



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

**AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL COM
MÉTODOS PARA DADOS LIMITADOS**

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. Humber Agreli Andrade
orientador

Recife,
fev/2022

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)

S586a Silva, Matheus Lourenço Soares
AVALIAÇÃO DOS EŜTOQUES DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL
COM MÉTODOS PARA DADOS LIMITADOS / Matheus Lourenço Soares
Silva. - 2022.
156 f. : il.

Orientador: Humber Agreli Andrade.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Recife,
2022.

1. Pesca de camarões. 2. Rendimento Máximo Sustentável. 3. Gestão
pesqueira. I. Andrade, Humber Agreli, orient. II. Título

CDD 639.3

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

**AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL COM
MÉTODOS PARA DADOS LIMITADOS**

Matheus Lourenço Soares da Silva

Dissertação julgada adequada para
obtenção do título de mestre em
Recursos Pesqueiros e Aquicultura.
Defendida e aprovada em 21/02/2022
pela seguinte Banca Examinadora.

Prof. Dr. Humber Agreli Andrade

Orientador

Departamento de Pesca e Aquicultura-DEPAQ/UFRPE

Prof.^a Flávia Lucena Frédou

Membro interno titular

Departamento de Pesca e Aquicultura-DEPAQ/UFRPE

Prof. Dr. Marcelo F. Nóbrega

Membro externo titular

Departamento de Oceanografia- DOCEAN/UFPE

Dedicatória

Dedico esta dissertação aos meus pais, pilares da minha formação como ser humano.

Agradecimentos

A Deus por ter me proporcionado valiosos momentos de aprendizagem, entusiasmo e força de vontade. Aos meus pais Gelcino Lourenço e Maria José por sempre darem todo apoio e suporte aos meus estudos e minha vida acadêmica. Ao professor orientador Prof. Dr. Humber Agrelli Andrade meu agradecimento especial, pelos valiosos ensinamentos, orientações e apoio, tornando possível a realização desta pesquisa.

Agradeço a todos os docentes do programa de pós-graduação em recursos pesqueiros e aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco que através de suas disciplinas me passaram vários ensinamentos que auxiliaram na minha caminhada. Aos companheiros de trabalho do laboratório de modelagem estatística aplicada- MOE que sempre me acompanharam durante essa jornada e deram alguma contribuição direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

Resumo

Apesar da importância cultural, social e econômica das pescarias de camarões no Brasil, a falta de informações em quantidade e qualidade tem se mostrado um empecilho para avaliar o estado desses recursos. Portanto, foram levantadas inicialmente informações de capturas, disponíveis em boletins estatísticos pesqueiros governamentais de 1946 a 2011. Limitações e lacunas de dados foram identificadas e reconstruídas a partir de modelos lineares generalizados. Foram utilizados como preditores do modelo categorias gerais de classificação de camarões e índices obtidos a partir de variáveis ambientais (precipitação e temperatura). A categoria geral foi a mais explicativa do fenômeno, enquanto que os índices de temperatura superficial que resumiram as variações em períodos secos e chuvosos se sobressaíram causando efeitos positivos e negativos respectivamente. Em diversos casos, nos quais não foram reportadas capturas nos boletins, o ganho de informação foi de 100%. As capturas reconstruídas demonstraram movimentos semelhantes, com poucas quantidades no início das séries e grandes incrementos nas décadas de 1970 e 1980. Para avaliar a situação em que se encontraram esses recursos foram utilizadas duas abordagens, uma com modelo baseado em capturas e outro baseado em parâmetros de história de vida. As séries de capturas reconstruídas foram aplicadas na Análise de Redução de Estoque (ARE). Os resultados indicaram situações de sobrepesca bastante intensas e prolongadas para os estoques considerados das regiões Sudeste e Sul, principalmente quando se fala no camarão rosa. Nos casos do Nordeste, o sete-barbas se destacou por estar em situações de alta exploração no fim da série. Nas demais regiões os estoques avaliados não demonstraram situações tão intensas de sobrepesca ao longo do tempo, embora tenham demonstrado em pequenos períodos. Os parâmetros de história de vida foram aplicados ao modelo de rendimento por recruta e de forma geral, os máximos rendimentos estiveram associados a comprimentos de primeira captura em torno de 8 cm e mortalidades por pesca próximas de 4 ano^{-1} . Também foram observados sinais de sobrepesca nos casos do camarão rosa e sete-barbas na região Sudeste. Para as regiões Norte e Nordeste esses recursos se mostraram nos limites máximos de exploração. Na região Sul, houve poucas estimativas de comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca para avaliar o estado desses recursos. Essas informações podem ser de utilidade para auxiliar a adoção de medidas eficazes na gestão dessas pescarias, contribuindo assim para um uso sustentável desses recursos.

Palavras-chave: Pesca de camarões, Rendimento Máximo Sustentável, Gestão pesqueira

Abstract

Despite the cultural, social and economic importance of shrimp fisheries in Brazil, the lack of information on quantity and quality has been an obstacle to assessing the state of these resources. Therefore, information on catches was initially collected, available in governmental fisheries statistical bulletins from 1946 to 2011. Limitations and gaps were identified and reconstructed from generalized linear models. General categories of shrimp classification and indices obtained from environmental variables (rainfall and temperature) were used as predictors of the model. The general category was the most explanatory of the phenomenon, while the surface temperature indices that summarized the variations in dry and rainy periods stood out causing positive and negative effects respectively. In several cases, in which no catches were reported in the bulletins, the information gain was 100%. The reconstructed captures showed similar movements, with small amounts at the beginning of the series and large increments in the 1970s and 1980s. To assess the situation in which these resources were found, two approaches were used, one with a model based on captures and the other based on parameters of life history. The reconstructed capture series were applied in the Stock Reduction Analysis (ARE). The results indicated very intense and prolonged overfishing situations for the stocks considered in the Southeast and South regions, especially when it comes to pink shrimp. In the cases of the Northeast, the seabob stood out for being in situations of high exploitation at the end of the series. In the other regions, the stocks evaluated did not show such intense situations of overfishing over time, although they did show in short periods. Life history parameters were applied to the yield per recruit model and, in general, maximum yields were associated with lengths of first capture around 8 cm and fishing mortalities close to 4 year^{-1} . Signs of overfishing were also observed in the cases of pink shrimp and seven-bearded shrimp in the Southeast region. For the North and Northeast regions, these resources were at the maximum exploration limits. In the southern region, there were few estimates of length at first capture and fishing mortality to assess the status of these resources. This information can be useful to help the adoption of effective measures in the management of these fisheries, thus contributing to a sustainable use of these resources.

Keywords: Shrimp Fishing, Maximum Sustainable Yield, Fishing Management

Lista de figuras

Artigo Científico I

	Página
Figura 1. Distribuição espacial das estimativas de Temperatura Superficial do Mar (TSM) e das estações meteorológicas de onde advém os dados de precipitação.....	26
Figura 2. Séries temporais de entrada nos modelos (excluindo-se os reportes de médias aritméticas entre 1991 e 1994) das quantidades reportadas nos boletins estatísticos durante os anos de 1946 a 2011 para a categoria de camarão rosa (...)	34
Figura 3. Séries reconstruídas da categoria de camarão rosa (...)	44
Figura 4. Séries reconstruídas do camarão branco (...)	48
Figura 5. Séries reconstruídas do camarão sete-barbas (...)	52

Artigo Científico II

	Página
Figura 1. Séries de capturas reconstruídas do camarão rosa (...)	82
Figura 2. Séries de capturas reconstruídas do camarão branco (...)	83
Figura 3. Séries de capturas reconstruídas do camarão sete-barbas (...)	85
Figura 4. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão rosa (...)	95
Figura 5. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão branco (...)	100
Figura 6. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão sete-barbas (...)	105

Artigo Científico III

	Página
Figura 1. Rendimentos por recruta gerados para a categoria de camarão rosa <i>F. subtilis</i> (P.S), <i>P. brasiliensis</i> (P.B) e <i>P. paulensis</i> (P.P) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S). São representadas as combinações observadas de mortalidade por	

pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.....134

Figura 2. Rendimentos por recruta gerados para o camarão branco (*P. schmitti*) (P.S) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE) e Sudeste (SE). São representadas as combinações observadas de mortalidade por pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.....136

Figura 3. Rendimentos por recruta gerados para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) (X.K) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE) e Sudeste (SE). São representadas as combinações observadas de mortalidade por pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.....138

Lista de tabelas

Artigo Científico I

Página

Tabela 1. Variáveis respostas e explicativas utilizadas para formulação dos modelos. A letra “c” representa captura, “tsm” temperatura da superfície do mar, “rain” precipitação, “avg” média, “cv” coeficiente de variação, “rainy” período chuvoso, “dry” período seco e “amp” representa a amplitude.....29

Tabela 2. Modelos ajustados para cada estado para o camarão rosa, considerando a fonte de variação (variáveis explicativas) e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).....35

Tabela 3. Modelos ajustados para cada estado para o camarão branco, considerando a fonte de variação (variáveis explicativas) e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).....37

Tabela 4. Modelos ajustados para cada estado para o camarão sete-barbas, considerando a fonte de variação (variáveis explicativas) e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).....39

Artigo Científico II

Página

Tabela 1. Critérios utilizados para determinar intervalos iniciais para a depleção da biomassa (b/k) para o início e fim das séries temporais de captura. A primeira captura suavizada utilizada para definir os intervalos iniciais é representada por “ctfirst” e para os intervalos finais é a “ctlst”. A captura máxima suavizada é representada por “ctmax”78

Tabela 2. Critérios utilizados a partir da constante de crescimento populacional do modelo de von Bertalanffy mínima e máxima (“kmin” e “kmax”) e idade de primeira maturação mínima e máxima (“Tmin” e “Tmax”), para se chegar na categoria de resiliência e distribuições amplas a priori para a taxa intrínseca de crescimento (“r”) ...78

Tabela 3. Critérios utilizados para determinar intervalos iniciais para a capacidade de suporte “k” a partir da depleção final da biomassa “Bfinal”, valor máximo da média móvel das capturas “ctmax” e média da taxa intrínseca de crescimento populacional inicial “ravg”79

Tabela 4. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “b/k1946” e para o fim da série “b/k2011”, taxa intrínseca de crescimento populacional “r”, capacidade de suporte “k” e Rendimento Máximo Sustentável (Maximum Sustainable Yield- MSY) para o camarão rosa.....86

Tabela 5. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “b/k1946” e para o fim da série “b/k2011”, taxa intrínseca de crescimento populacional “r”, capacidade de suporte “k” e Rendimento Máximo Sustentável (Maximum Sustainable Yield- MSY) para o camarão branco.....88

Tabela 6. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “b/k1946” e para o fim da série “b/k2011”, taxa intrínseca de crescimento populacional “r”, capacidade de suporte “k” e Rendimento Máximo Sustentável (Maximum Sustainable Yield- MSY) para o camarão sete-barbas.....89

Artigo Científico III

Página

Tabela 1. Parâmetros de crescimento, maturação, mortalidade e de seletividade extraídos e padronizados para os camarões sete-barbas (*X. kroyeri*), branco (*L. schmitti*) e rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) para as regiões Nordeste e Sudeste do Brasil (...).128

Tabela 2. Conjunto de parâmetros finais de entrada nos modelos estimados a partir das relações biométricas entre CC (Comprimento de Carapaça) e CT (Comprimento Total), CT (Comprimento Total) e Peso total (PT) (...). 132

Sumário

	Página
Dedicatória.....	04
Agradecimento.....	05
Resumo.....	06
Abstract.....	07
Lista de figuras.....	08
Lista de tabelas.....	10
1- Introdução geral.....	14
Referências.....	17
2-RECONSTRUÇÃO DAS CAPTURAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL A PARTIR DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS.....	20
Resumo.....	20
Abstract.....	21
Introdução.....	22
Material e métodos.....	25
<i>Dados</i>	25
<i>Preparação das séries</i>	26
<i>Modelos Lineares Generalizados (MLG)</i>	28
Resultados.....	30
<i>Séries de entrada</i>	30
<i>Seleção dos modelos e diagnóstico</i>	34
<i>Predições dos modelos</i>	40
Discussão.....	52
Considerações finais.....	57
Referências.....	58
3- AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL A PARTIR DE MÉTODO BASEADO EM CAPTURA.....	72
Resumo.....	72
Abstract.....	73
Introdução.....	74
Material e métodos.....	77
<i>Dados</i>	77

<i>Priori r e k</i>	78
<i>Análise de Redução de Estoque (Stock Reduction Analysis-SRA)</i>	80
Resultados.....	81
<i>Séries de capturas</i>	81
<i>Análise de Redução de Estoque (Stock Reduction Analysis-SRA)</i>	85
Discussão.....	105
Considerações finais.....	110
Referências.....	111

4- ESTIMATIVAS DE RENDIMENTOS POR RECRUTA PARA AS PESCARIAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL.....119

Resumo.....	119
Abstract.....	120
Introdução.....	121
Material e métodos.....	123
<i>Dados</i>	123
<i>Análises exploratórias</i>	125
<i>Rendimento por recruta (Yield per Recruit - Y/R)</i>	125
Resultados.....	126
<i>Parâmetros populacionais</i>	126
<i>Rendimento por recruta (Yield per Recruit - Y/R)</i>	132
Discussão.....	138
Considerações finais.....	140
Referências.....	141

1- Introdução geral

A pesca é uma das atividades mais antigas da humanidade e tem se mostrado como uma importante fonte de recursos alimentares, inclusive em períodos anteriores ao aparecimento da agricultura. Com o passar do tempo, se tornou uma atividade não apenas de subsistência, mas também de comercialização, responsável por alimentar parte considerável da população mundial (GUSMÃO et al., 2005; BAIL e BRANCO, 2007; WATSON e TIDD, 2018).

A ideia de que os recursos pesqueiros não eram infinitos ficou evidente após a industrialização das pescarias no final do século XIX, com a retirada constante e em larga escala de diversas espécies dos oceanos (PAULY et al., 2002), pois, apesar de serem considerados como recursos renováveis, eles necessitam de um ordenamento para garantir sua sustentabilidade (UNCLOS, 1982; FAO, 1995).

A pesca de camarões, semelhante as demais pescarias, é uma antiga e importante atividade voltada à captura em regiões tropicais e subtropicais ao redor de todo o mundo (PÉREZ-FARFANTE & KENSLEY, 1997; BENTES et al., 2012). Focada principalmente em representantes da família *Penaeidae* que se destacam por conta da importância socioeconômica (TAVARES e MARTIN, 2010), essas pescarias podem ser influenciadas pela sazonalidade de diversas variáveis ambientais como a precipitação, temperatura, salinidade e velocidade do vento. Destacam-se a precipitação, que tende a aumentar o aporte de sedimentos em áreas de deságue dos rios, gerando mais alimento para as formas juvenis e a temperatura, que pode atuar como gatilho reprodutivo em meses que geralmente a precipitação está reduzida (ESMAEILI, 2003; AYUB, 2010; PRATIWI e SUCARDJO, 2018; SIAMAK et al., 2019).

As capturas geralmente são realizadas por frotas industriais e artesanais ao redor do mundo, mas pescarias de pequena escala demonstraram grande importância na captura desses indivíduos. Em alguns casos, a exploração pode estar sujeita a medidas de gestão como por exemplo permissões de pesca, paralisação em determinados períodos, restrições de aparelhos, entre outras (VALENTINI et al., 1991). Em outros casos não são utilizadas quaisquer medidas ou as que existem não produzem os resultados desejados. Isso tende a causar sobre-exploração dos recursos, reduzindo os benefícios sociais e econômicos que poderiam ser gerados pela atividade (GILLET, 2008).

A avaliação de estoques é uma ferramenta útil para identificar e prevenir situações de sobrepesca acerca de recursos pesqueiros. Entretanto são necessárias informações de entrada como séries de captura, esforço, produtividade entre outras (MARTELL e FROESE, 2013). Nem sempre esses dados estão disponíveis e quando estão, muitas vezes

são deficientes. Então, técnicas de reconstruções através de interpolações por modelos lineares ou não lineares podem ser utilizadas para suprir essas lacunas de informações e permitir aplicação de modelos para casos mais pobres em dados (TESFAMICHAEL e PAULY, 2011).

Diversos países do continente Americano exploram recursos camaroneiros, dos quais destacam-se o México, onde se iniciou a expansão industrial dessa atividade, com cerca de 30% de suas capturas de camarões sendo representadas pelo sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). A Colômbia, onde o sete-barbas (*X. kroyeri*) é a principal espécie de camarão capturada nas pescarias costeiras. Na Venezuela, há grande abundância do camarão branco (*Litopenaeus schmitti*) e uma pescaria de grande importância econômica. Mais ao sul, na Guiana, Suriname e Guiana Francesa, o foco das pescarias de camarões é sobre a espécie de camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis*), representando cerca de 80% das capturas de camarões nessas localidades (NOVOA et al., 1998; PÉREZ-RAMÍREZ e LUCH-COTA, 2010).

No Brasil, a pesca é realizada ao longo de todo litoral e possui relevância histórica, econômica, social e cultural (BRANCO, 2005). Dentre as espécies comercialmente mais importantes estão o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), as que compõem a categoria de camarão rosa (*Farfantepenaeus=Penaeus subtilis*, *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Farfantepenaeus paulensis*) e o camarão branco (*L. schmitti*) (IBAMA, 2011). Essas costumam habitar ambientes costeiros de águas rasas, geralmente abaixo de 100 m de profundidade. Por conta da característica de crescimento rápido e curto ciclo de vida, podem ser pescados indivíduos de forma precoce, em ambiente estuarinos e em pequenos tamanhos, distante dos comprimentos ótimos de exploração. Dessa forma, o recrutamento ao longo do tempo foi sendo prejudicado o que ocasionou posteriormente em situações de alta exploração (D'INCAO et.al, 2002; MATSUURA, 1995; SILVA et al., 2015; SILVA et al., 2019).

O Brasil, um país em desenvolvimento, passou por diversos problemas quanto a designação da tarefa de coleta de dados pesqueiros ao longo do tempo, de forma que várias lacunas e descontinuidade nos reportes pesqueiros foram observados. Essa limitação dificulta a tarefa de se obter estimativas de rendimentos sustentáveis e outros pontos de referência para as pescarias de camarões (IUCN, 2014; ICM-Bio, 2015). Portanto, no presente estudo foram utilizadas informações públicas acerca das espécies mencionadas acima. Então foram realizadas reconstruções que se basearam nas principais variáveis ambientais que influenciam essas pescarias (temperatura e precipitação), a partir da utilização de Modelos Lineares Generalizados (MLG). Posteriormente, as séries reconstruídas foram aplicadas na análise de redução de estoque (*Stock Reduction*

Analysys-SRA) utilizando o modelo modificado por FROESE et al. (2017) no intuito de gerar estimativas de RMS. Também foram coletadas informações sobre parâmetros de crescimento, maturação e seletividade, que foram aplicados ao modelo de Rendimento por Recruta (*Yield per Recruit - Y/R*), proposto por (BEVERTON e HOLT, 1957). Após isso, foi possível comparar as situações descritas pelos dois modelos, objetivando gerar informações sobre o estado em que se encontram os recursos e pontos de referência alternativos que possam ser úteis para a gestão dessas pescarias. Mas que também devem ser comparados com estimativas derivadas de modelos mais detalhados na busca por tomadas de decisão de gestão bem fundamentadas.

1.2- Objetivos do trabalho

Objetivo geral

Auxiliar no entendimento das situações dos estoques dos camarões sete-barbas (*X. kroyeri*), rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) e branco (*L. schmitti*) para proposição de alternativas de manejo para gestão das pescarias de camarões no Brasil a partir do uso de métodos limitados em dados.

Objetivos específicos

- Levantar dados sobre capturas, estimativas de parâmetros de dinâmica populacional e de seletividade dos camarões sete-barbas (*X. kroyeri*), rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) e branco (*L. schmitti*);
- Obter informações acerca da precipitação e da Temperatura Superficial do Mar (TSM) advindas de estações meteorológicas e agências espaciais governamentais;
- Reconstruir as séries de capturas baseando-se em variáveis ambientais a partir da utilização de Modelos Lineares Generalizados (MLG);
- Avaliar a situação dos estoques a partir de modelos para casos limitados em dados.

Referências

AYUB, Z. Effect of Temperature and Rainfall as a Component of Climate Change on Fish and Shrimp Catch in Pakistan. **The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies**. v. 9, n. 1, 2010.

BAIL, G.C.; BRANCO, J.O. Pesca artesanal do camarão sete-barbas: uma caracterização sócio-econômica na penha, SC. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, n.11, p.25-32, 2007.

BENTES, B.; ISAAC, V.J.; ESPÍRITO-SANTO, R.V.; FRÉDOU, T.; ALMEIDA, M.C.; MOURÃO, K.R.M.; FRÉDOU, F.L. Multidisciplinary approach to identification of fishery production systems on the northern coast of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 81-92, 2012.

BEVERTON, R, J, H.; HOLT, S, J. **On the dynamics of exploited fish populations**. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food. 1957. 533 p.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller (Crustácea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005.

D'ÍNCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. Avaliação da pesca do camarão nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica, Rio Grande**, v. 24, p. 103-116, 2002.

ESMAEILLI, A. Influence of Rainfall on Optimal Spawner Catch for the Shrimp Fishery in Iran. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 23, p. 385-391, 2003.

FAO. 1978. **Species identification sheets for fishery purposes**, Western Central Atlantic (Fishery Area 31). FISCHER, W. (Ed.) FAO, Rome, v.6. 106p.

FAO, 1995. **Código de Conducta para la Pesca Responsable**. Roma: FAO. 46p.

FROESE, R.; DEMIREL, N.; CORO, G.; KLEISNER, K. M.; WINKER, H. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. **Fish and Fisheries**. v. 18, p. 506-526, 2017.

GILLET, R. Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, v. 475, n. 1, 2008.

GUSMÃO, J.; LAZOSKI, C.; SOLÉ-CAVA, A, M. Population genetic structure of Brazilian shrimp species (*Farfantepenaeus sp.*, *F. brasiliensis*, *P. paulensis* and *Litopenaeus schmitti*: Decapoda: Penaeidae). **Genetics and Molecular Biology**. v. 28, n. 1, p. 165-171, 2005.

IBAMA. **Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil**: Ibama. Série Plano de gestão recursos Pesqueiros, Brasília, 2011. 242p.

ICMBio. **Lista de Espécies Quase Ameaçadas ou com Dados Insuficientes**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies-dadosinsuficientes.html>> Acesso em: 20 set. 2019.

IUCN. **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>> Acesso em: 20 set. 2019.

MARTELL, S.; FROESE, R. A simple method for estimating MSY from catch and Resilience. **Fish and Fisheries**, v. 14, p. 504-514, 2013.

MATSUURA, Y. **Exploração pesqueira**. In: Ministério do Meio Ambiente (ed) Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento: subsídios ao planejamento da gestão ambiental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1995, p.42-48.

SILVA, M.L.S. Avaliação dos estoques de camarões peneídeos no Brasil com métodos para dados.....19

NOVOA, D.; MENDOZA, J.; MARCANO, L.; CÁRDENAS, J.J. **El Atlas Pesquero Marítimo de Venezuela**. MAC/SARPA/CONGEPESCA: Caracas, Venezuela,1998. 71p.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; PITCHER, T.J.; SUMAILA, U.R.; WALTERS, C.J.; WATSON, R.; ZELLER, D. Towards sustainability in world Fisheries. **Nature**, v. 418, p. 689-695, 2002.

PÉREZ-FARFANTE, I. e KENSLEY, B. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the word. **Memoires du Museum National D'Histoire Naturelle**, v. 175, p. 1-233, 1997.

PÉREZ-RAMÍREZ, M e LUCH-COTA, S. Fisheries certification in Latin America: Recent Issues and Perspectives. **Interciencia**, v. 35, p. 855-861, 2010.

PRATIWI, R.; SUCARDJO, S. Effects of rainfall on the population of shrimps *Penaeus monodon* Fabricius in Segara Anakan Lagoon, central java, Indonesia. **Biotropia**, n.3, v.25, p. 156-159, 2018.

SIAMAK, B.; GOLAMALI, A.C.; MOHAMMAD, M.; ALI, S.; MOHAMMAD, D.; SEVEDEH, M.N.; SEDIGH, M.M. Assessment of the effect of climate parameters in commercial shrimp fishing using Principal Components Analysis (PCA) (Hormozgan province). **Journal of Animal Environment**. v.11, n.2, p. 347-352, 2019.

SILVA, E.F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; VIANA, A.; SOARES, R.; PEIXOTO, S.; FRÉDOU, F.L. Population dynamics of the pink shrimp *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) in Northeastern Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v.35, n.2, p.132-139, 2015.

SILVA, E. F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; SOARES, R.; FRÉDOU, F.L.; PEIXOTO, S. Population dynamics of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) on the southern coast of Pernambuco, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.99, n.1, p.81-92, 2019.

SILVA, M.L.S. Avaliação dos estoques de camarões peneídeos no Brasil com métodos para dados.....20

TESFAMICHAEL, D.; PAULY, D. Learning from the Past for Future Policy: Approaches to Time-series Catch Data Reconstruction. **Western Indian Ocean J. Mar. Sci.** vol. 10, n. 2, p. 99-106, 2011.

UNCLOS. **United Nations Convention on the Law of the Sea**.1833 UNTS 3. Disponível em: <http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf> Acesso em: 20 dez. 2018.

VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L.F.; REBELO NETO, J.E.; RAHN, E. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.13, n.1, p.143-157, .1991

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A.C.; KALIKOSKI, D.C. Coastal fisheries of Brazil. In: Salas S, Chuenpagdee R, Charles A, Seijo JC (eds) Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. Rome, **FAO Fish Aquac Tech Paper**, v.544, p.73-116, 2011.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A. C.; SALLES, R.R. **Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira**. In: Costa AL (ed) Nas redes da Pesca Artesanal. Brasília, PNUD/ IBAMA, 2007. 83p.

WATSON, R. A, e TIDD, A. Mapping nearly a century and a half of global marine fishing: 1869–2015. **Marine Policy**. v. 93, p. 171-177, 2018.

2- Artigo científico I:

RECONSTRUÇÃO DAS CAPTURAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL A PARTIR DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS**Resumo:**

As quantidades capturadas ao longo do tempo são informações importantes para avaliar a situação de diversas pescarias ao redor do mundo, porém esses dados nem sempre estão disponíveis. Então, objetivou-se utilizar modelos lineares generalizados para reconstruir dados de capturas a partir de informações sobre variáveis ambientais, como precipitação e temperatura superficial do mar. As informações de capturas foram advindas de boletins estatísticos pesqueiros acerca das espécies de camarões: rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*), branco (*L. schmitti*) e sete-barbas (*X. kroyeri*) para os estados costeiros das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil de 1946 a 2011. A temperatura e precipitação foram obtidas de bancos de dados de agências meteorológicas e foram transformadas em índices ambientais. Devido à baixa discriminação das capturas dentre as espécies ao longo do tempo, uma categoria geral, que agrega as quantidades discriminadas e indiscriminadas foi criada. Essa também foi adicionada como variável explicativa nos modelos, junto com as variáveis ambientais, na tentativa de extrair as parcelas correspondentes de cada espécie e julgar a confiabilidade das capturas reportadas oficialmente. A categoria geral foi a mais explicativa do fenômeno, enquanto que os índices de temperatura superficial que resumiram as variações em períodos secos apresentaram padrões de reduções nas capturas ao longo do tempo, indicando possíveis efeitos do aumento das temperaturas globais na pesca de camarões. Em diversos casos, nos quais não foram reportadas capturas nos boletins, o ganho de informação foi de 100%, nos demais, foi possível observar ganhos superiores. Diversas informações discrepantes nos modelos foram substituídas, principalmente as que estiveram presentes na década de 1980 e 1990 (principalmente quedas e picos extremos). Dessa forma a reconstrução se mostrou como uma alternativa para trazer informações que eram defasadas ou inexistentes e também auxiliou a julgar a confiabilidade dos reportes oficiais presentes nos boletins estatísticos pesqueiros.

Palavras-chave: Pesca de camarões, Reconstrução, Modelos lineares generalizados

CATCH RECONSTRUCTION OF PENEIDAE SHRIMP IN BRAZIL USING GENERALIZED LINEAR MODELS

Abstract:

The quantities caught over time are important information to assess the situation of different fisheries around the world, but this data is not always available. Therefore, the objective was to use generalized linear models to reconstruct catch data from information on environmental variables, such as precipitation and sea surface temperature. Catch information came from fisheries statistical bulletins about shrimp species: pink (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* and *F. paulensis*), white (*L. schmitti*) and sea-bob (*X. kroyeri*) for the coastal states from the North, Northeast, Southeast and South regions of Brazil from 1946 to 2011. Temperature and precipitation were obtained from databases of meteorological agencies and transformed into environmental indices. Due to the low discrimination of catches among species over time, a general category, which aggregates the discriminated and indiscriminate quantities, was created. This was also added as an explanatory variable in the models, along with the environmental variables, in an attempt to extract the corresponding plots for each species and judge the reliability of officially reported catches. The general category was the most explanatory of the phenomenon, while the surface temperature indices, which summarized the variations in dry and rainy periods, stood out, causing positive and negative effects, respectively. In several cases, in which no captures were reported in the bulletins, the information gain was 100%. In the others, it was possible to observe much higher gains and, in addition, various information present in the 1980s and 1990s (mainly extreme peaks and dips) were judged as inconsistent information, removed from the models and replaced by predictions. The study results represent an alternative to reconstruct public information from catches that are non-existent or unreliable.

Keywords: Shrimp fishing, Reconstruction, Generalized linear models

Introdução

A maior parte da produção de pescado de origem marítima é derivada da atividade pesqueira. Ao longo do tempo, essa atividade se destacou como fonte de proteína de origem animal, contribuindo de forma significativa para a segurança alimentar do ser humano (PAULY e ZELLER, 2016; OYINLOLA et al., 2018).

De acordo com estatísticas pesqueiras mundiais reconstruídas, as capturas globais se mostraram 50% maiores do que os reportes oficiais da *Food and Agriculture Organization* (FAO) durante o período de 1950 a 2010 (ZELLER et al., 2016). Aliado a isso, a demanda por pescado no mundo dobrou de 1960 a 2018, indo de 9 kg per capita para 20.5 kg (FAO, 2020). Dessa forma, o aumento de produção não acompanhou o crescimento da demanda, o que ocasionou no aumento da pressão pesqueira em determinados recursos e posterior declínio das capturas globais principalmente após a década de 1990 (PAULY e ZELLER, 2017).

Desde a Lei do Mar, criada em 1982 (UNCLOS, 1982), em vigor a partir de 1994, mais de 140 estados acordaram em manter os níveis de exploração dos estoques de forma que pudessem produzir o Rendimento Máximo Sustentável (RMS) e com isso, sistemas de monitoramento para subsidiar avaliações foram introduzidos em diversas partes do mundo, como por exemplo na Austrália, Nova Zelândia (MFNZ, 2008), Estados Unidos (MAS, 2006) e Europa (EC, 2001). Entretanto, a estimativa de pontos de referências como o RMS pode não ser uma tarefa simples, já que demanda informações sobre capturas entre outras variáveis, que nem sempre estão disponíveis para maioria dos recursos explorados (MARTELL e FROESE, 2013; BERKSON e THORSON, 2015). A questão é agravada principalmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, por conta de instabilidades políticas (ZELLER et al., 2016). Então, pode ser gerada carência de recursos financeiros e infraestrutura para que os órgãos responsáveis possam coletar e concatenar as informações necessárias. Dessa forma, os dados são gerados de forma inconsistente, apresentando lacunas temporais e espaciais e algumas vezes podem nem mesmo existirem.

Séries de capturas são consideradas como uma das mais importantes informações acerca de uma pescaria (PAULY e ZELLER, 2003). Elas podem ser utilizadas para gerar informações acerca do estado em que se encontram os recursos, auxiliam na compreensão de como as mudanças climáticas, aumento ou diminuição do esforço ou mudanças na seletividade podem influenciar os rendimentos das pescarias. Todos esses fatores são importantes para o entendimento do impacto das atividades humanas na resiliência dos

recursos pesqueiros ao redor do mundo, o que pode contribuir para um manejo mais adequado (BRANCH et al., 2010; CHEUNG et al., 2016).

