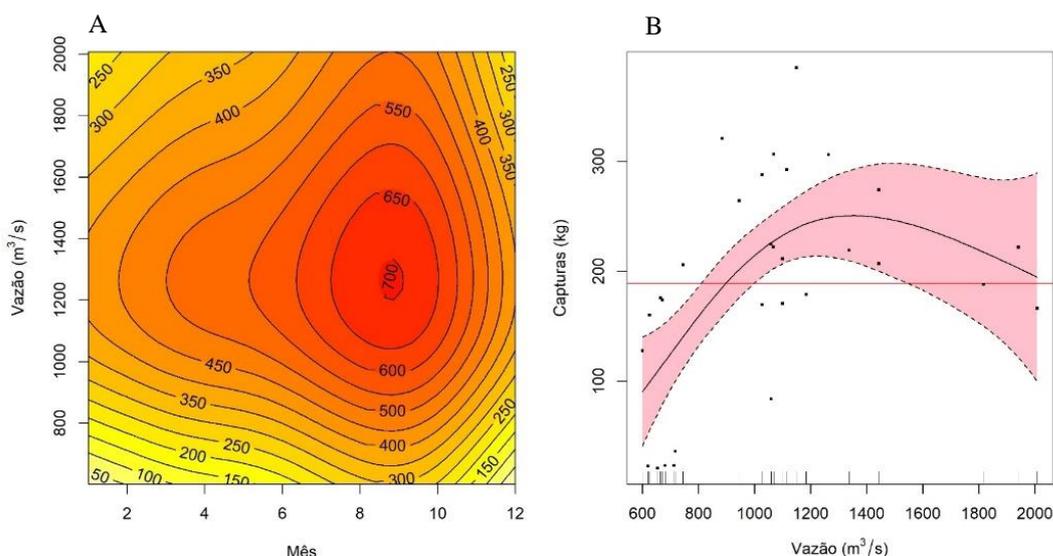


Figura 16: média de capturas (kg) do tucunaré predita em função da média da vazão e do mês de pescaria (A), e média de capturas (kg) da tilápia preditas em função da média da vazão (B).

3.4 DISCUSSÃO

Muitos estudos associam a captura de peixes com os níveis hidrológicos do rio, cujas mudanças podem trazer alterações nos níveis e captura de espécies, a depender dos aspectos biológicos de cada uma, incluindo reprodução, migração, crescimento e disponibilidade de alimento (ISAAC et al., 2015). Há exemplos de peixes de rios tropicais que sincronizam a sua desova com o pulso de inundação, com o objetivo de usar planícies aluviais tanto para alimentação quanto para a criação (FITZHUGH e VOGEL, 2011).

Alford e Walker (2013) ao investigarem como a regulação dos fluxos hidrológicos do rio Atchafalaya, localizado no Sul da Louisiana (EUA), influenciava na produção da pesca recreativa e comercial, descobriram que a produção de recursos pesqueiros era altamente regulamentada pelo o fluxo de inundação, cuja captura de algumas espécies de peixes era associada positivamente com os níveis de duração ou magnitude das cheias, enquanto que em outras espécies o aumento do nível de água era um fator negativo para as capturas.

Na bacia do rio São Francisco os resultados encontrados sobre a relação entre as capturas e as variáveis explicativas podem estar relacionados com o tipo de espécies que apresentaram maiores capturas (Tabela 2), e a frequência de pesca dos pescadores em relação aos meses. Vale salientar, que as capturas do ano de 2021 podem ter sido reduzidas devido à pandemia Covid-19, que restringiu a pesca durante esse período.

Além disso, a sazonalidade na alteração no nível da água, que conseqüentemente afeta o habitat pode ter contribuído para a diminuição do esforço de pesca e capturas, quando a vazão se manteve com valores abaixo de 900 ou acima de 1.600 m³/s (ISAAC et al., 2016). O conhecimento dos pescadores sobre o esforço de pesca e a resposta das espécies em relação às mudanças hidrológicas muitas vezes é relevante para maximizar o desempenho da pesca (ISAAC et al., 2016). Por exemplo, anos após vazões intensas a pesca poderá em alguns casos ser mais rentável, pois elevadas águas possibilitam uma maior conexão entre habitats, promovendo alimento, diminuição da mortalidade natural e predação, e elevação do recrutamento em anos futuros (WELCOMME et al., 2004).

Em contrapartida, períodos com níveis baixos de água, em muitas situações favorece a atividade pesqueira, como é o caso do ano 2015 que apresentou maiores produções, mesmo mantendo uma vazão menor do que o ano de 2021. Esse resultado está relacionado com a capacidade de captura das artes de pesca, que em alguns casos são mais favoráveis quando os níveis de água estão razoavelmente baixos (ISAAC et al., 2016). Normalmente, as artes de pesca possuem uma menor taxa de captura durante os níveis de altas vazões, devido á grandes expansões nas áreas inundadas, além disso, os peixes tendem a se concentrar nos lagos das planícies aluviais ou são capturados em cardumes migratórios durante sua saída das planícies aluviais ou a montante nos canais dos rios (HALLS e WELCOMME, 2004).

Em relação à participação das categorias de peixes nas capturas entre os anos de 2015 e 2021, se destacam a categoria A, composta pelas espécies *P. squamosissimus* (Heckel, 1840) e *Pachyurus* spp., conhecidas popularmente como pescada e corvina, respectivamente. A espécie que obteve maior participação foi *P. squamosissimus* (Tabela 2). A *P. squamosissimus* é encontrada em diferentes ambientes de água doce, devido a sua alta capacidade de se adaptar a ambientes diversos, associados a alimentação, e habilidade competitiva, que permite explorar nichos ainda não ocupados pelas demais espécies (CASTRO e PIORSKI, 2000). É uma espécie introduzida na bacia do rio São Francisco, com preferência pelo ambiente demersal de reservatórios, podendo formar grandes cardumes e permanecer em locais de alta profundidade próximo do fundo, além de realizar periódicas migrações verticais e laterais em direção à região litorânea (AGOSTINHO, 2007).

O controle do fluxo hidrológico geralmente favorece espécies de peixes introduzidas (SANTOS et al., 2010), e isso pode ter resultado no aumento das capturas de *P. squamosissimu* na bacia do São Francisco. Arantes et al (2019) observaram que espécies introduzidas, incluindo *P. squamosissimus*, tendem a aumentar a população após a construção de reservatórios, devido a sua capacidade adaptativa a variações ambientais. Em relação ao gênero *Pachyurus*, existem duas espécies endêmicas no São Francisco, *P. francisci* e *P. squamipinnis* (BRITSKI et al., 1988), cuja captura vem sendo reduzida. Segundo BISPO et al (2016), o declínio da captura dessas espécies está relacionado com a construção de hidrelétricas e com as secas que ocorrem durante os anos.

A categoria B é composta pelas espécies do gênero *Prochilodus*, entre as quais, *P. costatus* e *P. argenteus*, conhecidas como curimatãs, endêmicas da bacia do São Francisco, migradores de longa distância e de grande valor comercial. *Prochilodus argenteus* representa 50% de todas as capturas no reservatório de Três Marias, localizado no Alto do rio São Francisco (SATO e GODINHO, 2003). Normalmente, as espécies de *Prochilodus* realizam migração ascendente (reprodutiva) entre os meses de outubro e novembro, e migração descendente (pós-reprodutiva) entre o mês de dezembro e março (LOPES et al., 2019), tendo o período de maiores capturas, no rio São Francisco, ocorrido justamente no período de migração descendente, em períodos de vazões elevadas.

É importante salientar que, para os trechos Alto e Médio os meses mais chuvosos são novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março, e no trecho do Submédio e Baixo são em março, abril, maio, junho e julho (FREITAS et al., 2021). Nesses meses, a depender da intensidade das chuvas, normalmente a vazão do rio São Francisco tende a ser elevada, se tornando um estímulo importante para que as espécies realizem migrações reprodutivas e alimentares, além de proporcionar áreas de abrigo, proteção e desova, fazendo com que durante esse período ocorra grande abundâncias de peixes, contribuindo para o aumento das capturas (SATO e GODINHO, 2003).

A maioria dos rios brasileiros é influenciada fortemente pelas mudanças hidrológicas, provocando efeitos físicos, ecológicos, sociais e algumas mudanças ecohidrológicas, que muitas vezes são irreversíveis, com influência nas capturas das espécies, sobretudo, as migradoras (LIMA et al., 2017). Algumas variáveis ambientais podem se associar com as capturas de algumas espécies, como é o caso de variáveis hidrológicas, como níveis máximos, mínimos, vazão média, número de dias que a água

excedeu um determinado nível, e o incremento do fluxo mensal (mudanças da vazão de um mês ao outro). Lima et al (2017) verificaram que essas variáveis se correlacionaram positivamente com as capturas de curimatã, pacu, sardinha e surubim no rio Madeira.

Na categoria C estão as espécies conhecidas popularmente como pias, podendo ser migradoras ou não (AGOSTINHO, 2007). A depender da espécie de piau, variáveis ambientais e variação de vazão, sua reprodução pode ocorrer entre dezembro e março (THOMÉ et al., 2005; BRANDÃO et al., 2017). Brandão et al (2017), em seu trabalho com a finalidade de estabelecer possíveis alterações nos parâmetros importantes para a reprodução da espécie *Schizodon knerii*, em três trechos da bacia do rio São Francisco, constatou que ambientes lóticos, com temperatura de $24,31 \pm 0,71^{\circ}\text{C}$, oxigênio dissolvido de $7,97 \pm 0,55$ mg/L e vazão de $632,8 \pm 73,4$ m³/s, são adequados para que ocorra a reprodução dessa espécie, sendo que esses parâmetros também podem favorecer outras espécies de pias.

Isso pode justificar possivelmente o motivo das maiores capturas para os pias em vazões abaixo de 1.200 m³/s, encontrado nesse trabalho, já que em períodos de baixa vazão, em alguns locais do submédio São Francisco, a jusante do reservatório de Sobradinho, tende a diminuir a correnteza da água e a profundidade. Além disso, o tipo de arte de pesca utilizado para a captura do piau também pode ter influenciado suas capturas durante esse período, pois alguns apetrechos só são possíveis de serem utilizados em vazões baixas (ISAAC et al., 2016).

Estudos realizados sobre a influência dos índices hidrológicos sobre as capturas de peixes, mostram que a biomassa de peixes tende a variar de acordo com as variáveis hidrológicas, e que o esforço exercido responde positivamente as alterações na biomassa, aumentando, desta forma, os efeitos hidrológicos na captura dos peixes (CASTELLO et al., 2015). O tambaqui é uma espécie nativa da bacia amazônica, introduzida na bacia do rio São Francisco, cujos adultos realizam migrações entre as planícies aluviais para os canais dos rios e vários quilômetros rio acima nos canais dos rios, com o objetivo de desovar durante os meses de novembro e dezembro, e que após a desova, tendem a migrar sazonalmente para as florestas inundadas de várzea para se alimentar. Castello et al (2019), ao avaliar os efeitos da inundação sobre a abundância e a captura do tambaqui, verificaram que a inundação sazonal não afetou as capturas para os indivíduos adultos da espécie. No São Francisco, foi visto que a captura do tambaqui pode ser intensa tanto em

períodos de vazões elevadas como em vazões baixas, embora seja maior com vazões elevadas.

A espécie *M. lippincottianus* foi introduzida na bacia do rio São Francisco, é nativa da bacia do rio Amazonas, tendo preferência por águas de fluxo lento, o que favorece sua distribuição em vários reservatórios e rios brasileiros (BELTRÃO et al., 2009). Essa sua característica pode justificar sua captura em vazões baixas, entre 900 e 1.200 m³/s, já que durante esse período as águas perdem suas correntezas, sendo que em alguns locais do São Francisco, o ambiente se torna lântico. Assis et al (2017) estudaram o estabelecimento *M. lippincottianus* a jusante do reservatório do Xingo, localizado no trecho baixo do rio São Francisco, chegando à conclusão de que, após a construção desse reservatório, a vazão e a cota do rio diminuíram, favorecendo a introdução do *M. lippincottianus*, cujo estabelecimento ameaça a biota nativa da região. Já em relação ao *M. micans*, é uma espécie endêmica da bacia do rio São Francisco (BRITSKI et al., 1988), apresenta uma desova parcelada, com reprodução durante o ano inteiro (SANTIAGO, 2000).

A tilápia é uma espécie exótica introduzida na bacia do rio São Francisco, principalmente por meio da piscicultura, sendo oriunda do continente africano (GARCIA et al., 2019; JERE et al., 2021). O tucunaré é endêmico da bacia amazônica, porém vem sendo introduzido em várias regiões brasileiras (BARBOSA et al., 2017). Geralmente, esses peixes tem flexibilidade e tolerância para suportar uma variabilidade de condições ambientais, incluindo a variação de vazões, sendo menos dependente de comportamento migratório (AGOSTINHO et al., 2008). Dentre as espécies introduzidas que aparentam ser bem sucedidas em locais represados estão *P. squamosissimus*, *C. kelberi* e *O. niloticus* (AGOSTINHO et al., 2008).

A colonização de *C. kelberi* depende da estabilidade do nível da água e da presença de vastas zonas litorais (AGOSTINHO et al., 1999). Além disso, utilizam áreas rasas e próximas da margem para realizar a desova, apresentando cuidado parental (WILLIAMS et al., 1998). Em relação à tilápia, essas são favorecidas diante de alterações hidrológicas, podendo vir a dominar em termos de captura, sendo que a metade da captura em açudes do nordeste brasileiro é justamente de tilápia, devido a sua alta capacidade adaptativa a ambientes lânticos (JACKSON e MARMULLA, 2001). Contudo, nesse

trabalho, a captura de tilápia, quando comparada com outras espécies introduzidas, ainda é considerada relativamente baixa.

A categoria K é composta unicamente por *S. franciscanus*, conhecido popularmente como dourado, sendo uma espécie nativa da bacia do rio São Francisco, considerada como migradora de longa distância durante o período de reprodução que ocorre na época das cheias (LIMA e BRITSKI, 2007; AGOSTINHO et al., 2007). De acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção de 2018, o *S. franciscanus* se encontra na categoria quase ameaçada (NT), justificando as baixas taxas de captura durante os anos de 2015 e 2021, que foram de aproximadamente de 472 kg.

Holanda et al (2017) ao tentarem compreender e interpretar analiticamente o entendimento das comunidades ribeirinhas em termos de inundações naturais ou artificiais ocasionadas pela Barragem de Xingó, no baixo do São Francisco, concluíram com base nos relatos da população, que o aumento da produção de algumas espécies já não capturadas durante muito tempo, ocorrem após as cheias, dentre as quais são citadas "mandim" (*Pimelodus* spp.), "dourado" (*Salminus brasiliensis*), "surubim" (*Pseudoplatystoma corruscans*), "carapeba" (*Diapterus rhombeus*) e "tubarana" (*Salminus hilarii*). Entretanto, neste trabalho, o dourado foi capturado durante os períodos de baixa vazão.

A espécie *R. aspera* (cari) é migradora de longa distância e nativa da bacia do rio São Francisco (MAKRAKIS et al., 2007; AGOSTINHO et al., 2007). Embora seja migradora, tem preferência por ambientes lóticos e de fundo rochoso para realizar sua reprodução (AGOSTINHO et al., 2007). De acordo com Fernandes et al. (2009), a abundância de espécies migradores, incluindo *R. aspera*, está ligada positivamente com os períodos de cheias e com a conectividade existente entre os rios. Como *R. aspera* é uma espécie migradora, porém tem preferência para reproduzir em ambientes lóticos, pode ser capturada tanto em períodos de vazão alta quanto baixa.

O pacamã (*L. alexandri*) é peixe endêmico da bacia do rio São Francisco (BRITSKI et al., 1988; REIS et al., 2003), sendo sedentário, desova em substratos, construindo ninhos em fundo de areia, além de apresentar o cuidado parental (RIZZO e GODINHO, 2003). Se encontra na categoria vulnerável (VU) no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. No presente trabalho, a modelagem mostrou que

as capturas do pacamã são maiores em vazões médias entre 1.200 e 1.400 m³s, nos meses de agosto e setembro. Normalmente, as espécies sedentárias apresentam uma dependência menor em relação às cheias, já que não precisam realizar migrações para se reproduzirem (AGOSTINHO et al., 2004).

Ao contrário de muitas espécies migradoras apresentadas no presente trabalho, as capturas de surubim *P. corruscans* não apresentou relação com a variação da vazão, sendo associado apenas com o mês de captura, aumentando a partir do mês de outubro. O surubim é uma espécie nativa da bacia do rio São Francisco, migradora de longa distância, sendo considerada como uma das espécies mais apreciada pela pesca (RIZZO e GODINHO, 2003). É uma espécie ameaçada de extinção (ICMBIO, 2018), cuja redução no recrutamento das populações é, sobretudo, associada à instalações dos reservatórios, que impedem que os mesmos realizem migrações durante o período reprodutivo (HOLANDA et al., 2007).

Estudos com intuito de analisar os efeitos da variação da vazão sobre os rendimentos da pesca mostram que, em sua maioria, os impulsos das cheias se associam com os rendimentos de pesca, cuja ocorrência favorece a abundância das populações de peixes. A elevação dos níveis de água estimula processos de produção de peixes, dado que muitas espécies vêm a desovar e migrar lateralmente dos canais dos rios para as planícies de inundação (GOMES e AGOSTINHO, 1997). Castello (2008) demonstrou no seu trabalho que a migração do pirarucu se associou com as flutuações do nível de água. Sempre que os níveis de água aumentavam, o pirarucu migrava para locais cada vez mais elevados nas florestas inundadas e lá permanecia. Com os baixos níveis migravam para os lagos, onde permanecia durante os níveis baixos.

A variabilidade sazonal e anual que ocorre nas bacias hidrográficas tropicais, muitas vezes enfatiza a dependência das capturas de peixe nos ciclos hidrológico natural dos rios (ISAAC et al., 2016). Na bacia do rio São Francisco, existem várias espécies de peixes de importância ambiental, social e econômica, contudo seus estoques pesqueiros vêm sofrendo decréscimo devido a pressão da pesca (CAMPECHE et al., 2011) e a redução dos fluxos hidrológicos. Antes, era comum a captura de piaba, mandim, xira, surubim e tubarana, atualmente não se captura mais esses peixes com tanta frequência, principalmente nos trechos a jusante do reservatório de Sobradinho, com ênfase para o trecho baixo do São Francisco, onde vem aumentando as capturas de espécies de peixes

estuarinas ou costeiras, com ocorrência de 20 a 40 km a montante da foz do rio, além do aumento na captura de espécies como tucunaré, piranha e robalo (SOARES et al., 2023).

De acordo com D'avilla et al (2021), as barragens são um dos principais causadores de impactos na pesca do São Francisco, pois ocasionam a perda de conectividade entre os ambientes, alterando o controle de fluxo e interrompendo as rotas de migração. No seu trabalho, foi verificada a ausência das espécies migratórias *P. corruscans* e *S. franciscanus*, enquanto a captura da *P. argenteus* foi relacionada com a migração da espécie para os tributários. Constataram também, que as modificações ambientais provocaram a instalação de espécies não nativas, como *O. niloticus*, *C. monoculus* e *M. lippincottianus*, no trecho do baixo São Francisco.

Quando avaliados os municípios em relação às capturas, levando em consideração a direção desde a jusante do reservatório de Sobradinho, foi verificado que os municípios mais próximos do reservatório apresentaram maiores capturas, com exceção dos municípios de Lagoa Grande e Curaçá. Espécies reofílicas migram a montante em direção à barragem para desovar, e quando ocorrem inundações, porém, devido ao barramento ficam próximas ao mesmo, se tornando vulneráveis para a pesca (LUCAS e BARAS, 2008), tornando os locais próximos à barragem os mais abundantes para estas espécies.

3.5 CONCLUSÃO

Os resultados encontrados demonstram que a compreensão quantitativa do funcionamento da hidrologia é fator determinante para entender a dinâmica do comportamento das espécies de peixes, e de como isso pode influenciar nas capturas. Os efeitos hidrológicos sobre a abundância de peixes podem levar a previsões de rendimento da pesca e de como os estoques pesqueiros estão sendo afetados pela variação de vazão imposta pelos barramentos. Algumas espécies podem responder bem à variação da vazão, dado sua alta capacidade de se adaptar a ambientes diversos, como é caso das espécies introduzidas, a exemplo de *Cichla* spp. e *P. squamipinnis*. Porém, espécies nativas podem sofrer decréscimo de suas populações, conseqüentemente diminuindo o rendimento da pesca, sobretudo daquelas de grande valor comercial, como *L. alexandri*, *P. corruscans*, e *S. franciscanus*, que vem tendo seus estoques reduzidos com o decorrer das últimas décadas.

Para a captura em todo o trecho do submédio, durante os anos de 2015 a 2021, as melhores vazões para a obtenção de boas capturas foram entre 900 e 1.600 m³/s. Esse

resultado reflete a preferência de espécies em relação aos níveis hidrológicos, porém, podem existir outras respostas para compreender essa preferência, não associadas apenas à biologia das espécies. Outros fatores também podem ter influenciado, como a disponibilidade de alimentos, a frequência de pesca dos pescadores quando as vazões se mantiveram nesses níveis, a quantidade de pescadores pode ter sido maior quando comparado com períodos com outras vazões, e variações climáticas e abióticas que também podem ter contribuído para que as capturas fossem maiores nesses níveis de vazão.

A maioria das pesquisas mostra que os períodos de altas inundações promovem a dispersão, recrutamento, crescimento e produção de peixes. Contudo a depender da espécie, essa elevação poderá se tornar um fator negativo para as capturas, a exemplo dos piaus, que apresentaram maiores capturas em períodos de baixa vazão. Em relação aos municípios que apresentaram maiores capturas, era de se esperar que naqueles próximos ao reservatório de Sobradinho fossem registradas as maiores capturas, visto que durante os períodos de reprodução, as espécies migram rio acima, se acumulando abaixo da barragem, ficando à mercê da pesca.

Por fim, é evidente que o controle hidrológico do reservatório de Sobradinho influencia a pesca do trecho do submédio do São Francisco, além de influenciar também a pesca do baixo São Francisco. Dentre as variáveis que se associaram com as capturas pesqueira estão a vazão média, a diferença de vazão e o mês propriamente dito, as vazões mínimas e máximas não foram relevantes para as capturas. Para que as espécies consigam se reproduzir e manter seus estoques populacionais, que conseqüentemente favorecerá as capturas pesqueiras, é necessária uma gestão adequada do fluxo hidrológico artificial, deixando-o o mais próximo possível do fluxo natural. Esse procedimento tornaria os recursos pesqueiras mais abundantes e, conseqüentemente, contribuiria para o rendimento pesqueiro das comunidades ribeirinhas, visto que existem famílias que tem a pesca como principal fonte de renda, além de preservar aquelas espécies de maior valor econômico, que vem tendo suas populações reduzidas devido ao represamento e controle artificial das vazões.

3.6 REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A et al. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. **UEM**, 2007.

AGOSTINHO, A. A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish biology and Fisheries**, v. 14, p. 11-19, 2004.

AGOSTINHO, A. A. et al. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. 2018.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology&Hydrobiology**, v. 4, p.255-268, 2004.

ALFORD, J. B.; WALKER, M. R. Managing the flood pulse for optimal fisheries production in the Atchafalaya River Basin, Louisiana (USA). **River Research and Applications**, v. 29, p. 279-296, 2013.

ARANTES, C. C. et al. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28-40, 2019.

ASSIS, D. A. S. et al. 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**, v. 52, n. 3, p. 228-238, 2017.

BARBOSA, J. M, et al. Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco. **Acta of Fisheries and Aquatic resources**, v. 5, n. 1, p. 70-90, 2017.

BASHIR, I et al. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. In: **Bioremediation and Biotechnology**. Springer, Cham, 2020. p. 1-26.

BELTRÃO, G. B. M et al. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 37-43, 2009.

- BISPO, M. C. et al. Reconstrução da estatística pesqueira continental do estado de Sergipe/Reconstruction of inland catch statistics for the state of Sergipe. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 1, p. 11-39, 2016.
- BRITSKI, H. A et al. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. Brasília: Câmara dos Deputados/Codevasf, 1984. 128 p.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: a practical-theoretical approach. **J. Wildl. Manag.** 2002.
- CAMPECHE, D. F. B. et al. **Peixes nativos do Rio São Francisco adaptados para cultivo**. 2011.
- CASTELLO, L et al. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. **Royal Society open science**, v. 2, p. 150299, 2015.
- CASTELLO, L. Lateral migration of Arapaima gigas in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 38-46, 2008.
- COOPER, A. R. et al. Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 646-657, 2016.
- CORRALES, X. et al. Advances and challenges in modelling the impacts of invasive alien species on aquatic ecosystems. **Biological Invasions**, v. 22, p. 907-934, 2020.
- CORREIA, M. F; DIAS, M.A.F.S. Variação do nível do reservatório de Sobradinho e seu impacto sobre o clima da região. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 157, 2003.
- CRYER, J. D; CHAN, K. **Time series analysis**. Boston: Duxbury Press, 1986. 491p.
- D'AVILLA, T. et al. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, 2021.
- DE CASTRO, A, C, L; PIORSKI, N, M. Curva de maturação, fator de condição e índice hepatossomático de *Plagioscion squamosissimus* (HECKEL, 1840) no reservatório de Barra Bonita - SP (OSTEICHTHYES, SCIAENIDAE). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 2000, vol. 11, no 1.
- EHLERS, R. S. Análise de séries temporais. **Laboratório de Estatística e Geoinformação. Universidade Federal do Paraná**, v. 1, p. 1-118, 2007.

- FERNANDES, R. et al. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 669-680, 2009.
- FITZHUGH, T. W.; VOGEL, R. M. The impact of dams on flood flows in the United States. **River Research and Applications**, v. 27, n. 10, p. 1192-1215, 2011.
- FREITAS, A. A. et al. Drought assessment in São Francisco river basin, Brazil: characterization through SPI and associated anomalous climate patterns. **Atmosphere**, v. 13, n. 1, p. 41, 2022.
- GARCIA, D. A. Z, et al. Da África para o Brasil: detecção de parasitos africanos de *Oreochromis niloticus* em pisciculturas brasileiras. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.
- GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. **Breve visão do São Francisco**. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003, 15-23.
- GOWNARIS, N. J. et al. Fisheries and water level fluctuations in the world's largest desert lake. **Ecohydrology**, v. 10, p. e1769, 2017.
- HALLS, A. S.; WELCOMME, R. L. Dynamics of river fish populations in response to hydrological conditions: a simulation study. **River Research and Applications**, v. 20, n. 8, p. 985-1000, 2004.
- HASTIE, T.J.; TIBSHIRANI, R.J. **Generalized additive models**. London, Chapman & Hall, 1990. 335 p.
- HOLANDA, F. S. R, et al. Environmental perception of the São Francisco riverine population in regards to flood impact. **Journal of Human Ecology**, v. 28, n. 1, p. 37-46, 2009.
- ICMBIO, JRV. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 2018. 495p.
- ISAAC, V. J. et al. Artisanal fisheries of the Xingu River basin in Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 125-137, 2015.

ISAAC, V. J. et al. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. **Fisheries Research**, v. 183, p. 352-359, 2016.

JACKSON, D. C.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. **FAO Fisheries technical paper**, n. 419, p. 1-44, 2001.

JERE, A. et al. Impact of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)(Pisces: Cichlidae) invasion on taxonomic and functional diversity of native fish species in the upper Kabompo River, northwest of Zambia. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 18, p. 12845-12857, 2021.

KOCH, H. et al. Reservoir operation and environmental water demand: Scenarios for the Sub-Middle and Lower São Francisco River basin, Brazil. **Ecohydrology**, v. 11, n. 8, p. e2026, 2018.

LI, C et al. Three decades of changes in water environment of a large freshwater Lake and its relationship with socio-economic indicators. **Journal of Environmental Sciences**, v. 77, p. 156-166, 2019.

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

LIMA, M, A, L; KAPLAN, D, A; DORIA, C, R, C. Hydrological controls of fisheries production in a major Amazonian tributary. **Ecohydrology**, v. 10, p. 1899, 2017.

LOPES, J. M. Upstream and downstream migration speed of *Prochilodus costatus* (Characiformes: Prochilodontidae) in upper São Francisco basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, 2019.

LUCAS, M. e BARAS, E. **Migration of freshwater fishes**. John Wiley & Sons, 2008.

MAKRAKIS, S et al. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 197-204, 2007.

MARTINS, D. M. F et al. Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1054-1061, 2011.

- MESCOLOTTI, P.C.; et al. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco. **Quaternary Science Reviews**, v.263, p. 1-19, 2021.
- O'HANLEY, J. R.; et al. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco River basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. **Landscape and Urban Planning**, v. 195, p. 103725, 2020.
- PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, p. 697-715, 2015.
- POSADA-MARÍN, J. A.; SALAZAR, J. F. River flow response to deforestation: Contrasting results from different models. **Water Security**, v. 15, p. 100115, 2022.
- REEMAN, M. C. et al. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. In: **American Fisheries Society Symposium**. v. 35, p. 255-266, 2003.
- REIS, R.E et al. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. 1 ed. Porto Alegre, EDIPUCRS, 2003.
- RIZZO, E; GODINHO, H.P. Superfície de ovos de peixes Characiformes e Siluriformes. In: GODINHO, A, L., GODINHO, H. P (2003). Breve visão do São Francisco. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas**, v. 468, p. 15-23, 2003.
- SANTIAGO, K. B. **Biologia reprodutiva do pacu *Myleus micans* (Lütken, 1875) (Characidae: Serrasalminae) do rio São Francisco, região de Três Marias, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Do Ceará, Fortaleza, 2006.
- SANTOS, A. B. L et al., Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, p. 732-740, 2010.
- SANTOS, R. M. B. et al. Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 601, p. 1108-1118, 2017.

- SATO, Y et al. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, L. A (2003). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das minas gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003, p. 15-23.
- SATO, Y; GODINHO, H.P. Migratory Fishes of the São Francisco River. In CAROLSFELD, J (2003). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Idrc, 2003, p. 197-228.
- SCATASTA, M. Sobradinho Dam and the Cascade of Reservoirs on the Sub-medio Sao Francisco River, Brazil. In: BHATIA, R., CESTTI, R., SCATASTA, M., & MALIK, R. P. S. (2008). **Indirect Economic Impacts of Dams. New Delhi: The Academic Foundation**, 2008. p.275-350.
- SOARES, E.C et al. Artisanal fishing and fish fauna changes in the lower São Francisco, after seven years of reduced flow at the Xingó hydroelectric plant. **Society and Development**, v. 12, n. 1, 2023.
- THOMÉ, R. G. et al. Reproductive biology of *Leporinus taeniatus* Lütken (Pisces, Anostomidae) in Juramento Reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 565-570, 2005.
- WELCOMME, R. L. et al. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: **Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries**. RAP Publication 2004/16. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2004. p. 267-283.
- WELCOMME, R.L. **Inland Fisheries Ecology and Management**. Oxford, Fishing News Books, 2001. 380p.
- WILLIAMS, J. D. et al. Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 18, n. 2, p. 274-285, 1998.
- WOOD, S. N. Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)**, v. 62, n. 2, p. 413-428, 2000.
- WOOD, S. N.; AUGUSTIN, N. H. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. **Ecological modelling**, v. 157, n. 2-3, p. 157-177, 2002.

4 CAPÍTULO II - EFEITOS DA VARIAÇÃO DA VAZÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES ICTIOFAUNÍSTICAS DO TRECHO DO SUBMÉDIO RIO SÃO FRANCISCO

4.1 INTRODUÇÃO

O Rio São Francisco (SF) é de grande importância econômica sendo caracterizado como de médio porte representando uma das bacias de drenagem mais importantes do território brasileiro, com uma extensão de 2.863 km, e uma área de 639.219 km² correspondendo a 7,5% do território nacional (MEDEIROS et al., 2007). Este rio é dividido fisiograficamente em 4 setores (Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco), apresentado em sua extensão domínios climáticos distintos, com clima tropical úmido no Alto, úmido a semiárido no Médio, semiárido no Submédio, e quente e úmido, no Baixo (BERNARDES, 1951).