Quando as séries não estão disponíveis, são inconsistentes, ou incompletas, podem ser utilizadas técnicas de reconstruções para contornar o problema. Um dos objetivos da reconstrução é estimar valores para suprir lacunas ou substituir dados inválidos. A reconstrução de séries temporais pode ser realizada de diversas maneiras, inclui-se técnicas de interpolações estatísticas através de modelos lineares (regressões polinomiais de grau “n”) ou não lineares (PAULY, 1995; PAULY, 1998; PITCHER, 2005; FREIRE et al., 2020). São utilizadas abordagens de médias entre pontos vizinhos, pontos âncoras (anos com informações consistentes), extrações de porcentagens de capturas advindas de categorias mais abrangentes (e.g. estimar capturas de tubarões a partir da pesca de atuns ou estimar capturas de pequena escala através das pescarias industriais) (ZELLER et al., 2006; ZELLER e PAULY, 2007). Em alguns casos as capturas podem ser reconstruídas até períodos pré-cambrianos através de modelos de datação por radiocarbono (FOSSILE et al., 2019). Dentre as variáveis incorporadas em tais modelos, podem ser utilizados dados de capturas já reportados oficialmente, informações extraídas de literatura publicada ou em alguns casos, informações auxiliares advindas de especialistas (ZELLER et al., 2007). São utilizados dados de consumo per capita mundial e comercialização internacional de pescado (IOTC, 2015) ou contribuições relativas dos setores (industrial e artesanal). Variáveis oceanográficas (e.g. temperatura, direção do vento, precipitação) também podem ser úteis para preencher lacunas compreender seus efeitos sobre as capturas (RALSTON et al., 2011; TEFAMICHAEL e PAULY, 2011).

Uma série de capturas reconstruídas, além de preencher lacunas de informações, também tem um papel importante no que diz respeito a verificação da validade de informações pretéritas, de modo a julgar se os reportes advindos de órgãos oficiais são confiáveis ou não. Essa correção é necessária para que quando ocorra aplicação em modelos de avaliação de estoques, os resultados gerados possam ser os mais úteis e confiáveis possíveis para formulação de políticas ambientais eficazes (NASH et al., 2017).

Dentre os tipos de pescado, o camarão constitui parte importante do suprimento de proteína de origem marítima. Seu alto valor comercial trouxe contribuições para pescarias industriais e artesanais, de forma que contribuiu na geração de empregos e também serve como meio de subsistência para comunidades costeiras ao longo do tempo (PÉREZ-FARFANTE e KENSLEY, 1997; TAVARES e MARTIN, 2010; CHOLLETT et al., 2014). As pescarias de camarões são realizadas principalmente em áreas de forte

gradiente ambiental, como é o caso das regiões estuarinas, influenciadas pela descarga de águas continentais, que favorecem a ocorrência de fundos lamosos propícios a camarões. O ciclo de vida desses animais é influenciado pela sazonalidade de diversas variáveis ambientais, como por exemplo precipitação e temperatura (GUNTER e HILDEBRAND, 1954; STUPLES, 1979; PENN e CAPUTI, 1986; ESMAEILI, 2003; SIAMAK et al., 2019). A temperatura atua como gatilho para maturação reprodutiva das espécies. A precipitação nos estuários, manguezais e áreas adjacentes também se destaca, interferindo no aporte de sedimento de origem continental, que aumenta a quantidade de matéria orgânica (microrganismos e plantas em decomposição) e isso contribui na alimentação principalmente de indivíduos juvenis. Dessa forma, o aumento da precipitação favorece o recrutamento de camarões e conseqüentemente a produção pesqueira, sendo um dos atores principais para a longevidade da atividade (AYUB, 2010; PRATIWI e SUCARDJO, 2018; SIAMAK et al., 2019).

De acordo com as estatísticas pesqueiras mundiais, estimam-se que foram capturadas cerca de 3,5 milhões de toneladas de camarões peneídeos no ano de 2016 (FAO, 2018) e quando se avalia ao longo do tempo, estudos de reconstruções demonstraram que as pescarias de arrasto de fundo contribuíram com 23% das capturas mundiais de 1950 a 2014 (CASHION et al., 2018; ZELLER et al., 2017). A atividade se expandiu para as regiões Atlântico Ocidental principalmente a partir da década de 1950 (GARCIA e LE RESTE, 1987; GILLET, 2008). Um dos países onde a pesca de camarões é realizada ao longo de todo litoral e apresenta relevância histórica, cultural, social e econômica é no Brasil (BRANCO, 2005). Apesar da importância, o monitoramento pesqueiro no país é deficiente, os registros históricos de captura são limitados e foram interrompidos em 2011 (MPA, 2012). Para aquele ano, estimam-se que foram desembarcadas 38.729 t de camarões peneídeos. Desse montante destacam-se o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) com 40% do total nacional. As espécies classificadas genericamente como camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*), somadas corresponderam acerca de 27%. Por fim, o camarão branco (*Litopenaeus schmitti*), correspondeu a cerca de 10% do total de camarões capturados no Brasil (MPA, 2012).

A limitação de dados de captura de camarões no Brasil foi frequentemente ressaltada por outros autores (PAIVA, 1997; DIAS-NETO, 2002; D'INCAO et al., 2002; VASCONCELLOS et al., 2007; VASCONCELLOS et al., 2011). Alguns esforços foram feitos para amenizar a situação a partir da reconstrução das informações de capturas de pescados em geral, crustáceos e camarões para o país como um todo (FREIRE et al., 2015; FOSSILE et al., 2019; FREIRE et al., 2021). Porém, não foram focadas na pesca

de camarões, conseqüentemente não consideraram influências das variáveis ambientais que são primordiais para essas pescarias, nem o desmembramento das capturas das espécies de categorias mais abrangentes da pesca de camarões, possuem baixa cobertura temporal para algumas espécies e também não foi julgado o nível de confiabilidade das informações reportadas para compor os modelos. Então, o presente trabalho busca solucionar essas lacunas existentes nas séries temporais de capturas de camarões no Brasil. Para isso, foram extraídas e concatenadas informações publicadas em boletins estatísticos acerca das quantidades capturadas de camarões sete-barbas, rosa e branco no Brasil. Os dados reportados foram incorporados em conjunto com variáveis ambientais que influenciam as capturas (temperatura e precipitação) para a construção de Modelos Lineares Generalizados (MLG). Estes modelos foram utilizados de forma preditiva para estimar valores de captura para as lacunas e para substituir dados de baixa credibilidade. As séries reconstruídas são uma alternativa como dados de entrada em análises de avaliação de estoques que podem gerar subsídios para o manejo das pescarias de camarões no Brasil.

Material e métodos

Dados

Foram utilizadas informações de capturas em toneladas obtidas a partir de boletins estatísticos pesqueiros governamentais. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) publicou as informações para os anos de 1946 a 1963, 1965 e de 1980 a 1989, o Ministério da Agricultura (MA) para os anos de 1964 e de 1966 a 1970, a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) para os anos de 1971 a 1979, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para os anos de 1990 a 2007, e o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) para os anos de 2008 a 2011. Foram obtidas informações sobre a pesca marítima total, de crustáceos e acerca das categorias de camarões “sete-barbas”, “rosa” e “branco”, as quais não foram discriminadas por seus nomes científicos nos boletins. Essas informações dizem respeito a cada estado costeiro das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul. Também foram obtidas informações sobre as quantidades sem discriminação, agregadas sob o termo geral “camarão marinho”.

Foram obtidas informações acerca da Temperatura Superficial do Mar (TSM) em graus centígrados (°C), disponibilizadas gratuitamente pelo *Physical Sciences Laboratory* (PSL), pertencente a instituição governamental *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (PSL/NOAA, 2020). Foram utilizadas estimativas de médias

mensais de TSM em posições geográficas (resolução 1x1 grau lat/lon) sobre a plataforma continental, próximas das regiões estuarinas de cada estado, de onde provavelmente provém a maioria das capturas registradas (BRANCO, 2005; FILHO et al., 2020). Apesar da baixa resolução espacial das informações, esse é o banco de dados com maior resolução temporal disponível para acesso público, além de reunir informações consistentes, sem qualquer lacuna de informações ao longo do tempo e com dados estimados/interpolados capazes de suprir dados de temperaturas compatíveis com a década de 1940, quando as informações de capturas começaram a serem reportadas.

Também foram obtidas informações sobre a precipitação média mensal, em milímetros, através de consulta ao banco de dados meteorológicos (BDMEP) do público do Instituto Nacional de Meteorologia- INMET (INMET, 2020), que reúne e disponibiliza informações meteorológicas advindas de diversas estações de coleta ao longo do Brasil. Foram considerados os dados das estações localizadas nas imediações das desembocaduras e nas bacias hidrográficas dos estuários de importância para as pescarias de camarões (GRAÇA-LOPES et al., 2007; ARAGÃO et al., 2015; BOOS et al., 2016; BARIOTO et al., 2017) (**Figura 1**).

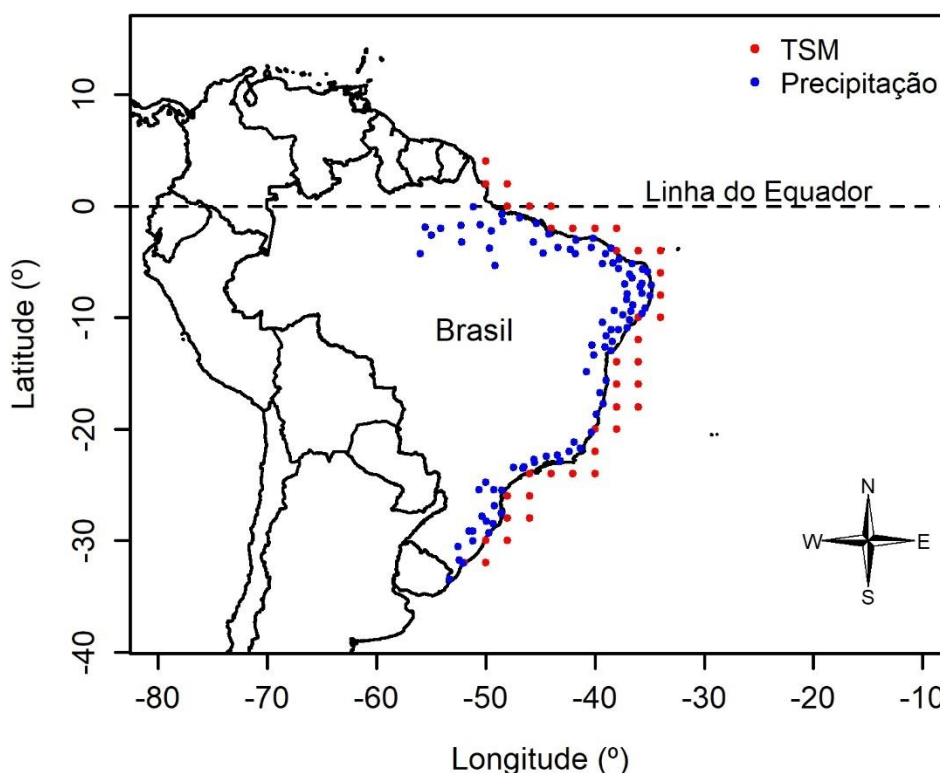


Figura 1. Distribuição espacial das estimativas de Temperatura Superficial do Mar (TSM) e das estações meteorológicas de onde advém os dados de precipitação.

Preparação das séries de capturas

No decorrer dos anos, as quantidades de camarões advindas dos boletins pesqueiros não estiveram disponíveis com riqueza de detalhes, por bastante tempo elas foram encontradas sem discriminação por espécie, denominadas de “camarões marinhos” e apenas com o passar do tempo essas quantidades foram lentamente discriminadas nos camarões rosa, branco e sete-barbas. Então, no presente trabalho foi criada uma categoria geral da pesca de camarões que englobou todas as quantidades reportadas de camarões ao longo do tempo, sejam elas discriminadas ou não. Isso foi feito com a intenção de extrair quantidades de cada espécie em anos em que as capturas de camarões eram pouco discriminadas ou classificadas de formas mais abrangentes.

A categoria geral foi criada para cada estado costeiro do Brasil e é representada pelas quantidades que não foram discriminadas por espécie, denominadas de “camarões marinhos” nos boletins (observadas principalmente nas décadas de 1970 e 1980 quando o sistema de discriminação era pouco eficiente) somadas às capturas que foram discriminadas em “camarão rosa”, “camarão branco” ou “sete-barbas”. Dessa forma, a categoria geral agregou todas as quantidades discriminadas e indiscriminadas de camarões ao longo do tempo. Para gerar essa categoria durante os anos de 1946 a 1960 e de 2008 a 2011 foram necessárias estimativas, porque para esses anos não foram reportadas informações sobre pesca de camarões no país, porém foram reportadas informações de pesca marítima e de crustáceos. Então, foram determinadas porcentagens médias da categoria geral em relação as categorias de pesca marítima e de crustáceos para a partir disso extrair parcelas para preencher a categoria geral de camarões para os anos nos quais não houveram quaisquer reportes das quantidades desses indivíduos.

Para os estados que apresentaram capturas discriminadas por espécie de forma incipiente ou nenhuma informação, foram propostas alternativas para preencher de forma inicial suas séries temporais. Foi considerada a proporção média de ocorrência de cada espécie para cada região do país, sendo uma média da divisão das capturas de cada espécie sobre a categoria geral de camarões para os estados nos quais que se dispunham de alguma informação. Essa proporção média das espécies foi multiplicada pela série geral para obter estimativas de captura para cada espécie separadamente. Essas parcelas estimadas foram usadas para preencher informações não confiáveis ou faltantes para a aplicação inicial nos modelos. Os anos para os quais foram extraídas parcelas foram de 1995 a 2007, pois de uma forma geral aparentaram ser os dados mais consistentes das séries (sem lacunas, sem picos e quedas extremas e com capturas não muito distintas do que foi reportado nos anos anteriores).

Eventuais lacunas de informações em anos isolados das séries (marítima, crustáceos e captura geral de camarão) foram preenchidas através de médias entre pontos vizinhos. Todas as informações reportadas referentes as espécies de camarão rosa, branco e sete-barbas foram incorporadas nos modelos, com exceção dos reportes de médias aritméticas para os anos de 1991 a 1994, em alguns casos se estendendo até 1995. Esses equivalem a uma estimativa obtida a partir da média aritmética das capturas entre os anos de 1986 a 1989, eventualmente observadas nos boletins governamentais.

Nos casos em que a formulação da categoria geral de camarões resultou em médias para as quantidades referentes aos anos de 1991 a 1994, essas foram substituídas pelas estimativas de uma média móvel de 3 anos.

Séries temporais de TSM e pluviosidade

Foram criados índices de médias, amplitudes e coeficiente de variação a partir da precipitação e TSM para serem utilizados como variáveis explicativas no modelo. Com esses índices pretendeu-se representar resumidamente a variabilidade ambiental anual para encontrar relações com as informações de capturas. Os meses foram classificados em período seco ou chuvoso para cada estado, de acordo com estudos realizados acerca dos sistemas atmosféricos e influência dos oceanos nos climas ao longo do Brasil (FERREIRA e MELLO, 2005; MINUZZI et al., 2007). A partir disso, foram incorporados nos modelos os índices calculados em cada uma das duas categorias. Lacunas de informações acerca da precipitação, observadas principalmente nas décadas iniciais de 1960 e 1970, foram preenchidas com médias entre pontos vizinhos mais próximos. Em casos que a primeira informação não esteve presente, foi preenchido a partir de média geral de seu respectivo índice.

Modelos Lineares Generalizados (MLG)

A estrutura dos modelos lineares generalizados (MLG) utilizados é $g[E(Y)] = \beta \cdot X$ em que $E(Y)$, é a esperança (média) da variável resposta Y , X é a matriz com as variáveis explicativas, β é o vetor de parâmetros a ser estimado, e $g[\]$ é uma função de ligação. Detalhes sobre a construção de MLGs podem ser encontrados em livros textos (NELDER e WEDDERBURN, 1972; MCCULLAGH e NELDER, 1989).

Foram testadas duas distribuições de probabilidade contínuas para as variáveis respostas (capturas) de cada estado, a distribuição Gama: $f(y|\alpha, \beta) = \frac{\beta^\alpha}{\Gamma(\alpha)} y^{\alpha-1} e^{-\beta y}$; com parâmetros de forma “ α ” e de taxa “ β ” e a distribuição Gaussiana inversa:

$f(y|\mu, \lambda) = \sqrt{\frac{\lambda}{2\pi y^3}} e^{\left(-\frac{\lambda(y-\mu)^2}{2\mu^2 y}\right)}$; com parâmetros de média “ μ ” e de forma “ λ ”. Ambas são distribuições assimétricas nas quais a variável aleatória é definida para valores acima de zero ($y>0$), sendo candidatas a modelagem de dados de capturas. As funções de ligação testadas para a distribuição gama e para a gaussiana inversa foram a identidade e logarítmica.

Ao contrário dos modelos voltados para análise de séries temporais, os quais mantêm dependência da variável resposta com a variável tempo, o GLM pressupõe independência das observações. Esse problema foi amenizado com a inclusão da variável tempo (anos), entretanto sua relação com as capturas não ocorreu de forma linear, pois no comportamento das séries de capturas elas geralmente apresentam baixas quantidades em anos iniciais, maiores incrementos em anos intermediários e declínios em anos posteriores. Dessa forma, as relações testadas foram na forma quadrática e senoidal.

Todas as variáveis consideradas são do tipo contínuas e foram incorporadas no modelo utilizando uma transformação por raiz quadrada devido a assimetria positiva das informações de capturas e precipitação, que tendem a apresentar alguns valores de maior ordem de grandeza. Dessa forma, elas ficaram menos propensas a gerarem resíduos discrepantes nos modelos.

As variáveis respostas de entrada nos modelos foram todas as quantidades capturadas reportadas (em toneladas) para as categorias do camarão rosa, camarão branco e camarão sete-barbas e nos casos em que as quantidades reportadas foram incipientes, as estimativas iniciais extraídas da categoria geral. As variáveis explicativas consideradas foram os índices criados para as variáveis ambientais (TSM e precipitação), as variáveis de tempo (em anos) e a categoria geral de camarões (**Tabela 1**).

Para selecionar a ordem com que as variáveis entram no modelo foi utilizado o *Akaike Information Criterion* (AIC) (AKAIKE, 1974), iniciando com modelo apenas com o intercepto, adicionando as variáveis uma a uma até chegar no modelo final com menor AIC. Nos casos em que foram necessários gerar estimativas iniciais de capturas para incorporação nos modelos, a categoria geral foi incorporada em forma de interação com os índices ambientais para evitar superajuste dos modelos devido à alta correlação entre as quantidades.

Tabela 1. Variáveis respostas e explicativas utilizadas para formulação dos modelos. A letra “c” representa captura, “tsm” temperatura da superfície do mar, “prec” precipitação, “med” média, “cv” coeficiente de variação, “sen” seno, “chuva” período chuvoso, “seco” período seco e “amp” representa a amplitude.

Variáveis resposta | **Variáveis explicativas**

c.setebarbas	c.geral
c.rosa	ano ²
c.branco	sen.ano
	tsm.med
	tsm.cv
	tsm.med.chuva
	tsm.med.seco
	tsm.amp.chuva
	tsm.amp.seco
	prec.med
	prec.cv
	prec.med.chuva
	prec.med.seco
	prec.amp.chuva
	prec.amp.seco

Para seleção dos melhores modelos de predição das capturas, foram feitas comparações para identificar a melhor combinação entre as distribuições de probabilidade e funções de ligação utilizadas através do critério de Akaike e análise de resíduos (MCCULLAGH e NELDER, 1989; COELHO et al., 2019). Inicialmente foi realizada análise gráfica em busca de vieses nos modelos presentes em forma de curvaturas dos resíduos padronizados de Pearson em relação ao preditor linear e desvios de normalidade através de gráficos quantil-quantil. Testes mais rígidos para avaliar a homogeneidade de variância e normalidade de resíduos, como o de Breusch-Pagan ($\alpha=0.05$) e Shapiro-Wilk ($\alpha=0.05$) foram realizados. Além disso, também foram calculadas alavancagem e distâncias de Cook, considerando pontos de alavancagem significativa os que apresentaram de Cook superior a 0.5 (DOBSON, 2002). As capturas reportadas que de alguma forma foram incompatíveis com os padrões das demais variáveis e consequentemente causaram discrepâncias nas análises acima descritas foram identificados como informações de “baixa credibilidade” ou “pouco confiáveis” e excluídas do modelo final.

Todas as análises do presente trabalho foram conduzidas utilizando a biblioteca padrão “stats” presente a linguagem de computação estatística R, na interface Rstudio (R CORE TEAM, 2022).

Resultados

Séries de entrada

A série de dados de entrada no modelo reúne as informações que foram reportadas nos boletins e em alguns casos, informações estimadas que foram necessárias para compor as estimativas iniciais dos modelos por conta da baixa disponibilidade de

reportes. De uma forma geral, os estados do Nordeste reportaram menos quantidades dentre as espécies quando comparado aos estados do Sudeste e Sul e necessitaram de mais estimativas iniciais. Os reportes começaram a surgir por volta da década de 1970 em quantidades bastante reduzidas. Com o passar do tempo as capturas registradas foram aumentando para as diferentes espécies, mas o monitoramento pesqueiro foi interrompido no Brasil em 2011. Para grande parte dos dezessete estados analisados, em 60% deles verificou-se que para os anos de 1991 a 1994 não se dispunha de dados e foram então inseridas médias no lugar dos dados faltantes. Esse procedimento não foi utilizado em somente seis estados, Pará, Piauí, Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. Para esses, foram mantidas lacunas ou dados inexistentes nos registros (**Figura 2**).

Nos estados costeiros que compõem a região Norte do país (AP e PA), os reportes surgiram por volta da década de 1980 e foram majoritariamente pertencentes ao camarão rosa. Os camarões branco e sete-barbas, surgiram um pouco depois e estiveram presentes em poucos momentos e por tanto, foram necessárias mais estimativas iniciais para essas espécies.

Dos estados costeiros que compõem a região Nordeste (MA, PI, CE, RN, PB, PE, AL, SE e BA) as capturas surgiram, de uma forma geral, no fim da década de 1970 e as espécies mais presentes nos reportes foram os camarões branco e sete-barbas, com exceção de Alagoas e Maranhão, os quais apresentaram mais informações da categoria de rosa. Destacam-se também os estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba onde poucas informações discriminadas estiveram disponíveis e foram necessárias mais estimativas iniciais principalmente após 1996.

Próximo ao fim da década de 1970, várias informações acerca das espécies já tinham sido discriminadas nos boletins dos estados costeiros que compõem a região Sudeste (ES, RJ, SP). Para esses estados destacam-se a predominância de capturas do camarão sete-barbas e rosa. Também é válido ressaltar que foram necessárias poucas estimativas iniciais já que esses estados reportaram informações quase que continuamente após 1970.

Na região Sul (PR, SC e RS), o surgimento das informações foi em momentos semelhantes aos casos anteriores. Quanto as informações entre as espécies, o sete-barbas e rosa também foram mais presentes nos reportes, apresentando os maiores picos ao longo do tempo. A exceção ficou por conta do Rio Grande do Sul, onde as capturas reportadas foram majoritariamente de camarão rosa.

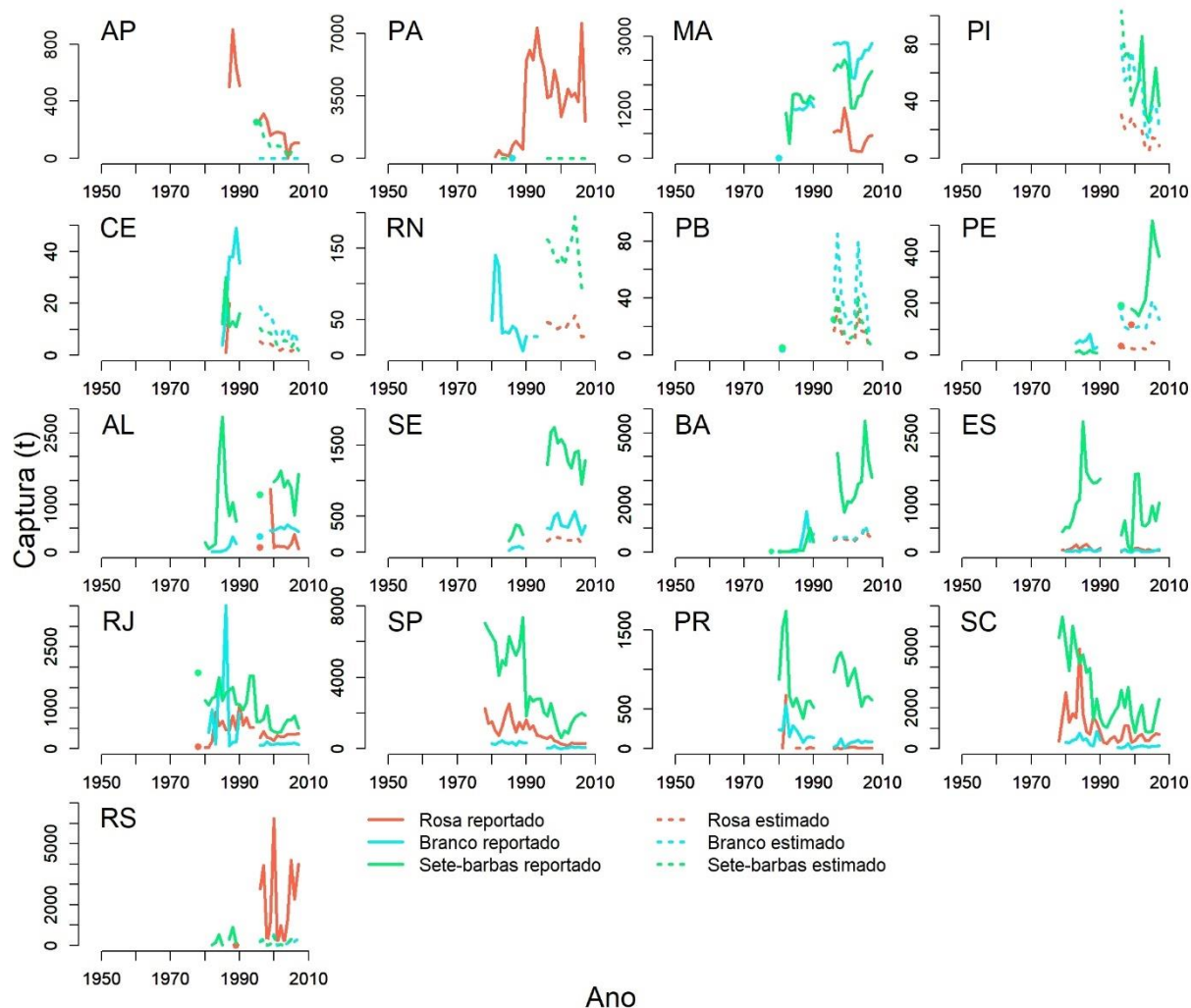


Figura 2. Séries temporais de entrada nos modelos (excluindo-se os reportes de médias aritméticas entre 1991 e 1994) das quantidades reportadas nos boletins estatísticos durante os anos de 1946 a 2011 para a categoria de camarão rosa, representada pela linha sólida na cor vermelha, camarão branco, representado pela linha sólida na cor azul e sete-barbas na cor verde. Além disso também são mostradas as estimativas iniciais para cada espécie, representadas nas mesmas cores das quantidades reportadas, porém em linhas tracejadas. São representados os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS).

Seleção dos modelos e diagnóstico

De uma forma geral, os modelos foram testados para diferentes distribuições de probabilidades e funções de ligação. A distribuição gaussiana inversa apresentou maior dificuldade de convergência dos parâmetros de dispersão por conta da variável resposta (captura) apresentar baixa variância em alguns casos. Já a distribuição gama não

demonstrou tais dificuldades e se sobressaiu na maioria dos modelos, apresentando os melhores ajustes em relação as capturas de camarões e também os menores valores do critério AIC. A função de ligação log apresentou melhores ajustes nos modelos do camarão rosa e a identidade nos modelos do sete-barbas quando avaliadas sob o critério do AIC e análise de resíduos. Os modelos não ficaram isentos de viés, na maior parte dos casos houve alguns pontos causando resíduos expressivos quando comparados com os valores preditos, ou causando desvios de normalidade, ou certa alavancagem nos modelos (distância de cook \approx 0.5). Isso foi ainda mais evidenciado nos ajustes com poucas informações disponíveis para incorporação nos modelos, nos quais cada ponto acabou tendo grande influência no modelo, de forma que qualquer exclusão causou fortes discrepâncias nos resíduos do modelo ajustado.

Os testes de Shapiro-Wilk e Breusch-Pagan, utilizados para avaliar normalidade e homocedasticidade dos resíduos, evidenciaram que para quase todos os modelos ajustados para as capturas do camarão rosa, branco e sete-barbas não houve evidências suficientes para rejeitar as hipóteses de normalidade e homoscedasticidade. Os valores da probabilidade (p-valor) dos testes foram superiores a 0.05 na maioria dos modelos. A exceções ficaram por conta das capturas do camarão rosa para o estado de São Paulo, que apresentou evidências suficientes para rejeitar a hipótese de resíduos homocedásticos e o branco de Santa Catarina que apresentou evidências para rejeitar a hipótese de normalidade de resíduos.

Dentre as questões mais específicas acerca da categoria de camarão rosa, de uma forma geral, os casos com maior disponibilidade de informações reportadas necessitaram de mais variáveis a serem incluídas nos modelos. Além disso, foi possível incorporar a categoria geral de forma isolada, enquanto que nos casos de poucas informações reportadas ou que foram necessárias estimativas iniciais, poucas variáveis foram suficientes para se chegar no melhor modelo, porém nesse último caso com necessidade de interações. A categoria geral de camarões apresentou o maior poder explicativo dentre as variáveis testadas e foi incorporada em todos os modelos seja de forma isolada ou em forma de interação. Quando incorporada isoladamente, causou efeitos positivos na variável resposta e nos casos de interação, se observou efeitos negativos apenas no estado de Alagoas. Nos casos em que o ano foi relevante, a incorporação de forma quadrática demonstrou uma forte correlação com as capturas, causando efeitos positivos, de forma que em algumas situações essa relação foi mais forte do que com categoria geral. Das variáveis ambientais, os índices baseados em temperatura superficial e precipitação estiveram presentes em quantidades semelhantes nas capturas do Norte, Sudeste e Sul,

enquanto que os índices de precipitação que expressam as variações das quantidades em períodos secos e chuvosos parecem se correlacionar mais fortemente com as capturas da região Nordeste. Em relação aos efeitos, eles foram muito variados, esses índices ambientais causaram tanto efeitos positivos quanto negativos na variável resposta, porém é possível se observar índices de precipitação baseados em período secos ou chuvosos causando leves efeitos negativos nas capturas. A distribuição gama com função de ligação log foi a que se sobressaiu, apresentando os melhores modelos ajustados com menor AIC (**Tabela 2**).

Tabela 2. Modelos ajustados para cada estado para o camarão rosa, considerando as variáveis explicativas e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).

Estado	Variável explicativa (coef)	Distribuição	Função de ligação	AIC
Amapá	prec.amp.chuva (-0.5) ano ² (9.3) tsm.amp.chuva (-1.8) c.geral:prec.med.chuva (0.03)	Gaussiana inversa	Identidade	71.7
Pará	sen.ano (-152.5) c.geral (2.1) tsm.amp.chuva (54.5)	Gama	Identidade	176.6
Maranhão	ano ² (4.8) tsm.cv (-1.2) tsm.med.seco (-3) c.geral:prec.cv (0.0005)	Gama	Log	57
Piauí	ano ² (4.2) prec.med.chuva (-0.06) prec.amp.seco (-0.03) c.geral:prec.med.seco (0.0004)	Gaussiana inversa	log	2
Ceará	ano ² (3.3) prec.amp.chuva (0.007) c.geral:tsm.cv (-0.002)	Gama	Log	43.9
Rio Grande do Norte	ano ² (1.3) c.geral:prec.amp.seco (0.0002)	Gama	Log	61.6
Paraíba	ano ² (55.8) prec.amp.chuva (-0.01) c.geral:prec.amp.seco (0.01)	Gaussiana inversa	Identidade	26
Pernambuco	prec.amp.chuva (-0.07) sen.ano (1.2) c.geral:prec.med.chuva (0.02)	Gama	Identidade	9.7

Alagoas	prec.med (-0.09) c.geral:prec.med.seco (0.004)	Gama	Log	29.2
Sergipe	ano ² (28.1) c.geral:prec.med.seco (-0.0001)	Gama	Identidade	33.3
Bahia	ano ² (1) prec.med.seco (-0.05) tsm.med (0.4) c.geral:prec.med (0.0007)	Gaussiana inversa	Log	28.6
Espírito Santo	tsm.cv (-6.7) ano ² (36.1) prec.amp.chuva (-0.2) c.geral: tsm.med.seco (-0.05)	Gama	Identidade	97.6
Rio de Janeiro	ano ² (147.7) prec.med (0.3) prec.med.chuva (-0.3) tsm.med.seco (1) prec.amp.seco (-0.1) prec.cv (0.006) c.geral:tsm.med (-0.02)	Gama	Log	171.7
São Paulo	c.geral (0.3) sen.ano (26.6) tsm.amp.seco (4.3)	Gaussiana inversa	Identidade	148.2
Paraná	ano ² (35.1) tsm.med (7.6) c.geral:tsm.med.seco (-0.09)	Gama	Log	48.8
Santa Catarina	sen.ano (-8.36) c.geral:prec.amp.chuva (0.01)	Gaussiana inversa	Identidade	190.8
Rio Grande do Sul	c.geral: tsm.amp.seco (0.4)	Gama	Identidade	45.1

Os melhores modelos ajustados para as capturas do camarão branco demonstraram casos diferenciados. Mesmo os estados tendo maior disponibilidade de informações reportadas, uma menor quantidade de variáveis foi necessária para ajuste dos modelos se comparado com os casos de menor quantidade de informações. Os efeitos da categoria geral na variável resposta foram positivos em geral, porém nos estados do Piauí, Rio Grande do Norte e Bahia foram negativos. O ano na sua forma quadrática também foi o mais relevante nos modelos, causando fortes efeitos positivos na variável resposta. Os índices ambientais estiveram presentes em todos os estados de forma equilibrada, com exceção do estado de Santa Catarina, o qual apresentou capturas correlacionadas apenas com a precipitação. Destacam-se também os índices baseados em médias e amplitudes nos períodos seco e chuvoso tanto para TSM quanto para precipitação. Em relação aos efeitos gerados, os que foram baseados no período chuvoso (principalmente advindos da precipitação) causaram leves efeitos negativos e os baseados em período seco, causaram

efeitos positivos na variável resposta de uma forma geral. Dentre as distribuições de probabilidade e as funções de ligação testadas, a distribuição gama se sobressaiu em quase todos os casos, gerando os modelos com os menores valores do AIC, porém sem predomínio de uma função de ligação, variando bastante entre a identidade e log (**Tabela 3**).

Tabela 3. Modelos ajustados para cada estado para o camarão branco, considerando as variáveis explicativas e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).

Estado	Variáveis explicativas (coef)	Distribuição	Função de ligação	AIC
Amapá	prec.amp.chuva (-0.04) tsm.cv (0.01) c.geral:prec.med.seco (0.01)	Gama	Log	20.9
Pará	tsm.med.seco (-1.3) ano ² (0.4) tsm.amp.chuva (0.1) prec.amp.seco (-0.09) c.geral:prec.med.seco (0.001)	Gaussiana inversa	Log	27.7
Maranhão	ano ² (30.6) tsm.med.seco (23.9) c.geral:tsm.cv (0.1)	Gaussiana inversa	Identidade	26.4
Piauí	ano ² (5.5) prec.amp.chuva (-0.01) c.geral:prec.amp.seco (-0.003)	Gama	Log	8.5
Ceará	ano ² (1.9) tsm.med.seco (1.8) prec.med.chuva (-0.02) prec.med.seco (0.008) c.geral:prec.cv (0.001)	Gama	Log	29.3
Rio Grande do Norte	prec.med.seco (-0.3) tsm.md.seco (-5.2) ano ² (5.5) c.geral:prec.cv (-0.002)	Gama	Identidade	48.7
Paraíba	ano ² (127.7) tsm.amp.chuva (-1) c.geral:prec.cv (0.008)	Gama	Identidade	17.6
Pernambuco	tsm.med.chuva (-17.7) sen.ano (-3.9) prec.amp.chuva (-0.1) prec.med.chuva (0.35) c.geral:prec.cv (0.04)	Gaussiana inversa	Identidade	33.3
Alagoas	ano ² (8.6) prec.amp.seco (-0.3) tsm.amp.seco (1.3) c.geral:prec.cv (0.0004)	Gama	Log	99.1
Sergipe	sen.ano (-2)		Log	76.7

	tsm.cv (-1.5) prec.amp.chuva (0.05) prec.cv (-0.3) prec.med (-0.1) tsm.amp.seco (0.7) c.geral:prec.med.chuva (0.004)	Gaussiana inversa		
Bahia	prec.amp.chuv (-0.1) ano ² (24.2) tsm.cv (0.5) prec.cv (0.6) c.geral:tsm.med.chuva (-0.02)	Gama	Log	140.9
Espírito Santo	c.geral:prec.cv (0.1)	Gama	Identity	78.8
Rio de Janeiro	tsm.amp.seco (0.9) prec.cv (0.6) prec.med (-0.9) tsm.amp.chuva:c.geral (0.27)	Gaussiana inversa	Identidade	127
São Paulo	c.geral (0.1) prec.med.chuva (-1.3)	Gama	Identidade	101.8
Paraná	sen.ano (2.3) tsm.med (2.7) tsm.cv (-1.1) c.geral:tsm.med.seco (0.001)	Gama	Log	103
Santa Catarina	prec.cv (4) prec.med.seco (3.5) prec.med.chuva (-2.5) c.geral:prec.med (0.01)	Gama	Identidade	122.8
Rio Grande do Sul	tsm.cv (-1.7) c.geral:tsm.amp.seco (0.1)	Gama	Identidade	14.3

Nos melhores modelos ajustados para o camarão sete-barbas, uma quantidade maior de variáveis foi necessária para explicar o fenômeno dado a alta disponibilidade das informações dessa espécie nos boletins. Em quase todos os casos, a categoria geral foi incorporada como interação, com exceção do estado do Piauí, São Paulo e Paraná, para os quais foram incorporados isoladamente. Em se tratando dos efeitos, a categoria geral em quase todos os casos gerou efeitos positivos na variável resposta. O ano também foi bastante presente nos modelos para a espécie, porém tanto na sua forma quadrática (com efeitos positivos) como na sua forma senoidal (com efeitos negativos). Os índices ambientais estiveram presentes de forma equilibrada, exceto novamente no estado de Santa Catarina, onde quase que a totalidade de variáveis inseridas foram baseadas em precipitação. Quanto aos efeitos gerados, se observou um padrão com os índices baseados em TSM para o período seco, os quais causaram efeitos negativos na variável resposta, indicando que o aumento da amplitude das temperaturas estaria correlacionado a diminuições nas capturas. Dentre as distribuições de probabilidade e funções de ligação testadas, a gama também se sobressaiu, principalmente quando utilizada em conjunto com a função de ligação identidade. Este conjunto foi responsável pelos melhores ajustes e

menores valores de AIC (**Tabela 4**).

Tabela 4. Modelos ajustados para cada estado para o camarão sete-barbas, considerando as variáveis explicativas e os coeficientes do preditor linear na escala da função de ligação (coef). Também são representadas as distribuições de probabilidade testadas com as funções de ligação e o critério de Akaike (AIC).

Estado	Variáveis explicativas (coef)	Distribuição	Função de ligação	AIC
Amapá	sen.ano (3.6) prec.cv (-0.1) c.geral:prec.amp.chuva (0.03)	Gama	Identidade	20.9
Pará	ano ² (0.8) c.geral:prec.amp.chuva (0.0003)	Gaussiana inversa	Log	24.9
Maranhão	ano ² (24.9) tsm.med (30.1) prec.med.chuva (1) tsm.amp.chuva (3.1) tsm.amp.seco (13) c.geral:tsm.cv (0.2)	Gaussiana inversa	Identidade	95
Piauí	c.geral (0.04) prec.med (-0.06) tsm.amp.chuva (0.5)	Gama	Log	32.8
Ceará	sen.ano (3.9) tsm.amp.chuva (1.4) prec.cv (-0.1) prec.med.seco (-0.05) c.geral:prec.amp.seco (0.004)	Gama	Log	0.7
Rio Grande do Norte	ano ² (-0.2) c.geral:prec.cv (-0.01)	Gaussiana inversa	Identidade	22.2
Paraíba	ano ² (108) prec.amp.chuva (-0.008) tsm.amp.chuva (-0.5) c.geral:prec.med.seco (0.007)	Gaussiana inversa	Identidade	16
Pernambuco	ano ² (-3.2) tsm.amp.seco (17.9) prec.med (-0.1) c.geral:tsm.amp.chuva (1.1)	Gama	Identidade	98.7
Alagoas	tsm.med (947.4) prec.med.chuva (-3.8) tsm.med.seco (-304) tsm.med.chuva (-641) tsm.amp.seco (16.4) sen.ano (11.9) c.geral:prec.med (0.09)	Gama	Identidade	76.1
Sergipe	sen.ano (-52.5) prec.amp.chuva (1.3) tsm.med (-192.5)	Gama	Identidade	69

	tsm.med.seco (-127.2) prec.med.seco (1.1) c.geral:tsm.med.chuva (0.2)			
Bahia	sen.ano (-3.8) tsm.med.seco (-11.6) tsm.amp.seco (-2.1) prec.amp.chuva (-0.07) c.geral:tsm.med.chuva (0.002)	Gama	Log	135
Espírito Santo	ano ² (54.5) prec.med.seco (-0.9) prec.cv (-1.6) tsm.amp.seco (-6) c.geral:prec.amp.seco (0.02)	Gama	Identidade	96.3
Rio de Janeiro	c.geral:prec.cv (-0.02) ano ² (734) tsm.med.seco (-0.2)	Gama	Identidade	118.3
São Paulo	c.geral (0.9) sen.ano (-15.7) prec.med.chuva (0.4)	Gama	Identidade	119.9
Paraná	c.geral (0.01) sen.ano (-0.5) tsm.med.seco (-0.6) tsm.amp.chuva (0.2)	Gaussiana inversa	Log	100.6
Santa Catarina	ano ² (1.1) prec.med.chuva (0.2) prec.amp.chuva (-0.01) prec.amp.seco (0.1) prec.cv (-0.1) prec.med (-0.04) c.geral:tsm.med (0.002)	Gaussiana inversa	Log	201.4
Rio Grande do Sul	c.geral:tsm.med (0.003)	Gaussiana inversa	Log	53.6

Predições dos modelos

Para a reconstrução das capturas da categoria de camarão rosa, de uma forma geral, as informações reportadas mais utilizadas ficaram situadas na segunda metade da década de 1990 e década de 2000 enquanto que as lacunas que necessitaram mais predições se situaram de 1940 a 1970 e no início da década de década de 2010. As informações reportadas nas décadas de 1970 e 1980 foram as mais inconsistentes e ocasionaram picos ou quedas extremas, o que posteriormente se traduziu em resíduos discrepantes que foram removidos dos modelos. Já as capturas no intervalo de 1996 a 2007 foram consideradas mais consistentes de modo geral (**Figura 3**).

Na região Norte do país, as reconstruções do camarão rosa apresentaram baixas quantidades no início da série e os maiores montantes só foram observados a partir da década de 1980. Poucas informações de camarão rosa necessitaram serem removidas dos

modelos. Destacam-se a máxima de 7596 t no estado do Pará em 2006 que foi substituída pela predição de 23026 t (200% superior), indicando aumento expressivo para a categoria acima do que foi reportado.

No Nordeste, foram observados pequenos aumentos nas capturas a partir da década de 1970. Em alguns casos as capturas aumentaram e decaíram nas décadas seguintes, como por exemplo no Maranhão, Piauí, Ceará e Paraíba. Nos demais, as capturas demonstraram certa tendência de aumento ao longo do tempo. O camarão rosa foi mais reportado no estado do Maranhão, Ceará e Alagoas, nos demais foram necessárias muitas estimativas iniciais. Destacam-se o pico de 20 t em 1987 no estado do Ceará que foi substituído por 5 t (75% inferior), o pico de 117 t nos anos de 1999 no estado de Pernambuco, o qual foi removido e substituído por uma estimativa de 23 t (80% menor). Destaca-se também no estado de Alagoas, a captura extrema reportada de 1320 t no ano de 1999, omitida no gráfico, mas removida das análises e substituída pela estimativa de 138 t (redução de 89%), indicando menores capturas em relação ao pico único extremo reportado naquele ano.

As reconstruções na região Sudeste também demonstraram aumentos expressivos desde a década de 1960. Foram presentes mais reportes de camarões rosa em comparação com a região Nordeste, porém vários pontos discrepantes foram removidos das análises, por exemplo, os picos de 162 t em 1986 e 15 t em 1988 no estado do Espírito Santo, ambos substituídos por predições de 74 t (54% inferior) e 52 t (246% superior) respectivamente. Também se destaca o pico extremo de 2530 t em 1985 no estado de São Paulo. Esse foi substituído pela predição de 1755 t (30% menor).

No Sul, amplas variações das capturas foram observadas, mas os momentos de maiores incrementos foram observados entre as décadas de 1960 a 1980. Destaca-se o pico extremo 627 t reportado no ano de 1982 no estado do Paraná, ocultado no gráfico. Esse causou forte alavancagem no modelo e foi substituído pela estimativa de 10 t (98% menor). Destaca-se também o pico de 4900 t em 1984 no estado de Santa Catarina. Esse foi substituído pela predição de 1802 t, que se mostrou 63% menor que o reportado.

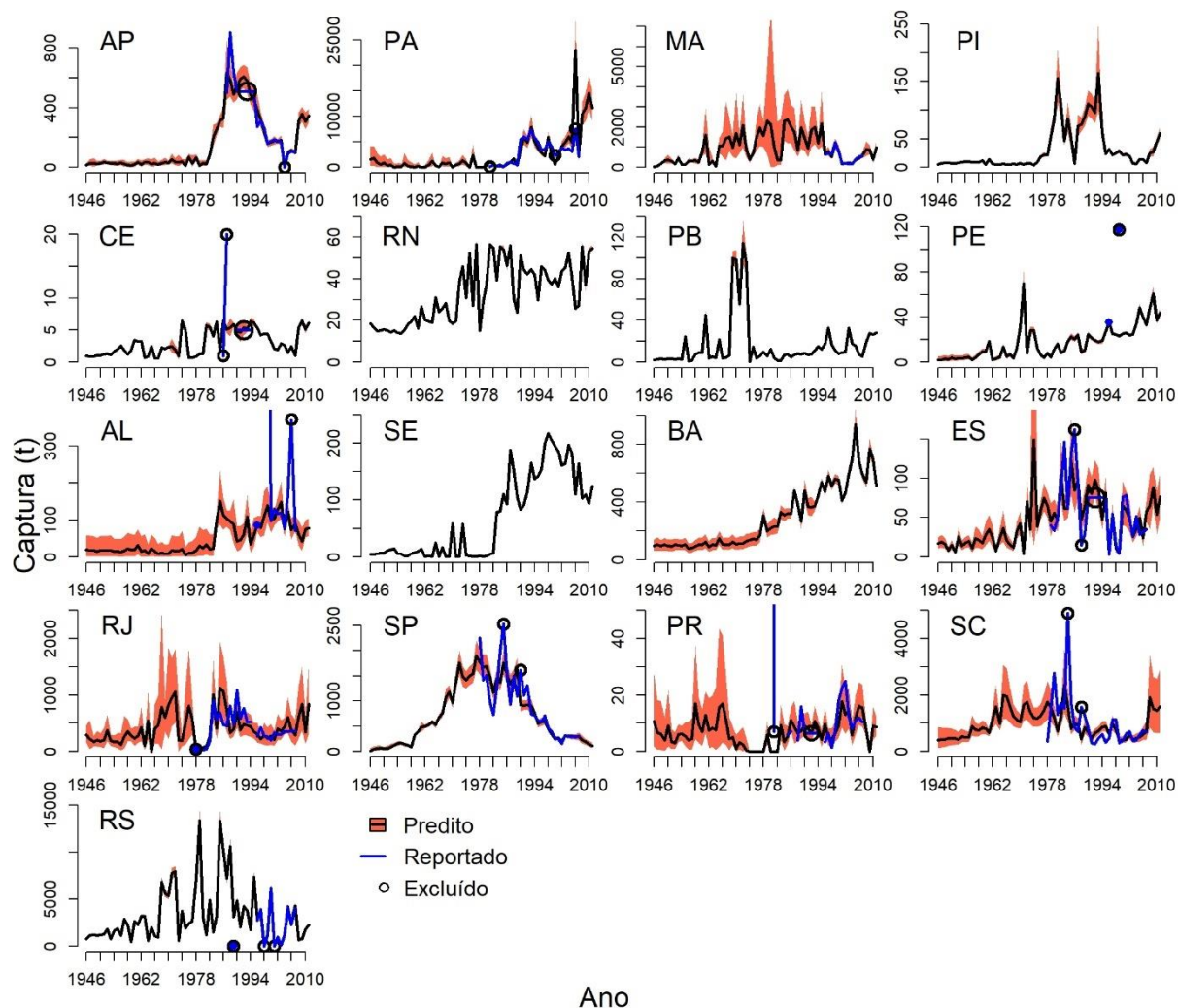


Figura 3. Séries reconstruídas da categoria de camarão rosa para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São representadas as informações reconstruídas em preto, com intervalos que contém cerca de 95% das estimativas em vermelho. Informações reportadas incorporadas no modelo são representadas pela linha sólida na cor azul e as informações excluídas das análises são representadas pelo círculo.

As reconstruções do camarão branco para os estados da região Norte do país demonstraram maiores crescimentos principalmente após a década de 1980 que foram seguidos de posteriores declínios na década de 1990 (**Figura 4**). Apenas uma informação de camarão branco foi reportada no Pará, 4 t no ano de 1986, porém foi substituída pela estimativa de 410 t, muito superior ao que foi reportado para aquele ano.

No Nordeste, de uma forma geral as previsões das capturas para o branco demonstraram tendências de crescimento ao longo dos anos. As exceções foram

observadas nos estados do Ceará, Piauí e Paraíba, os quais iniciaram em baixas quantidades, os maiores incrementos foram observados nas décadas de 1960 a 1980 e posteriormente houve declínio das capturas. Destaca-se o estado do Rio Grande do Norte, onde foram reportadas informações extremas de 140 t em 1981 e 124 t em 1982 que foram substituídas pelas predições de 47 t (66% menor) e 46 t (62% menor) respectivamente. No estado do Ceará também foram observadas distinções entre as primeiras informações reportadas de 4 t em 1985 que foi substituída pela predição de 13 t, cerca de 225% superior ao que foi reportado.

As predições para a região Sudeste não demonstraram tendências de acréscimo ou decréscimo ao longo do tempo. O movimento seguido foi de pequenas quantidades no início da série, fortes incrementos de 1960 a 1980, seguidos de posteriores diminuições. Destaca-se o estado do Rio de Janeiro, onde o pico de 3516 t em 1986 foi substituído pela estimativa de 913 t (74% inferior). Também se destacam as médias aritméticas reportadas no estado de São Paulo, com quantidades de 315 t replicadas de 1990 a 1994. Essas foram substituídas por estimativas próximas de 170 t (46% inferior), indicando movimento de diminuição das capturas nesse intervalo.

Para o Sul, os movimentos das predições foram semelhantes. Fortes incrementos de 1960 a 1980, seguidos de declínios, porém com ampla variação das quantidades observadas principalmente no Rio Grande do Sul. Destaca-se o estado de Santa Catarina, onde um pico de pico extremo de 862 t em 1989 foi substituído pela estimativa de 259 t (69% de redução). As médias aritméticas de 442 t reportadas para o estado também se mostraram distantes das predições, as quais ficaram em torno de 200 t, indicando uma diminuição média de 54% para aqueles anos.

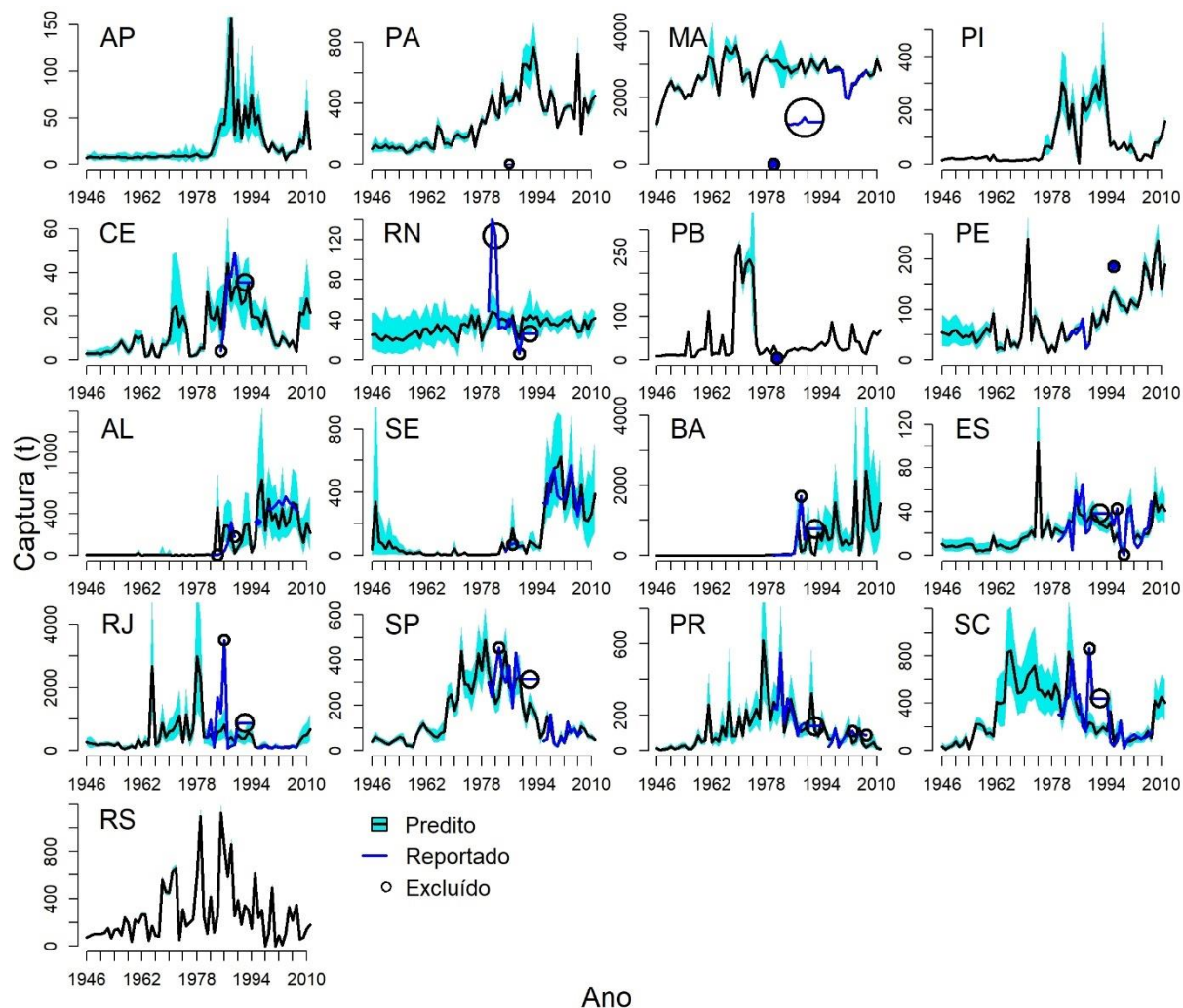


Figura 4. Séries reconstruídas do camarão branco para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São representadas as informações reconstruídas em preto, com intervalos que contém cerca de 95% das estimativas na cor azul claro. Informações reportadas incorporadas no modelo são representadas pela linha sólida na cor azul e as informações excluídas das análises são representadas pelo círculo.

As reconstruções do sete-barbas para a região Norte demonstraram situações semelhantes ao branco, maiores incrementos nas décadas de 1970 e 1980 e diminuições na década de 1990, porém no estado do Pará se observou uma rápida recuperação das quantidades nas décadas seguintes (**Figura 5**). Poucas informações da espécie estiveram presentes na região, destacando-se o estado do Pará, onde reportes isolados de 12 e 2 t nos anos de 1983 e 1984 foram substituídos pelas estimativas de 303 t e 753 t, bastante superiores às informações ínfimas que os boletins apontaram.

Na região Nordeste, tendências de crescimento nas capturas foram observadas nos estados do Rio Grande do Norte, Pernambuco, Sergipe e Bahia, os demais apresentaram aumentos relevantes, mas que foram seguidos de diminuições posteriores. Destaca-se o reporte inicial do estado do Maranhão de 360 t em 1983, esse que foi substituído pela estimativa de 1912 t (431% maior). No estado do Ceará, pico inicial extremo de 30 t em 1986 foi excluído do modelo e substituído pela estimativa de 11 t (63% menor) para aquele ano.

No Sudeste, as predições apresentaram aumentos mais relevantes por volta da década de 1970, mas que também foram seguidos de quedas expressivas no final da década de 1980. Nos estados do Espírito Santo e São Paulo, foram identificadas duas quedas muito expressivas. Um registro de 30 t em 1999 para o Espírito Santo e 1854 t no ano de 1990 para o estado de São Paulo. Ambas informações foram excluídas do modelo e substituídas por 77 t (156% superior) e 2639 t (42% superior), estimativas não muito diferentes em termos absolutos do que foi reportado, apesar da diferença percentual visível.

A região Sul também apresentou maiores incrementos no intervalo de 1960 a 1980 e decaimentos no fim da década de 1980. No Rio Grande do Sul, dentre as informações reportadas nos boletins na década de 1980, destaca-se a mínima de 17 t em 1985 que foi excluída e substituída por um pico de 1470 t (8500% superior), indicando quantidades muito superiores as reportadas para aquela década nos boletins.

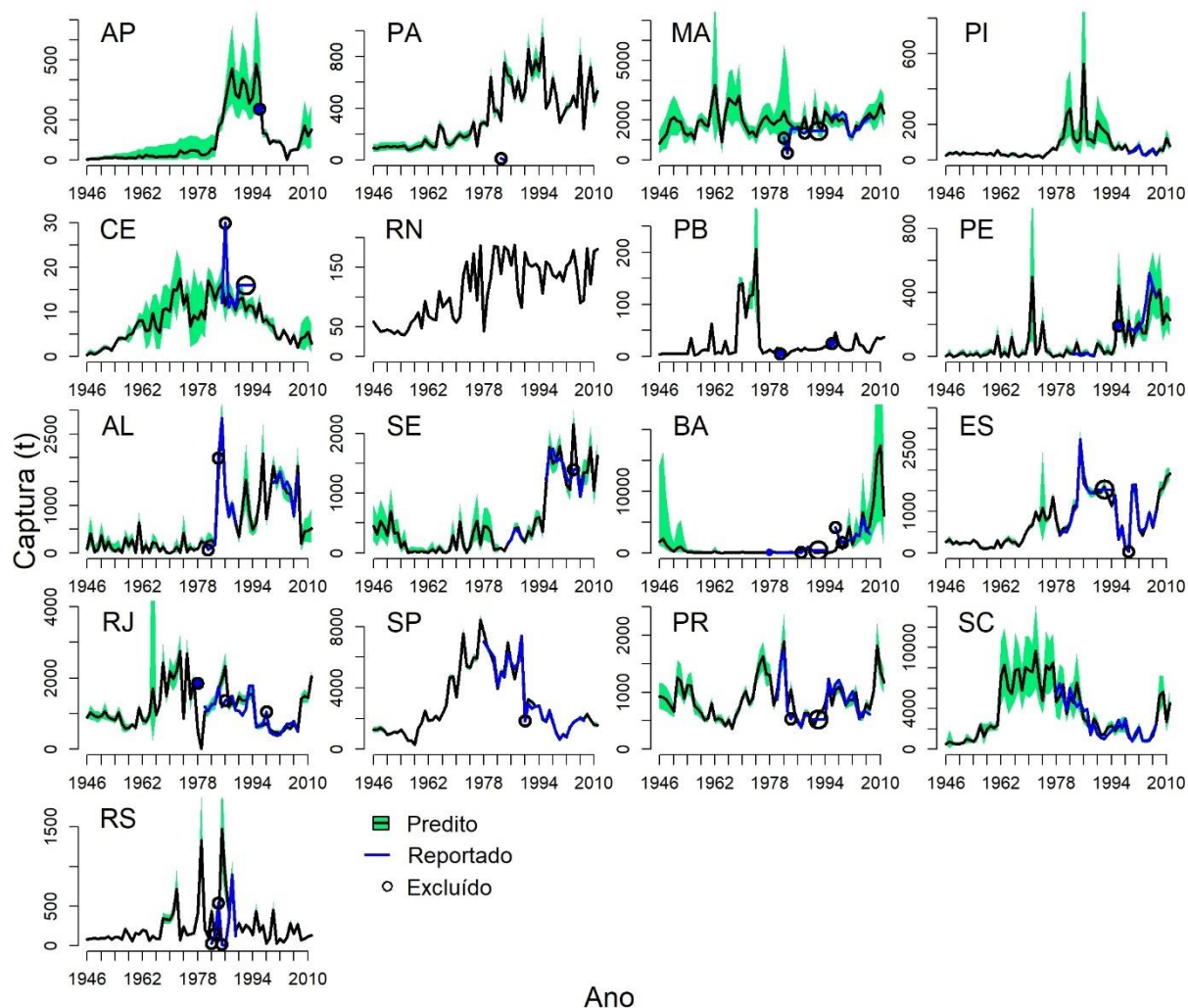


Figura 5. Séries reconstruídas do camarão sete-barbas para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São representadas as informações reconstruídas em preto, com intervalos que contém cerca de 95% das estimativas na cor verde. Informações reportadas incorporadas no modelo são representadas pela linha sólida na cor azul e as informações excluídas das análises são representadas pelo círculo.

Discussão

As primeiras informações de monitoramento pesqueiro oficial no Brasil datam de 1946, publicadas no boletim estatístico do ano de 1955. Naquela época os boletins eram divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e surgiram com poucas informações, basicamente contendo dados de produção pesqueira geral de cada estado. Com o passar dos anos esses boletins ganharam maior detalhamento e mais informações foram reportadas, como pescadores registrados, embarcações utilizadas,

quantidades advindas de pesca e aquicultura (principalmente entre 1970-1980). Nesse período foi comum de observar a inclusão de informações sobre camarões sem discriminação, na categoria “camarões marinhos”. Ao longo do tempo, essa categoria foi sendo desmembrada nas demais categorias de “rosa”, “branco” e “sete-barbas”, demonstrando um avanço no que diz respeito a discriminação do que foi capturado (1980-2000) (IBGE, 1980). Durante essa época foi possível observar também reportes mais defasados publicados pelo Ministério do Meio Ambiente em conjunto com Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (MMA/IBAMA), nos quais foi possível observar estimativas de médias aritméticas decorrentes da interrupção da coleta de dados pesqueiros causados por conta de problemas financeiros (MMA/IBAMA, 1990). Algumas exceções foram observadas, como nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo e que tiveram seus dados pesqueiros supridos pela Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro-FIPERJ e o instituto de pesca de São Paulo durante o intervalo de 1990 a 1995 e não reportaram tais médias. Os reportes a partir de 1996 foram considerados os mais consistentes no presente trabalho, principalmente pelo fato de quase todas as informações de capturas de camarões terem sido discriminadas dentre as espécies, as capturas coincidirem com as flutuações presentes na categoria geral e nos índices ambientais, não gerando dessa forma muito viés nos modelos. Também é válido ressaltar que esse ano marca a mudança de órgão responsável pela coleta das informações, que passou do IBGE para o IBAMA utilizando a metodologia do ESTATPESCA a qual tornou aparentemente mais eficiente o monitoramento das capturas (ARAGÃO et al., 2010). A estatística pesqueira brasileira continuou até o ano de 2011, porém de 2008 a 2011 as informações referem-se a estimativas inferidas com auxílio de boletins entregues por órgãos e entidades de alguns estados. Dessa forma, na região Nordeste por exemplo, houve poucas informações reportadas ao longo do tempo e foram necessárias mais estimativas para compor esses boletins (MPA, 2012).

Apesar do avanço visível ao longo dos anos no que diz respeito a coleta de dados pesqueiros no Brasil, ainda foi possível observar inconsistências, vieses e lacunas nos reportes das pescarias de camarões. Tais problemas foram advindos de diversos motivos, como por exemplo, a instabilidade política do país que ao longo do tempo gerou muitas trocas de órgãos responsáveis pela coleta de dados pesqueiros, ocasionando em mudanças de metodologias. Além disso, a falta de recursos financeiros para manutenção dos programas de monitoramento pesqueiro também contribuiu para a defasagem dos dados reportados. Essas dificuldades já foram documentadas em outros trabalhos (VASCONCELLOS et al., 2007; PREVIERO et al., 2013, FREIRE et al., 2015, FREIRE

et al., 2020), e quando se fala de camarões, alguns já foram classificados como “Faltante de dados”, o que faz essas pescarias serem incluídas na categoria de "Dados Insuficientes-DD" (IUCN, 2014; ICMBIO, 2015).