Ao longo da década de 70 diversas barragens em cascata foram construídas nos trechos denominados médio-baixo e baixo do Rio SF que acarretam grandes variações na pulsação natural e nas vazões interanuais. Isso ocorre principalmente porque as barragens provocam uma regularização total da vazão, objetivando principalmente conforme a demanda a geração de energia elétrica, abastecimento de água, irrigação, e controle de inundações. Necessariamente esse controle sobre a vazão ocasiona alterações na variabilidade da vazão natural, provocando desequilíbrio sobre a pulsação natural das forças físicas dos ecossistemas (MEDEIROS, et al., 2007).

As atividades antropogênicas são as principais responsáveis por modificarem diversas características ambientais da bacia hidrográfica como: o seu escoamento, erosão dos sedimentos, alteração de exportação de matéria orgânica, e escoamento de nutrientes (HOPKINSON e VALINO, 1995). Dentre as atividades que evidenciam tais impactos encontram-se construção de barragens. Por conseguinte, um dos efeitos diretos das modificações do curso natural dos rios, é o bloqueio das rotas de migrações de peixes anádromo e catádromo o que provoca uma mudança na estrutura das comunidades de peixes e abundância de espécies ao longo do rio (WALTERS e COLLIE, 1989).

A fragmentação antropogênica das redes fluviais é reconhecida como uma ameaça significativa para a ocorrência, abundância e persistência de muitas espécies de água doce (BEDNAREK, 2001; BOURNE et al., 2011). Lucas et al. (2009) demonstrou que o barramento artificial afeta diretamente a distribuição de habitats-chave. Isso ocorre porque as espécies adaptadas a ambientes lênticos podem apresentar um maior

desenvolvimento devido as adaptações naturais ao ambiente, já a biota fluvial, isto é, espécies lóticicas tende a diminuir devido a regulação do fluxo provocado pelas barragens (BEDNAREK, 2001).

Caiola et al. (2014) observou uma tendência de que o sucesso das espécies exóticas sua dispersão é fortemente influenciada pela redução da vazão provocada por barragens no rio Ebro, por meio dos resultados obtidos foi possível concluir que quando o fluxo de água é inferior a 0,40 m/s, a probabilidade de uma comunidade de peixes ser dominada por espécies exóticas é superior a 50%, isso significa que pelas mudanças na dinâmica do ambiente fluvial a sua composição de espécies podem ser alteradas de espécies nativas para espécies exóticas.

Na bacia do rio SF já foi observado, preferencialmente no trecho baixo, que a velocidade da água estimula o esforço muscular dos peixes o que eleva os seus níveis de homônimos relacionados ao processo reprodutivo (SANTANA et al., 2016). Ainda segundo este autor, uma das evidências desse processo foi demonstrado através da espécie *P. argenteus*, onde os seus indivíduos maduros ocorreram no mesmo período que houve o aumento do nível d'água e da velocidade, e os recrutas surgem logo após esse período, indicando que essa espécie responde ao aumento da velocidade da corrente, apesar da regulação causada pelas barragens.

Soares et al (2023) descreveu em seu estudo desenvolvido em Penedo no baixo curso do rio SF, onde identificou que a dinâmica das espécies de peixes nesta planície fluvial foi modificada com o surgimento de espécies como: tucunarés (*Cichla* spp.) e tilápias (*Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*), sendo ambas as espécies relatadas como comum pelos pescadores do município de Sergipe. Por outro lado, Freitas et al. (2015) relata o desaparecimento de espécies nativas tais como: Dourado (*Salminus franciscanus*), Tubarana (*Salminus hilarii*), Pirá (*Conorhynchus conirostris*) e Surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*) tais espécies já não são encontrados no trecho baixo do rio.

Um dos principais problemas ocasionado pelo o controle de vazão está relacionado com os impactos da fragmentação sobre a conectividade longitudinal das bacias hidrográficas. Louzada (2017) reforçar a importância de grandes segmentos lóticos para espécies de peixes migratórios, demonstrando que a ocorrência de espécies migratórias reduz em fragmentos lóticos inferiores a 100 km, além disso, no seu trabalho

mostrou que, em extensão fluvial inferior a 50 km, foi encontrado apenas duas espécies migratórias (*Salminus hilarii* e *Prochilodus costatus*), comprovando que as espécies são altamente afetadas pela fragmentação dos rios e pelas mudanças no regime hidrológico natural devido ao seu represamento.

Segundo Do Vasco (2018) as alterações anuais das vazões do rio SF provocadas pela construção da barragem de Xingó indicam que os fluxos médios, mínimos e máximos diminuíram em uma proporção de mais de trinta por cento nos últimos 18 anos. De acordo com Araújo et al. (2016), com a construção da hidroelétrica do Xingó os lagos marginais localizados na parte inferior do rio desapareceram, tais áreas serviam como viveiro natural para reprodução de espécies nativas. Isto retrata o impacto direto para espécies presentes no SF que são incapazes de se adaptar as novas condições ambientais, levando-as ao seu desaparecimento, portanto o fim dos lagos marginais causou uma série de mudanças no comportamento e composição da ictiofauna, ameaçando principalmente espécies nativas (HOLANDA et al., 2009).

Sendo assim o nível d'água em ambientes fluviais alteram a dinâmica quantitativa das populações de peixes, essa mudança ocorre principalmente em virtude da disponibilidade de habitat que aumenta com a profundidade, já a abundância e a diversidade da ictiofauna estão relacionadas principalmente as características e qualidade dos ecossistemas, portanto as vazões sazonais são extremamente importantes por possibilitar habitats adequados para manutenção de ciclos de vida completos para os peixes, além de propiciar o fornecimento de refúgios durante todo o período (DEPHILIP e MOBERG, 2010).

Visando obter mais informações sobre a ictiofauna do rio São Francisco, o presente trabalho objetivou descrever os possíveis efeitos, a longo prazo, do controle hidrológico do nível da água submetida pelo reservatório de Sobradinho, sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes pertencente ao trecho do submédio do rio São Francisco. Foi levado em consideração a hipótese de que a variação da vazão modificou a riqueza e diversidade das comunidades de peixes ao longo do trecho do submédio e entre os diferentes períodos estudados.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no trecho do submédio do rio São Francisco, localizado entre a Usina Hidrelétrica de Sobradinho, a montante de Petrolina/PE-Juazeiro/BA e Paulo Afonso/BA (SATO e GODINHO, 2003). A região do submédio apresenta desnível longitudinal com corredeiras e cachoeiras, leito rochoso, presença de planícies aluviais, tendo a caatinga como vegetação predominante (MESCOLOTTI et al., 2021).

O reservatório de Sobradinho é responsável por controlar a vazão em todo o trecho submédio, sendo a empresa responsável pelo controle do regime hidrológico, a Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF). O reservatório apresenta cerca de 4214,31 km², comprimento de 280 km e largura variando de 5 a 50 km, com cota máxima de operação de 392,50 m e mínima de 380,50 m (CORREIA e DIAS, 2003).

Para a coleta dos dados foram escolhidos quatro municípios a jusante do reservatório de Sobradinho (Figura 17), sendo Lagoa Grande, Santa Maria da Boa Vista, Orocó e Cabrobó, todos pertencentes ao estado de Pernambuco, denominados de estação I (Cabrobó), II (Orocó), III (Santa Maria da Boa Vista) e IV (Lagoa Grande). Em cada estação, foram escolhidos quatro pontos amostrais, denominados de A, B, C e D, e foram realizados três arrastos em cada um deles, totalizando 12 arrastos por município.

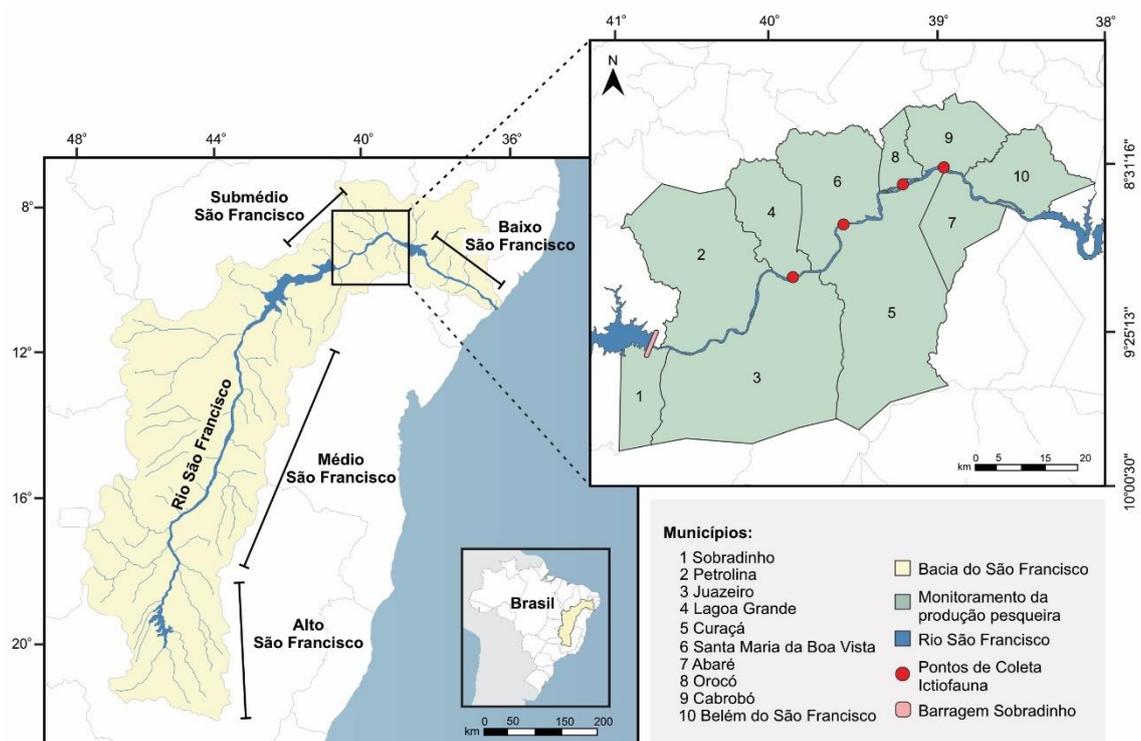


Figura 17: Descrição dos pontos de coletas realizados nas estações I, II, III, IV do trecho do Submédio do rio São Francisco.

As estações foram caracterizadas quanto às coordenadas geográficas UTM – Universal Transversal Mercator, por meio do GPS Garmin Etrex, cujos dados constam da Tabela 3.

Tabela 3: Descrição e coordenadas dos locais de coletas de cada estação do trecho do submédio do rio São Francisco.

Estação	Descrição	Municípios	Coordenadas	
			Latitude	Longitude
I	Ambiente lótico, alguns pontos pedregosos e outros lamoso. Pouca vegetação aquática. Distância de 234 km de Sobradinho.	Cabrobó	08°31'16"	39°18'54"
II	Ambiente lântico, lamoso, alguns pontos apresentaram pouca vegetação aquática. Distância de 198 km de Sobradinho.	Orocó	08°35'18"	39°31'86"
III	Alguns pontos foram em ambiente lóticos e outros lântico, alguns pontos com solo arenoso outros lamoso, com pouca vegetação aquática. Distância de 162 km do reservatório de Sobradinho.	Santa Maria da Boa Vista	08° 48'50"	39°49'54"
IV	Ambiente lótico, pedregoso, alguns pontos lamosos, com pouca vegetação aquático. Distância de 105 km do reservatório de Sobradinho.	Lagoa Grande	09° 05'26"	40°07'30"

4.2.2 Amostragem

As amostragens foram realizadas trimestralmente, entre novembro de 2021 e agosto de 2022, totalizando 4 meses de coleta ao longo de um ano. Para a captura dos peixes foi utilizada uma rede de arrasto de multifilamento, com 5,0 m de comprimento e 1,5 m de altura, com malha de 5 mm.

Após a captura, os exemplares das espécies de peixes reconhecidas taxonomicamente em campo, foram medidos quanto ao comprimento padrão em mm utilizando um ictiômetro e obtido o peso a partir de uma balança digital com capacidade de 10 kg e precisão de 1g, bem como realizada sua contagem, fotografados e liberados

para o ambiente de origem. Já as espécies de difícil identificação foram capturados e submetidas ao choque térmico, com uso do gelo, seguido de sua fixação em formal a 10% e transportado para o Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, onde foi feita a lavagem com água corrente e preservação em recipientes contendo etanol 70%. Em seguida, foi realizada a medição, pesagem e a identificação taxonômica por meio do manual de identificação de peixes da bacia do rio São Francisco de Britski et al. (1984), sendo o status taxonômico da espécie atualizado segundo Reis et al. (2003).

4.2.3 Dados hidrológicos

Os valores de vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) do rio São Francisco no trecho submédio foram fornecidos pelo Departamento de Gestão de Recursos Hídricos, Planejamento e Programação Energética (DOOH) da CHESF, para os postos hidrométricos de Juazeiro (BA), Santa Maria da Boa Vista (PE), Ibó (BA) e Belém do São Francisco (PE), durante o período de novembro de 2021 até o agosto de 2022. Com base nesses dados foi caracterizada a variação temporal da vazão do rio São Francisco no trecho durante o período de coleta.

O mês que apresentou maior vazão foi fevereiro com aproximadamente $4.620 \text{ m}^3/\text{s}$, seguida do mês de agosto com $2.029 \text{ m}^3/\text{s}$, e o mês de menor vazão foi novembro/21 com cerca de $1.027 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabela 4). Entre o mês de novembro e fevereiro houve um aumento de vazão de aproximadamente $3.593 \text{ m}^3/\text{s}$, já entre fevereiro e maio houve um decréscimo de $-3.247 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabela 4: Descrição dos dados hidrológicos referente aos meses que ocorreu as coletas.

Mês/ano	Vazão média (m^3/s)	Diferença (m^3/s)	Vazão máxima (m^3/s)	Vazão mínima (m^3/s)
Nov/2021	1.027,03	3.593,58	4.875	1.535,67
Fev/2022	4.620,62	-3.247,40	2.636,33	1.111,33
Mai/2022	1.373,21	656,48	2.701	1.320
Ago/2022	2.029,70	-	4.884,33	841,67

4.2.4 Análise dos dados

Para analisar a estrutura da comunidade foi utilizado um modelo de distribuição de abundância de espécies (DAE), considerado como um dos mais utilizados em ecologia

(ROSINDELL e CORNELL, 2013). A forma comum de analisar a distinções entre os padrões de distribuição de abundância é por meio do método “*Whittaker plot*”, que irá representar de forma simples e rápida a estrutura da comunidade. Ele consiste em plotar em um gráfico o vetor de abundância de espécies (escala logarítmica) de uma amostra no eixo y e um rank de espécies alinhadas no eixo x (WHITTAKER, 1965). Neste trabalho foi usado o $\text{Log}_{10}(x+1)$ da abundância relativa recomendado por KREBS (2013).

Os modelos i) série logarítmica; e ii) série geométrica foram utilizados para mostrar o que é mais adequado para descrever a organização da comunidade de cada estação.

4.2.4.1 Série logarítmica

Para verificar a distribuição entre o número de espécies e o número de indivíduos foi utilizado a série logarítmica de Fisher (MAGURRAN, 1988, 2004). Essa distribuição irá descrever circunstâncias do qual, um ou poucas causas que dominam a ecologia da assembleia, acarretando em um pequeno número de espécies abundantes e grande número de espécies raras (MAGURRAN, 1988, 2004).

A série logarítmica utilizada a seguinte função:

$$ax, \frac{ax^2}{2}, \frac{ax^3}{2}, \frac{ax^4}{2}, \dots$$

Onde:

ax = número de espécies prevista pra ter um indivíduo

$\frac{ax^2}{2}$ = número de espécies prevista para ter dois indivíduos, e assim por diante

Por meio dessa função foi encontrado o número de espécie esperada.

Para descobrir o parâmetro x , necessário para ser utilizado na série logarítmica foi utilizado a seguinte função:

Estimativa de x :

$$\frac{S}{N} = \left[\frac{1-x}{x} \right] [-\ln(1-x)]$$

Onde:

S = número total de espécies na amostra

N = número de total de indivíduos na amostra

x = x estimado que deverá ser próximo ou igual a razão de $\frac{S}{N}$

Já para descobrir o parâmetro a foi aplicado a função:

$$a = \frac{N(1-x)}{x}$$

Onde:

N = número total de indivíduos

x = x estimado

a = índice de medida de diversidade

Após ser encontrado o número de espécies observadas e o número de espécies esperada foi utilizado o teste do qui-quadrado (X^2), com a finalidade de avaliar a relação entre as frequências observadas e esperadas de espécie em cada classe. Para cada dados observados foram atribuídos às classes de abundâncias. O nível de significância adotado foi 0,05.

4.2.4.2 Série geométrica

Nas comunidades faunísticas existem situações nas quais determinada espécie caracterizada como dominante pode vir a ocupar uma proporção K de certos recursos limitantes, a segunda espécie mais dominante que também se ocupa da mesma proporção K do recurso restante, a terceira espécie dos demais recursos e assim sucessivamente, até que todas as espécies tenham sido acondicionadas. Caso isso ocorra, e a abundância de espécies for proporcional à quantidade de recursos que usam, o resultado padrão de abundância de espécies compreenderá a série geométrica (MAGURRAN, 2004). A série geométrica é expressa de modo que a abundância é ordenada desde a mais para a menos abundante. A seguir, a equação utilizada:

$$n_i = NC_k k (1-k)^{i-1}$$

Onde:

n_i = número de indivíduos i^a espécie

N = número total de indivíduos

$C_k = [1 - (1-k)^S]^{-1}$ é uma constante que assegura $\sum n_i = N$.

Para ajustar a série geométrica, a constante k foi estimada usando a equação:

$$\frac{N_{min}}{N} = \left(\frac{k}{1-k}\right) \frac{(1-k)^S}{1-(1-k)^S}$$

N_{min} = número de indivíduos nas espécies menos abundantes

S = riqueza

Posteriormente foi calculado o C_k :

$$C_k = [1 - (1-k)^S]^{-1}$$

$C_k = [1-(1-k)^S]$

4.2.4.3 Análise da diversidade

Para verificar a diversidade de espécies em cada local de coleta foi aplicado o índice de Shannon-Wiener (H') (1975). Este índice tem como finalidade averiguar a incerteza de que dois indivíduos retirados ao acaso de um conjunto de espécies sejam da mesma espécie (KREBS, 2013). O índice foi calculado por meio da seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s PiLnPi$$

Onde:

H' = conteúdo de informação da amostra (índice)

s = é o número de espécie nas amostras

Pi = proporção da amostra total pertencente à espécie

Para calcular a equitabilidade foi utilizado o índice proposta por Simpson (1949), do qual, sugeriu que a diversidade mutuamente associada à probabilidade de que dois indivíduos selecionados ao acaso poderão fazer parte da mesma espécie (KREBS, 2013) para uma população finita o índice correto a ser aplicado é:

$$1 - D = \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i [n_i - 1]}{N [N - 1]} \right)$$

Onde:

ni = número de indivíduos de espécies na amostra

N = número total de indivíduos na amostra $\sum ni$

s = número de espécies da amostra

Considera-se que, uma comunidade que apresentar S espécies igualmente comuns apresentará uma diversidade de S espécies. Esta definição é clara em relação ao esperado da diversidade, se tornando um conceito equivoco quando se trata de comunidades de espécies igualmente comuns. Contudo, quando as espécies não são igualmente comuns, é necessário selecionar o índice ideal, que represente a diversidade real e não apenas o valor do índice. E é nesse contexto que se afirma que tanto o índice de diversidade de Shannon e Simpson não são, eles próprios, diversidade, e sim apenas índice de diversidade. O número de espécies igualmente comuns necessárias para demonstrar uma definição de valor de um índice é denominado de “número efetivo de espécies”. Esta é a verdadeira diversidade de uma comunidade (JOST, 2006). A formula utilizada para converter índices de diversidade de Shannon em verdadeira diversidade foi expressa por:

$$\exp\left(-\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i\right)$$

do qual, foi atribuído apenas o exponencial ao índice. Após a conversão a diversidade é sempre medida em unidades de número de espécies, independente do índice utilizado, permitindo, dessa forma, realizar comparações e interpretações fáceis (JOST, 2006).

Já em relação ao índice de Simpson, como não representa em si mesmo uma diversidade, e é altamente não-linear, também é fundamental converter os valores de diversidade em verdadeiras diversidades (número efetivo de espécies), do qual é possível criar instrumentos poderoso e intuitivo para comparar as diversidades de diferentes comunidades. A conversão do índice de Simpson foi realizada pela seguinte equação:

$$(1/(1-D))$$

Para verificar se houve diferença significativa entre as estações e os meses em relação à diversidade verdadeira foi aplicado análise de variância (ANOVA). A ANOVA foi utilizada para comparar as médias. Os meses e os locais foram considerados como fatores *i* e *ii*, sendo cada ponto amostrado considerado uma repetição, totalizando quatro repetições. O erro alfa empregado foi o de 5% cujos pressupostos de normalidade foram averiguados por meio do teste Shapiro-Wilk, e a homoscedasticidade pelo teste de Bartlett. Os dados foram transformados por meio da função $(x)^{-1/2}$.

4.2.5 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) é uma técnica estatística multivariada utilizada para averiguar tabelas de dados que reproduzem investigações descritas por várias variáveis dependentes, as quais são normalmente intercorrelacionadas. A finalidade é justamente extrair as informações relevantes da tabela de dados e transparecer essas informações como um agrupamento de novas variáveis ortogonais chamadas de componentes principais (ABDI e WILLIAMS, 2010). No presente trabalho, a ACP foi usada com intuito de analisar a diferença das comunidades ictiofaunísticas entre os meses e estações, demonstrando a composição de espécies que mais contribuíram para uma maior variação dos dados entre os meses e estações, de acordo com a hipótese levantada, levando em consideração a variação da vazão dos meses citados. Sendo assim, foi possível verificar aquelas espécies mais importantes para diferenciar um mês do outro, e

as espécies relevantes para a estrutura de comunidade de cada local amostrado. Para a análise, a matriz dos dados foi ordenada da seguinte forma, as colunas apresentavam os valores de abundância das espécies, já as linhas foram compostas pelos locais e os meses.

É importante salientar que os resultados encontrados nessa pesquisa serão comparados com os resultados encontrados por Stegmann (2012), que também realizou um estudo no mesmo trecho, no submédio do rio São Francisco, cuja coleta foi realizado nos municípios de Sobradinho, Petrolina, Vermelhos (Lagoa Grande), Santa Maria da Boa Vista e Orocó, entre os anos de 2006 e 2009, com a finalidade de descrever os padrões de riqueza, distribuição e estrutura da ictiofauna do submédio, a jusante do reservatório de Sobradinho. Essa comparação será realizada com a finalidade de verificar o quanto a composição das comunidades ictiofaunística modificou ao longo desses anos, devido aos efeitos da ação antropogênica.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Levantamento da ictiofauna

4.3.1.1 Abundância de espécies

Durante o período de coleta, foram capturados 4.293 indivíduos, distribuídos em 7 ordens, 14 famílias e 38 espécies, das quais, 25 pertencentes à ordem Characiformes, 5 da ordem Perciformes, 4 da ordem Siluriformes e 1 espécie para as ordens Gymnotiformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Clupeiformes (Tabela 18). A ordem que apresentou o maior número de indivíduos foi Characiformes, com uma participação de 87%, seguida de Perciformes (7%), Cyprinodontiformes (5%) e Clupeiformes (1%). A participação das demais ordens foi menor 1% (Figura 18). Em relação às famílias, as 5 mais abundantes nas amostras foram Incertae Sedis em Characidae (83%), Cichlidae (7%), Poeciliidae (4%), Characidae (2%) e Engraulidae (1%).

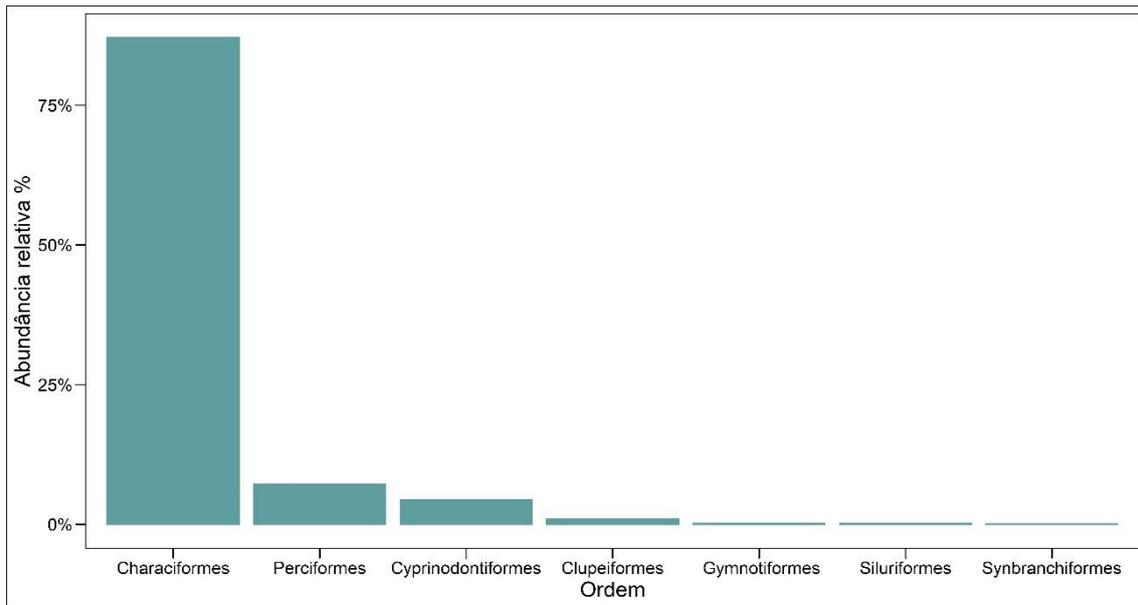


Figura 18: Frequência relativa das ordens de peixes capturados ao longo do trecho do submédio do São Francisco durante o período de coleta.

Avaliando as estações de coleta separadamente em termos de abundância, a estação I apresentou o maior percentual com 45%, seguida da estação IV com 29%, estação III com 11% e II com apenas 8%. Em termos de ordens mais abundantes, a Characiformes predominou em todas as estações (Figura 19). Na estação I, o seu percentual foi de aproximadamente 88%, seguida da ordem Cyprinodontiformes (8%) e Perciformes (3%); na estação II, a ordem Characiformes obteve uma participação de 81%, seguida da ordem Clupeiformes (12%) e Cyprinodontiformes (3%); para a estação III, Characiformes apresentou um percentual de 74%, seguida de Perciformes com 24% e, por último, a estação IV, na qual a ordem Characiformes manteve a maior abundância quando comparado com as demais estações, com aproximadamente 94%, seguida da ordem Perciformes (4%).

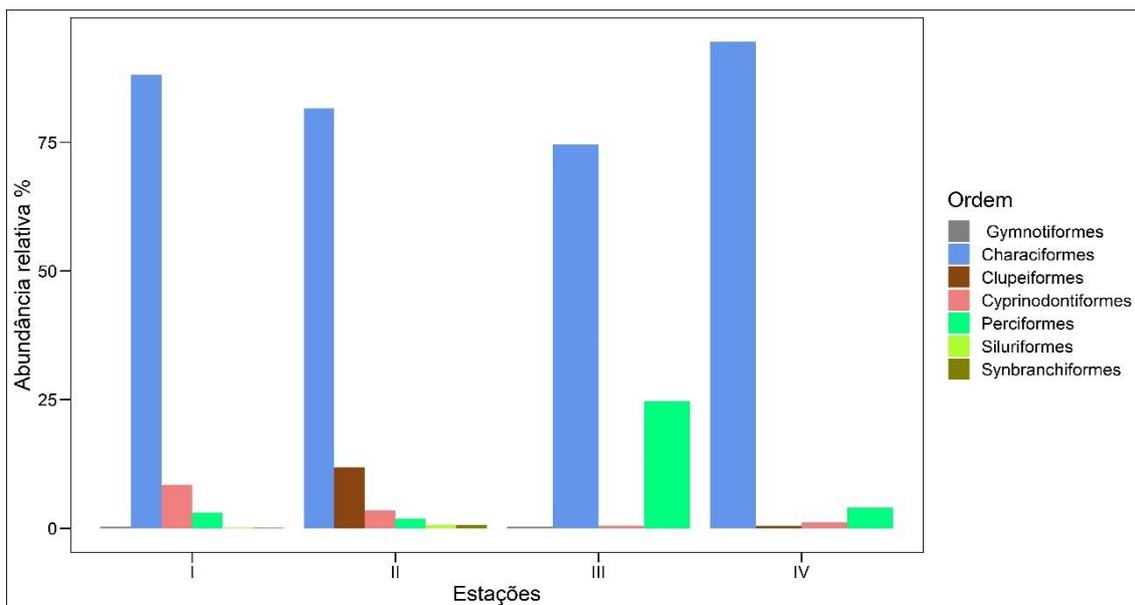


Figura 19: Abundância relativa das ordens de peixes nas diferentes estações ao longo do trecho do submédio do São Francisco durante o período de coleta.

Em todo o trecho amostrado, as 5 espécies mais abundantes foram *Hemigrammus gracilis* (Lütken, 1875) (41%), *Bryconops cf. affinis* (Günther, 1864) (28%), *Astyanax lacustris* (Reinhardt, 1875) (10%), e representantes de *Poecilia sp.*, (4%) e *Cichla sp.* (4%). Para a estação I, as espécies predominantes foram *H. gracilis* (58%) e *B. cf. affinis* (22%); na estação II foram *B. cf. affinis* (50%) e *Poecilia sp.* (29%); na estação III foram *B. cf. affinis* (61%) e *Cichlas sp.* (23%), e na estação IV *H. gracilis* (46%) e *A. lacustris* (29%) (Figura 20).

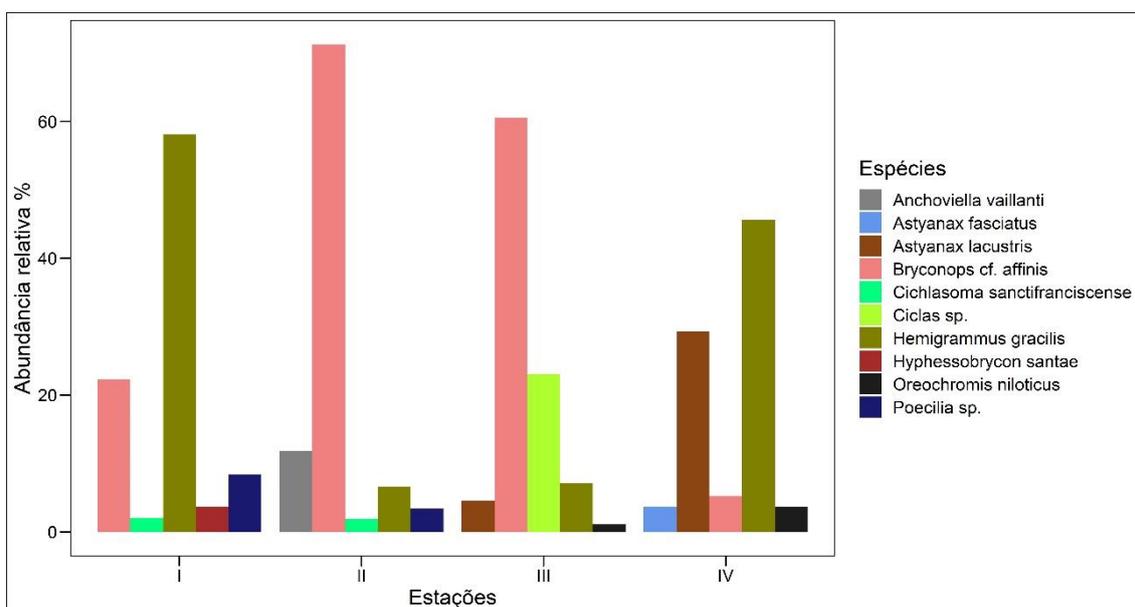


Figura 20: Representação das cinco espécies mais abundante entre as estações de coletas no trecho do submédio do São Francisco.