Os modelos construídos no presente trabalho foram testados para diferentes distribuições de probabilidades e funções de ligação. Apesar da distribuição gama ter sido mais relevante, essa diferença não foi tão grande quando comparado a gaussiana inversa. Isso acaba gerando formas diferentes de se lidar com reconstrução de dados e dá um pouco mais de flexibilidade para resolução de problemas voltados a lacunas de informações de capturas. As capturas são variáveis que podem assumir distintas formas e que necessitam de testes para entender quais distribuições de probabilidade podem reger seu comportamento, bem como as diferentes funções de ligação que podem relacionar melhor o preditor linear, composto das mais diferentes variáveis explicativas, em relação à média das capturas. Em comparação com outros estudos isso traz alternativas para modelagem de dados de capturas, já que diversos trabalhos de reconstrução se restringem a utilização de estimativas advindas de regressões lineares entre pontos âncoras (BOOTH e WATTS, 2007; ZELLER e PAULY, 2007; RALSTON et al., 2011; TESFAMICHAEL e PAULY, 2011; ZELLER et al., 2016). Essa combinação assume que as capturas se comportam apenas como uma distribuição normal, a qual é uma distribuição simétrica e definida também para valores negativos, o que pode não ser verdade quando se quer modelar uma composição de dados de capturas.

A utilização da categoria geral de camarões auxiliou a estimar informações discriminadas das espécies especialmente nos anos em que elas não foram reportadas nos boletins. Além disso, sua adição junto com os índices ambientais nos modelos, contribuíram para fortificar o julgamento se a captura reportada para algum ano da série era compatível com essas informações ou não. Entretanto, as quantidades de cada espécie geraram uma forte correlação com a categoria geral de camarões. Essa relação foi ainda mais intensa quando as quantidades necessitaram serem extraídas dessa categoria para incorporação inicial nos modelos (principalmente na região Nordeste), ocasionando num alto poder explicativo acerca do fenômeno. Esse efeito já era esperado pelo fato de as quantidades individuais de cada espécie estarem de certa forma contidas na categoria geral de camarões, gerando uma certa redundância entre essas quantidades. Devido a isso, a incorporação em forma de interação com as variáveis ambientais diminuiu a possibilidade de superajuste dos modelos e evitou que as predições fossem apenas uma cópia da categoria geral, sem considerar os efeitos das outras variáveis explicativas. Nas regiões Sudeste e Sul, esses efeitos não foram muito observados pois não foram

necessárias muitas estimativas iniciais de entrada nos modelos por conta da grande quantidade de reportes nos boletins. Nesses casos, a correlação entre as quantidades reportadas a categoria geral foi um pouco mais baixa, o que reduziu o poder explicativo da categoria geral e equilibrou as previsões com uma maior influência das demais variáveis explicativas.

A precipitação como sendo a principal variável que influencia as pescarias de camarões, foi a mais presente nos modelos do presente trabalho, porém a TSM também apresentou poder explicativo e foi incorporada na maior parte dos modelos. Os índices de TSM, principalmente os baseados em períodos secos (meses de menor precipitação) se sobressaíram por demonstrarem um padrão de efeitos negativos significativos na variável reposta. Isso pode indicar que os aumentos das temperaturas durante as estações menos chuvosas podem estar relacionados a diminuições das capturas ao longo do tempo. Diversos estudos já relataram os impactos das mudanças climáticas em recursos pesqueiros ao redor do mundo (ALISON et al., 2009; MARENGO et al., 2011, SUMAILA e LAM, 2020). Dentre as regiões, a equatorial brasileira pode ser a mais afetada por esse problema, pois estima-se uma queda acentuada nas precipitações, de aproximadamente 40% e um significativo aumento da temperatura do ar em mais de 3°C entre 2070 e 2100 (MARENGO et al. 2011). Na pesca de camarões, essas mudanças tendem a modificar a abundância dos estoques, já que altas temperaturas podem não ser suportadas se ultrapassarem os limites de tolerância térmica das espécies e a redução da precipitação pode significar num menor aporte de nutrientes em regiões estuarinas para suprir a alimentação de camarões juvenis (LOPES et al., 2017). Além disso, as mudanças climáticas tendem a afetar a cadeia alimentar, pois a diminuição de indivíduos que compõem a base das teias alimentares pode resultar numa redução energética drástica para níveis tróficos mais altos, o que levaria a um declínio da biomassa em toda a teia alimentar e conseqüentemente comprometeria a sustentabilidade não só da pescaria de camarões, mas também de outros recursos (DOUBLEDAY et al., 2019; LIRA et al., 2021).

Nas reconstruções foram observadas predominâncias de reportes de algumas espécies em certos estados. Isso foi observado na região Norte (estados do Amapá e Pará), onde a categoria de rosa demonstrou vários anos com reportes nos boletins, provavelmente devido a maior ocorrência de uma das espécies de rosa (*F. subtilis*) na região (ARAGÃO et.al, 2004; FILIZOLA et al., 2006). Nas reconstruções também foi possível observar aumentos expressivos em 1980, o que pode ter sido influenciado em menor intensidade a por conta da mudança de coleta de dados que passou do Ministério

da Agricultura (MA) e Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) para o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o qual trouxe boletins semestrais, com diferente metodologia e maior detalhamento das capturas (IBGE, 1980). As maiores influências nos aumentos das capturas podem ter sido causadas pelo aumento de subsídios governamentais nas atividades pesqueiras (SUDEPE-PDP, 1987; D'INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007). Também foi possível observar queda expressiva nas capturas da região no início da década de 2000, o que está em consonância com o período em que várias embarcações saíram da atividade por conta do estabelecimento de medidas de defeso e períodos de suspensão das capturas (ABDALLAH e SUMAILA, 2007; ARAGÃO, 2015).

Na região Nordeste foi possível observar mais informações acerca do camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), o qual é uma espécie frequentemente capturada na região (MPA, 2012). O branco, que diz respeito ao *L. schmitti*, esteve mais presente nos estados de Alagoas, Sergipe e Bahia (MPA, 2012). As informações do rosa (*F. subtilis*), estiveram bastante presentes no Maranhão, provavelmente por conta do compartilhamento das áreas de mangue que são influenciadas pela foz do rio Amazonas, essas se estendem desde o Pará, Amapá, Maranhão e o Piauí (ARAGÃO, 2015). Em Alagoas, também está presente um importante pescaria de camarão rosa em Piaçabuçu, bastante influenciada pela foz do rio São Francisco (SANTOS et al., 2016). Em quase todos os casos houve aumentos na década de 1980 devidos aos estímulos governamentais, mas que foram seguidos de quedas sem demonstrar recuperações, causados provavelmente pelo surgimento de medidas de regulamentação, entretanto, para o sete-barbas no Nordeste, as capturas demonstraram tendências de crescimento ao longo dos anos. Tal movimento pode ser um indicativo de pouca depleção dessas pescarias ao longo das décadas, como documentado por outros autores (VASCONCELLOS et al., 2007; LOPES et al., 2014).

As regiões Sudeste e Sul apresentaram padrões bastante semelhantes entre si. Ambas se sobressaíram em relação as demais regiões na questão de reportes consistentes, pois mantiveram sistemas de discriminações mais eficientes ao longo do tempo que foram realizados com auxílio de institutos federais e fundações. As espécies de camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) e as espécies de camarão rosa (*F. brasiliensis* e *F. paulensis*) que tem maior ocorrência nessas regiões (GRAÇA-LOPES et al., 2002; BRANCO, 2005) foram muito presentes nos boletins ao longo do tempo. Em contrapartida, o camarão branco foi reportado em menores quantidades em relação as demais espécies. Isso pode estar relacionado ao fato de ser uma espécie de menor ocorrência nas regiões (COSTA et al., 2003) e que recebeu por consequência, menos atenção quanto a discriminação de suas

quantidades. O aumento das quantidades preditas para todas as espécies ocorreu bem cedo nas séries. Por volta das décadas de 1960 e 1970 já foram observados aumentos expressivos. Apesar dos subsídios governamentais, a pesca industrial voltada a captura dessas espécies já era difundida nessas regiões desde a década de 1940, com fortes influências ambientais advindas por exemplo, da lagoa dos Patos (D'INCAO et al., 2002). Então, os subsídios podem ter impulsionado ainda mais uma pescaria que já era desenvolvida. Como decorrência disso, as quantidades apresentaram fortes aumentos nas décadas de 1960 a 1980 e permaneceram por mais tempo em quantidades elevadas quando comparadas aos aumentos do Norte e Nordeste. Entretanto, as quedas posteriores foram bem mais intensas e aparentemente, só o estado de Santa Catarina demonstrou uma significativa recuperação no fim da série, enquanto que os demais apenas mantiveram as últimas predições próximas com as das últimas décadas. Esse fenômeno pode ser um sinalizador da depleção de tais pescarias, pois o camarão rosa sofreu longos períodos de sobrepesca desde a década de 1980 de acordo com e situações já descritas por outros autores (D'INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007; HAIMOVICI e CARDOSO, 2017). Além disso, desde a década de 1970, foram impostas diversas medidas de regulamentação que tendem a diminuir as capturas, como por exemplo, proibição de arrasto de fundo no interior de baías, faixas exclusivas para embarcações de pequeno porte, licenças de pesca, períodos de defeso, além da criação de unidades de conservação (VALENTINI et al., 1991; ISAAC et al., 2006).

Alguns estados do presente estudo necessitaram de mais estimativas iniciais para incorporação nos modelos, como por exemplo os casos do Pará e Amapá (excetuando-se o camarão rosa) e os estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba. Isso ocorreu por conta do baixo desenvolvimento dessas pescarias ao longo do tempo, as quais também apresentaram maiores capturas por volta da década de 1980, porém com baixas quantidades de camarões, principalmente de forma artesanal (BRAGA et al., 2001; SANTOS et al., 2016). Isso provavelmente dificultou a coleta de dados e ocasionou em reportes mais defasados que os demais estados. Este problema torna mais dificultosa a tarefa de recuperação desses dados, já que se não houve nenhum reporte da espécie para o estado, foram necessárias estimar quantidades iniciais para incorporação nos modelos, obtidas a partir de porcentagens de ocorrência na região a qual o estado pertence. Levando isso em consideração, os montantes reconstruídos e as trajetórias das capturas para esses estados acabam se tornando menos confiáveis para posteriores utilizações.

Considerações finais

As reconstruções se mostraram como uma alternativa para suprir a grande lacuna dos dados sobre a pescaria de camarões no Brasil e possibilitar o julgamento acerca da confiabilidade dos dados que foram reportados em estatísticas pesqueiras oficiais. Dessa forma, as estimativas obtidas podem ser de utilidade para avaliar a situação dos estoques, corroborando para uma melhor gestão pesqueira que adote medidas eficazes para garantir a sustentabilidade de recursos camaroneiros, embora novos estudos que englobem reconstruções além de 2011 também sejam necessários.

Referências

ABDALLAH, P. R. e SUMAILA, U. R. An historical account of Brazilian public policy on fisheries subsidies, **Marine Policy**, v. 31, n.4, p.444-450, 2007.

AKAIKE, H. A new look at the statistical identification model. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, p. 716-723, 1974.

ALLISON, E. H.; PERRY, A. L.; BADJECK, M. C.; NEIL-ADGER, W.; BROWN, K.; CONWAY, D.; HALLS, A. S.; PILLING, G. M.; REYNOLDS, J. D.; ANDREW, N. L e DULVY, N. K. Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. **Fish Fish**. v. 10, p.173–196, 2009.

ARAGÃO, J. A. N.; CINTRA, I. H. A. e SILVA, K. C. A. Revisão dos dados de esforço de pesca e captura das pescarias industriais de camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) (Crustácea, Decapoda, Penaeidae) na região norte do Brasil. **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, Belém, v. 4, n. 1, p. 31-44, 2004.

ARAGÃO, J. A. N.; ROCHA, C. A. S. e PETRERE Jr. M. Análise da consistência estatística do programa de coleta de dados de desembarque de pescado- ESTATPESCA, executado pelo IBAMA no Nordeste do Brasil. **Boletim Técnico Científico do CEPENE**, v. 13, n. 2, p. 97-127, 2010.

ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A. e CINTRA, I. H. A. Pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental Amazônica: aspectos da dinâmica da população, avaliação do estoque e influência dos parâmetros ambientais. **Acta Fish. Aquat. Res**, v.3, p.77-90, 2015.

AYUB, Z. Effect of Temperature and Rainfall as a Component of Climate Change on Fish and Shrimp Catch in Pakistan. **The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies**. v. 9, n. 1, 2010.

BARIOTO, J. G.; STANSKI, G.; GRABOWSKI, R. C.; COSTA, R. C. e CASTILHO, A. L. Ecological distribution of *Penaeus schmitti* (Dendrobranchiata: Penaeidae) juveniles and adults on the southern coast of São Paulo state, Brazil, **Marine Biology Research**, v. 13, n. 6, p. 693-703, 2017.

BERKSON, J. E THORSON, J, T. The determination of data-poor catch limits in the United States: is there a better way?. **ICES Journal of Marine Science**. v. 72, p. 237-242, 2015.

BRAGA, M. S. C.; SALLES, R.; FILHO, A. D. F. Ictiofauna acompanhante da pesca de camarões com rede-de-arrasto na zona costeira do município de Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. **Arq. Ciên. Mar**, v. 34, p. 49-60, 2001.

BRANCH, T. A.; WATSON, T.; FULTON, E. A.; JENNINGS, S.; MCGILLIARD, C. R.; PABLICO, G. T.; RICARD, D. e TRACEY, S. R. The trophic fingerprint of marine fisheries. **Nature**, n. 468, p. 431–435, 2010.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller (Crustácea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005.

BOOS, H.; COSTA, R. C.; SANTOS, R. A. F.; DIAS-NETO, J.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; RODRIGUES, L. F.; D'INCAO, F.; IVO, C. T. C. e COELHO, P. A. **Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae)**. Cap. 23: p. 300-317. In: Pinheiro, M. e Boos, H. (Org.). Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 2016. 466 p.

BOOTH, S. e WATTS, P. Canada's arctic marine fish catches. p. 3-15, 2007. Em: ZELLER, D. e PAULY, D. Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). **Fisheries Centre Research Reports**, v. 15, n. 2, 2007.

CASHION, T.; AL-ABDULRAZZAK, D.; BELHABIB, D.; DERRICK, B.; DIVOVICH, E.; MOUTOPOULOS, D. K.; NOEL, S.L.; PALOMARES, M. L. D.; TEH, L. C. L.; ZELLER, D. e PAULY, D. Reconstructing global marine fishing gear use: catches and landed values by gear type and sector. **Fish. Res.** v. 206, p. 57-64, 2018.

CHEUNG, W.W.; REYGONDEAU, G. e FROLICHER, T. L. Large benefits to marine fisheries of meeting the 1.5°C global warming target. **Science.** v. 354, p. 1591-1594, 2016.

CHOLLETT, I.; CANTY, S.W.J.; BOX, S. J. e MUMBY, P. J. Adapting to the impacts of global change on an artisanal coral reef fishery. **Ecol. Econ.** v. 102, p.118-125, 2014.

COELHO, R.; INFANTE, P. & SANTOS, M. N. Comparing GLM, GLMM, and GEE modeling approaches for catch rates of bycatch species: A case study of blue shark fisheries in the South Atlantic. **Fisheries Oceanography.** v. 29. n. 2. 2019.

COSTA, R.C.; FRANSOZO, A.; MELO, G.A.S e FREIRE, F.A.M. Chave ilustrada para identificação dos camarões dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop**, vol. 3, n. 1, p.1-12, 2003.

DIAS-NETO, J. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. 2002, 164p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade de Brasília, Distrito Federal.

D'INCAO, F.; VALENTINI, H. e RODRIGUES, L.F. Avaliação da pesca do camarão nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica, Rio Grande**, v. 24, p. 103-116, 2002.

DOBSON, A. J. **An introduction to generalized linear models.** 2nd Edition. Chapman e Hall/CRC. 2002, 225 pp.

DOUBLEDAY, Z. A.; NAGELKERKEN, I.; COUTTS, M. D.; GOLDENBERG, S. U. e CONNELL, S. D. A triple trophic boost: How carbon emissions indirectly change a marine food chain. **Glob. Chang. Biol.** v. 25, p. 978–984, 2019.

EC. **Proposal for a regulation of the European parliament and of the council on the Common Fisheries Policy.** EC, Brussels. Disponível em: <<http://eur-ex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0425:FIN:EN:PDF>> Acesso em: 20 dez. 2018.

ESMAEILLI, A. Influence of Rainfall on Optimal Spawner Catch for the Shrimp Fishery in Iran. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 23, p. 385-391, 2003.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture-** Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 2016. 200 p.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture-** Meeting the sustainable development goals. Rome, 2018. 227 p.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture-** Sustainability in action. Rome, 2020. 244 p.

FERREIRA, A. G. e MELLO, N. G. S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos pacífico e atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, 2005.

FILHO, J. L. R.; CIONEK, V. M.; GENTIL, E. e MACHADO, R. A state-level restrictive policy as a potential trigger to discuss collaborative actions towards more sustainable shrimp fisheries on the southern coast of Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 196, p. 105294, 2020.

FILIZOLA, N.; SILVA, A. V.; SANTOS, A. M. C. e OLIVEIRA, M. A. Cheias e secas na Amazônia: breve abordagem de um contraste na maior bacia hidrográfica do mundo. **T & C Amazônia**, v. 9, p. 42-40, 2006.

FREIRE, K.M.F.; ARAGÃO, J.A.N.; ARAÚJO, A.R.R.; SILVA, A.O.A.; BISPO, M.C.S.; VELASCOF, G.; CARNEIROG, M.H.; GOÇALVES, F.D.S.; KEUNECK, K, A.; MENDONÇA, J.T.; MORO, P.S.; MOTTA, F.S.; OLAVO, G.; PEZZUTO, P.R.; SANTANA, R.F.; SANTOS, R.A.; SANTOS, I.T.; VASCONCELOS, J.A.; VIANNA,

M. e DIVOVICH, E. Reconstruction of catch statistics for Brazilian marine waters (1950-2010). **Fisheries Centre Research Reports**, v.23, n.4, 2015.

FREIRE, K. M. F.; BELHABIB, D.; ESPEDITO, J. C.; HOOD, L.; KLEISNER, K.; LAM, V. W. L.; MACHADO, M. L.; MENDONÇA, J. T.; MEEUWIG, J. J.; MORO, P. S.; MOTTA, F. S.; PALOMARES, M. L. D.; SMITH, N.; TEH, L.; ZELLER, D.; ZYLICH, K. e PAULY, D. Estimating Global Catches of Marine Recreational Fisheries. **Frontiers in Marine Science**, v.7, 2020.

FREIRE, K. M. F.; ALMEIDA, Z. S. EMANOEL, J. R.; AMADOR, T.; ARAGÃO, J. A.; ARAÚJO, A. R. R.; OLINTO, ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; BENTES, B.; CARNEIRO, M. H.; CHIQUIERI, J.; FERNANDES, C. A. F.; FIGUEIREDO, M. B.; HOSTIM-SILVA, M.; JIMENEZ, E. A.; KENECKE, K. A.; LOPES, P. F. M.; MENDONÇA, J. T.; MUSIELLO-FERNANDES, J.; OLAVO, G.; PRIMITIVO, C.; ROTUNDO, M. M.; SANTANA, R. F.; SANT'ANA, R.; SCHEIDT, G.; SILVA, L. M. A.; TRINDADE-SANTOS, I.; VELASCO, G. E VIANA, M. Reconstruction of Marine Commercial Landings for the Brazilian Industrial and Artisanal Fisheries From 1950 to 2015. **Frontiers in Marine Science**. v. 8, 659110, 2021.

FOSSILE, T.; FERREIRA, J.; BANDEIRA, D.R.; FIGUTI, L.; DIAS-DA-SILVA, S.D.; HAUSMANN, N.; ROBSON, H.K.; ORTON, D. e COLONESE, A.C. Pre-Columbian fisheries catch reconstruction for a subtropical estuary in South America. **Fish and Fisheries**, v.20, p.1124-1137, 2019.

GARCIA, S. e LE RESTE, L. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de Las poblaciones de camarones peneídeos costeiros. **FAO Doc.Téc. Pesca**, Roma, v. 203, n. 1, p. 1-180, 1987.

GILLET, R. Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, v. 475, n. 1, 2008.

GRAÇA- LOPES, R.; SANTOS, E.P.; RODRIGUES, S.E.; BRAGA, F.M.S. e PUZZI, A. Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, HELLER, 1862) no litoral do estado de São Paulo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v.33, n.1, p.63-84, 2007.

GRAÇA-LOPES, R.; TOMÁS, A.R.G.; TUTUI, S. L.S.; SEVERINO-RODRIGUES, E. e PUZZI, A. Comparação da dinâmica de desembarques de frotas camaroeiras do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 28, p. 163-171, 2002.

GUILLEN, J.; NATALE, F.; CARVALHO, N.; CASEY, J.; HOFHERR, J.; DRUON, J.N.; FIORE, G.; GIBIN, M.; ZANZI, A. e MARTINSOHN, J. T. Global seafood consumption footprint. **Ambio**, v.48, p.111-122, 2019.

GUNTER, G. E. e HILDEBRAND, H. H. The relation of total rainfall of the state and catch of the marine shrimp (*Penaeus Setiferus*) in texas water. **Bulletin of the Gulf Marine Science and Caribbean**. v. 4. n. 2, 1954.

HAIMOVICI, M. e CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Mar. Biol. Res.** v. 13, n. 1, p. 135–150, 2017.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1955**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1955. 639p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1956**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1956. 577p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1959**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1959. 495p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1960**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1960. 430p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1961**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1961. 480p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1962**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1962. 384p.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1966**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1966. 548p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1980**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.1, n.1, 1983a. 87p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1981**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.2, n.1, 1983b. 82p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1981**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.2, n.2, 1983c, 83p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1982**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.3, n.1, 1983d. 83p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1982**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.3, n.2, 1983e. 87p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1983**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.4, n.1, 1984. 96p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1983**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.4, n.2, 1985a, 97p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1984**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.5, n.1. 1985b. 93p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1984**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.5, n.2, 1985c. 94p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1985**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.6, n.1, 1985d. 60p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1985**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.6, n.2, 1985e. 60p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1986**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.7, n.1, 1987. 93p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1986**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.7, n.2, 1988a. 95p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1987**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.8, n.1, 1988b. 96p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1987**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.8, n.2, 1988c. 97p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1988**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.9, n.1, 1989^a. 99p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1988**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.9, n.2, 1989b. 95p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1989**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.10, n.1, 1990. 98p.

IBGE. **Estatística da Pesca 1989**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, v.10, n.2, 1991. 102p.

ICMBIO. **Lista de Espécies Quase Ameaçadas ou com Dados Insuficientes**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies-dadosinsuficientes.html>> Acesso em: 20 set. 2021.

INMET. **Banco de dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP/INMET)**. Brasília- DF. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/servicos/bdmep-dados-historicos>>. Acesso em: 20 jun. 2020.

IOTC. **Report of the 11th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch**. Olhão, Portugal, 2015. 117 p.

ISCAAC, V. J.; MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M.; FILHO, J. M. A. **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais.** Editora Universitária UFPA, ISBN: 85-247-0345-8, Pará, 2006. 188p.

IUCN. **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria.** Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>> Acesso em: 20 set. 2021.

LOPES, D.F.C.; SILVA, E.F.B.; PEIXOTO, S.R.M. e FRÉDOU, F.L. Population biology seabob-shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) captured on the south coast of Pernambuco state, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 4, p. 331-340, 2014.

LOPES, P. F. M.; PENNINO, M. G. e FREIRE, F. Climate change can reduce shrimp catches in equatorial Brazil. **Regional Environmental Change**. v. 18. p. 1-12, 2018.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ.; GARCÍA-JUÁREZ, A. R. e VALENZUELA-QUIÑONEZ, W. Interannual variation of growth of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and its relation to temperature, **Fisheries Research**, v. 61, p. 95-105, 2003.

LIRA, A. S.; FRÉDOU, F. L.; LE LOC'H, F. How the fishing effort control and environmental changes affect the sustainability of a tropical shrimp small scale fishery, **Fisheries Research**, v. 235, p. 105824, 2021,

MA. **Estrutura e produção da pesca 1962.** Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1964. 47p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1963.** Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1965a. 47p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1964.** Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1965b. 47p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1966**. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1967. 35p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1967**. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1968. 34p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1968**. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1969. 35p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1969**. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1971a. 20p.

MA. **Estrutura e produção da pesca 1970**. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1971b. 20p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1990**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1995a. 91p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1991**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1995b, 91p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1992**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1995c. 91p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1993**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1995d, 91p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1994**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1995e, 91p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1995**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1997a, 100p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1996**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1997b, 134p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1997**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 1998, 99p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1998**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2000a, 110p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 1999**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2000b, 121p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2000**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2002, 117p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2001**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2003. 124p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2002**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2004a. 129p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2003**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2004b. 137p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2004**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2005. 136p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2005**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2007^a. 147p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2007**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Tamandaré, 2007b. 151p.

MMA/IBAMA. **Estatística da Pesca 2006**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, 2008. 181p.

MARTELL, S. e FROESE, R. A simple method for estimating MSY from catch and Resilience. **Fish and Fisheries**, v. 14, p. 504-514, 2013.

MARENGO, J. A.; CHOU, S. C.; KAY, G.; ALVES, L. M.; PESQUERO, J. F.; SOARES, W. R.; SANTOS, D. C.; LYRA, A. A.; SUEIRO, G, BETTS, R.; CHAGAS, D. J.; GOMES, J. L.; BUSTAMANTE, J. e TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. **Clim Dyn**, v. 38, p.1829–1848, 2011.

MCCULLAGH, P. e NELDER, J. A. **Generalized Linear Models**. Chapman e Hall, London. 1989. 513 p.

MFNZ. **Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries**. Ministry of Fisheries, Wellington, New Zealand. Disponível em: <<http://www.fish.govt.nz>> Acesso em: 20 dez. 2018.

MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; BARBOSA, E. M. e JÚNIOR, J. C. F. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n. 3, p. 338-344, 2007.

MPA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura: Brasil 2008-2009.**: Ministério da Pesca e Aquicultura. Brasília, 2009. 101p.

MPA. **Boletim estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2010.** Ministério da Pesca e Aquicultura. Brasília, 2010. 129p.

MPA. **Boletim estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2011.** Ministério da Pesca e Aquicultura. Brasília, 2012. 60p.

MSA. Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Reauthorized Act, **Public Law 109–479**. Disponível em: <http://www.nero.noaa.gov/sfd/MSA_amended_20070112_FINAL.pdf> Acesso em: 20 dez. 2021.

NASH, K. L.; WATSON, R. A.; HALPERN, B. S, FULTON, E. A. e BLANCHARD, J. L. Improving understanding of the functional diversity of fisheries by exploring the influence of global catch reconstruction. **Scientific Reports**. v. 7, p. 10746, 2017.

NELDER, J. A. e WEDDERBURN, R. W. M. **Generalized Linear Models**. J. R. Statist. Soc. A. 1972. 135p.

OYINLOLA, M.A.; REYGONDEAU, G.; WABNITZ, C.C.C.; TROELL, M. e CHEUNG, W.W.L. Global estimation of areas with suitable environmental conditions for mariculture species. **Fish and Fisheries**, v. 13, p.1-19, 2018.

PAIVA, M. P. **Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil**. Edições UFC, Fortaleza, 1997. 286 p.

PAULY, D. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. **Trends in Ecology & Evolution**, v.10, n. 10, p.430, 1995.

PAULY, D. Rationale for reconstructing catch time series, **EC Fish. Coop. Bull.** v. 11, p. 4–10, 1998.

PAULY, D. e ZELLER, D. The global fisheries crisis as a rationale for improving the FAO's database of fisheries statistics. **Fisheries Centre Research Report**, Vancouver, v. 11, p. 1-9, 2003.

PAULY, D. e ZELLER, D. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. **Nature Communications**, v. 7, p.10244, 2016.

PAULY, D. e ZELLER, D. Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). **Mar. Policy**, v. 77, p. 176–181, 2017.

PENN, J. W. e CAPUTI, N. Spawning stockrecruitment relationships and environmental influences on the tiger prawn *Penaeus esculentus* fishery in Exmouth Gulf, Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**. v. 37, p. 491-505,

1986.

PÉREZ-FARFANTE, I. e KENSLEY, B. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the word. **Memoires du Museum National D'Histoire Naturelle**, v. 175, p. 1-233, 1997.

PITCHER, T. J. Back-to-future: a fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 360, p.107-121, 2005.

PRATIWI, R. e SUCARDJO, S. Effects of rainfall on the population of shrimps *Penaeus monodon* Fabricius in Segara Anakan Lagoon, central java, Indonesia. **Biotropia**, n.3, v.25, p. 156-159, 2018.

PREVIERO, M.; MINTE-VERA, C.V. e MOURA, R. L. Fisheries monitoring in Babel: fish ethnotaxonomy in a hotspot of common names. **Neotropical Ichthyology**. v. 11, n. 2, p. 467-476, 2013.

PSL/NOAA. **Optimum Interpolation (OI) Sea Surface Temperature (SST)**. Physical Sciences Laboratory (PSL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Estados Unidos. Disponível em: <
<https://www.psl.noaa.gov/data/gridded/data.noaa.oisst.v2.html>> Acesso em: 20 jun. 2020.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2022.

RALSTON, S.; PEARSON, D.; FIELD, J. C. e KEY, M. **Documentation of the California catch reconstruction project**. NOAA Technical Memorandum NMFS, 2011, 83p.

RODRIGUES-FILHO, J. L.; COUTO, E.C.G.; BARBIERI, E. e BRANCO, J.O. Ciclos sazonais da carcinofauna capturada na pesca do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus*

kroyeri no litoral de Santa Catarina. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 42, n. 3, p. 648-661, 2016.

SANTOS, J. L. Pesca e Estrutura Populacional do Camarão- Branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) na região marinha e estuarina da Baixada Santista. 2007. 121p. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto de Pesca, São Paulo, Brasil.

SANTOS, M. C. F.; SANTOS, C. F.; BRANCO, J. O.; BARBIERI, E. Caracterização da pesca e dos pescadores artesanais de camarões *Penaeidae* em salina no município de Macau- Rio Grande do Norte. **Bol. Inst. Pesca**, v. 42, n. 2, p. 465-478, 2016.

SIAMAK, B.; GOLAMALI, A.C.; MOHAMMAD, M.; ALI, S.; MOHAMMAD, D.; SEVEDEH, M.N. e SEDIGH, M.M. Assessment of the effect of climate parameters in commercial shrimp fishing using Principal Components Analysis (PCA) (Hormozgan province). **Journal of Animal Environment**. v.11, n.2, p. 347-352, 2019.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1971**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1973. 22p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1972**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1975. 21p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1973**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1976a. 23p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1974**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1976b. 26p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1975**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1977. 24p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1978**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1978. 84p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1976**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1979a. 106p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1977**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1979b. 122p.

SUDEPE. **Estatística da pesca: Produção 1979**. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca. Rio de Janeiro, 1981. 141p.

SUDEPE-PDP. **Relatório da VII reunião do Grupo Permanente de estudos sobre camarões da região Sudeste/Sul**. Itajaí, 1987.19p.

SUMAILA, U. R. e LAM, V. W. Y. Climate change and British Columbia's staple seafood supply and prices. **Environmental Assessments**, v. 1, p. 162–178, 2020.

STUPLES, D. J. Seasonal migration patterns of postlarval and juvenile prawns, *Penaeus merguensis* Conservative fit of the Schaefer model for a multispecies fishery. **Fisheries Research**. v. 41, p. 155-168, 1979.

TAVARES, C. e MARTIN, J.W. Suborder Dendrobranchiata Spence Bate, 1881. **Crustacea**, v. 9: p. 99-164, 2010.

TESFAMICHAEL, D. e PAULY, D. Learning from the Past for Future Policy: Approaches to Time-series Catch Data Reconstruction. **Western Indian Ocean J. Mar. Sci.** vol. 10, n. 2, p. 99-106, 2011.

UNCLOS. **United Nations Convention on the Law of the Sea**. 1833 UNTS 3. Disponível em: <http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf> Acesso em: 20 dez. 2021.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A. C. e SALLES, R.R. **Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira**. In: Costa AL (ed) Nas redes da Pesca Artesanal. Brasília, PNUD/ IBAMA, 2007. 83p.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A.C.; KALIKOSKI, D.C. Coastal fisheries of Brazil. In: Salas S, Chuenpagdee R, Charles A, Seijo JC (eds) Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. Rome, **FAO Fish Aquac Tech Paper**, v. 544, p.73-116, 2011.