Em relação aos meses, em novembro de 2021 *H. gracilis* (66%) e *Poecilia sp.* (8%) foram mais abundantes, em fevereiro de 2022 foram *H. gracilis* (31%) e *B. cf. affinis* (29%), em maio de 2022 *B. cf. affinis* (85%) e *A. lacustris* (9%), e agosto de 2022 foram *B. cf. affinis* (40%) e *H. gracilis* (24%) (Figura 21).

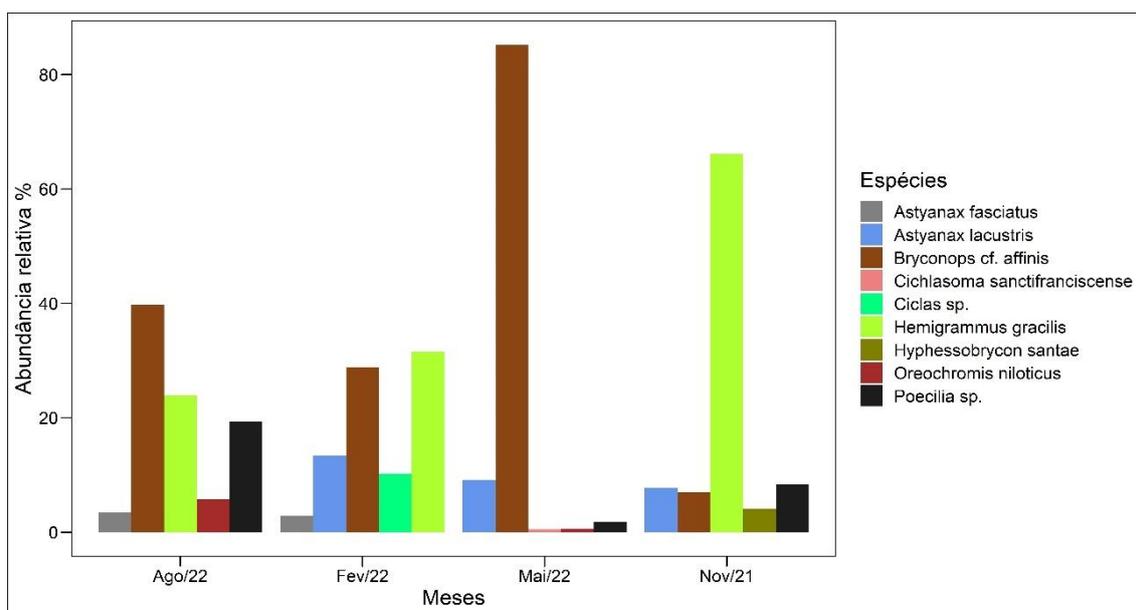


Figura 21: Representação das cinco espécies mais abundante entre os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022.

4.3.1.2 Riqueza

A riqueza total para todo o trecho estudado foi de 38 espécies capturadas durante os 4 meses de coletas (Tabela 5). A estação I apresentou a maior riqueza com 24 espécies e com o maior número de indivíduos, a estação IV com 21 espécies, a III com 19, e a estação II com apenas 15 espécies (Tabela 6).

Tabela 5: Representação do número total de indivíduos das 37 espécies capturadas em cada estação do trecho do submédio do rio São Francisco, durante os 4 meses de coletas. Estação I-Cabrobó, II-Orocó, III-Santa Maria da Boa Vista e IV- Lagoa Grande.

Ordem	Família	Espécies	Estação				Total
			I	II	III	IV	
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoiella vaillanti</i>		38		5	43
		<i>Curimatella lepidura</i>			3	35	38
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus costatus</i>				5	5
	Anostomidae	<i>Leporinus reinhardti</i>	2				2
		<i>Leporinus taeniatus</i>			2		2
		<i>Leporinus sp.</i>	1				1
		<i>Schizodon knerii</i>			1	1	

		<i>Colossoma macropomum</i>	2		2		4
	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>				11	11
		<i>Metynnis lippincotianus</i>		2	3	7	12
		<i>Myleus micans</i>	2				2
		<i>Orthospinus franciscensis</i>				9	9
		<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	12	2	2	1	17
		<i>Serrasalmus brandtii</i>	5		1	2	8
		<i>Serrapinnus heteredon</i>	5			27	32
		<i>Serrapinnus piaba</i>				1	1
	Incertae Sedis em Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	6	3		46	55
		<i>Astyanax lacustris</i>	36		36	363	435
		<i>Bryconops cf. affinis</i>	433	228	478	65	1204
		<i>Hemigrammus gracilis</i>	1130	21	56	566	1773
		<i>Hyphessobrycon santae</i>	71		1	26	98
		<i>Moenkhausia costae</i>				6	6
		<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>	2				2
		<i>Triportheus guentheri</i>		2	2	2	6
	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2	1			3
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	3	2	1		6
Siluriformes	Loricariidae	<i>Megalancistrus barrae</i>	1				1
		<i>Rineloricaria lima</i>		1			1
	Pseudopimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>		1			1
	Heptapteridae	<i>Pimelodella Laurenti</i>	1	1			2
Gymnotiformes	<u>Sternopygidae</u>	<i>Eigenmannia cf. besouro</i>	7		2		9
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia sp.</i>	163	11	4	14	192
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	2			3
Perciformes	Cichlidae	<i>Ciclas spp.</i>	3			182	185
		<i>Crenicichla menezesi</i>	1		3		4
		<i>Crenicichla lepidota</i>				2	2
		<i>Oreochromis niloticus</i>	15		9	45	69
		<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	39	6	2	2	49
		Total					4.293

Avaliando os meses separadamente, aquele que apresentou a maior riqueza de espécies foi fevereiro com 27, seguido de novembro com 21, maio com 16 e, por último, agosto com 10 (Tabela 6). O mês que apresentou maior abundância relativa foi novembro com 42%, seguido de fevereiro (41%), maio (15%) e agosto (2%). As espécies *Astyanax lacustris*, *Bryconops cf. affinis*, *Poecilia sp.*, *Oreochromis niloticus* e *Cichlasoma sanctifranciscense* foram capturadas em todos os meses de coleta.

Tabela 6: representação do número total de indivíduos das 38 espécies capturados entre os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022 no trecho do submédio do rio São Francisco

Ordem	Família	Espécies	Nov/21	Fev/22	Mai/22	Ago/22	Total
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoviella vaillanti</i>		43			43
Characiformes	Curimatidae	<i>Curimatella lepidura</i>		37	1		38
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus costatus</i>		2	3		5
	Anostomidae	<i>Leporinus reinhardti</i>		2			2
		<i>Leporinus taeniatus</i>	2				2
		<i>Leporinus sp.</i>			1		1

		<i>Schizodon knerii</i>	1			1
		<i>Colossoma macropomum</i>	3	1		4
	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>	11			11
		<i>Merynnis lippincotianus</i>	9	2	1	12
		<i>Myleus micans</i>			2	2
		<i>Orthospinus franciscensis</i>		9		9
		<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	14	1	2	17
		<i>Serrasalmus brandtii</i>	8			8
		<i>Serrapinnus heteredon</i>	12	20		22
		<i>Serrapinnus piaba</i>		1		1
	<i>Incertae Sedis</i> em Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>		51	1	3
		<i>Astyanax lacustris</i>	140	238	57	1
		<i>Bryconops cf. affinis</i>	125	514	530	35
		<i>Hemigrammus gracilis</i>	1191	561		21
		<i>Hyphessobrycon santae</i>	74	24		98
		<i>Moenkhausia costae</i>		6		6
		<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>		2		2
		<i>Triportheus guentheri</i>		6		6
	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2			1
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	4	1	6
Siluriformes	Loricariidae	<i>Megalancistrus barrae</i>	1			1
		<i>Rineloricaria lima</i>			1	1
	Pseudopimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>		1		1
	Heptapteridae	<i>Pimelodella Laurenti</i>		1		1
Gymnotiformes	<u>Sternopygidae</u>	<i>Eigenmannia cf. besouro</i>	9			9
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia</i> spp.	151	13	11	17
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	1	1	3
Perciformes	Cichlidae	<i>Ciclas</i> spp.		181	3	1
		<i>Crenicichla menezesi</i>		1	2	3
		<i>Crenicichla lepidota</i>	2			2
		<i>Oreochromis niloticus</i>	14	46	4	5
		<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	31	13	3	2
		Total				4.293

4.3.1.3 Diversidade de espécies

A diversidade verdadeira para os trechos analisados ao longo do submédio São Francisco foi de $\exp(H') = 5,99$, já a equitabilidade foi de $D = 2,5$ (Tabela 7). Em relação às estações, a diversidade variou de 3,03 a 5,26, sendo que a estação IV apresentou a maior diversidade verdadeira ($\exp(H') = 5,26$), seguida das estações I ($\exp(H') = 3,82$), II ($\exp(H') = 3,13$) e III ($\exp(H') = 3,03$). A diversidade na estação IV foi 1,38; 1,68 e 1,73 vezes maior que nas estações I, II e III, respectivamente. Por meio da ANOVA foi verificado que não existe diferença significativa na diversidade e equitabilidade entre as estações.

Tabela 7 – Índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade (D) de Pielou para as estações I, II, III, IV que representam os municípios de Cabrobó, Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Lagoa Grande, respectivamente, no trecho do Submédio do São Francisco

Estações	Equitabilidade	Diversidade	Exp (H')	(1/(1-D))
I	0,60	1,34	3,82	2,5
II	0,47	1,14	3,13	1,89
III	0,54	1,11	3,03	2,17
IV	0,70	1,66	5,26	3,33
Submédio _(total)	0,73	1,79	5,99	3,70

Em relação aos meses, a diversidade verdadeira variou entre 1,91 e 6,75, o mês de maior diversidade foi fevereiro com uma diversidade de $\exp(H') = 6,75$, seguido de agosto ($\exp(H') = 5,10$), novembro ($\exp(H') = 3,74$) e maio ($\exp(H') = 1,91$) (Tabela 8). A diversidade do mês de fevereiro foi 1,80; 3,53 e 1,32 vezes maior que dos meses de novembro, maio e agosto, respectivamente. Em relação aos meses, a ANOVA mostrou que existe diferença significativa entre as diversidade, porém não houve diferença significativa em relação a equitabilidade.

Tabela 8 – Índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade (D) de Pielou para os meses de novembro/2021, fevereiro/2022, maio/2022 e agosto/2022, no trecho do Submédio do São Francisco.

Meses	Equitabilidade	Diversidade	Exp (H')	(1/(1-D))
Novembro/2021	0,54	1,32	3,74	2,17
Fevereiro/2022	0,79	1,91	6,75	4,76
Maió/2022	0,26	0,65	1,91	1,35
Agosto/2022	0,74	1,63	5,10	3,85
Período _(total)	0,73	1,79	5,99	3,70

4.3.2 Análise de Componentes Principais da ictiofauna do submédio São Francisco

Os dois primeiros eixos da ACP da abundância dos indivíduos nos meses e estações explicaram 48,8% e 50 % da variação total dos dados, respectivamente. A figura 22A representa as espécies que contribuíram para a maior variação dos dados entre os meses de coleta. As espécies *H. gracilis*, *C. sanctifranciscense*, *H. santae*, *C. macropomum*, *M. lippincottianus* e *Ac. lacustris* foram mais abundantes no mês de novembro, contribuindo para a maior variação dos dados. No mês de fevereiro, as espécies mais abundantes foram *S. heterodon*, *As. lacustris*, *O. niloticus* e *H. malabaricus*. *S. marmoratus*, apresentou abundância semelhante entre os meses de fevereiro e

novembro, enquanto que *B. affinis*, *P. costatus* e *C. menezesi* demonstraram semelhança de abundância entre os meses de fevereiro e maio. Já em relação ao mês de maio, as espécies *R. lima*, *Leporinus* sp. e *M. micans* foram as mais relevantes, sendo capturadas apenas nesse mês. O mês de agosto foi intermediário, pois nenhuma das espécies foi associada com esse mês, o que indica que as abundâncias das espécies coletadas não apresentaram valores significativos para representar a variação dos dados. Além disso, as espécies *P. costatus* e *C. menezesi* mostraram uma relação negativa em relação às espécies que explicaram as abundâncias no mês de novembro, indicando que, quando houve o aumento na captura de indivíduos dessas duas espécies, a abundância das espécies do primeiro quadrante da PCA tendeu a reduzir.

A figura 22B representa as espécies que foram mais abundantes e importantes para a distinção da composição de espécie entre as estações. Na estação IV, as espécies mais relevantes foram *O. niloticus*, *S. heterodon*, *A. fasciatus*, *As. lacustris* e *M. lippincottianus*. Essas espécies apresentaram uma relação negativa com as espécies *C. macropomum*, *H. malabaricus*, *P. laurenti*, *B. affinis*, *C. menezesi* e *S. marmoratus*, indicando que com o aumento da abundância das espécies do primeiro quadrante ocorreu a diminuição das espécies do terceiro quadrante. Na estação II, as espécies relevantes foram *H. gracilis*, *H. santae*, *S. brandtii*, *C. sanctifranciscense*, *P. franciscoensis*, *E. cf. besouro* e *Ac. lacustris*, as quais apresentaram uma associação negativa com as espécies *T. guentheri* e *A. vaillanti*. Na estação III, as únicas espécies que contribuíram para a variação dos dados foram *S. knerii*, *L. taeniatus* (foram capturados apenas nessa estação) e *Cichla* sp. Já na estação II, as espécies *R. lima* e *L. alexandri* (capturados apenas nessa estação) foram mais relevantes.

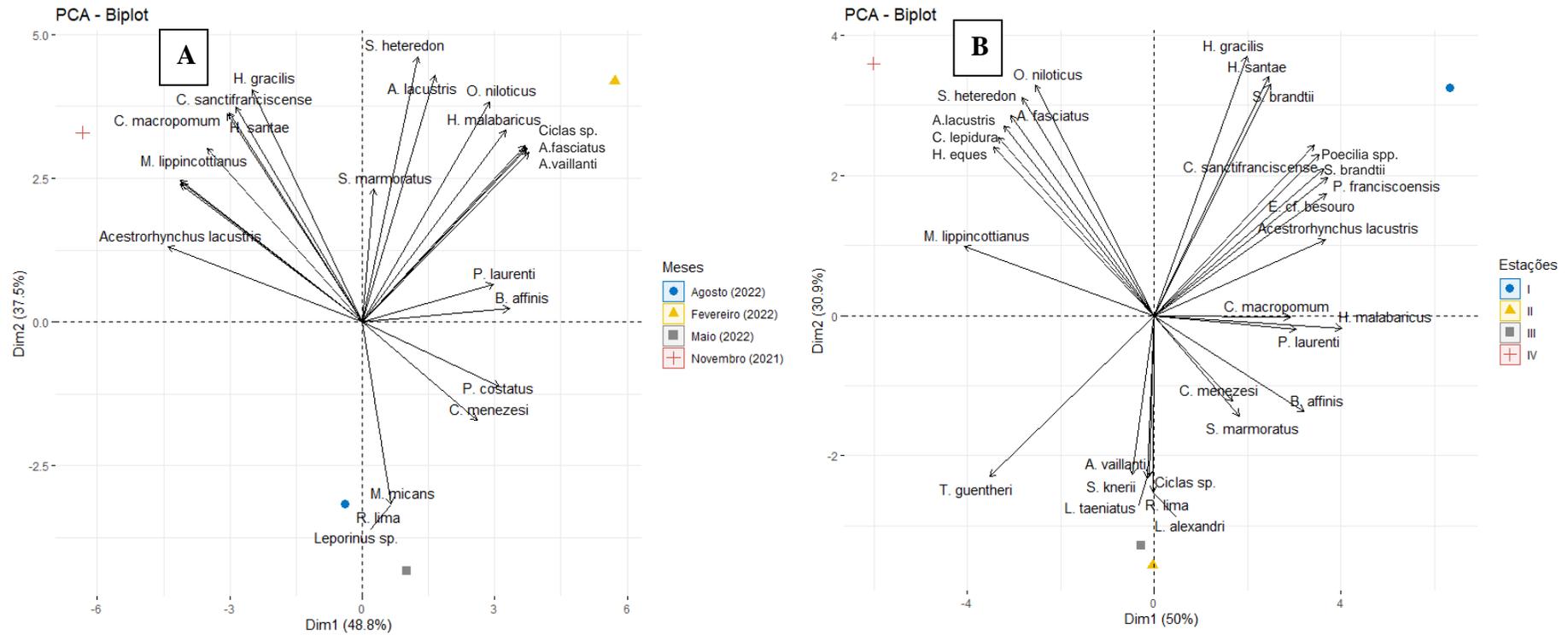


Figura 22 – Análise de Componentes Principais (ACP) da abundância de espécies da ictiofauna do submédio São Francisco relacionadas ao período de coleta (A) e das Estações I, II, III, e IV (B), correspondentes aos municípios de Cabrobó, Orocó, Lagoa Grande e Santa Maria da Boa Vista, respectivamente.