ZELLER, D.; BOOTH, S.; CRAIG, P. e PAULY, D. Reconstruction of coral reef fisheries catches in American Samoa, 1950-2002. **Coral reefs**, v.25, p.144-152, 2006.

ZELLER, D.; BOOTH, S.; DAVIS, G. e PAULY, D. Re-estimation of small-scale fishery catches for U.S. flag-associated island areas in the western Pacific: the last 50 years. **Fish. Bull.** v. 105, p. 266–277, 2007.

ZELLER, D.; CASHION, T.; PALOMARES, M. e PAULY, D. Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. **Fish and Fish.** v. 19, p. 1–10, 2017.

ZELLER, D.; PALOMARES, M. L. D.; TAVAKOLIE, A.; ANG, M.; BELHABIB, D.; CHEUNG, W. W. L.; LAM, V. W. Y.; SY, E.; TSUI, G.; ZYLICH, K.; PAULY, D. Still catching attention: Sea Around Us reconstructed global catch data, their spatial expression and public accessibility, **Marine Policy**, v. 70, p. 145-152, 2016.

ZELLER, D. e PAULY, D. Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). **Fisheries Centre Research Report**, v. 15, p.1-163, 2007.

3- Artigo científico II:

AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL A PARTIR DE MÉTODO BASEADO EM CAPTURA

Resumo:

O aumento da demanda por pescado somado a pressão pesqueira crescente ao longo do tempo tem colocado os estoques em situações de sobre-exploração. Informações acerca do estado em que se encontram os recursos e estimativas de rendimentos sustentáveis estão cada vez mais sendo requisitadas ao redor do mundo. Nesse intuito, o presente trabalho utilizou séries de capturas reconstruídas de camarões peneídeos (rosa, branco e sete-barbas) das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil de 1946 até o ano de 2011, quando se encerram as estatísticas oficiais do país. Esse intervalo foi incorporado na Análise de Redução de Estoque (ARE) no intuito de identificar situações de sub ou sobre-exploração e estimar rendimentos sustentáveis. Além disso, foram simulados três cenários que as capturas podem ter tomado após o ano de 2011 até 2022. Um cenário de aumento, outro de estabilidade e outro de decaimento. De forma geral, os resultados

demonstraram situações de sobrepesca bastante intensas e prolongadas observadas para os estoques considerados para as regiões Sudeste e Sul, principalmente para o camarão rosa. Nos casos do Nordeste, o sete-barbas se destacou por estar em situações de alta exploração no fim da série. Nas demais regiões os estoques avaliados não demonstraram situações tão intensas de sobrepesca ao longo do tempo, embora tenham demonstrado em pequenos períodos. Os cenários após 2011 mais prováveis de terem ocorrido nas pescarias desses recursos seriam ou aumento ou estabilidade. Na maior parte dos casos, o cenário de aumento levaria os estoques a estarem novamente sujeitos a sobrepesca e sobrepescados, enquanto que o de estabilidade, em diversos casos, colocaria os estoques também nas situações anteriormente descritas, principalmente se o estoque já se encontrava próximo dos limites máximos de exploração em 2011. O de decaimento por sua vez, elevaria as biomassas e reduziria as mortalidades para níveis semelhantes aos das situações iniciais. As estimativas médias de Rendimento Máximo Sustentável dos estoques consolidados das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul para categoria do rosa foram 4830, 2330, 2210 e 7100 t respectivamente. Para o branco, 517, 4950, 940 e 894 t e para o sete-barbas, 743, 6480, 6800 e 5340 t. Essas informações podem ter utilidade para auxiliar a gestão e contribuir para um uso sustentável destes recursos.

Palavras-chave: Pesca de camarões, Avaliação de estoques, Rendimento Máximo Sustentável.

STOCK ASSESSMENT OF PENAEIDAE SHRIMP STOCKS IN BRAZIL FROM A CATCH-BASED METHOD

Abstract:

The increase in demand for fish added to the increasing fishing pressure over time has put stocks in situations of overexploitation. Information on the state of resources and estimates of sustainable yields are increasingly required around the world. For this purpose, the present work used reconstructed capture series of penaeid shrimp (pink, white and seabob) from the North, Northeast, Southeast and South regions of Brazil from 1946 to 2011, when the official statistics of the country come to an end. This range was incorporated into the Stock Reduction Analysis (ARE) in order to identify situations of under- or over-exploitation and to estimate sustainable yields. In addition, three scenarios were simulated that the catches may have taken after the year 2011 to 2022. An increase scenario, a stability scenario and a decay scenario. In general, the results showed very intense and prolonged overfishing situations observed for the stocks considered for the Southeast and South regions, mainly for pink shrimp. In the cases of the Northeast, the seabob stood out for being in situations of high exploitation at the end of the series. In the

other regions, the stocks evaluated did not show such intense situations of overfishing over time, although they did show in short periods. The scenarios after 2011 most likely to have occurred in fisheries for these resources would be either increase or stability. In most cases, the increase scenario would lead the stocks to be again subject to overfishing and overfishing, while the stability scenario, in several cases, would also place the stocks in the situations described above, especially if the stock was already close to the maximum exploration limits in 2011. The decay, in turn, would raise biomasses and reduce mortalities to levels similar to the initial situations. The average estimates of Maximum Sustainable Yield of the consolidated stocks of the North, Northeast, Southeast and South regions for the pink category were 4830, 2330, 2210 and 7100 t respectively. For the white, 517, 4950, 940 and 894 t and for the seven-beard, 743, 6480, 6800 and 5340 t. This information can be useful to help management and contribute to a sustainable use of these resources.

Keywords: Shrimp fishing, Stock assessment, Maximum sustainable yield.

Introdução

A pesca é uma importante prática que esteve presente durante toda história da humanidade. Serviu como recurso alimentar para as populações e hoje em dia também se caracteriza como uma atividade de comercialização (PAULY e ZELLER, 2016).

No último século, a capacidade espacial e tecnológica das pescarias aumentou drasticamente com objetivo de exploração dos recursos pesqueiros (KROODSMA et al., 2018). Apesar de cobrirem boa parte da superfície terrestre, os oceanos não são fontes inesgotáveis de alimento e o aumento da pressão sobre eles podem causar prejuízos. Isso foi observado principalmente após a década de 1970, quando a pressão pesqueira excedeu limites ótimos de exploração em fatores de 3 a 4 vezes e como consequência foram observados decréscimos acentuados das capturas mundiais, aumentos na destruição de habitats e desequilíbrios na teia trófica marinha (ANTICAMARA et al., 2011, SUMAILA

et al., 2019). Além das perdas biológicas também houveram perdas econômicas, chegando a gerar prejuízos próximos de 50 bilhões de dólares anualmente (WORLD BANK, 2009; PAULY e ZELLER, 2017). Dentre as causas que podem contribuir para cenários como este, destacam-se efeitos combinados de extração de recursos em larga escala, uso de aparelhos de pesca destrutivos, mudanças climáticas, esforço crescente e falta de manejo adequado (PAULY, 2018; SUMAILA e TAI, 2020). Como consequência, são observadas diminuições acentuadas no tamanho das populações que podem se traduzir em situações de sobre-exploração, como as que foram observadas para cerca de 40-90% dos estoques situados em águas europeias, Mar mediterrâneo e Mar negro (TSIKLIRAS et al., 2015; COLLOCA et al., 2017; FROESE et al., 2018), de forma que se esses problemas não forem corrigidos, em alguns casos podem acarretar no colapso das pescarias (GUILLEN et al., 2019).

Existem diversas alternativas para prevenir cenários de sobrepesca, destacam-se as avaliações de estoques, que possuem modelos capazes de gerar estimativas de Rendimento máximo Sustentável- RMS (SCHAEFER, 1954; PELLA-TOMLIMSON, 1969; DICK e MACCALL, 2011; FROESE et al., 2017) e adoção de medidas de manejo (e.g. limitação de quantidade capturada ou número de embarcações atuantes) que podem ser ferramentas úteis para garantir a sustentabilidade de uma pescaria. Entretanto, necessitam de informações básicas para serem implementadas. Essas informações advêm por exemplo, do conhecimento acerca dos montantes capturados, porém nem sempre estão disponíveis para a maioria dos recursos pesqueiros explorados atualmente (BERKSON e THORSON, 2015).

Dentre os recursos pescados mundialmente, a partir da década de 1950 a pesca de camarões começou a se expandir industrialmente para regiões tropicais e subtropicais e ganhou bastante destaque principalmente por conta do seu alto valor comercial perante o mercado internacional (ROSENBERRY, 2001; PASCOAL et al., 2008; TAVARES e MARTIN, 2010). Estima-se que corresponderam a 40% das capturas mundiais, apresentando grandes aumentos principalmente na década de 1990, gerando cerca de US\$ 8800 por tonelada no ano de 2016 (FAO, 2018; FAO, 2020). Mesmo demonstrando relevância, a pesca de camarões, assim como de outras categorias de pescado, também pode ter sua sustentabilidade ameaçada, como já observado nas pescarias europeias da Holanda, Dinamarca e Alemanha sobre o camarão marrom do mar do norte (RESPONDEK et al., 2022) e pescarias de camarões na Austrália que possuem um controle efetivo para evitar tais situações (CAPUTI et al., 2021).

No Brasil, a pesca de camarões tem sua relevância econômica, histórica e social (BRANCO, 2005). Dentre as principais espécies capturadas destacam-se o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), que se distribui desde a Virginia (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil), o camarão branco (*Litopenaeus=Penaeus schmitti*), que ocorre de Cuba ao Rio Grande do Sul (COSTA et al., 2003), e as espécies que compõem a categoria de camarão rosa. Essas são representadas pelo *Farfantepenaeus=Penaeus subtilis*, que se distribui desde o Caribe até Cabo Frio (Brasil) (PÉREZ-FARFANTE, 1978), *Farfantepenaeus=Penaeus brasiliensis*, da Carolina do Norte (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil) e o *Farfantepenaeus=Penaeus paulensis*, da Bahia (Brasil) até a Argentina (ZENGER Jr. e AGNES, 1977).

A forma como se distribuem os estoques dessas espécies de camarões ao longo da costa Brasileira ainda não é bem definida. Porém, o grau de homozigose entre indivíduos, semelhanças morfométricas, recepção ou emissão de larval entre localidades, podem evidenciar um possível fluxo de biomassa, demonstrando interdependência entre biomassas de distintos locais geográficos (RICKER, 1981; WILSON, 1975; BEACHAM, 2017). Estudos dessa natureza foram realizados para o camarão branco (*L. schmitti*), encontrando semelhanças genéticas entre as populações ao longo de toda costa do Brasil (GUSMÃO et al., 2005). Em contrapartida, outros demonstraram que a dispersão larval causada pela divergência da corrente Sul equatorial ao se aproximar da costa do Brasil causa distinções genéticas mesmo em curtas distâncias geográficas. (LUVESUTO, 2006). Para a espécie de camarão rosa (*F. paulensis*), alguns estudos não identificaram diferenças genéticas entre as populações das regiões Sudeste e Sul (TEODORO et al., 2015), enquanto que outros há indicativo dessa diferença (GUSMÃO et al., 2005). Estudos para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) demonstraram grupos geneticamente semelhantes no Nordeste, distinguindo-se de populações do Norte (MARTINELLI-LEMOS, 2014), enquanto que indicações de novas espécies pertencentes ao gênero, o *Xiphopenaeus dincao* e o *Xiphopenaeus baueri* foram identificadas (CARVALHO-BATISTA et al., 2019).

Semelhante aos demais recursos pesqueiros, também foram evidenciadas situações de sobrepesca em tempos anteriores para os camarões no Brasil, principalmente quando se fala do camarão rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) na região Norte, Sudeste e Sul (MMA e IBAMA, 2008; FRANCISCO et al., 2009; ARAGÃO et al., 2015; TSUJI e SANTOS, 2020) e do sete-barbas (*X. kroyeri*) nas regiões Sudeste e Sul (D'INCAO et al., 2002; MATSUURA, 1995; VASCONCELLOS et al., 2007; VASCONCELLOS et al., 2011; SOUSA et al., 2020). As medidas de manejo e

ordenamento pesqueiro no Brasil, criadas para tentar evitar essas situações começaram a ganhar destaque a partir década de 1970 principalmente nas regiões Sudeste e Sul. Desde então, são utilizadas desde permissão de pesca para embarcações e pescadores, paralisação em determinado tempo ou local, restrições de aparelhos, entre outras (VALENTINI et al., 1991). Nas pescarias de camarões, diversas medidas foram criadas ao longo do tempo na tentativa de frear a sobreexploração, como por exemplo medidas de defeso e períodos de suspensão das capturas nas regiões Norte e Nordeste, com exceção do estado de Pernambuco que não possui tais medidas (ABDALLAH e SUMAILA, 2007; SANTOS et al., 2013; ARAGÃO, 2015). Nas regiões Sudeste e Sul, as medidas foram criadas logo por volta da década de 1970 e foram instauradas proibições de arrasto de fundo no interior de baías, faixas exclusivas para embarcações de pequeno porte, licenças de pesca, períodos de defeso, além da criação de unidades de conservação (VALENTINI et al., 1991; ISAAC et al., 2006). Nem sempre as medidas implementadas geram os resultados esperados. Isso pode ser devido a vários fatores, como deficiência de dados estatísticos, pouca fundamentação científica, ineficácia de fiscalização, entre outros. Dessa forma, rendimentos sustentáveis e outros pontos de referência podem ser úteis no fornecimento de informações que possam subsidiar novas tomadas de decisões quanto a gestão dessas pescarias que são bastante manejadas com apenas o período de defeso (FRANCO et al., 2009).

No Brasil, ainda há uma limitação de dados no que diz respeito a utilização de modelos baseados em captura e esforço para as pescarias de camarões. Apesar de existirem estimativas de rendimentos sustentáveis para pescarias de algumas espécies (D'INCAO, 2002; LOPES, 2007; ARAGÃO, 2015), muitas vezes as estimativas obtidas provêm de dados de baixa credibilidade e com muitas lacunas de informações ao longo do tempo. Dessa forma, a compreensão das situações que as pescarias de camarões passaram ao longo das décadas até os dias de hoje são pouco conhecidas. Portanto, foram utilizadas capturas reconstruídas através de modelos lineares generalizados partindo de informações disponíveis em boletins estatísticos pesqueiros para os camarões rosa, branco e sete-barbas de todos os estados costeiros das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do país, com intuito de propor uma abordagem mais precisa para entender o estado das pescarias e gerar estimativas de rendimentos sustentáveis um pouco mais confiáveis. Também foram propostos cenários para entender o que poderia ter acontecido com as pescarias de camarões após 2011 (ano de interrompimento da divulgação da estatística pesqueira no Brasil). Essas foram aplicadas na análise de redução de estoque (*Stock Reduction Analysis-SRA*), proposta inicialmente por KIMURA e TARGAT (1982),

utilizando a modificada por FROESE et al. (2017), que é uma abordagem gratuita e de código aberto capaz de gerar estimativas de rendimentos sustentáveis baseando-se em simples informações iniciais de capturas e suposições acerca da resiliência das espécies e capacidade de suporte do ambiente. Além disso, também incorpora simulações de Monte Carlo e abordagem bayesiana nas análises. As informações geradas foram avaliadas para auxiliar a tomada de decisões quanto a gestão dos recursos.

Material e métodos

Dados

Foram utilizadas capturas reconstruídas para as categorias do camarão rosa, branco e sete-barbas referentes ao período de 1946 a 2011. Essas foram obtidas a partir de boletins estatísticos pesqueiros governamentais e as inconsistências e lacunas foram reconstruídas a partir de Modelos Lineares Generalizados (MLG) utilizando informações de Temperatura Superficial do Mar (TSM) e precipitação. Mais detalhes de como se deu a reconstrução, ver “RECONSTRUÇÃO DAS CAPTURAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL A PARTIR DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS”.

Análise de Redução de Estoque (Stock Reduction Analysis-SRA)

A partir das séries reconstruídas, foram conduzidas Análises de Redução de Estoque (ARE) (KIMURA e TARGAT, 1982), modificada por FROESE et.al (2017), que a partir de prévias suposições sobre as distribuições de probabilidade para a taxa intrínseca de crescimento populacional “r” e capacidade de suporte “k”, propicia o cálculo de trajetórias de biomassa utilizando o modelo de excedente de produção de SCHAEFER (1954). Também são assumidos inicialmente limites de redução da biomassa para o início e o fim da série, como sendo uma fração da capacidade de suporte (B/k). Os pares de “r” e “k” que gerarem trajetórias que não violem os limites previamente estabelecidos, serão utilizados para cálculo do Rendimento Máximo Sustentável (RMS) (*Maximum Sustainable Yield- MSY*).

$$\theta = r, k$$

$$B_{n+1} = [B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{k}\right) - c_t]$$

$$\lambda_1 \leq \frac{B_{n+1}}{k} \leq \lambda_2 = 1 \quad \& \quad \lambda_1 > \frac{B_{n+1}}{k} > \lambda_2 = 0$$

$$RMS = \frac{1}{4} r k$$

O “ r ”, representa a taxa intrínseca de crescimento populacional, “ k ” é a capacidade de suporte do ambiente, o “ B_t ” é a biomassa no tempo “ t ”, “ c_t ” representa a captura em toneladas no tempo “ t ”, o “ λ_1 ” e “ λ_2 ”, representam os limites superior e inferior de relativa redução da biomassa e o “RMS”, representa o Rendimento Máximo Sustentável.

Limites de depleção da biomassa

Um dos pontos cruciais a serem definidos previamente na Análise de Redução de Estoque (ARE) são as janelas de biomassa ou janelas de depleção da biomassa para o início e fim da série. Estas são representadas pela divisão entre a biomassa e a capacidade de suporte (B/k). Inicialmente as capturas foram suavizadas utilizando regressões locais não paramétricas “Ksmooth” proposto por NADARAYA–WATSON (1964) para suavizar as flutuações ao longo dos anos e retirar o peso de capturas extremas na série.

Com as porcentagens das primeiras informações de capturas suavizadas em relação a máxima foram feitas as suposições das janelas de biomassa para o início da série (**Tabela 1**). O intuito foi de verificar a relevância das primeiras capturas em relação a máxima e utilizar isso como um indicativo ou de biomassa elevada no início da série (estoque sofreu poucas remoções) ou reduzida (grandes remoções no início da série). Também foi utilizado como critério o ano de 1970, que marca o aumento de subsídios governamentais na atividade pesqueira e maior pressão sobre os estoques de uma forma geral e que pode provavelmente ter gerado diminuições de biomassa nos estoques (ABDALLAH e SUMAILA, 2007). Além disso, informações acerca do grau de desenvolvimento ou incipiência das pescarias nos anos iniciais da série temporal também foram consideradas para auxiliar a definição dos intervalos iniciais.

Para definição das janelas finais de biomassa se considerou a porcentagem da última informação de captura suavizada em relação à máxima (**Tabela 1**). Últimas capturas próximas das máximas seriam um indicativo de manutenção dos níveis de biomassa enquanto que capturas muito reduzidas no fim da série quando comparadas às máximas seriam um indicativo de biomassa reduzida. Também se considerou a tendência das capturas na última década (aumento, diminuição ou estabilidade) no intuito de suplementar a escolha dos intervalos finais.

Tabela 1. Critérios baseados em capturas utilizados para determinar intervalos a priori da depleção da biomassa (B/k) para o início e fim das séries. A primeira captura suavizada utilizada para definir os intervalos iniciais é representada por “ ct_{ini} ” e para os intervalos finais é a “ ct_{final} ”. A captura máxima suavizada é representada por “ ct_{max} ”.

Regras	Intervalos a priori (B/k)
Se $ct_{ini} < 0.1ct_{max}$	0.8-1
Senão $ct_{ini} < 0.3ct_{max}$	0.7-1
Senão $ct_{ini} < 0.5ct_{max}$	0.6-1
Senão $ct_{ini} < 0.6ct_{max}$ ou ano inicial ≤ 1970	0.4-0.8
Senão $ct_{ini} \geq 0.6ct_{max}$ ou ano inicial > 1970	0.2-0.6
Se $ct_{final} < 0.3ct_{max}$	0.01-0.4
Senão $ct_{final} < 0.4ct_{max}$	0.3-0.6
Senão $ct_{final} < 0.6ct_{max}$	0.4-0.6
Senão $ct_{final} < 0.7ct_{max}$	0.5-0.7
Senão $ct_{final} \geq 0.7ct_{max}$	0.6-0.8

Priori r e k

Foram coletadas informações acerca da taxa intrínseca de crescimento populacional “r” acerca das espécies do presente estudo e também de outras espécies de camarões semelhantes a partir de estudos já publicados (DIE et al., 2004; ANNA, 2017; BARUA et al., 2018; LIRA et al., 2022). O parâmetro de constante de crescimento do modelo de von Bertalanffy “k” e idade de maturidade também foram extraídos de literatura (LEITE e PETRERE, 2006; CASTILHO et al., 2015; CARVALHO, 2015; SILVA et al., 2019). O intuito foi localizar intervalos iniciais mais amplos acerca da taxa intrínseca de crescimento através das relações já propostas por outros autores (ICES, 2012; MARTELL e FROESE, 2013) (**Tabela 2**).

Tabela 2. Critérios utilizados a partir da constante de crescimento populacional do modelo de von Bertalanffy mínima e máxima (“ k_{min} ” e “ k_{max} ”) e idade de primeira maturação mínima e máxima (“ T_{min} ” e “ T_{max} ”), para se chegar na categoria de resiliência e intervalos amplos a priori para a taxa intrínseca de crescimento (“r”).

Parâmetros de história de vida e regras	Categoria de resiliência	Intervalo a priori r
$k_{max} < 0.05$ ou $k_{min} < 0.05$ ou $T_{mat} > 10$ ou $T_{max} > 30$	Muito baixa	0.015-0.1
$(k_{max} < 0.15$ e $k_{max} \geq 0.05)$ ou $(k_{min} < 0.15$ e $k_{min} \geq 0.05)$ ou $(T_{mat} > 5$ and $T_{mat} \leq 10)$ ou $(T_{max} > 11$ e $T_{max} \leq 30)$	Baixa	0.05-0.5
$(k_{max} < 0.3$ e $k_{max} \geq 0.16)$ ou $(k_{min} < 0.3$ e $k_{min} \geq 0.16)$ ou $(T_{mat} > 2$ e $T_{mat} \leq 4)$ ou $(T_{max} > 4$ e $T_{max} \leq 10)$	Media	0.1-1
$(k_{max} \geq 0.3$ ou $k_{min} \geq 0.3$ ou $T_{mat} \leq 1$ ou $T_{max} \leq 3)$	Alta	0.5-1.5

Os intervalos a priori para a capacidade de suporte “k”, foram modificados a partir de outras estimativas já propostas (FROESE et al., 2017). Foram consideradas a depleção da biomassa no fim da série, o valor máximo da média móvel em torno das capturas e a média do intervalo a priori para r. Foram reduzidos apenas o intervalo superior das estimativas de k, retirando peso do valor máximo da média móvel das capturas para evitar uma superestimação da capacidade de suporte principalmente em stocks com biomassas finais mais reduzidas (**Tabela 3**).

Tabela 3. Critérios utilizados para determinar intervalos iniciais para a capacidade de suporte “k” a partir da depleção final da biomassa “ B_{final} ”, valor máximo da média móvel das capturas “ ct_{max} ” e média da taxa intrínseca de crescimento populacional inicial “ r_{med} ”.

Biomassa do estoque	Intervalo a priori k
Se $B_{final} \leq 0.5$	$2(ct_{max}/r_{med}) - 4(ct_{max}/r_{med})$
Se $B_{final} \geq 0.5$	$2(ct_{max}/r_{med}) - 8(ct_{max}/r_{med})$

Após a execução do modelo com as estimativas iniciais, os intervalos de depleção da biomassa para início e fim da série, bem como os intervalos para taxa intrínseca de crescimento e capacidade de suporte foram atualizados de acordo com os intervalos posteriores que contiveram maior probabilidade de se encontrar os parâmetros.

Hipóteses de estoques

Os estudos baseados em morfometria geométrica, genética e fluxo larval utilizados no intuito de encontrar possíveis indicações de fluxos de biomassas entre as populações de camarões ao longo da costa Brasileira demonstraram conclusões distintas para todas as espécies. Alguns estudos afirmam semelhança genética entre populações, enquanto outros afirmam distinção entre as mesmas populações (GUSMÃO et al., 2005; LUVESUTO, 2006; TEODORO et al., 2015; BISSARRO et al., 2013; GUSMÃO et al., 2013; MARTINELLI-LEMOS, 2014; CARVALHO-BATISTA et al., 2019).

Mesmo com divergências, nenhuma das hipóteses foram descartadas. Foram utilizadas abordagens mais abrangentes, consolidando estoques unitários de cada espécie por regiões e também uma abordagem em menor escala, para cada estado do país. Destaque para a região Norte onde o Maranhão foi incluído devido ao compartilhamento das mesmas características oceanográficas e pesqueiras dos demais estados da região (ARAGÃO et al., 2015).

Estoques abrangentes (por região):

- Norte= Amapá+ Pará+ Maranhão;

- Nordeste= Piauí+ Ceará+ Rio Grande do Norte+ Paraíba +Pernambuco+ Alagoas+ Sergipe+ Bahia;
- Sudeste= Espírito Santo+ Rio de Janeiro+ São Paulo;
- Sul= Santa Catarina+ Paraná+ Rio Grande do Sul.

Estoques específicos (por estado):

- Amapá; Pará; Maranhão; Piauí; Ceará; Rio Grande do Norte; Paraíba; Pernambuco; Alagoas; Sergipe; Bahia; Espírito Santo; Rio de Janeiro; São Paulo; Santa Catarina; Paraná e Rio Grande do Sul.

Cenários

Devido a disponibilidade das informações de capturas reconstruídas se concentrarem de 1946 a 2011, esse intervalo foi utilizado para se chegar nos parâmetros plausíveis de r e k para cada estoque, porém não se sabe o que ocorreu com eles após o ano de 2011. Então, no presente trabalho foram feitas simulações considerando três cenários possíveis para as trajetórias das capturas de camarões após 2011. Um cenário considerou o aumento, outro estabilidade e por último o decaimento das capturas de 2012 até 2022, no intuito de prever o que poderia ter acontecido com os estoques durante esse hiato de informações de 10 anos.

A informação de captura utilizada como base foi a última reconstruída no ano de 2011 para cada estoque. Esta foi aumentada em 20% e sofreu reduções de 5% ao longo dos anos (cenário de aumento), aumentada em 20% e reduzida igualmente em 20% (estabilidade) e por fim, sofreu reduções de 20% seguidas de aumentos de apenas 5% ao longo do tempo (cenário de decaimento).

Resultados

Séries de capturas de entrada

De forma geral, as capturas reconstruídas demonstraram quantidades iniciais mais baixas (por volta das décadas de 1940 e 1950) e aumentos mais graduais começaram a ser observados no fim de 1960 e início de 1970 (**Figura 1**). Destacam-se algumas exceções que demonstraram incrementos significativos logo nas décadas de 1950 e 1960, que foram os casos do rosa para a região Nordeste, Sudeste e sul e os estados do Maranhão, Paraíba, Paraná e Santa Catarina. Em vários casos se observou uma tendência de crescimento das capturas, como nos casos do rosa para região Norte e Nordeste, nos estados do Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia. Enquanto isso, os outros estados demonstraram decréscimo das quantidades principalmente após

a década de 1980, que foram os casos do rosa para a região Sudeste e Sul e nos estados do Amapá, Maranhão, Piauí, Ceará, Paraíba, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Destacam-se também o estado de Santa Catarina, onde as capturas se mantiveram variando em torno de um intervalo, sem crescer ou decrescer ao longo do tempo.

Dentre os cenários que deram continuidade à última captura observada, em alguns casos eles mantiveram as capturas ainda em baixas quantidades em comparadas aos grandes picos das décadas de 1970 e 1980, como foi o caso do rosa na região Sul, nos estados do Piauí, Paraíba, São Paulo e Rio Grande do Sul. Nos outros casos, em quais as capturas das décadas de 1970 e 1980 não foram tão acentuadas ou a última captura (2011) foi alta, os cenários elevaram ou decaíram bastante as capturas. Esses foram os casos dos estados do Amapá, Ceará, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro e Santa Catarina (**Figura 1**).

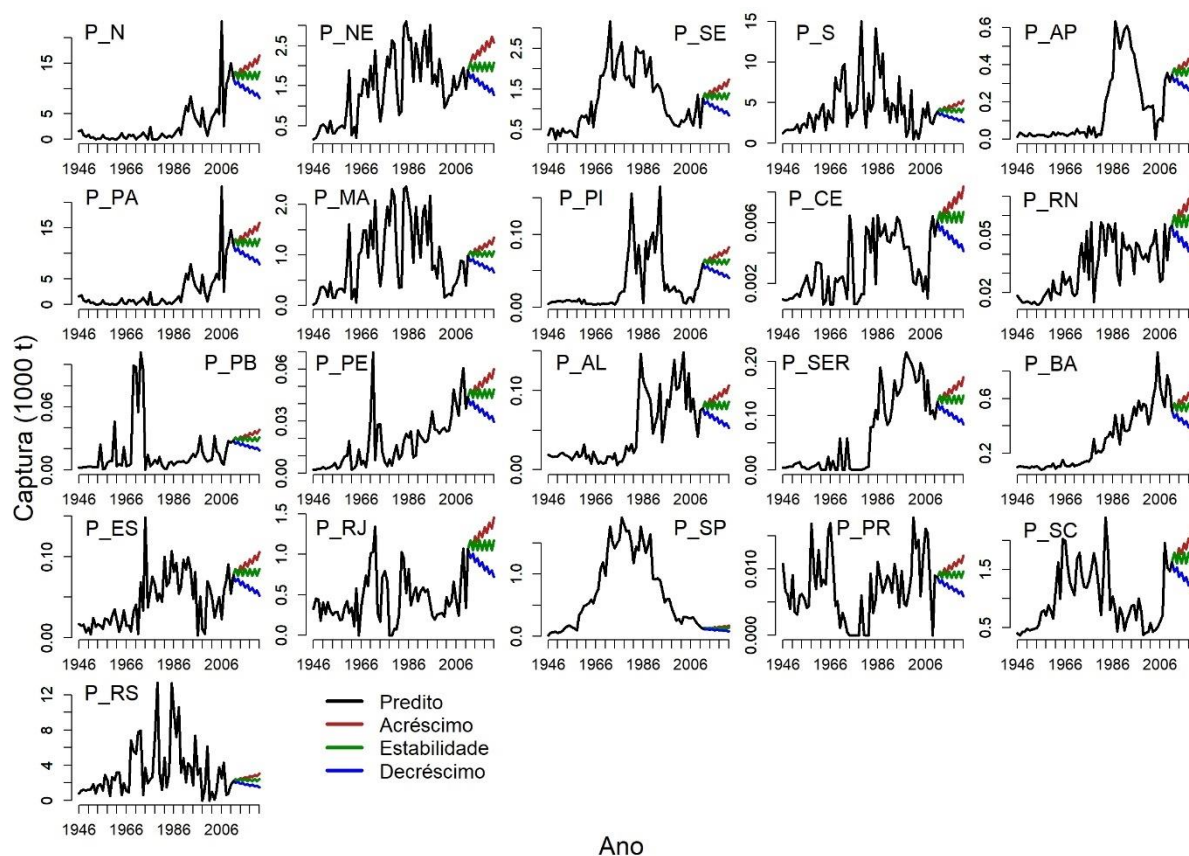


Figura 1. Séries de capturas reconstruídas (preditas) do camarões rosa, representados pela letra “P”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS) durante os anos de 1946 a 2011. São

representados os três cenários alternativos (de 2012 a 2022), um de aumento na cor vermelha, de estabilidade na cor verde, e diminuição na cor azul.

As capturas para o camarão branco de uma forma geral, também se apresentaram baixas no início das séries (**Figura 2**), porém, destacam-se alguns casos nos quais houve incrementos desde as décadas de 1950 e 1960, como o branco para a região Nordeste, Sudeste e Sul e para os estados do Maranhão, Paraíba, Pernambuco Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina. Também foram observados fortes aumentos nas décadas de 1970 e 1980. Dentre esses destacam-se principalmente os fortes incrementos nas regiões Sudeste e Sul e nos estados que compõem essas regiões.

Dentre as tendências observadas, incrementos ao longo do tempo foram observados claramente nas regiões Norte e Nordeste e em alguns estados que compõem essas regiões, como no Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia e Pernambuco. Na maioria dos casos em que as capturas apresentaram crescimentos intensos na década de 1980, mas decaem fortemente, as capturas não demonstraram movimentos de recuperação nos anos seguintes, como foi o caso das regiões Sudeste e Sul e nos estados do Amapá, Paraíba, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul. Dos casos de certa estabilidade em torno de um intervalo, pode ser destacado o branco do estado do Maranhão.

Dos cenários criados, semelhante ao caso anterior, últimas capturas elevadas resultaram em continuidades mais acentuadas tanto de forma ascendente quanto descendente. Capturas muito diminuídas no fim da série geraram conseqüentemente cenários mais módicos, observados principalmente na região Sudeste, estados do Amapá, São Paulo e Paraná. Nos demais casos os cenários elevaram ou diminuíram as quantidades de forma mais acentuada já que as capturas nas quais encerraram as séries já estavam quantidades elevadas.

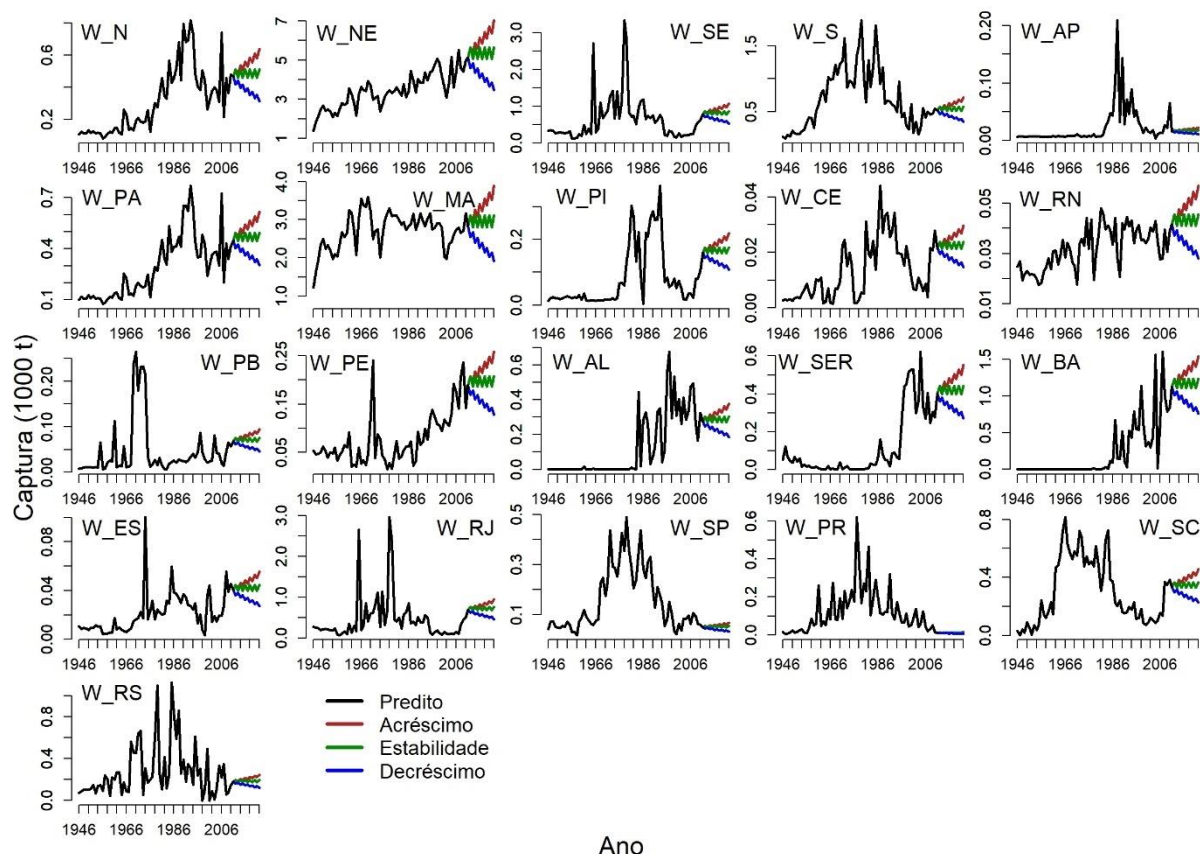


Figura 2. Séries de capturas reconstruídas (preditas) do camarão branco, representados pela letra “W”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS) durante os anos de 1946 a 2011. São representados os três cenários alternativos (de 2012 a 2022), um de aumento na cor vermelha, de estabilidade na cor verde, e diminuição na cor azul.

Para o caso do camarão sete-barbas, as capturas iniciam em baixas quantidades, semelhantemente as espécies anteriores, porém em vários deles também foram observados fortes incrementos nas décadas de 1950 e 1960 (**Figura 3**). Dentre estes, destacam-se a região Sudeste e Sul, estados do Maranhão, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Sergipe, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Os fortes incrementos nas décadas de 1970 e 1980 também foram observados, principalmente nas regiões Norte, Sudeste e Sul e os estados que compõem essas regiões.

Em relação a tendência das capturas, observou-se um crescimento bem evidenciado nas regiões Norte e Nordeste, destacando-se os estados do Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia. Em outros casos houve um forte aumento nas décadas de 1970 e 1980, porém seguido de intensa diminuição posterior. Dentre esses

casos, destacam-se principalmente as regiões Sudeste e Sul e os estados que as compõem. Por fim, alguns casos demonstraram amplas variações em um certo intervalo, sem tendência clara, que foi o caso do Paraná.

Dentre os cenários de possíveis continuidade das capturas, alguns foram menos intensos, como por exemplo no caso do Piauí, Paraíba, São Paulo e Rio Grande do Sul, enquanto outros foram mais explosivos, como nos estados do Maranhão, Rio Grande do Norte, Sergipe, Espírito Santo, Rio de Janeiro e Paraná.

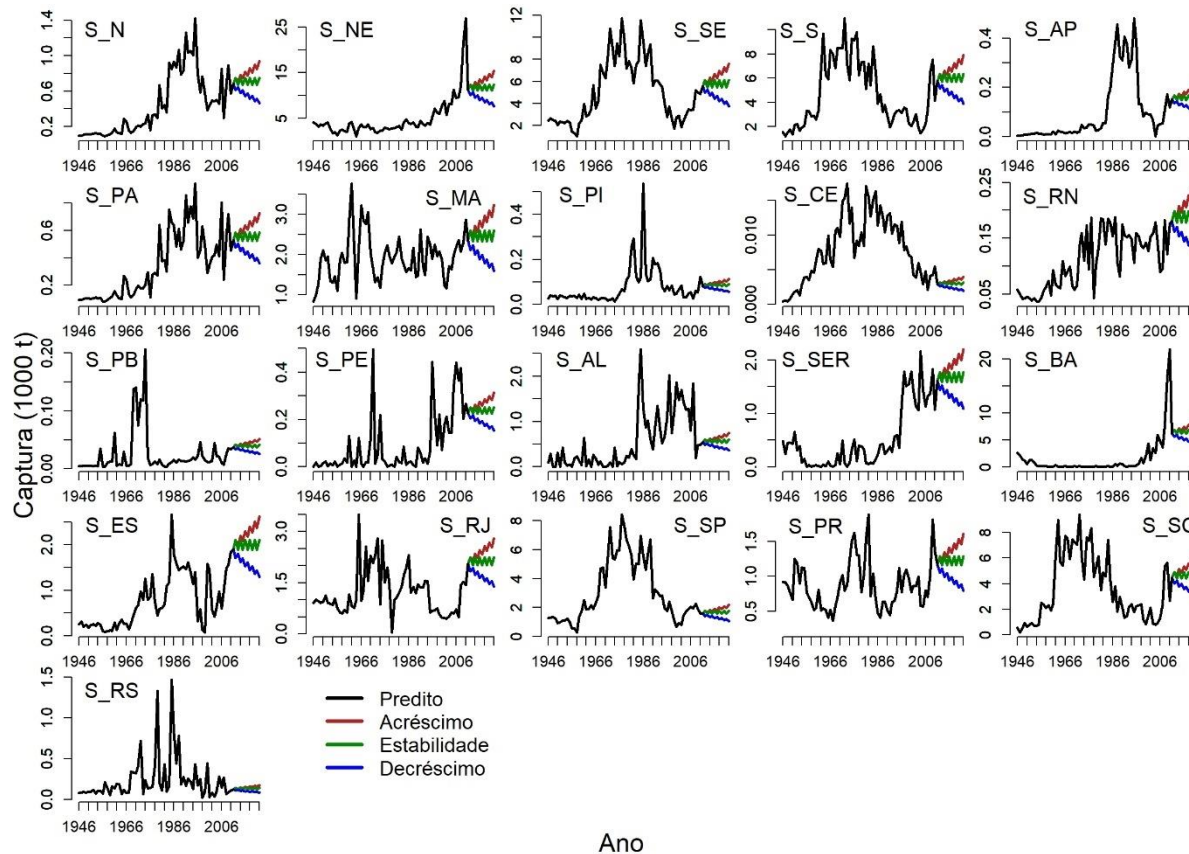


Figura 3. Séries de capturas reconstruídas (preditas) do camarão sete-barbas, representados pela letra “S”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS) durante os anos de 1946 a 2011. São representados os três cenários alternativos (de 2012 a 2022), um de aumento na cor vermelha, de estabilidade na cor verde, e diminuição na cor azul.

Análise de Redução de Estoque (Stock Reduction Analysis-SRA)

Os intervalos de depleção da biomassa para o camarão rosa das regiões Norte e Nordeste para o início da série foram mais voltados para intervalos entre 0,8 e 1 por possuírem capturas iniciais pouco relevantes em relação a máxima e serem pescarias que

se desenvolveram num período mais tardio (**Tabela 4**). Para o Sudeste e Sul, intervalos entre 0.7 e 1 foram determinados já que as quantidades iniciais foram relativamente altas e desde a década de 1940 se tem registros de pescarias industriais acerca desses recursos. Já os intervalos finais de depleção da biomassa variaram bastante. Houve casos em que os intervalos foram baixos, como por exemplo para as regiões Sudeste e Sul e os estados de Santa Catarina e São Paulo. Destacam-se os casos da Paraíba e Piauí, os quais não apresentaram capturas significativas ao longo do tempo, gerando intervalos finais de biomassa elevados.

Os intervalos acerca da taxa intrínseca de crescimento (r), de acordo com a **tabela 2**, o camarão rosa se encaixaria em uma espécie de alta resiliência ($r=0.5-1.5$) por ter constantes de crescimento do modelo de von Bertalanffy (k), superiores a 0.3 e idades de maturidade inferiores a um ano de vida. Porém segundo os outros avaliações desse recurso a taxa intrínseca de crescimento se concentra em intervalos próximos de 0.2 e 0.8. Após a execução dos modelos para os casos do presente trabalho, as taxas intrínsecas de crescimento que geraram mais trajetórias viáveis ficaram concentradas em intervalos entre 0.1 e 0.6. Destacam-se os casos em que o r ficou abaixo dos demais (entre 0.1- 0.3), como nos estados de Amapá, Pará, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina. No Norte e Nordeste o r ficou acima dos demais, variando aproximadamente entre 0.2- 0.6.

Dentre as estimativas de Rendimento Máximo Sustentável, essas demonstraram intervalos a posteriori mais reduzidos, assim como as estimativas de k . Destacam-se os casos em que geraram intervalos próximos e zero e com baixa amplitude, que foram os casos do Piauí, Ceará e Paraná.

Tabela 4. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “ b/k_{1946} ” e para o fim da série “ b/k_{2011} ”, taxa intrínseca de crescimento populacional “ r ”, capacidade de suporte “ k ” e Rendimento Máximo Sustentável (*Maximum Sustainable Yield- MSY*) para o camarão rosa.

Estoque	Priori B/k_{1946}	Priori B/k_{2011}	Priori r	Priori k (t)	Priori RMS(t)
	Posteriori B/k_{1946}	Posteriori B/k_{2011}	Posteriori r	Posteriori k (t)	Posteriori RMS(t)
Rosa-N	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.62	63500-127000	4900-14000
	0.8-1	0.4-0.59	0.28-0.65	61200-105000	5980-12000
Rosa-NE	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.5	13700-27400	1200-2500
	0.8-1	0.41-0.59	0.34-0.5	15400-22700	1740-2250
Rosa-SE	0.7-1	0.4-0.6	0.3-0.5	12300-24600	800-2300
	0.65-1.1	0.4-0.59	0.31-0.44	15600-22800	1580-1970
Rosa-S	0.7-1	0.36-0.57	0.3-0.5	52900-106000	5000-9000
	0.62-1.1	0.37-0.56	0.31-0.46	52800-77900	5440-7040
Rosa-AP	0.8-1	0.4-0.6	0.1-0.3	5820-11600	200-550

	0.8-1	0.41-0.59	0.12-0.24	5510-9020	240-366
Rosa-PA	0.8-1	0.4-0.6	0.1-0.3	127000-254000	5000-11000
	0.8-1	0.44-0.59	0.13-0.30	119000-199000	5580-10100
Rosa-MA	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	13700-27300	1000-1800
	0.8-1	0.41-0.59	0.22-0.37	14700-22200	1200-1460
Rosa-PI	0.8-1	0.5-0.7	0.2-0.5	631-2552	50-170
	0.7-1.1	0.51-0.69	0.23-0.47	591-956	51-75
Rosa-CE	0.8-1	0.45-0.6	0.1-0.3	58-234	2-10
	0.8-1	0.45-0.59	0.13-0.31	55-122	3-5
Rosa-RN	0.8-1	0.45-0.6	0.1-0.4	419-1068	20-74
	0.8-1	0.45-0.59	0.14-0.42	433-1100	34-52
Rosa-PB	0.8-1	0.8-0.9	0.1-0.5	560-2240	30-140
	0.8-1	0.82-0.89	0.14-0.52	493-1300	34-81
Rosa-PE	0.8-1	0.4-0.6	0.4-0.6	194-389	25-55
	0.8-1	0.4-0.59	0.44-0.61	207-308	28-39
Rosa-AL	0.8-1	0.4-0.65	0.2-0.4	8100-3240	55-180
	0.8-1	0.41-0.64	0.24-0.4	836-1620	75-118
Rosa-SER	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	1360-5420	100-320
	0.8-1	0.4-0.65	0.24-0.41	1430-2670	125-198
Rosa-BA	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	5090-10200	350-720
	0.8-1	0.4-0.59	0.24-0.41	5210-8460	437-669
Rosa-ES	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	590-1180	40-80
	0.7-1.1	0.41-0.59	0.24-0.41	620-985	53-72
Rosa-RJ	0.7-1	0.4-0.6	0.1-0.3	10100-20100	300-800
	0.6-1.1	0.41-0.59	0.11-0.24	9380-16200	420-621
Rosa-SP	0.7-1	0.3-0.6	0.1-0.3	17600-35200	600-1700
	0.7-1	0.32-0.59	0.12-0.24	19000-28000	839-1200
Rosa-PR	0.7-1	0.4-0.6	0.3-0.5	68-137	6-15
	0.7-1	0.4-0.59	0.34-0.51	71-111	7-12
Rosa-SC	0.7-1	0.4-0.7	0.1-0.3	17700-70900	800-2800
	0.7-1	0.43-0.69	0.13-0.32	16400-34700	971-1560
Rosa-RS	0.7-1	0.35-0.6	0.2-0.35	69900-140000	5000-8500
	0.6-1.1	0.36-0.59	0.22-0.32	62100-83500	4200-5590

Os intervalos de depleção da biomassa para o camarão branco das regiões Norte e Nordeste para o início da série também foram mais voltados para intervalos entre 0,8 e 1, enquanto que para o Sudeste e Sul, entre 0.7 e 1. foi possível observar em alguns estados do Nordeste os limites de depleção da biomassa iniciais foram mais amplos que os demais, como no caso do estado da Paraíba. Os intervalos a posteriori dos limites de depleção da biomassa para o início da série nos estados do Sul e Sudeste não foram tão distintos. Apenas destaca-se o estado do Rio de Janeiro, que apresentou maiores intervalos (**tabela 5**).

Os intervalos acerca da taxa intrínseca de crescimento (r), de acordo com a **tabela 2**, o camarão branco também se encaixaria em uma espécie de alta resiliência ($r=0.5-1.5$) por ter constantes de crescimento do modelo de von Bertalanffy (k), superiores a 0.3 e idades de maturidade inferiores a um ano de vida. Porém os intervalos encontrados no presente trabalho se concentraram em intervalos indo de 0.1- 0.5, mais próximo de espécies de resiliência média. Além disso também se concentraram em intervalos

reduzidos em relação aos identificados por outros estudos. Após a execução dos modelos, observou-se uma tendência da taxa intrínseca de crescimento, sendo maior nos estados das regiões Norte e Nordeste (0.1-0.5) e menor nos estados do Sul e Sudeste, com intervalos variando de 0.1-0.4 (**Tabela 5**).

As estimativas de MSY posteriores geraram intervalos menores do que os iniciais. Destacam-se os intervalos do branco para o Estado do Pará, Ceará, Rio Grande do Norte e Espírito Santo, que demonstraram estimativas de k e MSY muito baixas e em intervalos estreitos.

Tabela 5. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “ b/k_{1946} ” e para o fim da série “ b/k_{2011} ”, taxa intrínseca de crescimento populacional “ r ”, capacidade de suporte “ k ” e Rendimento Máximo Sustentável (*Maximum Sustainable Yield*- MSY) para o camarão branco.

Estoque	Priori B/k_{1946}	Priori B/k_{2011}	Priori r	Priori k (t)	Priori RMS(t)
	Posteriori B/k_{1946}	Posteriori B/k_{2011}	Posteriori r	Posteriori k (t)	Posteriori RMS(t)
Branco-N	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.5	3640-7290	350-650
	0.8-1	0.41-0.59	0.34-0.50	3890-5730	430-577
Branco-NE	0.8-1	0.45-0.65	0.3-0.5	24900-99700	2800-8800
	0.8-1	0.45-0.64	0.35-0.5	32900-56700	3750-5890
Branco-SE	0.7-1	0.45-0.7	0.1-0.3	22800-91100	1500-3000
	0.6-1.1	0.5-0.69	0.2-0.34	14700-24400	755-1030
Branco-S	0.7-1	0.4-0.6	0.2-0.35	10600-21300	680-1300
	0.7-1	0.41-0.59	0.21-0.31	12200-17300	832-1060
Branco-AP	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	807-1610	50-90
	0.8-1	0.40-0.59	0.23-0.38	662-905	48-69
Branco-PA	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	4440-8890	350-620
	0.8-1	0.4-0.59	0.24-0.4	4420-7170	371-522
Branco-MA	0.8-1	0.4-0.6	0.4-0.6	13600-27200	1600-3300
	0.8-1	0.41-0.59	0.44-0.59	19100-26400	2640-3260
Branco-PI	0.8-1	0.5-0.7	0.2-0.4	1880-7510	100-420
	0.8-1	0.51-0.69	0.25-0.39	1680-2420	134-189
Branco-CE	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.5	165-333	16-30
	0.8-1	0.41-0.59	0.33-0.49	173-253	18-24
Branco-RN	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.5	219-438	22-40
	0.8-1	0.4-0.59	0.35-0.51	277-407	32-41
Branco-PB	0.8-1	0.7-0.9	0.1-0.4	3130-12500	200-500
	0.7-1.1	0.87-0.9	0.09-0.37	2150-4400	120-196
Branco-PE	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.5	978-1960	100-180
	0.8-1	0.4-0.59	0.34-0.51	1020-1580	112-164
Branco-AL	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.5	2840-5680	230-490
	0.8-1	0.4-0.59	0.26-0.51	2780-4730	266-419
Branco-SER	0.8-1	0.5-0.7	0.2-0.4	3350-13410	250-690
	0.8-1	0.51-0.69	0.24-0.42	3350-6680	293-510
Branco-BA	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.5	6040-12100	430-1000
	0.8-1	0.40-0.59	0.26-0.52	5900-10100	538-950
Branco-ES	0.7-1	0.4-0.55	0.2-0.4	318-637	22-45
	0.7-1	0.4-0.54	0.24-0.41	310-496	25-37

Branco-RJ	0.7-1	0.6-0.8	0.1-0.3	18500-74200	1000-2500
	0.6-1.1	0.67-0.79	0.1-0.3	9880-22900	564-770
Branco-SP	0.7-1	0.35-0.65	0.2-0.35	2930-5870	200-370
	0.7-1	0.36-0.64	0.22-0.32	3130-4420	216-282
Branco-PR	0.7-1	0.4-0.6	0.1-0.2	5320-10600	200-360
	0.7-1	0.45-0.59	0.10-0.18	4050-5770	149-189
Branco-SC	0.7-1	0.35-0.65	0.2-0.3	5670-11300	352-630
	0.7-1	0.36-0.64	0.21-0.29	6000-8180	391-495
Branco-RS	0.7-1	0.4-0.6	0.2-0.35	5780-11600	400-700
	0.7-1	0.4-0.59	0.21-0.33	5060-6910	344-448

Os intervalos de depleção da biomassa para o camarão sete-barbas das regiões Norte e Nordeste para o início da série também foram mais voltados para intervalos entre 0,8 e 1 e para o Sudeste e Sul, entre 0.7 e 1 (**tabela 6**). Exceção também foi observada no caso da Paraíba, que demonstrou limites de depleção da biomassa iniciais mais amplos que os demais. Os intervalos a posteriori dos limites de depleção da biomassa para o início da série nos estados do Sul e Sudeste não foram tão distintos, porém, destacam-se os estados do Rio de Janeiro e São Paulo que demonstraram mais incertezas. Apenas destaca-se o estado do Rio de Janeiro, que apresentou maiores intervalos. Em relação aos intervalos finais, as regiões Sudeste e Sul destacaram-se por apresentarem as maiores reduções dos intervalos finais de biomassa, enquanto que para as regiões Norte e Nordeste, de forma geral, os intervalos ficaram em patamares intermediários no fim da série.

Os intervalos acerca da taxa intrínseca de crescimento (r), de acordo com a **tabela 2**, também colocariam o camarão sete-barbas como uma espécie de alta resiliência ($r=0.5-1.5$) por ter constantes de crescimento do modelo de von Bertalanffy (k) bem superiores a 0.3 e idades de maturidade inferiores a um ano de vida. Os intervalos do presente trabalho se concentraram em estimativas de 0.1-0.6, também mais próximo de espécies de resiliência média. Após a execução dos modelos, também foram observados padrões, nos quais os estados das regiões Norte e Nordeste e Sudeste variaram suas estimativas entre 0.1-0.4 e os da região Sul ficaram restritos de 0.1-0.3.

As estimativas de MSY posteriores geraram intervalos mais reduzidos em relação aos iniciais. Em comparação com as outras espécies, o sete-barbas possui mais informações já que é pescado em maiores quantidades no país, porém destaca-se o caso do Ceará, que apresentou estimativas tanto da capacidade de suporte, quanto da taxa intrínseca de crescimento muito baixas e em intervalos muito pequenos (**Tabela 6**).

Tabela 6. Intervalos a priori e posteriori das janelas de biomassa para o início da série “ b/k_{1946} ” e para o fim da série “ b/k_{2011} ”, taxa intrínseca de crescimento populacional “ r ”,

capacidade de suporte “k” e Rendimento Máximo Sustentável (*Maximum Sustainable Yield- MSY*) para o camarão sete-barbas.

Estoque	Priori B/k ₁₉₄₆ Posteriori B/k ₁₉₄₆	Priori B/k ₂₀₁₁ Posteriori B/k ₂₀₁₁	Priori r Posteriori r	Priori k (t) Posteriori k (t)	Priori RMS(t) Posteriori RMS(t)
Sete-barbas- N	0.8-1	0.4-0.6	0.4-0.6	4410-8810	600-1000
	0.8-1	0.41-0.59	0.43-0.59	5120-7220	690-890
Sete-barbas- NE	0.8-1	0.4-0.6	0.3-0.6	89100-178000	9000-18000
	0.8-1	0.41-0.59	0.36-0.62	85500-147000	10200-17400
Sete-barbas- SE	0.7-1	0.4-0.6	0.15-0.3	87800-176000	4600-9000
	0.7-1	0.41-0.59	0.17-0.27	95300-138000	5550-7270
Sete-barbas- S	0.7-1	0.35-0.55	0.15-0.25	89400-179000	4500-7900
	0.7-1	0.36-0.54	0.16-0.23	96500-134000	4970-6340
Sete-barbas- AP	0.8-1	0.5-0.65	0.25-0.4	2360-9420	200-600
	0.8-1	0.5-0.64	0.29-0.41	2290-3280	207-283
Sete-barbas- PA	0.8-1	0.4-0.6	0.15-0.3	6630-13300	350-690
	0.8-1	0.4-0.59	0.18-0.31	6740-10900	427-622
Sete-barbas- MA	0.8-1	0.4-0.6	0.2-0.4	19000-38000	1200-2500
	0.8-1	0.4-0.59	0.25-0.42	20000-32400	1810-2500
Sete-barbas- PI	0.8-1	0.45-0.65	0.1-0.3	2700-10800	150-350
	0.8-1	0.47-0.64	0.15-0.27	1870-3130	102-143
Sete-barbas- CE	0.8-1	0.45-0.6	0.15-0.3	134-535	5-22
	0.8-1	0.45-0.59	0.18-0.29	141-223	9-11
Sete-barbas- RN	0.8-1	0.4-0.55	0.25-0.4	1060-2130	90-150
	0.8-1	0.4-0.54	0.28-0.41	1320-1940	123-158
Sete-barbas- PB	0.8-1	0.8-0.9	0.1-0.4	1030-4120	50-160
	0.8-1	0.83-0.9	0.13-0.42	810-2020	52-103
Sete-barbas- PE	0.8-1	0.4-0.6	0.1-0.3	3790-7590	150-350
	0.8-1	0.43-0.59	0.13-0.3	3600-6500	169-303
Sete-barbas- AL	0.8-1	0.45-0.65	0.1-0.4	13900-55700	800-2500
	0.8-1	0.45-0.64	0.13-0.37	12700-31400	841-1410
Sete-barbas- SER	0.8-1	0.45-0.65	0.35-0.5	7490-29900	800-2700
	0.8-1	0.41-0.64	0.39-0.5	9640-15700	1100-1730
Sete-barbas- BA	0.8-1	0.5-0.6	0.1-0.3	151000-603000	5500-24000
	0.8-1	0.5-0.59	0.18-0.38	90800-184000	6010-11200
Sete-barbas- ES	0.7-1	0.45-0.6	0.1-0.4	15100-60300	800-2800
	0.7-1	0.45-0.59	0.13-0.4	13100-31500	960-1460
Seabob-RJ	0.7-1	0.45-0.6	0.1-0.3	22600-90200	1000-3200
	0.6-1.1	0.45-0.59	0.13-0.27	20700-39000	1150-1530
Seabob-SP	0.7-1	0.4-0.65	0.2-0.4	48400-194000	4000-10700
	0.6-1.1	0.41-0.64	0.24-0.36	53100-77700	4050-5390
Seabob-PR	0.7-1	0.4-0.6	0.2-0.4	9240-18800	650-1300
	0.7-1	0.41-0.59	0.24-0.39	9480-15000	798-1030
Seabob-SC	0.7-1	0.4-0.6	0.1-0.25	84400-169000	3000-6500
	0.7-1	0.41-0.59	0.12-0.22	84200-132000	3620-4970
Seabob-RS	0.7-1	0.4-0.6	0.2-0.35	4073-9460	350-590
	0.7-1	0.41-0.59	0.21-0.33	4180-6030	288-379

A trajetória da Mortalidade sobre a mortalidade no Rendimento máximo sustentável (F/F_{msy}) em relação a Biomassa sobre a biomassa no rendimento máximo sustentável (B/B_{msy}) demonstraram diversos momentos em que o estoque do camarão rosa da região Norte esteve sujeito a sobrepesca (**Figura 4**). Entretanto, no fim da trajetória original

(desconsiderando os cenários) o estoque retornou para uma situação em que não estava sujeito a sobrepesca, porém a biomassa estava no limite sustentável ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). Considerando os cenários propostos no presente trabalho, estabilidade e decréscimo das capturas levariam o estoque para altos níveis de biomassa e baixos níveis de mortalidade ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), enquanto que o cenário de aumento colocaria o estoque novamente sujeito a sobrepesca e quase no limite de se tornar sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} = 1$).

Para o Nordeste, o estoque passou por períodos em que esteve sujeito a sobrepesca e também sobrepescado ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} < 1$) principalmente nas décadas de 1970 e 1980, porém em 2011 não se encontrou sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Em relação aos cenários testados, houve aumento da biomassa e diminuição da mortalidade nos cenários de estabilidade e decréscimo ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), porém o cenário de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$).