4.3.3 Curva de abundância de espécies

4.3.3.1 Whittaker plot

As curvas de abundância de espécies demonstram os diferentes padrões de distribuição das espécies entre cada estação, apresentando a sequência de espécies da mais abundante para a menos abundante (Figura 23). O comprimento de cada curva representa a riqueza de espécies, já a equabilidade é interpretada pela inclinação da curva, quanto mais inclinada menor será a equabilidade, como é caso das estações II e III. Além disso, pode-se afirmar que nas curvas de abundância que apresentam um formato não tão acentuado significa que todos os indivíduos ocupam o seu espaço, sem que ocorra competição, contudo, quando se tem uma elevação na curva pode significar que existe algum evento que modificou a comunidade, isso é perceptível nas estações II, III e IV.

Em relação à predominância de espécies, na estação I, 8 espécies apresentaram um número de indivíduos maior que 10, compondo 97,73% da abundância relativa, já as outras 16 espécies apresentaram um número de indivíduos menor que 10, compondo 2,64% da abundância relativa. Na estação II, apenas 4 espécies apresentaram um número de indivíduos maior que 10, perfazendo 92,83% da abundância, enquanto que 11 espécies apresentaram um número menor que 10, com 7,16% da abundância. Na estação III, também foram apenas 4 espécies, com cerca de 95,31% da abundância, e 15 espécies perfizeram 4,70%. Na estação IV, 10 espécies apresentaram um número de indivíduos maior que 10, contribuindo com 96,61 da abundância, enquanto que 11 espécies contribuíram com 3,39% (Figura 23).

Na estação I, as espécies mais comuns foram *Hemigrammus gracilis* (1), *Bryconops cf. affinis* (2) e *Poecilia* sp. (3). Na estação II, as espécies *Bryconops cf. affinis* (1), *Anchoviella vaillanti* (2) e *Hemigrammus gracilis* (3), foram as mais comuns. Na estação III, as três espécies mais comuns foram *Bryconops cf. affinis* (1), *Cichla* sp. (2) e *Hemigrammus gracilis* (3). Na estação IV, *Hemigrammus gracilis* (1), *Astyanax lacustris* (2) e *Bryconops cf. affinis* (3) foram as espécies mais comuns, e para todo o trecho as espécies mais raras foram *Leporinus* sp., *Lophiosilurus alexandri*, *Rineloricaria lima*, *Schizodon knerii* e *Serrapinnus piaba*, as quais apresentaram apenas um único indivíduo para todo o trecho (Figura 23).

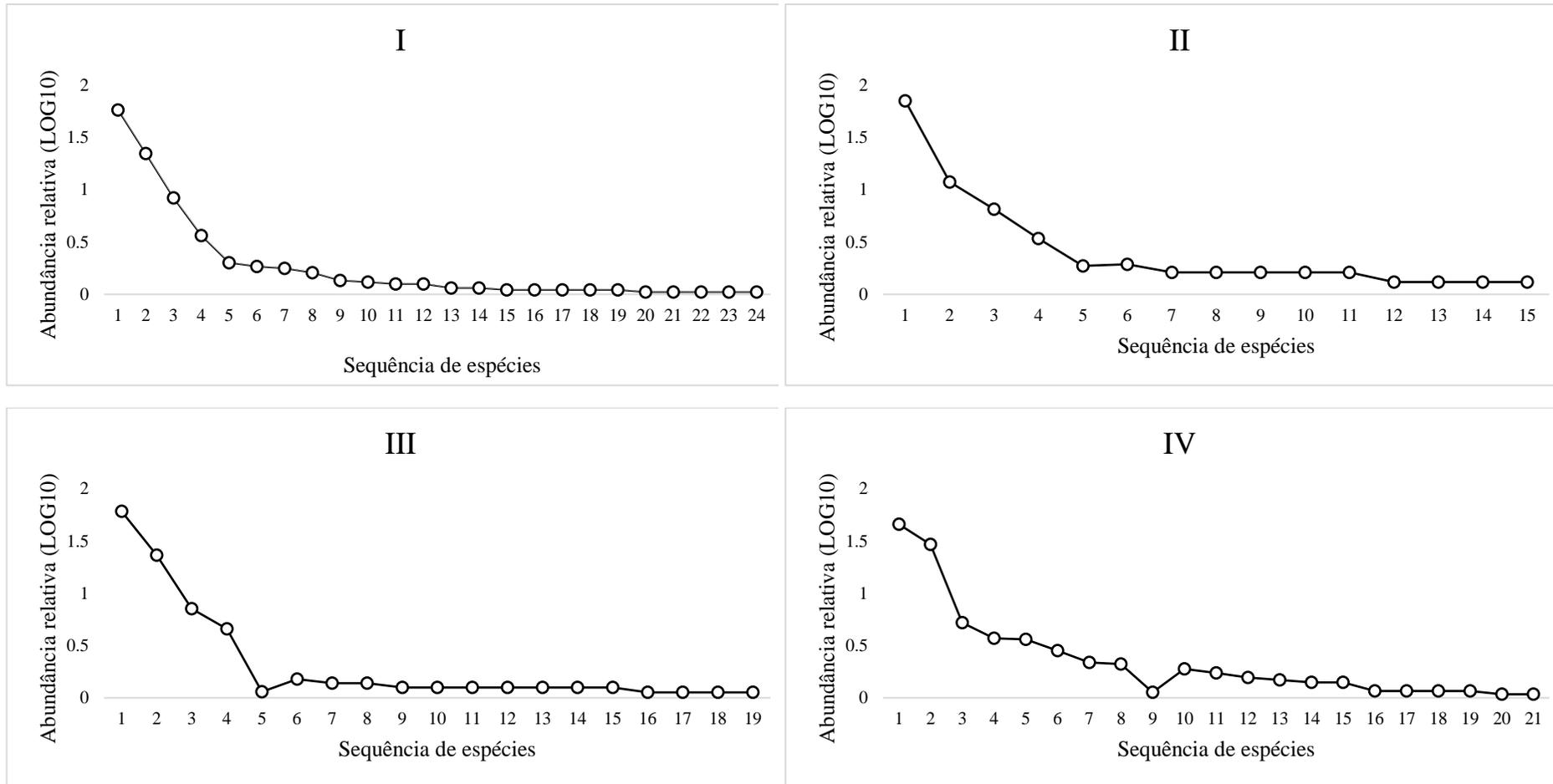


Figura 23: representação gráfica da distribuição de abundância entre as espécies nas estações I, II, III e IV do trecho do submédio do rio São Francisco.

4.3.3.2 Série logarítmica

Por meio dos resultados da série logarítmica foi verificado que para todas estações o X^2 calculado foi menor do que o X^2 tabelado, demonstrando que o modelo se ajusta para todas estações, sobretudo a estação II, que apresentou X^2 de 2,79 (Tabela 9; Figura 24). Em relação ao parâmetro a (parâmetro de diversidade) foi praticamente semelhante entre as estações, sendo maior na estação I, a última da jusante.

Tabela 9: Ajustes da série logarítmica dos peixes coletados nas estações I (Cabrobó), II (Orocó), III (Santa Maria da Boa Vista e IV (Lagoa Grande). Graus de liberdades (Classe -1) das estações I – 8, II – 5, III – 7, IV - 7. Nível de significância 0,05.

Estação	A	X (série log)	X^2 calculado	$X^2_{0,05}$; tabelado	Conclusão
I	3,91	0,997	10,36	$\chi^2_{0,05;8} =$ 15,50	Se ajusta
II	3,25	0,989	2,79	$\chi^2_{0,05;5} =$ 11,07	Se ajusta
III	3,51	0,995	12,97	$\chi^2_{0,05;7} =$ 14,06	Se ajusta
IV	3,49	0,997	7,76	$\chi^2_{0,05;7} =$ 14,06	Se ajusta

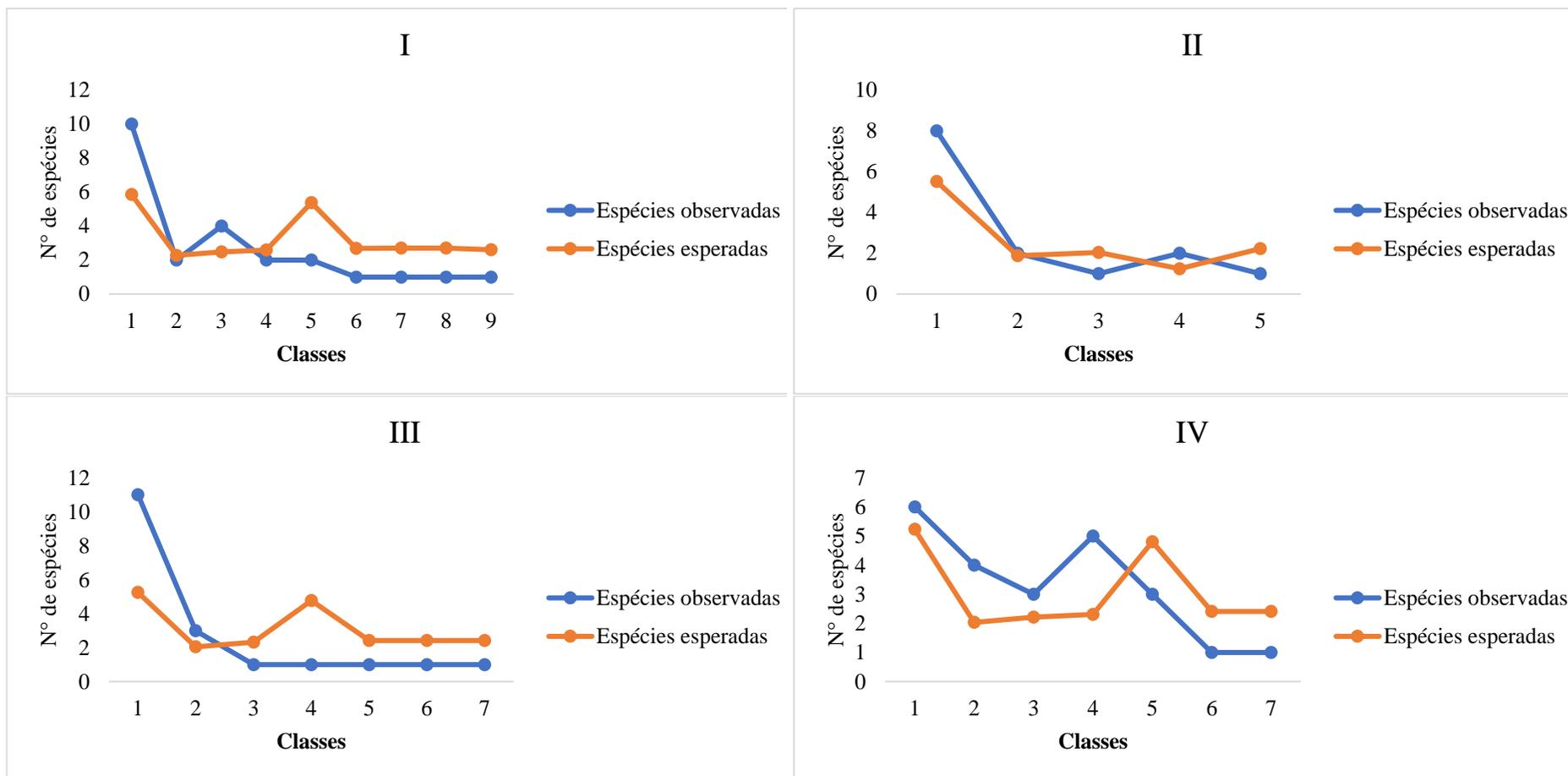


Figura 24: Distribuição das espécies de peixes observadas e esperadas na série logarítmica das estações I, II, III e IV.

4.3.3.3 Série geométrica

Nenhuma das estações foram ajustadas à série geométrica, dos quais apresentaram valores discrepantes entre as espécies observadas e esperadas (Tabela 10 e Figura 25). Comparando as estações é visto que a I e IV foram as que apresentaram os maiores X^2 demonstrando que são as que mais diferem em relação a II e III em termos de distribuição de abundâncias.

Os valores de K em certas situações analisa o espaço do nicho ou os recursos que cada espécie explora. Os valores encontrados, dos quais variaram para cada ponto, não coincide com os valores de X^2 , significando que possivelmente essas oscilações possivelmente se relaciona com a condição de que essas variáveis concebem apenas os números de indivíduos total e riqueza de cada estação, sem levar em consideração a distribuição dos indivíduos em termos do táxon.

Tabela 10: Ajustes da série geométrica dos peixes coletados nas estações I (Cabrobó), II (Orocó), III (Santa Maria da Boa Vista e IV (Lagoa Grande). Graus de liberdades (Classe – 1) das estações I - 23, II – 14, III - 18, IV – 20. Nível de significância 0,05.

Estação	K	C_k	X^2 calculado	$X^2_{0,05;}$ tabelado	Conclusão
I	0,497	1	16.865,19	$x^2_{0,05;23} =$ 35,17	Não se ajusta
II	0,382	1,000733	163,006185	$x^2_{0,05;14} =$ 23,68	Não se ajusta
III	0,4435	1,000015	405,258111	$x^2_{0,05;18} =$ 28,86	Não se ajusta
IV	0,471	1,000002	3.106,53147	$x^2_{0,05;20} =$ 31,41	Não se ajusta

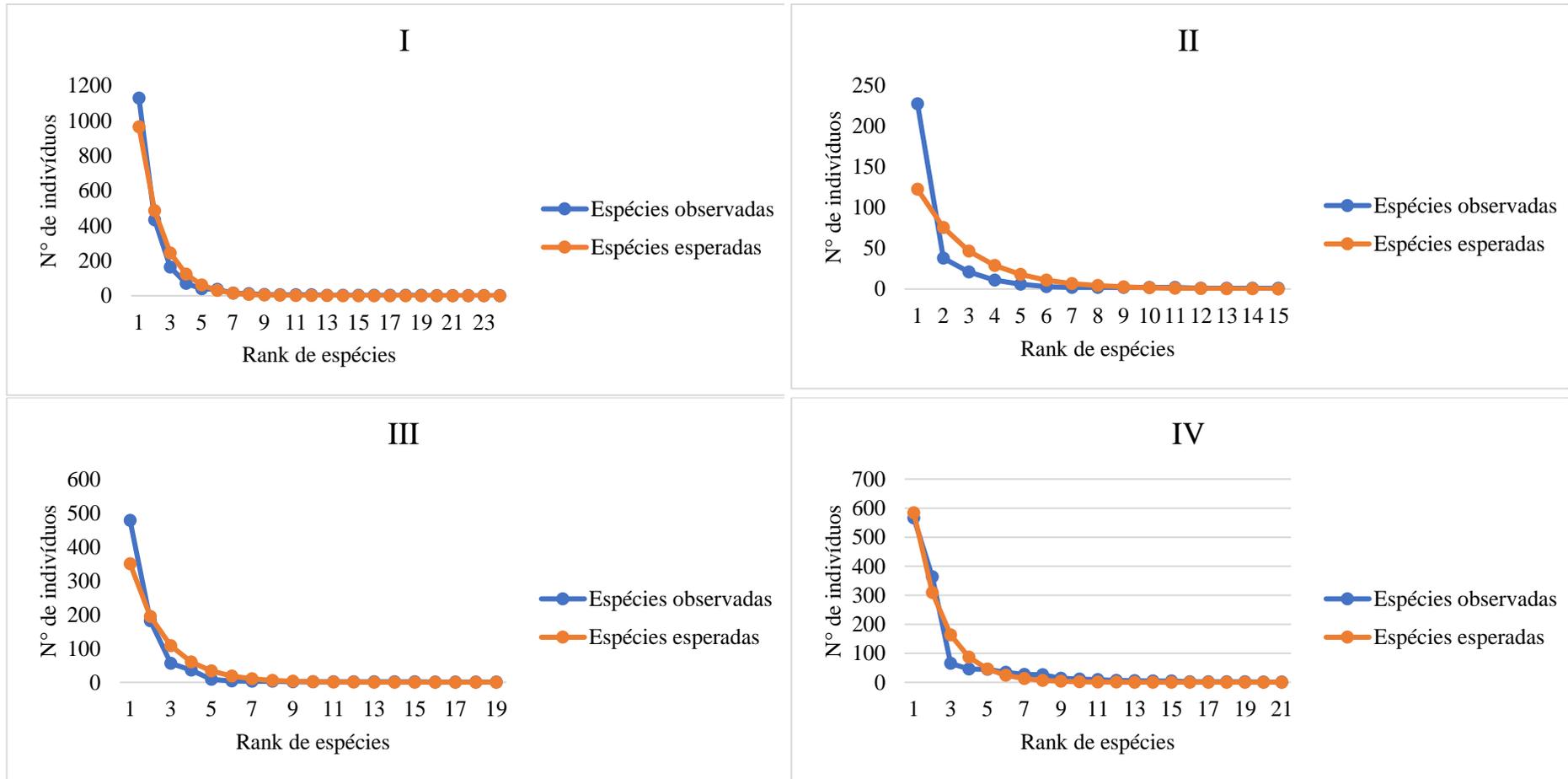


Figura 25: Distribuição das espécies de peixes observadas e esperadas na série geométrica das estações I, II, III e IV.

4.4 DISCUSSÃO

As duas ordens de maior participação relativa da ictiofauna do trecho estudado foram Characiformes (87%) e Perciformes (7%). Este resultado corrobora com os encontrados por Luz et al. (2009; 2012), que também foi realizado no mesmo trecho, porém em ambientes marginais. Ao avaliar a composição e estrutura da comunidade ictiofaunística ao longo do eixo longitudinal do trecho do submédio do São Francisco, Stegmann (2012) também verificou que Characiformes (82,5%) e Perciformes (9,5%) foram as ordens predominantes. A predominância de Characiformes na composição da ictiofauna é característica da maior parte dos rios neotropicais (LUZ et al., 2012).

No tocante à distribuição espacial, a ordem Characiformes também apresentou a maior participação dentre as estações de coleta. Porém, a segunda ordem de maior participação entre elas foi distinta. Na estação I (Cabrobó), a mais distante do reservatório de Sobradinho, a segunda maior ordem foi Cyprinodontiformes (8%), na estação II (Orocó) foi Clupeiformes (12%), representado por uma única espécie; na estação III (Santa Maria da Boa Vista) e IV (Lagoa Grande), que são as estações mais próximas do reservatório de Sobradinho, a ordem Perciformes predominou. Comparando estes resultados com os encontrados por Stegmann (2012), foi visto que a Characiformes foi a ordem mais abundantes em todas as estações, e nas estações mais próximas do reservatório de Sobradinho (Sobradinho e Petrolina), sendo que Perciformes também foi a segunda ordem de maior participação.

As modificações na composição e estrutura da comunidade ictiofaunística ao longo de um rio podem estar relacionadas com diversos fatores ambientais, incluindo o controle hidrológico do rio, cujo regime influencia a flora e a fauna aquática, e o próprio ambiente circundante. Além disso, a diminuição ou elevação da descarga e variação do nível hidrológico podem provocar vários efeitos sobre as variáveis que constroem os habitats físicos e que, conseqüentemente, modificam as comunidades do ecossistema (ZDANKUS et al., 2008). Algumas modificações são perceptíveis, como perda de habitat provocada pela degradação do canal, elevação do volume de material fino no substrato, modificação na velocidade da correnteza da água e da profundidade, redução da migração causada pelo baixo nível da água, diminuição das áreas de retenção de peixes adultos e danos nos locais de desova disponíveis (STANFORD e WARD, 1996).

A predominância de peixes pertencentes à ordem Characiformes é uma particularidade dos ambientes de água doce neotropicais. Contudo, Loures e Pompeu (2012) ao avaliarem a variação temporal na composição e abundância da comunidade de peixes, em locais próximos ao reservatório de Três Marias, localizado na porção superior do rio São Francisco, constataram a predominância de espécies pertencentes à ordem Siluriformes, atribuindo essa alteração, à construção do reservatório, evidenciado a influência dos barramentos na modificação da comunidade ictiofaunística ao longo do eixo horizontal do rio.

Em relação à ordem Perciformes, Stegmann (2012) registrou a predominância dos ciclídeos *O. cf. niloticus* e *C. cf. sanctifranciscensis*, diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho, cujas espécies de maior participação foram *Cichla* spp. e *O. niloticus*. Não foi capturada espécie da família Sciaenidae, provavelmente devido à preferência desses organismos por ambientes com condições lênticas e habitat profundos, características próprias dos reservatórios (AGOSTINHO et al., 2007).

Estudos mais recentes realizados na bacia do Rio São Francisco indicam que existem aproximadamente 184 espécies de peixes descritas para bacia (GODINHO e GODINHO, 2006). Britski et al. (1984) registraram 132 espécies, enquanto Reis et al. (2003) compilaram 173 espécies. No presente trabalho, foram encontradas 38 espécies, sendo uma riqueza compatível com a média de 30 espécies, estabelecida por Agostinho et al. (2007) para regiões que sofrem influência de reservatórios. Luz et al (2009) encontraram 47 espécies, sendo *A. lacustris*, *M. costae* e *C. lepidura* as mais abundantes.

Em relação a riqueza de espécies, é importante destacar que algumas espécies tiveram sua distribuição alterada ao longo do trecho a jusante do reservatório, ocorrendo uma diminuição abundância de indivíduos. Isto pode estar relacionado com os impactos no trecho ou com a biologia das espécies, por sua preferência por locais menos profundos (JARAMILLO-VILLA e CARAMASCHI, 2008), justificando as espécies com abundâncias mais elevadas nas estações próximas do reservatório de Sobradinho.

Vários fatores podem explicar a distribuição espacial e temporal da riqueza de espécie de um determinado local, incluindo a variação climática, alterações nas variáveis abióticas e características do habitat (FRANÇA et al., 2012). As modificações nos habitats ocasionadas pela interferência humana também podem provocar mudanças e diferença na composição da comunidade, dentro de um mesmo tipo de habitat (YEAGER

et al., 2011). Uma das principais causas da modificação de habitats são os represamentos instalados ao longo do rio, que deram diversos impactos, incluindo alterações químicas e físicas, bloqueio de rotas de migração, alterações na distribuição espaço-temporal da vazão, que conseqüentemente ocasionam a mudança na composição e estrutura das comunidades de peixes, podendo se intensificar para algumas espécies, sobretudo, aquelas que apresentam padrões de migração (AGOSTINHO et al., 2007).

Dentre as espécies capturadas por Stegmann (2012) e não encontradas neste trabalho estão *P. piraya*, *R. xenodon*, *T. chalcus*, *C. gilberti*, *S. elegans*, *H. cf. lacerdae*, *B. stramineus*, *P. argentea*, *P. kennedyi*, *A. piracicabae*, *P. argenteus*, *A. ocellatus*, *G. brasiliensis*, *H. alatus* e *R. áspera*. Assim, foram identificadas 20 espécies não compartilhadas entre os dois trabalhos, que pode estar relacionado com uma ação antrópica humana negativa sobre as comunidades de peixes ao longo da última década, ou por fatores naturais não considerados em ambos os trabalhos.

Desta forma, podemos salientar a ausência de espécies de importância econômica migradoras de longa distância, e que estão no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (2018), dentre essas estão *P. corruscans* (surubim), *B. orthotaenia* (matrinchã), *S. franciscanus* (dourado), e *C. conirostri* (pirá), além de outras espécies. Esses peixes possuem um processo de reprodução altamente relacionado com às alterações ambientais provocado pelo ciclo hidrológico, cuja desova ocorre uma única vez no ano, simultaneamente com elevação do nível do rio, além de outros fatores, como turbidez da água e chuvas, que se tornam estimulantes naturais para que possam migrar e realizar reprodução (ESTEVEZ, 1998).

Em relação à variação sazonal, a maior riqueza de espécies foi no mês de fevereiro, quando a vazão média foi de aproximadamente 4.620,62 m³/s, e em maio, quando a vazão baixou para 1.373,21. O mês de menor riqueza foi agosto, cuja vazão foi de 2.029,70 m³/s. É possível constatar que em períodos de alta vazão tende a ocorrer uma maior riqueza de espécies, e que essa variação de vazão é fator determinante para alterar a composição da comunidade.

Os níveis baixos de vazão, o regime de vazão e a intensidade dos eventos com alta vazão podem provocar efeitos relevantes na biodiversidade e nos processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos (BROWN e FORD, 2002). Esses efeitos se tornam mais severos abaixo da barragem, se tornando menos adversos à medida que os afluentes e outras características físicas do rio atenuam os efeitos da barragem (BROWN e FORD,

2002). Gehrke e Harris (2001) verificaram que a riqueza de espécies nativas é maior em rios que não sofrem influência de variação de vazão, por outro lado, rios regulamentados por represas tendem a apresentar menor riqueza de peixes nativos. No rio São Francisco, estudos já demonstraram o decréscimo dos estoques de peixes nativos de importância comercial e aumento daqueles de peixes não nativos (D'AVILLA et al., 2021).

Dentre as espécies introduzidas capturadas neste trabalho, estão *Cichla* ssp. do qual foi demonstrado que se reproduzem durante o período de cheias. A segunda espécie não nativa de maior participação foi *O. niloticus*, também capturados unicamente no mês de maior cheia. Os representantes da ordem Perciformes apresentam uma variedade de características que possibilitam sua sobrevivência em ambientes impactados, principalmente em relação aos aspectos reprodutivos, pois apresentam cuidado parental (AGOSTINHO et al., 2007), e hábito alimentar generalista e uso de amplo espectro de recursos alimentares (KULLANDER, 2003).

Vários fatores podem ter contribuído para que essas espécies fossem capturadas respectivamente em meses de alta e baixa vazões. Os impactos decorrentes da variação de regime hidrológico dependerão das peculiaridades da fauna local, sendo que algumas espécies irão se beneficiar, enquanto que outras irão se prejudicar (AGOSTINHO et al., 2007). A riqueza durante os períodos de cheias pode ser explicada pelo fato de uma grande parte das comunidades ictiofaunísticas usarem as planícies aluviais como áreas de reprodução, habitat, alimentação e refúgio (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1995). Na estação seca, essas áreas ficam isoladas do canal principal, formando inúmeras lagoas marginais e lagos, algumas permanecendo até as próximas cheias, enquanto outras secam, e durante o período de estiagem, esses locais vão perdendo a riqueza de espécies de peixes, devido às condições a que são submetidas (POMPEU e GODINHO, 2006).

Muitas espécies de peixes durante o período de cheia migram lateralmente de lagoas ou canais fluviais para as planícies aluviais vegetativas, permanecendo até que os níveis de água sejam máximos, ou que as águas recuem forçando-as a migrar novamente para os canais fluviais (CASTELLO, 2008). Nas planícies aluviais, durante o período de seca, os peixes sofrem elevadas taxas de mortalidade natural ocasionadas pelas altas temperaturas ou baixos níveis de oxigênio, forçando-as a regressar para os canais do rio, no qual algumas migram longitudinalmente para a montante para desovar ou encontrar outros habitats (WELCOMME, 2004).

Em relação a diversidade encontrada nas estações e nos meses, é importante destacar que, esses índices combinam dois fatores importantes: a riqueza de espécies e sua equitabilidade. A equitabilidade demonstra o quão similar as espécies estão representadas nas comunidades, sendo assim, quanto maior diversidade maior será a equitabilidade (MELO, 2008). De acordo com Scolforo et al. (2008), valores baixos de diversidade indicam certa dominância ecológica de poucas espécies e que predominam na comunidade. A explicação para esses resultados pode estar relacionada com as condições ambientais que a estação IV e o mês de fevereiro forneceram para a comunidade ictiofaunística, incluindo a característica do ambiente, que foi descrita na tabela 3, e as cheias, respectivamente.

Ward e Stanford (1983) realçam que os elevados valores de diversidade esperados para os locais médios de sistemas naturais possivelmente poderão ter sido originados da heterogeneidade espacial e temporal, isto é, da probabilidade temporal das ocorrências que dominam a dinâmica natural do ecossistema. Portanto, o conhecimento da diversidade entre as estações e os meses foi relevante para a compreensão da dinâmica da natureza, e por ampliação, para melhorar o gerenciamento dos locais em junção a atividades de exploração de baixo impacto, conservação de recursos naturais ou regeneração de ecossistemas danificados (MELO, 2008).

Por meio da ACP, foi possível verificar quais das espécies contribuíram para distinguir a abundância das comunidades de peixes entre os meses e estações, demonstrando aquelas que foram mais importantes para contribuição da variação dos dados. Na ACP foi perceptível verificar que os meses de novembro e fevereiro foram os que obtiveram um número maior de espécies relevantes para a variação dos dados, sendo que agosto e maio, tiveram menos espécies importantes, contudo apresentaram semelhança em termos de abundância para algumas espécies.

Em relação às estações é possível afirmar que de acordo com os dados de abundância e com a ACP, as estações I e IV possuem as maiores abundância de espécies que contribuíram para a variação dos dados, enquanto que as estações II e III foram as menores, embora a abundância de espécies tenha sido semelhante. É importante ressaltar que tanto entre os meses quanto as estações é visto que algumas espécies se opuseram umas com as outras. Essa oposição ou independência entre os peixes é comum, justamente porque, a depender da espécie, os recursos explorados são diferentes, podendo também

estar associado com a fase de vida do peixe, sendo que jovens e adultos tendem a explorar espaços e alimentos diferentes (BROSSE e LEK, 2000).

Brosse e Lek (2000) aplicaram a ACP para visualizar a assembleia espacial de peixes de uma determinada área, demonstrando que algumas espécies também mostraram oposição umas em relação a outras, principalmente entre jovens e adultos. Além disso, os autores chegaram à conclusão de que a ACP apresentou limitação da confiabilidade nos resultados, devido aos baixos valores de porcentagens, dos quais o primeiro e o segundo eixos foram responsáveis por 10,6 e 10,1% da variância total, respectivamente, diferente dos resultados encontrados no presente trabalho, onde a explicabilidade foi mais elevada.

De acordo com Rencher (2002), os dois primeiros CPs devem ter pelo menos 70% da variância total, e essa porcentagem corrobora com as encontradas no presente trabalho. É importante salientar, que algumas espécies mesmo apresentando poucos indivíduos para todas as amostras do trecho, foram relevantes para colaborar para a variação dos dados entre os meses e estações, isto porque, para aquele mês ou estação, mesmo tendo uma abundância baixa para todas as amostras, quando comparado com outros meses ou estações, foram as mais abundantes, se tornando importantes para distinção das abundâncias.

A distribuição da composição de espécies ao longo do trecho estudado e diante dos meses de captura foram totalmente distintos. Isso revela as possíveis modificações ocasionados pela ação antrópica, sobretudo o controle hidrológico. Além da composição, a estrutura da comunidade também pode ter sido afetada pelas condições ambientais, e isso pode ser visto por meio da curva *Whittaker plot* e pelo ajuste das comunidades realizado pelos modelos teóricos. Por meio da curva *Whittaker plot* é possível identificar os padrões pertinentes em relação ao número de espécies raras que são representadas por um ou dois indivíduos, cuja participação aumentou quando feita a comparação entre as estações.