No Sudeste, o estoque também passou boa parte do tempo sujeito a sobrepesca e sobrepescado, de forma que em 2011 retorna para níveis onde não esteve nem sobrepescado, nem sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dentre os cenários módicos considerados, todos eles levariam a aumento da biomassa e diminuição da mortalidade ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Para o Sul, boa parte da trajetória também demonstrou o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado principalmente nas décadas de 1970 e 1980. Em 2011, o estoque ainda encerrou a série levemente sobrepescado, mas não sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} < 1$). Com o cenário de aumento das capturas após 2011, ficaria sobrepescado e sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Nos demais cenários não se encontraria sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

As trajetórias relativas da biomassa e mortalidade para o estado do Amapá também demonstraram que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado, mas no fim da série (2011), houve recuperação para níveis em que não se encontrava mais nem sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários testados, apenas o de crescimento colocou o estoque em situação de sobrepesca já próximo de 2022 ($B/B_{msy2022} < 1$), enquanto que os demais não mantiveram o estoque sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado do Pará, o estoque esteve sujeito a sobrepesca nas décadas de 1990 e 2000, porém sem demonstrar sobrepesca. Em 2011, nem esteve sujeito a sobrepesca, nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de crescimento colocaria o

estoque novamente sujeito a sobrepesca, mas sem estar sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), enquanto que os demais manteriam o estoque nem sujeito nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Diversos momentos de sobrepesca foram observados para o Maranhão, porém em 2011 houve leve recuperação que manteve o estoque livre de estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários testados, só o de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$), enquanto nos demais as situações seriam bem menos deletérias ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Piauí também foi semelhante, situações em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado estiveram bem presentes ao longo dos anos, porém no fim da série ele se recupera e encerra nem sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários avaliados, apenas o de aumento levaria o estoque a ficar sujeito a sobrepesca em 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$), enquanto que os demais não ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado do Ceará, os momentos mais intensos ocorreram no início da série quando o estoque esteve sujeito a sobrepesca. No passar dos anos também esteve sobrepescado, mas se recuperou no fim da série ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e também sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$), já o de estabilidade o manteria em níveis muito próximos de onde encerrou a série original e o de decaimento não levaria a estar sujeito a sobrepesca, nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Rio Grande do Norte, o estoque passou a maior parte do tempo com baixas mortalidades e altos níveis de biomassa, porém a situação foi piorando e encerrou a trajetória sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Ambos os cenários de aumento e de estabilidade levariam a situações de sobrepesca por eventualmente ultrapassarem o nível sustentável ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas diminuições a partir daquele ponto trariam o estoque para níveis de biomassa mais altos e níveis de mortalidade mais baixos ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

As trajetórias para o estado da Paraíba apenas demonstraram o estoque sujeito a sobrepesca por um breve momento, mas que logo em seguida se recupera para um cenário em que não esteve sujeito a sobrepesca e nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários testados, todos eles demonstraram situações semelhantes ao que aconteceu com o estoque em 2011 ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado de Pernambuco, o estoque fica sujeito a sobrepesca, mas não sobrepescado apenas próximo ao fim da série ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Ambos cenários de

aumento e estabilidade colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e causaria diminuições da biomassa por ultrapassarem níveis sustentáveis ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Até mesmo o cenário de decaimento levaria a situações de sobrepesca no início, mas que seriam seguidas posteriormente de recuperação ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Em Alagoas, o estoque passou boa parte do tempo em situações de sobrepesca e sobrepescado, principalmente até a década de 1970. Posteriormente, a mortalidade decai e a biomassa aumenta, até que em 2011 o estoque não esteve mais sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Considerando os cenários do presente trabalho, todos eles manteriam o estoque em situações semelhantes as observadas no ano de 2011 ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de Sergipe passou a maior parte do tempo sem estar sujeito a sobrepesca e sem estar sobrepescado. Apenas no fim da série o estoque demonstrou breves momentos sujeito a sobrepesca e sobrepescado, mas que encerrou a série nos limites sustentáveis ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). Por ter encerrado muito próximo dos limites, tanto aumento ou manutenção das capturas em torno daquele nível, já colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado, mesmo que por breves momentos ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas o cenário de diminuição traria o estoque para melhores situações ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado da Bahia a situação foi semelhante, apenas no fim da série o estoque começa a demonstrar situações em que esteve sujeito a sobrepesca, até que em 2011 encerra nos limites sustentáveis ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). O cenário de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado, o de estabilidade também colocariam o estoque em situações de sujeição a sobrepesca e sobrepesca só que por alguns anos, enquanto que apenas o de diminuição traria o estoque para melhores situações ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

As situações observadas no Espírito Santo demonstraram o estoque sujeito a sobrepesca logo no início da série, mas que retorna a níveis mais baixos de mortalidade nos anos subsequentes. O estoque passou por situações de sobrepesca ao longo dos anos, mas no fim da série não se encontrava mais nelas ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Com o cenário de aumento das capturas a partir daquele ponto, o estoque estaria novamente sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Já os cenários de estabilidade e diminuição não levariam a nenhuma dessas situações ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Rio de Janeiro também esteve sujeito e sobrepescado ao longo dos anos, mas encerrou a série em melhores situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos

cenários testados só o de aumento levaria o estoque novamente a estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Os demais cenários resultariam em aumento da biomassa e diminuição da mortalidade ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado de São Paulo também foi possível observar longos períodos em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado, principalmente nas décadas de 1970 e 1980, mas no ano de 2011 ele retornou para níveis de mortalidade mais baixos e biomassa compatível com o nível sustentável ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). Dos cenários testados, o de aumento levaria novamente o estoque a estar sujeito a sobrepesca, porém não sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), enquanto que nos demais a situação seria menos danosa ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque considerado para o Paraná, passou a maior parte da trajetória em altos níveis de biomassa e baixos níveis de mortalidade. Próximo ao fim da série que o estoque fica sujeito a sobrepesca de forma mais intensa, mas em 2011 a biomassa e a mortalidade se mantêm no nível sustentável ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). Apenas o cenário de aumento deixaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Os demais, trariam a biomassa para altos níveis e mortalidade para baixos níveis ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de Santa Catarina se mostrou sujeito a sobrepesca e também sobrepescado durante longos períodos. Próximo ao fim da série a mortalidade se eleva, mas ainda se mantêm abaixo do nível sustentável no último ano da série ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento rapidamente colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado com o passar dos anos ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O cenário de estabilidade colocaria o estoque sujeito a sobrepesca em alguns momentos, mas encerraria em níveis não prejudiciais ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Por fim, o de decaimento não tornaria o estoque sujeito nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Por fim, no Rio Grande do Sul também foram observadas situações em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado ao longo dos anos. Em 2011, entretanto o estoque sai dessas situações e retorna para acima dos níveis sustentáveis ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento elevaria a mortalidade relativa, mas não o suficiente pra colocar o estoque sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os demais colocariam o estoque em situações mais leves ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

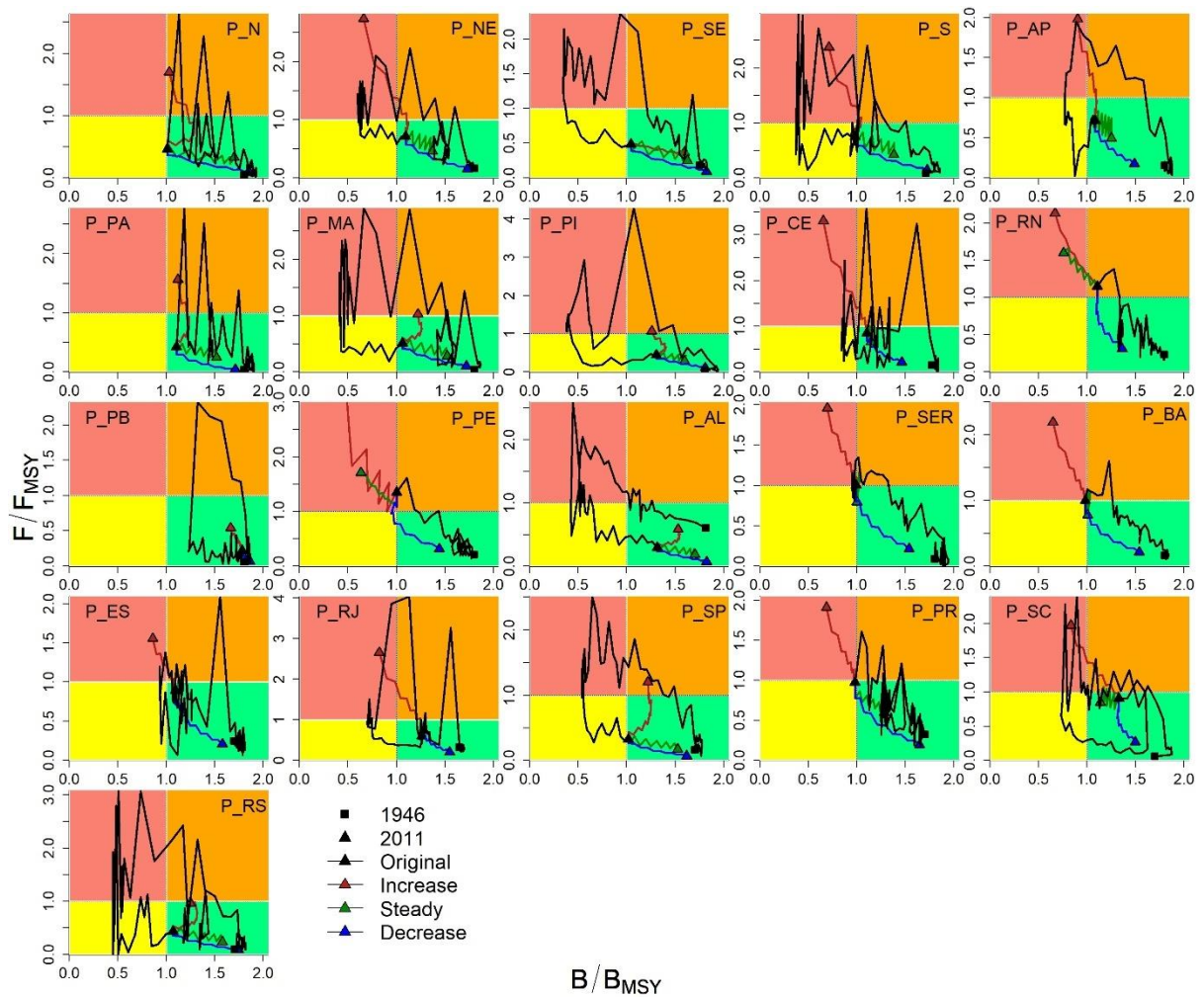


Figura 4. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão rosa, representado pela letra “P”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São demonstrados a mortalidade relativa à mortalidade no MSY (F/F_{MSY}) e a biomassa relativa à biomassa no MSY (B/B_{MSY}). A série original é representada na cor preta, assim como o ano inicial (1946) e o final (2011) pelo quadrado e triângulo preto. O cenário de aumento é representado pela cor vermelha, bem como o triângulo que representa o ano final (2022). O cenário de estabilidade é representado pela cor verde com triângulo (2022) na mesma cor e o cenário de decaimento é representado pela cor azul com seu triângulo (2022) na mesma cor.

A trajetórias da Mortalidade e biomassa relativas para o caso do camarão branco na região Norte, demonstraram situações brandas durante maior parte da série (**Figura 5**). Próximo ao fim que o estoque passa a ficar sujeito a sobrepesca e sobre pescado, mas que encerra no ano de 2011 recuperado dessas situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$).

Apenas o cenário de aumento levaria novamente o estoque a estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Para o cenário de estabilidade, o estoque se manteria num nível próximo dos limites sustentáveis, mas sem ultrapassá-los, enquanto que o de aumento traria situações mais brandas de diminuição drástica de mortalidade e aumento de biomassa ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Para o Nordeste, na maior parte do tempo o estoque nem esteve sujeito a sobrepesca e nem sobrepescado, apenas se observou pequenos momentos em que esteve sujeito a sobrepesca, mas que retorna para os níveis anteriores até 2011 ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento que levaria o estoque a estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Os demais cenários foram bem mais brandos e manteriam o estoque próximo dos níveis já observados anteriormente ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Sudeste apresentou fortes aumentos na mortalidade ao longo dos anos, o que fez com que o estoque, durante boa parte da série, estivesse sujeito a sobrepesca em alguns anos iniciais e também sobrepescado nos anos seguintes. Apenas na década de 2010 a situação foi amenizada ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários testados nem o de manutenção nem de diminuição colocariam o estoque sujeito ou sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), enquanto que o de aumento levaria para situações prejudiciais que foram observadas antes da década de 2010 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$).

No Sul, também foram observados diversos momentos em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado, até que em 2011 encerra nos limites sustentáveis ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). A partir deste ponto, o cenário de estabilidade colocaria o estoque sujeito a sobrepesca em alguns momentos ($F/F_{msy} > 1$), enquanto que o de diminuição levaria a uma situação bem mais branda, semelhante ao início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). O cenário de aumento por fim, colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$).

O estoque do Amapá, rapidamente ficou sujeito a sobrepesca e com o passar dos anos, sobrepescado. No ano de 2011, volta a situações mais brandas nas quais não esteve nem sujeito a sobrepesca, nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dentre os cenários, todos eles manteriam o estoque em altos níveis de biomassa e com baixas mortalidades. Destaca-se o cenário de aumento que apesar de elevar a mortalidade não ultrapassaria níveis sustentáveis ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Pará, boa parte da trajetória o estoque mostra que não esteve sujeito nem sobrepescado. Apenas no fim da série passa a estar sujeito a sobrepesca, mas encerra sem estar sobrepescado ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). O cenário de aumento colocaria o

estoque em situações intensas de sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O de estabilidade colocaria o estoque sujeito a sobrepesca em alguns anos, mas no fim da série não ultrapassaria os níveis sustentáveis ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Decrescendo as quantidades capturadas, a biomassa se elevaria a quantidades próximas as do início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Maranhão também esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado ao longo dos anos, porém em 2011 retornou para situações mais brandas ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento levaria o estoque a ficar novamente sujeito e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$), enquanto que os demais levariam a diminuições de mortalidade e aumento da biomassa relativa ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Piauí, intensos momentos de sujeição e sobrepesca foram observados para o estoque, porém retorna a situações de mortalidade mais branda e aumento de biomassa ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Nenhum dos três cenários módicos testados colocaria o estoque novamente em situação de sujeição ou de sobrepesca ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Ceará também demonstrou o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado ao longo do tempo. Em 2011, não se encontrava sujeito a sobrepesca ou sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$), enquanto que os demais aumentariam a biomassa e reduziriam a mortalidade relativa ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estoque do Rio Grande do Norte, na maior parte do tempo o estoque não esteve sujeito nem sobrepescado, porém no fim da série ultrapassa o limite sustentável e se encontra sujeito a sobrepesca, mas não sobrepescado ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} = 1$). A partir desse ponto, o cenário de aumento levaria a posterior situação de sobrepesca de forma acentuada ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Da mesma forma o cenário de estabilidade também levaria a exceder os limites sustentáveis ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas o cenário de diminuição reduziria a mortalidade e aumentaria a biomassa do estoque ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque considerado para o estado da Paraíba passou a maior parte da série em leves situações de exploração. Apenas no fim da década de 1960 e início de 1970 que o estoque esteve sujeito a sobrepesca, mas não chegou a se tornar sobrepescado, de forma que posteriormente retorna para altos níveis de biomassa ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$).

Nenhum dos cenários testados colocaria o estoque novamente sujeito a sobrepesca ou sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Para o estoque de Pernambuco, situações em que esteve sujeito a sobrepesca foram observadas em diversos momentos, inclusive no fim da série, porém não esteve sobrepescado ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Por estar acima do limite sustentável no ano de 2011, tanto o cenário de aumento quanto de estabilidade colocaria o estoque em intensa situação de sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Além disso, o cenário de decréscimo não colocaria o estoque sujeito a sobrepesca, porém ficaria sobrepescado ainda em 2022 ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$).

O estoque de Alagoas, apesar de ter passado por situações em que esteve sujeito a sobrepesca, esteve sobrepescado apenas próximo ao fim da série e logo em seguida retorna para níveis mais leves ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Nenhum dos cenários testados colocaria o estoque sujeito a sobrepesca ou sobrepescado no passar dos anos ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Em Sergipe também se observou o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado, principalmente próximo ao fim da série, porém em 2011 se encontrou fora dessas situações, não estando sujeito nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Nenhum dos cenários testados colocaria novamente o estoque em situações prejudiciais ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque da Bahia passou a maior parte do tempo em situações brandas, porém também demonstrou alguns momentos em que esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado. Em 2011 o estoque já esteve em situações mais amenizadas em relação as situações anteriores ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Semelhante ao estado anterior, nenhum cenário deixaria o estoque sujeito a sobrepesca ou sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Espírito Santo, situações extremas em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca foram observadas logo no início da série. Ao longo do tempo continuou demonstrando a mesma situação em alguns anos e encerrou a série sujeito a sobrepesca, porém não sobrepescado ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). A partir deste ponto, qualquer cenário de aumento ou de estabilidade das capturas colocaria o estoque sujeito e sobrepescado até 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Já o cenário de diminuição traria o estoque para níveis não deletérios ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Rio de Janeiro, o estoque passou por intensas situações em que esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado, porém em 2011 encerra no limite sustentável de mortalidade e também não demonstrou situação de sobrepesca ($F/F_{msy2011} = 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O

cenário de aumento levaria o estoque a estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O cenário de estabilidade também colocaria o estoque sujeito a sobrepesca em alguns anos, porém em 2022 ele estaria apenas sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Por fim, o de diminuição não colocaria o estoque em sujeição ou em sobrepesca ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Em São Paulo também foram observados longos momentos em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado, porém em 2011 se encontra fora dessas situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Nenhum dos cenários levaria o estoque as situações anteriormente observadas, mantendo em baixas mortalidades e alta biomassa ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$), entretanto o de aumento elevaria a mortalidade para próximo do limite sustentável ($F/F_{msy2022} \approx 1$).

No Paraná, as situações foram semelhantes com situações iniciais de sujeição a sobrepesca, seguido de sobrepesca e posterior recuperação em 2011 ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento colocaria o estoque novamente sujeito e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$), enquanto que nos demais se encontraria nem sujeito nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Em Santa Catarina, o estoque passa por pouco tempo em situações de sujeição a sobrepesca, porém passa mais tempo sobrepescado. Rapidamente o estoque sai das situações anteriormente descritas e volta para momentos não deletérios ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Ambos os cenários de estabilidade e de aumento das capturas colocariam o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas o cenário de diminuição levaria a situações semelhantes ao início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Por fim, o estoque do Rio Grande do Sul passou por intensos momentos de sujeição a sobrepesca e sobrepesca. Apenas no fim da série essas situações foram amenizadas ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dentre os cenários, o de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os cenários de estabilidade e diminuição levariam a biomassa aos níveis próximos do início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

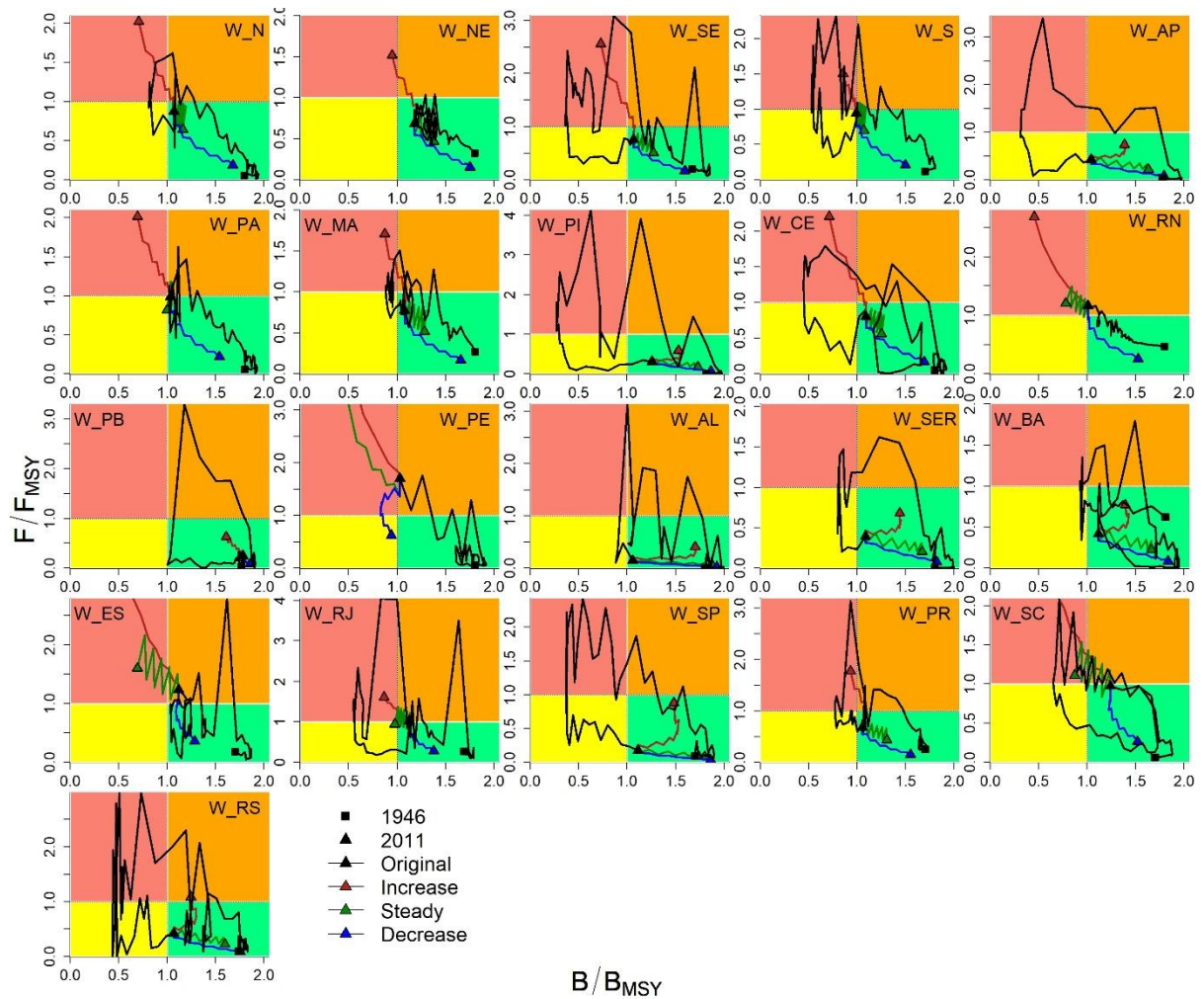


Figura 5. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão branco, representado pela letra “W”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São demonstrados a mortalidade relativa à mortalidade no MSY (F/F_{MSY}) e a biomassa relativa à biomassa no MSY (B/B_{MSY}). A série original é representada na cor preta, assim como o ano inicial (1946) e o final (2011) pelo quadrado e triângulo preto. O cenário de aumento é representado pela cor vermelha, bem como o triângulo que representa o ano final (2022). O cenário de estabilidade é representado pela cor verde com triângulo (2022) na mesma cor e o cenário de decaimento é representado pela cor azul com seu triângulo (2022) na mesma cor.

O estoque do sete-barbas para o Norte do país demonstrou algumas situações em que esteve sujeito a sobrepesca e também esteve sobrepescado (**Figura 6**). Essas situações não duraram por muito tempo, de forma que no fim da série o estoque retornou para uma situação em que não esteve nem sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e

$B/B_{msy2011}>1$). Apenas o cenário de aumento levaria o estoque para as piores situações de sujeição e sobrepesca em 2022 ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}<1$). Os cenários de estabilidade e decréscimo deixariam o estoque fora das situações anteriormente descritas ($F/F_{msy2022}<1$ e $B/B_{msy2022}>1$).

No Nordeste, o estoque segue uma trajetória contínua de aumento de mortalidade e diminuição da biomassa, de forma que no fim da série a biomassa encerrou no limite sustentável, enquanto que a mortalidade um pouco acima do limite ($F/F_{msy2011}>1$ e $B/B_{msy2011}=1$). Deste ponto em diante, ambos os cenários de aumento ou de estabilidade colocariam o estoque em situações intensas de sujeição a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}<1$). Apenas o cenário de diminuição não levaria o estoque as situações anteriores ($F/F_{msy2022}<1$ e $B/B_{msy2022}>1$).

O estoque do Sudeste esteve sujeito a sobrepesca logo nas décadas iniciais, de forma que a situação perdura e o estoque passa a ficar sobrepescado em vários anos, porém em 2011 se encontra com a biomassa no nível sustentável ($F/F_{msy2011}<1$ e $B/B_{msy2011}=1$). Dos cenários, apenas o de aumento levaria o estoque a situações de sujeição e sobrepesca observadas anteriormente ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}<1$). Os demais cenários não levariam o estoque a estar sujeito a sobrepesca ou sobrepescado ($F/F_{msy2022}<1$ e $B/B_{msy2022}>1$).

No Sul também foram observados diversos momentos em que o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado. Próximo ao fim da série ele sai dessas situações, mas retorna em seguida e encerra a série sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2011}>1$ e $B/B_{msy2011}<1$). A partir desse ponto, os cenários de aumento e estabilidade levariam o estoque a situações de sobrepesca ainda mais intensas ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}<1$). Já no de decaimento o estoque ainda passaria boa parte do tempo sobrepescado, mas próximo de 2022 não estaria mais sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2022}<1$ e $B/B_{msy2022}>1$).

O estoque do sete-barbas para o estado do Amapá passou por alguns momentos em que esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado. Próximo ao fim da série ele não se encontrava mais em nenhuma das situações descritas anteriormente ($F/F_{msy2011}<1$ e $B/B_{msy2011}>1$). Apenas o cenário de crescimento deixaria o estoque sujeito a sobrepesca em 2022 ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}>1$). Os demais manteriam o estoque não sujeito a sobrepesca e não sobrepescado ($F/F_{msy2022}<1$ e $B/B_{msy2022}>1$).

No Pará, a situação do estoque piora principalmente próximo ao fim da série, quando esteve sujeito a sobrepesca. Em 2011 encerra próximo dos limites sustentáveis tanto para biomassa quanto para mortalidade ($F/F_{msy2011}=1$ e $B/B_{msy2011}=1$). O cenário de aumento deixaria o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022}>1$ e $B/B_{msy2022}<1$),

enquanto que o de estabilidade deixaria o estoque ainda sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O de diminuição não deixaria o estoque sujeito a sobrepesca ou sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Maranhão apresentou poucos momentos em que esteve sujeito a sobrepesca, porém não esteve sobrepescado em nenhum momento, mesmo apesar de ter se encontrado próximo a essas situações nos últimos anos da série ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento colocaria o estoque sujeito a sobrepesca, porém não sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} = 1$). Os demais levariam a aumentos na biomassa e diminuição na mortalidade ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Piauí, diversas situações de sujeição e sobrepesca foram observadas ao longo do tempo, porém em 2011 o estoque retorna para situações amenizadas ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento levaria o estoque novamente a estar sujeito a sobrepesca, porém não sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os demais não levariam nem a estar sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Ceará, também foram observadas situações nas quais o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado ao longo dos anos, porém em 2011 já havia se recuperado de tais situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento tornaria o estoque sujeito e sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Os demais cenários não levariam o estoque a estar sujeito a sobrepesca ou sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Na maior parte do tempo o estoque do Rio Grande do Norte esteve não sujeito a sobrepesca, nem sobrepescado, porém próximo ao fim da série esteve sujeito a sobrepesca e continua dessa forma até 2011, sem ficar sobrepescado ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dos cenários, ambos de crescimento e estabilidade levariam o estoque a situações ruins de sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O cenário de diminuição também ocasionaria em sobrepesca ao longo dos anos, mas em 2022 o estoque estaria fora dessas situações deletérias ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Na Paraíba, apenas por breve momento o estoque esteve sujeito a sobrepesca, mas na maior parte do tempo não esteve sujeito ou sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Dentre os cenários, apenas o de aumento elevaria um pouco a mortalidade e ocasionaria em pequenas diminuições da biomassa, mas não a ponto de ultrapassar os níveis sustentáveis ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de Pernambuco passou a maior parte da série em situações em que nem se encontrava sujeito a sobrepesca, nem sobrepescado. Apenas próximo ao fim da série

passou por alguns momentos sujeito a sobrepesca, mas encerra a série fora desse tipo de situação ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Deste ponto, o cenário de aumento levaria o estoque para sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$), os demais não colocariam sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de Alagoas passou a maior parte da série em situações não prejudiciais, porém próximo ao fim da série passou a estar sujeito a sobrepesca de forma mais intensa e encerra a série dessa forma ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Os cenários de aumento e estabilidade levariam o estoque a intensas situações de sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). O cenário de diminuição levaria aos mesmos cenários, porém no ano de 2022 o estoque se recuperaria daquelas situações ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Em Sergipe foi possível observar o estoque sujeito a sobrepesca e sobrepescado em vários anos, porém sai dessas situações no fim da série ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Nenhum dos cenários testados colocaria o estoque novamente nas situações anteriormente descritas ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

Na Bahia, na maior parte do tempo o estoque não esteve sujeito a sobrepesca ou sobrepescado, apenas em poucos momentos esteve sujeito a sobrepesca, mas voltou para situações não deletérias posteriormente ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento colocaria o estoque em sujeição a sobrepesca e levemente sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Os demais não levariam a situações prejudiciais ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque do Espírito Santo passou a maior parte do tempo não sobrepescado e não sujeito a sobrepesca, exceto por alguns momentos no início da série quando demonstrou fortes situações de sujeição a sobrepesca, bem como no fim da série, quando encerra na mesma situação ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Ambos cenários de aumento e estabilidade levariam o estoque a estar sujeito a sobrepesca e sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas o cenário de diminuição não levaria o estoque a situações prejudiciais ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Rio de Janeiro, o estoque esteve sujeito a sobrepesca logo no início da série. Nas décadas posteriores se tornou sobrepescado e só esteve fora dessas situações por breves momentos na década de 2000, porém no fim da série se encontrou novamente sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento levaria para novamente sujeição e sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Se fosse mantida certa estabilidade o estoque ainda sim, ficaria sobrepescado em 2022 ($F/F_{msy2022} = 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas

com diminuição das capturas nenhum dos cenários anteriores seriam observados ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de São Paulo foi gradativamente aumentando exploração e diminuindo biomassa até chegar nas piores situações de sobrepesca ocorridas nas décadas de 1970 e 1980, porém encerra a série fora dessas situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o aumento das capturas levaria novamente o estoque a estar sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os demais levariam para próximo das situações observadas no início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No estado do Paraná o estoque também esteve sujeito a sobrepesca e gradativamente foi se enquadrando em situações de sobrepesca, porém em 2011 se encontrou fora dessas situações ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Apenas o cenário de aumento colocaria o estoque novamente sujeito a sobrepesca, mas não sobrepescado ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os demais cenários não levariam a nenhuma situação prejudicial ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

O estoque de Santa Catarina se encontrou sujeito a sobrepesca já nas décadas iniciais e essas situações continuaram ocorrendo nas décadas posteriores de forma que foi posteriormente observado cenários de sobrepesca. No fim da série o estoque tem uma recuperação, mas logo em seguida se encontra novamente sujeito a sobrepesca até o ano 2011 ($F/F_{msy2011} > 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). Ambos cenários de aumento e estabilidade levariam a intensas situações de sujeição e sobrepesca para o estoque ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} < 1$). Apenas o cenário de diminuição não levaria o estoque para as situações descritas anteriormente ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

No Rio Grande do Sul, o estoque esteve em diversos momentos sujeito a sobrepesca e sobrepescado com amplas flutuações, porém no fim da série se recupera para situações em que não esteve sujeito a sobrepesca nem sobrepescado ($F/F_{msy2011} < 1$ e $B/B_{msy2011} > 1$). O cenário de aumento deixaria novamente o estoque sujeito a sobrepesca ($F/F_{msy2022} > 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$). Os cenários de diminuição e estabilidade nesse caso levariam o estoque para situações próximas as observadas no início da série ($F/F_{msy2022} < 1$ e $B/B_{msy2022} > 1$).

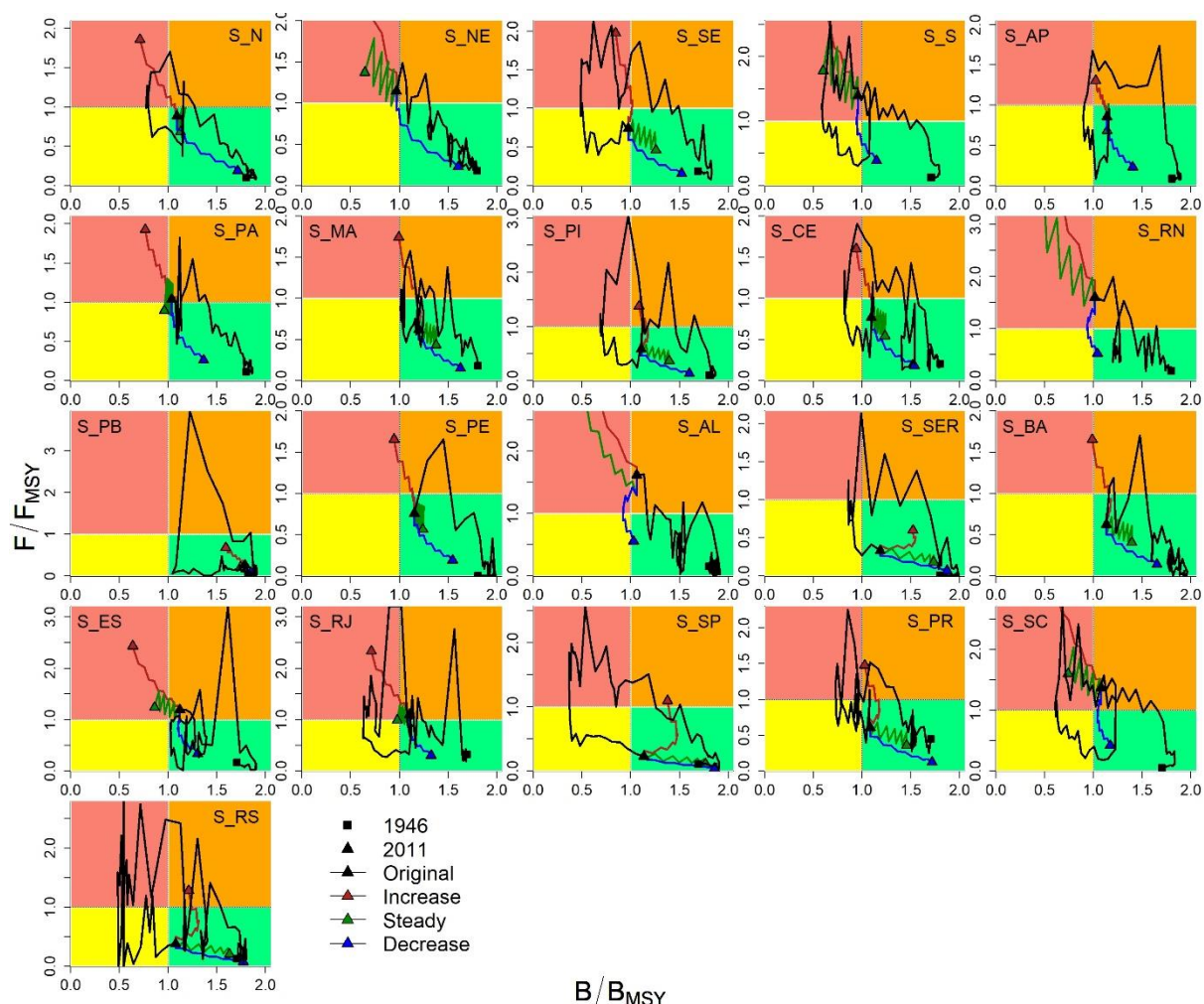


Figura 6. Gráfico de Kobe dos estoques considerados para o camarão sete-barbas, representado pela letra “S”, para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S) e para os estados do Amapá (AP), Pará (PA), Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SER), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). São demonstrados a mortalidade relativa à mortalidade no MSY (F/F_{MSY}) e a biomassa relativa à biomassa no MSY (B/B_{MSY}). A série original é representada na cor preta, assim como o ano inicial (1946) e o final (2011) pelo quadrado e triângulo preto. O cenário de aumento é representado pela cor vermelha, bem como o triângulo que representa o ano final (2022). O cenário de estabilidade é representado pela cor verde com triângulo (2022) na mesma cor e o cenário de decaimento é representado pela cor azul com seu triângulo (2022) na mesma cor.