As oscilações da abundância de uma determinada espécie caracteriza a ruptura na distribuição dos táxons ao longo de um eixo longitudinal de um rio, que está ligado a muitos fatores, dentre esses, a escolha ou a desocupação de um determinado local, sendo que peixes demonstram ter preferência em viver em agregação com habitats específicos, que normalmente não são expressos de forma homogênea ao longo de todo o rio (ANGERMEIER et al., 2002). Fazendo uma comparação entre as estações analisadas, é

visto que a estação IV é que apresenta o menor número de espécies raras, sendo que apenas 6 espécies apresentaram de 1 a 2 indivíduos, enquanto as estações com maior número de espécies raras foram III e I, nas quais 11 e 10 espécies apresentaram de 1 a 2 indivíduos, respectivamente. Normalmente, é compreensível que um menor número de espécies raras seja encontrado em locais próximos aos reservatórios, sendo que esses locais muitas vezes sofrem impactos diretamente do represamento (STEGMANN, 2012), porém os locais mais a jusante do reservatório também são impactados, principalmente em termos de modificação de habitats, dentre esses a diminuição da correnteza e da profundidade (AGOSTINHO et al., 2007), o que pode justificar o fato das estações mais a jusante apresentarem o maior número de espécies raras.

Rios que sofrem influência de represamentos, geralmente mantêm uma tendência inata em reconstituir as condições ecológicas naturais, uma vez que, se distanciam do reservatório, sendo essa distância fundamental para a reconstituição natural do local, denominado de distância "reset". Assim, normalmente os pontos mais distantes tem uma característica de apresentar condições mais equilibradas, justamente pela colaboração da bacia de drenagem, mesmo apresentando um caráter efêmero (WARD e STANFORD, 1995), contradizendo os resultados encontrados neste trabalho. A variação ocorrida de espécies em termos de abundância ou dominância entre as estações pode indicar uma estruturação um pouco alterada, sendo que o padrão das comunidades ecológicas é que algumas espécies são comuns/frequentes e outras, no caso a maioria, são raras (MAGURRAN, 2004).

Em relação ao ajuste dos modelos, na série geométrica, nenhuma das estações se ajustou, todas apresentaram valores discrepantes entre os encontrados e esperados para o ajuste a série geométrica. Os pressupostos do modelo afirmam que, caso uma espécie dominante ocupe uma proporção K de algum recurso, a segunda espécie mais dominante irá ocupar a proporção K dos demais recursos, até que todas as espécies (S) tenham se acomodado (MAGURRAN, 1988). Sendo assim, o modelo demonstrará uma situação na qual todas as espécies são energeticamente correspondentes e que a magnitude dessa associação é proporcional à abundância da espécie, no qual as mais abundantes necessitam obter mais energia do sistema (FERREIRA e PETRERE, 2008).

Desta forma, a associação entre a abundância de cada espécie e a do seu precursor é uma constante, acarretando uma distribuição mais homogênea, normalmente como uma reta descendente. Contudo, todas as estações apresentaram um padrão de poucas espécies

dominantes e muitas espécies raras, sobretudo para as estações I e IV. Pesquisas já observaram que os padrões estruturais definidos pelas séries geométricas são normalmente características de ambientes pobres em diversidade, ou ambientes que estão em fase iniciais de prosseguimento ecológico. Sendo assim, outros modelos poderão ser aplicados, desde que suas condições ambientais se recuperem (MAGURRAN 2004; WHITTAKER, 1965).

Nos resultados encontrados por Stegmann (2012) foi visto que apenas uma estação se ajustou à série geométrica, enquanto que as demais apresentaram valores discrepantes entre os valores observados e esperados para o ajuste do modelo. Já no trabalho de Petesse (2006), que teve como propósito caracterizar a ictiofauna do reservatório de Barra Bonita, foi observado que o ambiente central do reservatório foi o melhor a se ajustar à série geométrica, sendo que existiam muitas espécies com abundância elevada e intermediária. É peculiaridade da série geométrica se ajustar a comunidades com poucas espécies, que estão em ambiente com situações rigorosas, cuja representação é de um pequeno grupo de espécies dominantes, e uma elevado número de espécies com abundâncias intermediárias e um pequeno grupo de espécies raras (WHITTAKER, 1965).

Desta forma, como nenhuma estação se ajustou à série geométrica, pode-se afirmar que as comunidades não apresentam uma estruturação simples, pois o modelo é específico de comunidades pioneiras, que geralmente habitam habitats inicialmente vazios com poucas espécies, contudo apresentando elevadas abundâncias, normalmente utilizada para descrever amostra de comunidades pequenas, estressadas ou pioneiras (KREBS, 2013).

Em contrapartida a série logarítmica se ajustou a todas as estações, sendo que o melhor ajuste foi na estação II, seguida da IV, e o pior foi na estação III. Esses resultados são semelhantes entre os dois modelos utilizados. A série geométrica nos diz que espécies novas estão chegando a um ambiente insaturado em intervalos regulares de tempo, e apropria-se a porção de nicho remanescente. Contudo, a série logarítmica prenuncia que esse intervalo de chegada de espécies é mais aleatório do que regular (MAGURRAN, 1988; 2004). Sendo assim, pode se afirmar que a série geométrica são medidas sucessivas decrescente de distribuição das abundâncias, sendo mais equilibradas as espécies da comunidade, enquanto a série logarítmica apresenta uma distribuição mais heterogênea, o que beneficia o ajuste as mais variadas comunidades.

Por meio dos resultados, pode ser concluir que as 4 estações apresentaram alterações na estruturação da ictiofauna. Essas modificações podem estar relacionadas com alguns aspectos biológicos, dentre esses: (I) a estação IV, a mais próxima do reservatório de Sobradinho, apresentou um menor número de espécies raras, em contrapartida a segunda estação mais próxima do reservatório apresentou o maior número de espécies raras, sendo que esse padrão se repetiu para as demais estações; (II) as estações mais próximas do reservatório apresentaram o maior número de espécies introduzidas; e (III) a estação I apresentou maior abundância de espécies oportunistas de pequeno porte.

4.5 CONCLUSÃO

Por fim, conclui-se que variação da vazão é um fator determinante para alterar a composição e estrutura das comunidades de peixes. Porém, apesar dos efeitos negativos impostos pelo controle de vazão, algumas espécies conseguem recuperar suas populações, à medida que a vazão apresente níveis adequados e satisfatórios para a manutenção do ecossistema, quando a riqueza tende a aumentar ao longo do eixo longitudinal, dependendo das características do ambiente. Essa resposta pode estar relacionada à extensão do trecho submédio da bacia hidrográfica do rio São Francisco, onde as espécies podem encontrar outros locais adequados para sua sobrevivência, como lagoas marginais e tributários, que tem o papel de amortecer os efeitos causados pela barragem de Sobradinho.

Além disso, a riqueza e diversidade das espécies entre períodos de vazões diferentes e estações vai depender da preferência ambiental de cada espécie pelas peculiaridades dos locais e níveis de vazão. Embora períodos de alta vazões sejam importantes para que as espécies possam vir a se reproduzir e aumentar seus estoques populacionais, as espécies migradoras possuem uma maior dependência quando comparadas com espécies sedentárias. Tal entendimento pode explicar a dificuldade de espécies migradoras como surubim (*P. corruscans*), matrinchã (*B. orthotaenia*) e pirá (*C. conirostris*), não mais capturados em todo o trecho a jusante do reservatório de Sobradinho, restaurarem suas populações visto que essas espécies não tem encontrado condições ambientais necessárias para sua reprodução e crescimento inicial nos trechos a jusante do represamento.

Por fim, os resultados dessa pesquisa se tornam relevante para entender como a comunidade ictiofaunística se comporta a longo prazo diante de tantos impactos ambientais. Por meio dessas informações será possível encontrar as principais problemáticas que causam as modificações na estrutura da comunidade, com intuito de traçar planos de manejo e conservação para manter o ecossistema equilibrado, além de orientar a forma adequada para construção de novos empreendimentos que venham a ser planejados na região.

4.6. REFERÊNCIAS

- ABDI, Hervé; WILLIAMS, Lynne J. Principal component analysis. **Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics**, v. 2, n. 4, p. 433-459, 2010.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish**, p. 141-148, 1995.
- ANGERMEIER, P. L. et al. Discontinuity in stream-fish distributions: implications for assessing and predicting species occurrence. **Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press, Covelo, California**, p. 519-527, 2002.
- BEDNAREK, A. T. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. **Environmental Management**, v. 27, n. 6, p. 803–814, 30 jun. 2001.
- BERNARDES, L. M. C. Notas sobre o clima da bacia do São Francisco. **Revista brasileira de geografia**, 1951.
- BOURNE, C. M. et al. Barriers to fish passage and barriers to fish passage assessments: the impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. **Aquatic Ecology**, v. 45, n. 3, p. 389–403, set. 2011.
- BRITSKI, H. A et al. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. Brasília: Câmara dos Deputados/Codevasf, 1984. 128 p.
- BROSSE, S.; LEK, S. Modelling roach (*Rutilus rutilus*) microhabitat using linear and nonlinear techniques. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 3, p. 441-452, 2000.
- BROWN, L. R.; FORD, T. Effects of flow on the fish communities of a regulated California river: implications for managing native fishes. **River Research and Applications**, v. 18, n. 4, p. 331-342, 2002.
- CAIOLA, N. et al. Effects of flow regulation on the establishment of alien fish species: A community structure approach to biological validation of environmental flows. **Ecological Indicators**, v. 45, p. 598–604, 2014.

- CAROLSFELD, J. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. In: SATO, Y.; GODINHO, H.P. Migratory Fishes of the São Francisco River, 2003. p. 197-232.
- CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 38-46, 2008.
- CORREIA, M. F; DIAS, M.A.F.S. Variação do nível do reservatório de Sobradinho e seu impacto sobre o clima da região. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 157, 2003.
- D'AVILLA, T et al. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, 2021.
- DA LUZ, S.C.S; et al. Composição da ictiofauna em ambientes marginais e tributários do médio-submédio rio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 2, p. 358-366, 2012.
- DE ARAÚJO, S. S. **O peixe, o pescador e a barragem de Xingó no baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas no Brasil**. 2016.
- DE ASSIS ESTEVES, Francisco. **Fundamentos de limnologia**. Interciência, 1998.
- DEPHILIP, M; MOBERG, T. Ecosystem flow recommendations for the Susquehanna River basin. **The Nature Conservancy: Harrisburg, PA, USA**, 2010.
- DO VASCO, Anderson Nascimento; NETTO, Antenor de Oliveira Aguiar; DA SILVA, Marínoe Gonzaga. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 4, p. 556-565, 2019.
- FERRARIS, C. J. Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central **America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil, 2003.
- FERREIRA, F. C. et al. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 1003-1012, 2008.

- FRANCA, Susana et al. Predicting fish community properties within estuaries: influence of habitat type and other environmental features. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 107, p. 22-31, 2012.
- FREITAS, L.O et al.; Pesca artesanal no cânion do rio São Francisco: modo de vida, desafios e percepções. In: NOGUEIRA, E.M.S.; SÁ, M.F.P.; A pesca artesanal no baixo São Francisco Atores, Recursos, Conflitos. Petrolina, PE Editora da Sociedade Brasileira de Ecologia Humana, 2015.
- GEHRKE, P. C.; HARRIS, J. H. Regional-scale effects of flow regulation on lowland riverine fish communities in New South Wales, Australia. **Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management**, v. 17, n. 4-5, p. 369-391, 2001.
- GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Lista de peixes nativos da bacia do São Francisco. Disponível em www.sfrancisco.bio.br, Acesso em 05/02/2023.
- HOLANDA, F. S. R. et al. Environmental Perception of the São Francisco Riverine Population in Regards to Flood Impact. **Journal of Human Ecology**, v. 28, n. 1, p. 37–46, out. 2009.
- HOPKINSON, C. S.; VALLINO, J. J. The Relationships among Man's Activities in Watersheds and Estuaries: A Model of Runoff Effects on Patterns of Estuarine Community Metabolism. **Estuaries**, v. 18, n. 4, p. 598, dez. 1995.
- ICMBIO, JRV. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 2018. 495p.
- JARAMILLO-VILLA, U; CARAMASCHI, É. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 7, 2008.
- KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. University of British Columbia, 2013.
- KULLANDER, S. O. Cichlidae (Cichlids). In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 731-740, 2012.

- LOUZADA, M. O. **Migratory fish habitat fragmentation by hydropower dams:** 2017.
- LUCAS, M. C. et al. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 3, p. 621–634, mar. 2009.
- LUZ, S. C. S, et al. Estrutura da assembléia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 117-129, 2009.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press, 1988.
- MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A. **Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio são francisco (SE/AL)**. 2007.
- MELO, Adriano Sanches. O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008.
- MESCOLOTTI, P.C.; et al. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco. **Quaternary Science Reviews**, v.263, p. 1-19, 2021.
- NASCIMENTO DO VASCO, A.; DE OLIVEIRA AGUIAR NETTO, A.; GONZAGA DA SILVA, M. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 4, p. 556–565, out. 2019.
- PETESSE, M. L. **Caracterização da ictiofauna da Represa de Barra Bonita (SP) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB)**. 2006.
- POMPEU, P. S; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 427-433, 2006.
- PRESTON, Frank W. The commonness, and rarity, of species. **Ecology**, v. 29, p. 254-283, 1948.

REIS, R.E et al. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. 1 ed. Porto Alegre, EDIPUCRS, 2003.

ROSINDELL, J; CORNELL, S. J. Universal scaling of species-abundance distributions across multiple scales. **Oikos**, v. 122, p. 1101-1111, 2013.

SANTANA, K. N. C. et al. Efeitos da regularização dos reservatórios na ictiofauna do baixo curso do rio São Francisco. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 4, n. 1, p. 95, 23 nov. 2016.

SCOLFORO, J. R. et al. Diversidade, equabilidade e similaridade no domínio da caatinga. Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Decidual-Florística, Estrutura, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Manejo Florestal, p. 118-133, 2008.

SOARES, E. C. et al. Pesca artesanal e ictiofauna no baixo São Francisco, após sete anos de redução de vazões na hidroelétrica de Xingó. **Research, Society and Development**, v. 12, n. 1, p. e1112139271, 2 jan. 2023.

STANFORD, J. A. et al. A general protocol for restoration of regulated rivers. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 12, n. 4-5, p. 391-413, 1996.

STEGMANN, L. F. **Estrutura da ictiofauna ao longo do eixo longitudinal em um trecho segmentado do submédio rio São Francisco**. 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

STEVENS, Martin Henry Hoffman. **A Primer of Ecology with R**. New York: Springer, 2009.

WALTERS, C.J.; COLLIE, J. S. Experimental Designs for Estimating Transient Responses to Habitat Alteration: Is It Practical to Control for Environmental Interactions? In: LEVINGS, C.D.; HOLTBY, L.B.; HENDERSON, M.A. Proceedings of the National Workshop on Effects of Habitat Alteration on Salmonid Stocks. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 1989. p. 13-20

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regulated rivers: research & management**, v. 10, n. 2-4, p. 159-168, 1995.

- WELCOMME, R. L. et al. Dependence of tropical river fisheries on flow.
In: Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries. RAP Publication 2004/16. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2004. p. 267-283.
- WHITTAKER, Robert H. Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. **Science**, v. 147, n. 3655, p. 250-260, 1965.
- YEAGER, L. A et al. Effects of habitat heterogeneity at multiple spatial scales on fish community assembly. **Oecologia**, v. 167, p. 157-168, 2011.
- ZAR, Jerrold H. **Biostatistical analysis**. Pearson Education India, 1999.
- ZDANKUS, N et al. Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 16, n. 3, p. 128-134, 2008.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conclui-se que a vazão é um fator determinante para as capturas pesqueiras do submédio do São Francisco. Das variáveis analisadas, a vazão média, a diferença de vazão e o mês propriamente dito, se associaram com as capturas pesqueiras, já em relação aos valores de vazão máxima e mínima não demonstrou nenhum tipo de relação com as capturas. Em relação a composição e estrutura das comunidades de peixes foi visto que a variação da vazão, ao longo do tempo, tende a ocasionar modificações nessas comunidades, contudo existe espécies que conseguem se restabelecer no ambiente e recuperar suas populações, principalmente as espécies de pequeno porte, por outro lado, peixes migradores tendem a ter suas populações reduzidas, devido aos efeitos dos represamentos.