Discussão

Diversos estoques considerados no presente estudo apresentaram séries de capturas com poucas variações nas quantidades e baixa disponibilidade de informações, como foram nos casos do Piauí, Paraíba, Ceará, Rio Grande do Norte e Pará ou Amapá

(excluindo-se o camarão rosa nesses dois últimos). As estimativas de RMS acabaram sendo prejudicadas, com estimativas muitas vezes próximas de zero, isso ocorreu por conta da baixa disponibilidade de informações discriminadas dentre as espécies, que é um problema nos boletins e dificulta a recuperação desses dados. Dessa forma as estimativas de taxa intrínseca, capacidade de suporte e MSY podem ser menos confiáveis para esses casos. Mais informações sobre as limitações das informações reconstruídas estão no artigo de "“RECONSTRUÇÃO DAS SÉRIES TEMPORAIS CAPTURAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS A PARTIR DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS””.

Períodos de intensas capturas foram observados entre as regiões, porém em intervalos temporais distintos. Nas regiões Norte e Nordeste se observou maior desenvolvimento da atividade nas décadas de 1970 e 1980 de forma que no Nordeste houve maior manutenção das quantidades ao longo do tempo. Nas regiões Sudeste e Sul, os períodos de intensas capturas ocorreram um pouco mais cedo do que nas demais. No fim da década de 1960 já se observava grandes quantidades, se estendendo para 1970 e 1980 por conta do rápido desenvolvimento dessas pescarias que apresentaram embarcações industriais desde a década de 1940 (D’INCAO et al., 2002). Os incrementos acentuados principalmente nas décadas de 1970 e 1980 são prováveis de terem sido causados pelo aumento da frota pesqueira industrial que foi apoiada pelos subsídios governamentais na época (SUDEPE-PDP, 1987; D’INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007). Entretanto, nas regiões Sudeste e Sul, as quantidades demonstraram diminuições acentuadas após isso, com poucos sinais de recuperação nos anos subsequentes, o que coincidiu com declínios mais fortes das biomassas desses estoques e situações de sobrepesca mais prolongadas ao longo dos anos (D’INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007).

Com a Análise de Redução de Estoque (ARE), as maiores quantidades de trajetórias de biomassa compatíveis com os pressupostos foram relacionadas a taxas intrínsecas de crescimento entre 0,1 e 0,6, um pouco abaixo das taxas observadas em outras pescarias de camarões (DIE et al., 2004; BARUA et al., 2018; ANNA, 2017). Além disso, no presente trabalho os camarões se caracterizaram como indivíduos de média resiliência, abaixo das classificações mais comuns de camarões (alta resiliência). Houve também uma grande distinção entre as regiões, com as regiões Norte e Nordeste associadas os maiores intervalos de taxas (0.1-0.6) e o Sudeste e Sul com os menores (0.1-0.4), demonstrando uma velocidade crescimento populacional mais reduzida para as localizadas mais ao Sul do país, causado provavelmente pela forte pressão pesqueira ao longo do tempo, o que pode ter diminuído esses estoques abaixo de níveis saudáveis, prejudicando sua taxa de

renovação natural. Além disso, condições climáticas de menor temperatura tendem a gerar taxas de crescimento mais reduzidas nos organismos, o que é comum de se observar nas regiões Sudeste e Sul do país (LÓPEZ-MARTÍNEZ, et al., 2003; SANTOS, 2007).

Na região Norte, onde se tem grandes quantidades capturadas do camarão rosa, foram geradas estimativas de MSY variando de 3400-6260 t, enquanto que outros estudos demonstraram estimativas um pouco acima, variando entre 7300 e 9000 t (ARAGÃO, 2015). No Sudeste do país, as estimativas variaram de 1910-2510 t, próximas das advindas de outros autores que se concentraram numa média de 1963 t (D'INCAO, 2002). Para o camarão branco no Sudeste, o presente trabalho estimou MSY entre 800 e 1080 t. Outros estudos demonstraram um RMS médio de 1100 t, que foi relativamente próximo das quantidades encontradas neste estudo (D'INCAO, 2002). De acordo com avaliações realizadas por outros autores para o sete-barbas, o MSY para o estado de São Paulo foi estimado em 6986 t (LOPES, 2007), enquanto que no presente trabalho foi de 4050-5390 t, abaixo do que foi anteriormente proposto. Para as regiões Sudeste também se observou algo semelhante, com outros autores estimando MSY próximo de 7300 t (D'INCAO, 2002). No presente estudo, o RMS variou de 5800-7800 t, se mantendo próximo das estimativas dos demais autores.

Dos estoques analisados, quase todos demonstraram situações de sobrepesca ao longo dos anos, essas foram observadas geralmente após os períodos de intensas capturas (décadas de 1970 e 1980), porém exceções foram observadas principalmente na região Nordeste, onde em diversos estados os estoques passaram por intensos momentos em que estiveram sujeitos a sobrepesca, porém não ficaram sobrepescados. Considerando o período analisado, o declínio dessas populações também foi verificado por outros autores (IBAMA e MMA, 2008; FRANCISCO et al., 2009). Houve momentos nos quais a exploração ocorreu acima de níveis sustentáveis para o camarão rosa na costa Norte por exemplo (década de 1990 e início de 2000) (ARAGÃO, 2015), semelhantemente ao encontrado no presente estudo para o mesmo período. O estoque do camarão rosa para Pernambuco também passou por intensa exploração, apresentando mortalidade relativa elevada principalmente próximo ao fim da série, porém encerra no limite sustentável sem demonstrar sobrepesca em 2011. Isto também esteve em consonância com outros estudos que demonstraram alta exploração para o recurso no mesmo ano (SILVA et al., 2015). Os resultados demonstraram que para as regiões Sudeste e Sul as espécies avaliadas passaram por longos períodos de sobrepesca, principalmente quando se fala no camarão rosa. Essas situações também foram descritas por outros autores desde a década de 1980 (SUDEPE-PDP, 1987; D'INCAO, 1983; D'INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007).

Em relação ao camarão branco, estudo evidenciou que esse recurso estaria próximo de limites sustentáveis na primeira metade da década de 2010 no estado de Pernambuco (LOPES et al., 2014), coincidindo com o observado no presente trabalho quando se considera também os limites sustentáveis de biomassa. Em relação a região Sudeste, estudo no Rio de Janeiro demonstrou que o camarão branco ultrapassara limites sustentáveis de exploração desde o início da década de 2010 (CARVALHO, 2013). Apesar de no presente estudo o estoque ter se recuperado de situações de sobrepesca na década de 2000, na década de 2010 ele volta a estar sujeito a sobrepesca, de forma semelhante ao sugerido pelo estudo citado.

Estudos demonstraram situações de sobrepesca para o camarão sete-barbas na região Sudeste no início da década de 2000 (D'INCAO et al., 2002). De forma semelhante tais situações também foram observadas no trabalho, porém a sobrepesca para o estoque iniciou em décadas anteriores a 2000. Outros estudos avaliaram a pescaria do sete-barbas para as regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul principalmente para o intervalo temporal de 1980 a 2000 (MATSUURA, 1995; VASCONCELLOS et al., 2007; VASCONCELLOS et al., 2011). Desembarques do sete-barbas na região Norte demonstraram que esteve subpescado no período, enquanto que no presente trabalho o estoque esteve sujeito a sobrepesca e sobrepescado durante o período, porém é válido ressaltar a baixa confiabilidade das informações reconstruídas para a espécie na região. Para a região Nordeste, os estudos classificaram o sete-barbas como pescado em limites sustentáveis. Situação também observada no presente trabalho, já que o estoque ultrapassou em alguns anos níveis sustentáveis de exploração, mas sem demonstrar situação de sobrepesca, se encontrando no limite sustentável de biomassa mesmo no fim da série. Para as regiões Sudeste e Sul, os mesmos autores também encontraram situações de sobrepesca, semelhantemente ao que foi observado neste estudo no qual os estoques foram encontrados sujeitos a sobrepesca e sobrepescados de forma intensa durante o período analisado.

Dos estoques que demonstraram alguma situação de sobrepesca ao longo do tempo, a maioria deles demonstraram movimentos de recuperação de suas biomassas ao se aproximar do fim da série. Entretanto, é difícil compreender o que ocorreu com os estoques após o ano de 2011. Então, os cenários ajudaram a propor possibilidades do que ocorreria com as pescarias após 2011. Para o camarão rosa, o cenário de aumento levaria os estoques em situações em que estariam sujeitos a sobrepesca ou sobrepescados. Isto ocorreu principalmente nos casos em que os estoques já encerraram a série muito próximo dos limites sustentáveis. Algumas exceções foram observadas, nas quais mesmo um

aumento contínuo das capturas não levaria a reduções no estoque, como por exemplo na região Sudeste, Paraíba, Alagoas e Rio Grande do Sul. O cenário de estabilidade também acabou deixando os estoques sujeitos a sobrepesca ou sobrepescados, principalmente no estado do Rio Grande do Norte e Pernambuco, os quais apresentaram maior exploração próximo ao fim da série. Apesar de não ser um cenário muito provável de acontecer, o cenário de decréscimo levaria a um aumento da biomassa e diminuição da mortalidade em todos os casos, porém manteria os estoques distante dos níveis ótimos de exploração nos quais poderiam gerar o máximo rendimento.

No caso do camarão branco, em alguns cenários de aumento seriam gerados intensos momentos em que o estoque estaria sujeito a sobrepesca e sobrepescado, como por exemplo nos estados do Rio Grande do Norte, Pernambuco, Espírito Santo e Santa Catarina. Isso também ocorreu por esses estoques já encerrarem a série ou nos limites ou acima deles. Em outros casos o aumento das capturas não geraria grandes problemas para o estoque, como por exemplo no Amapá, Piauí, Paraíba e Alagoas, pois esses estoques passaram por poucos ou nenhum momento de sobrepesca. Os cenários de estabilidade em geral mantiveram os estoques próximos das situações em que encerraram a série, porém isso ocorreu nos casos em que a situação em 2011 não estava muito próxima dos limites sustentáveis. As exceções foram observadas nos estados do Rio Grande do Norte, Pernambuco e Espírito Santo, onde mesmo estabilidade nas capturas os estoques seriam levados a situações bastante prejudiciais. Os cenários de diminuição também não gerariam situações deletérias, exceto no estado de Pernambuco, onde mesmo decaindo as capturas o estoque ainda ficaria sobrepescado pois já se encontrava numa situação prejudicial.

Para o sete-barbas, os cenários de aumento e estabilidade demonstraram comportamentos semelhantes, pois deixariam os estoques sujeitos a sobrepesca e sobrepescados em vários casos, como foi observado por exemplo nas regiões Nordeste e Sul, estados do Pará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Espírito Santo, Rio de Janeiro e Santa Catarina. Isso ocorreu porque esses estoques já estavam sujeitos a sobrepesca, então qualquer ultrapassagem acima dos limites sustentáveis levaria os estoques a situações de sobrepesca. Mesmo dentre os cenários de diminuição, alguns ainda colocariam os estoques sujeitos a sobrepesca. Isso ocorreria por conta da recuperação da biomassa, causada pela diminuição da exploração, mas não seria numa velocidade suficiente para o estoque se encontrar livre de sobrepesca em 2022. Para o sete-barbas, isso ocorreu principalmente na região Sul e estados do Rio Grande do Norte e Alagoas.

Os recursos camaroneiros ao redor do mundo estão sendo cada vez mais explorados principalmente quando se fala da família *Penaeidae*, essa que apresentou tendências de crescimento na última década, registrando novos picos máximos a cada ano (FAO 2014; 2018). Além disso, o Brasil após 2011, fez parte da estatística das pescarias do atlântico que demonstraram as maiores percentagens (cerca de 59%) de estoques pescados em níveis insustentáveis (FAO, 2018). Outros estudos regionais demonstram que os estoques de camarões no país estão próximos de limites de exploração, sobrepescados ou sujeitos a sobrepesca (LOPES et al., 2018; SILVA et al., 2019; MIAZAKI, 2021). Portanto é plausível presumir que a tendência das capturas após 2011 para a maior parte dos estoques de camarões tenha sido ou de estabilidade ou de aumentos módicos. Também é válido considerar os cenários de estudos que destacam o impacto das mudanças climáticas na produtividade pesqueira. Alguns demonstram que na região equatorial do Brasil é esperado um decaimento da precipitação e aumento de temperatura, o que poderia reduzir a produtividade. Portanto, essas situações somadas a fortes aumentos nas capturas podem vir a afetar toda a cadeia produtiva da pesca de camarões (MARENGO et al. 2012; MENDENHALL et al., 2020).

Considerações finais

Situações de sobrepesca bastante intensas e prolongadas foram observadas para os estoques considerados para as regiões Sudeste e Sul, principalmente para o camarão rosa. No Nordeste o sete-barbas se destacou por estar em situações de alta exploração no fim da série e nas demais regiões os estoques avaliados não demonstraram situações tão intensas de sobrepesca ao longo do tempo, embora tenham demonstrado em pequenos períodos. Dessa forma, algumas pescarias no Nordeste, Sudeste e Sul do país merecem mais atenção e as informações obtidas no presente trabalho podem ser de utilidade para compreender as situações passadas e os possíveis cenários pelos quais podem ter passado durante o hiato de informações da estatística pesqueira do Brasil. As estimativas de MSY podem servir como limites de exploração, auxiliando na adoção de medidas eficazes para gestão das pescarias caso seja necessário, contribuindo assim, para um uso sustentável desses recursos.

Referências

ABDALLAH, P. R. e SUMAILA, U. R. An historical account of Brazilian public policy on fisheries subsidies, **Marine Policy**, v. 31, n.4, p.444-450, 2007.

ANNA, Z. Indonesian shrimp resource accounting for sustainable stock management. **Biodiversitas**. v. 18, n. 1, p. 248-256, 2017.

ANTICAMARA, J.A.; WATSON, R.; GELCHU, A. e PAULY, D. Global fishing effort (1950–2010): Trends, gaps, and implications, **Fisheries Research**, v. 107, p.131-136, 2011.

ARAGÃO, J.A.N.; SILVA, K.C.A.; CINTRA, I.H.A. Pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental Amazônica: aspectos da dinâmica da população, avaliação do estoque e influência dos parâmetros ambientais. **Acta Fish. Aquat. Res**, v.3, p.77-90, 2015.

BARUA, S.; MAGNUSSON, A. e HUMAYUN, N, MD. Assessment of offshore shrimp stocks of Bangladesh based on commercial shrimp trawl logbook data. **Indian J. Fish.**, v. 65, n. 1, p. 1-6, 2018.

BEACHAM, T.D.; WALALCE, C.; MACCONNACHIE, C. JONSEN, K.; MCINTOSH, B, CANDY, J.R, DEVLIN, R.H.; WITHLER, R.E. Population and individual identification of coho salmon in British Columbia through parentage-based tagging and genetic stock identification: an alternative to coded-wire tags. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 74, n. 9, p.1391-1410, 2017.

BERKSON, J. E THORSON, J, T. The determination of data-poor catch limits in the United States: is there a better way?. **ICES Journal of Marine Science**. v. 72, p. 237-242, 2015.

BISSARO, F.G.; GOMES-JR, J.L.; DI BENEDITTO, A.P.M. Morphometric variation in the shape of the cephalothorax of shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* on the east coast of Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, p. 683-691, 2013.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller (Crustácea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005.

CAMPOS, B.R, DUMONT, L.F.C, D'INCAO, F.; BRANCO, J.O. Ovarian development and length at first maturity of the sea-bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) based on histological analysis. **Nauplius**. v.17, p.9-12, 2009.

CAPUTI, N.; CHANDRAPAVAN, A.; KANGAS, M.; DE LESTANG, S.; HART, A.; JOHNSTON, D. e PENN, J. Stock-recruitment-environment relationships of invertebrate resources in Western Australia and their link to pro-active management harvest strategies. **Marine Policy**. v. 133, 104728, 2021.

CARVALHO, A.S.S.; MARTINELLI, J.M.; NEVIS, A.B.; ISAAC, V. Populational biology of three penaeidae shrimps (decapoda) in the curuçá estuary on the Northern coast of Brazil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v.41, p.975-986, 2015.

CARVALHO-BATISTA, A.; TEROSSI, M.; FERNANDO, J.Z.; MANTELATTO, F.L.; COSTA, R.C. A multigene and morphological analysis expands the diversity of the seabod shrimp *Xiphopenaeus* Smith, 1869 (Decapoda: Penaeidae), with descriptions of two new species. **Nature Scientific Reports**, v. 9, 2019.

CARVALHO, C. Crescimento e mortalidade do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) em ambiente natural e em confinamento. 2013. 77p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CASTILHO, A.L.; BAUER, R.T.; FREIRE, A.M.F.; FRANSOZO, V.; COSTA, R.C.; GRABOWSKI, R.C.; FRANSOZO, A. Lifespan and reproductive dynamics of the commercially important sea bob shrimp *Xiphopenaeus Kroyeri* (Penaeoidea): Synthesis of a 5-year study. **Journal of crustacean biology**, v.35, n.1, p.30-40, 2015.

COLLOCA, F.; SCARCELLA, G. e LIBRALATO, S. Recent trends and impacts of fisheries exploitation on Mediterranean stocks and ecosystems. **Frontiers in Marine Science**. v. 4, 244, 2017.

COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; MELO, G. A. S.; FREIRE, F. A. M. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 3, p. 1-12, 2003.

DICK, E.J.; MACCALL, A. D. Depletion-Based Stock Reduction Analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. **Fisheries Research**. v. 110, p. 331-341, 2011.

DIE, D.L.; ALIÓ, J.; FERREIRA, L.; MARCANO, L.; SOOMAI, S. **Assessment of demersal stocks shared by Trinidad and Tobago and Venezuela**- FAO/FishCode Review. No. 3. Rome, FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2004. 28p.

D'INCAO, F. Estudo do Crescimento e da Mortalidade de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez Farfante, 1967, na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. 1983. 122p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.

D'INCAO, F.; FONSECA, D.B.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L. F. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil 1965-1999. **Atlântica**, v.24, p.103-116, 2002.

FAO. **The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges**. FAO, Rome, 2014. 243p.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture**- Meeting the sustainable development goals. Rome, 2018. 227 p.

FRANCISCO, A. K.; PINHEIRO, A. P.; SILVA, T. B.; GALETTI, P. M. Isolation and characterization of microsatellites in three overexploited penaeid shrimp species along the Brazilian coastline. **Conservation Genetics**, v.10, p.563-566, 2009.

FRANCO, A.C.N.V.; SCHWARZ JUNIOR, R.; PIERRI, N.; SANTOS, G.C. Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 35, n.4,

p.687-699, 2009.

FROESE, R.; DEMIREL, N.; CORO, G.; KLEISNER, K. M.; WINKER, H. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. **Fish and Fisheries**. v. 18, p. 506-526, 2017.

FROESE, R.; WINKER, H.; CORO, G.; DEMIREL, N.; TSIKLIRAS, A. C., DIMARCHOPOULOU, D.; SCARCELLA, G.; QUAAS, M. e MATZ-LUCK, N. Status and rebuilding of European fisheries. **Marine Policy**, v. 93, p. 159–170, 2018.

GUILLEN, J.; NATALE, F.; CARVALHO, N.; CASEY, J.; HOFHERR, J.; DRUON, J.N.; FIORE, G.; GIBIN, M.; ZANZI, A.; MARTINSOHN, J, T. Global seafood consumption footprint. **Ambio**, v.48, p.111-122, 2019.

GUSMÃO, J.; LAZOSKI, C.; SOLÉ-CAVA, A, M. Population genetic structure of Brazilian shrimp species (*Farfantepenaeus sp.*, *F. brasiliensis*, *P. paulensis* and *Litopenaeus schmitti*: Decapoda: Penaeidae). **Genetics and Molecular Biology**. v. 28, n. 1, p. 165-171, 2005.

GUSMÃO, J.; PIERGIORGE, R. M; TAVARES, C. The contribution of genetics in the study of the sea-bob shrimp populations from the Brazilian coast. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo. v. 39, p.323- 338, 2013.

IBAMA e MMA. **Estatística de Pesca 2008**. Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis, 2006. 174p.

ICES. **Report of the Workshop on the Development of Assessments based on LIFE history traits and Exploitation Characteristics (WKLIFE)**. International Council for the Exploration of the Sea (ICES). 13–17 February, Lisbon, Portugal, 2012. 140p.

KIMURA, D. E TAGART, J. Stock reduction analysis, another solution to the catch equations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 39, p. 1467-1472, 1982.

KROODSMA, D. A.; MAYORGA, J.; HOCHBERG, T.; MILLER, N. A.; BOERDER,

K.; FERRETTI, F.; WILSON, A.; BERGMAN, B.; WHITE, T. D.; BLOCK, B. A.; WOODS, P.; SULLIVAN, B.; COSTELLO, C.; WORM, B. Tracking the global footprint of fisheries. **Science**, v. 359, p. 904-908, 2018.

LEITE JR., N.; PETRERE JR., M. Growth and mortalities of the Pink-shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* PÉREZ-FARFANTE 1967 in Southeast Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.66, p.523-536, 2006.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, S.; GARCÍA-JUÁREZ, A. R.; VALENZUELA-QUIÑONEZ, W.; Interannual variation of growth of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and its relation to temperature, **Fisheries Research**, v. 61, p. 95-105, 2003.

LOPES, D.F.C.; SILVA, E.F.B.; PEIXOTO, S.R.M.; FRÉDOU, F.L. Population biology seabob-shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) captured on the south coast of Pernambuco state, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.62, n.4, p.331-340, 2014.

LOPES, P.F.M; PENNINO, M.G.; FREIRE, F. Climate change can reduce shrimp catches in equatorial Brazil. **Regional Environmental Change**. v. 18. p. 1-12, 2018.

LUVESUTO, E. Análise genética e morfométrica da estrutura populacional do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Decapoda, Crustacea) na costa do Rio Grande do Norte, Brasil: uma abordagem em fina escala. 2006. 75p. **Dissertação (Mestrado)**-Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

MARTELL, S.; FROESE, R. A simple method for estimating MSY from catch and Resilience. **Fish and Fisheries**, v. 14, p. 504-514, 2013.

MARENGO, J. A.; CHOU, S.C.; KAY, G.; ALVES, L.M.; PESQUERO, J.F.; SOARES, W.R.; SANTOS, D.C.; LYRA, A.A.; SUEIRO, G.; BETTS, R.; CHAGAS, D.J.; GOMES, J.L.; BUSTAMANTE, J.F e TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. **Clim Dyn**, v. 38, p. 1829–1848, 2012.

MARTINELLI-LEMONS, J. M.; NAHUM, V. J. I. e SCHNEIDER, H. Genetic variability among populations of *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda, Penaeidae) from the Northern and Northeastern coast of Brazil using DNA fingerprinting analysis. **International Journal of Science Commerce and Humanities**. v. 2, n. 3, 2014.

MATSUURA, Y. **Exploração pesqueira**. In: Ministério do Meio Ambiente (ed) Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento: subsídios ao planejamento da gestão ambiental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1995, p.42-48.

MENDENHALL, E.; HENDRIX, C.; NYMAN, E.; ROBERTS, P.M.; HOOPES, J. R.; WATSON, J. R.; LAM, V.W.Y.; SUMAILA, U.R. Climate change increases the risk of fisheries conflict, **Marine Policy**, v. 117, p.103954, 2020.

MIAZAKI, L.F.; HECKLER, G.S.; SANTOS, A.P.F.; CASTILHO, A.L.; PESPINELLI, R.A.; COSTA, R.C. Growth parameters, longevity, and mortality of the seabob shrimp *Xiphopenaeus spp.* (Decapoda: *Penaeidae*) in four important fishing regions of southeastern Brazil. **Fisheries Oceanography**. v. 30, p. 499–514, 2021.

NADARAYA, E. A. On nonparametric estimates of density functions and regression curves, **Theory Appl. Probability**, v. 10, p. 186-190, 1964.

PASCOAL, A.; BARROS-VELÁZQUEZ, J.; CEPEDA, A.; GALLARDO, J. M.; CALOMATA, P. Identification of shrimp species in raw and processed food products by means of a polymerase chain reaction–restriction fragment length polymorphism method targeted to cytochrome b mitochondrial sequences. **Electrophoresis**, v.29, p.3220–3228, 2008.

PAULY, D. A vision for marine fisheries in a global blue economy. **Marine Policy**. v. 87, p. 371-374, 2018.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; PITCHER, T.J.; SUMAILA, U.R.; WALTERS, C.J.; WATSON, R.; ZELLER, D. Towards sustainability in world Fisheries. **Nature**, v. 418, p. 689-695, 2002.

PAULY, D. e ZELLER, D. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. **Nature Communications**, v. 7, p.10244, 2016.

PAULY, D. e ZELLER, D. Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). **Marine Policy**, v. 77, p.176-181, 2017.

PELLA, J. J. e TOMLINSON, P. K. A generalised stock production model. **Bull-Inter-Am. Trop. Tuna Comm.** v. 13, p. 421-458, 1969.

PÉREZ-FARFANTE, I. **Species identification sheets for fishery purposes**. FAO, Roma, 1978, p. 2-21.

RESPONDEK, G.; GUNTHER, C; BEIER, U.; BLEEKER, K.; PEDERSEN, E. M.; SCHULZE, T.; TEMMING, A. Connectivity of local sub-stocks of *Crangon crangon* in the North Sea and the risk of local recruitment overfishing. **Journal of Sea Research**. v. 181, 102173, 2022.

RICKER, W.E. Changes in the average size and average age of Pacific salmon. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v.38, p.1636-1656, 1981.

ROSENBERRY, B. **World shrimp farming**. San Diego, California: Shrimp News International. 2001.

SANTOS, J.L. Pesca e Estrutura Populacional do Camarão-Branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) na região marinha e estuarina da Baixada Santista, São Paulo, Brasil. 2007. 121p. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto de Pesca, São Paulo.

SANTOS, M.C.F.; BRANCO, J.O.; BARBIERI, E. Biology and fishery of seabob shrimp in the northeastern states of Brazil, without a regulatory period of closure. **Boletim do Instituto de Pesca**. v.39, p.217-235, 2013.

SCHAEFER, M. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. **Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission**, v. 1, p. 27- 56, 1954.

SILVA, E. F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; SOARES, R.; FRÉDOU, F.L.; PEIXOTO, S. Population dynamics of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) on the southern coast of Pernambuco, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.99, n.1, p.81-92, 2019.

SOUSA, G. R.; CRUZ, T. A.; TOSTA, M. C. R. Análise da produção pesqueira industrial no município de Itajaí, Santa Catarina (Brasil) a partir dos anos 2000. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.8, n.2. p. 74-086, 2020.

SUDEPE-PDP. **Relatório da VII reunião do Grupo Permanente de estudos sobre camarões da região Sudeste/Sul**. Itajaí, 1987.19p.

SUDEPE. **Relatório da quarta reunião do grupo permanente de estudos (GPE) sobre camarões**. Santos, SP. 1983. 85p.

SUMAILA, U. R.; TAI, T. C.; LAM, V. W. Y.; CHEUNG, W. W. L.; BAILEY, M.; CISNEROS-MONTEMAYOR, A. M.; CHEN, O. L.; GULATI, S. S. Benefits of the Paris Agreement to ocean life, economies, and people. **Science Advances**. v. 5, eaau3855, 2019.

SUMAILA, U. R. e TAI, T. C. End Overfishing and Increase the Resilience of the Ocean to Climate Change. **Frontiers in Marine Science**. v. 7, 523, 2020.

TAVARES, C. E MARTIN, J.W. Suborder Dendrobranchiata Spence Bate, 1881. **Crustacea**, v. 9: p. 99-164, 2010.

TEODORO, S.S.A.; TEROSSI, M.; COSTA, R.C.; MANTELATTO, F.L. Genetic homogeneity in the commercial pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* revealed by COI barcoding gene. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.166, p. 124-130, 2015.

TSIKLIRAS, A. C.; DINOULI, A.; TSIROS, V. Z. e TSALKOU, E. The Mediterranean

and black sea fisheries at risk from overexploitation. **PLoS One**. v. 10, 121188, 2015.

TSUJI, T. C.; SANTOS, C. A.; As Políticas de desenvolvimento da pesca no Brasil (décadas de 1960 - 1980) e seus efeitos sobre os modos de vida das comunidades de pescadores artesanais. **Braz. J. of Develop**. v. 6, n. 10, p. 83350-83363, 2020.

VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L.F.; REBELO NETO, J.E.; RAHN, E. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.13, n.1, p.143-157, .1991

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A. C.; SALLES, R.R. **Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira**. In: Costa AL (ed) Nas redes da Pesca Artesanal. Brasília, PNUD/ IBAMA, 2007. 83p.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A.C.; KALIKOSKI, D.C. Coastal fisheries of Brazil. In: Salas S, Chuenpagdee R, Charles A, Seijo JC (eds) Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. Rome, **FAO Fish Aquac Tech Paper**, v.544, p.73-116, 2011.

WATSON, G. S. Smooth regression analysis, **Sankhya**, v. 26, p. 175-184, 1964.

WILSON, E.O. **Sociobiology**: the new synthesis. Museum of Comparative Zoology. Harvard University. Cambridge, 1975. 697p.

WORLD BANK. **The Sunken Billions**: The Economic Justification for Fisheries Reform. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington, DC. 2009.

ZENGER JR, H. H. e AGNES, J. L. Distribuição do camarão-rosa *Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis* ao longo da costa sudeste e sul do Brasil. IBAMA. Brasília, Brasil, **Ser. Doc. Tec**, v. 21, p. 105, 1977.

4- Artigo científico III:

ESTIMATIVAS DE RENDIMENTOS POR RECRUTA PARA AS PESCARIAS DE CAMARÕES PENEÍDEOS NO BRASIL**Resumo:**

Os padrões de exploração podem ser empregados de diversas formas para as mais diferentes pescarias. Isso influencia diretamente nos rendimentos que são gerados para cada recurso. Tais informações são de suma importância para auxiliar na manutenção da atividade. No presente trabalho foram utilizadas informações de parâmetros de história de vida, como crescimento, maturação, mortalidade e seletividade acerca dos camarões rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis*, *F. paulensis*), branco (*L. schmitti*) e sete-barbas (*X. kroyeri*) para os estados costeiros das regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil a partir de literatura já publicada. Esses foram aplicados no modelo de rendimento por recruta no intuito de identificar as combinações de comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca que maximizam esse rendimento. De forma abrangente para todas as regiões, os maiores rendimentos (5-9 g/recruta) para a categoria de rosa, estiveram associados a comprimentos de primeira captura por volta de 8 e 16 cm quando associados a mortalidades por pesca acima de 2 ano⁻¹. Para o camarão branco, os maiores rendimentos (9-12 g/recruta) foram associados a comprimentos entre 6-14 cm e mortalidades acima de 2 ano⁻¹. Os maiores rendimentos para o sete-barbas (1.8-6 g/recruta) estiveram associados com comprimentos entre de 6 e 11 cm e mortalidades maiores que 1,5 ano⁻¹. De acordo com as combinações disponíveis, para alguns anos foi possível observar situações de sobrepesca, como no caso da categoria de rosa e para o sete-barbas na região Sudeste, onde indivíduos foram pescados precocemente e abaixo do comprimento de primeira maturação. Para as regiões Norte e Nordeste esses recursos se mostraram em níveis máximos de exploração sem demonstrar situações claras de sobrepesca, enquanto que para a região Sul, houve poucas estimativas de comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca disponíveis. Essas informações podem ser de utilidade para auxiliar a adoção de medidas eficazes na gestão das pescarias de camarões no país, contribuindo assim para um uso sustentável desses recursos.

Palavras-chave: Pesca de camarões, Avaliação de estoques, Rendimento Máximo Sustentável.

YIELD PER RECRUIT ESTIMATES FOR THE PENAEIDAE SHRIMPS IN BRAZIL

Abstract:

The way of exploitation patterns modifies the yields generated by a fishery can be important information to keep the activity sustainability. In the present study, life history parameters, such as growth, maturation, mortality and selectivity of pink (*F. subtilis*, *F. brasiliensis*, *F. paulensis*), white (*L. schmitti*) and sea-bob (*X. kroyeri*) for the North, Northeast, Southeast and South regions of Brazil were collected from literature already published. These were applied to the yield per recruit model in order to identify the combinations of first catch length and fishing mortality that maximize this yield. Comprehensively for all regions, the highest yields (5-9 g / recruit) for pink category were associated with first catch lengths of 8 and 16 cm and fishing mortality over 2 years⁻¹. For white shrimp, the highest yields (9-12 g/recruit) were associated with lengths between 6-14 cm and mortalities above 2 years⁻¹. The highest yields for the sea-bob (1.8-6 g/recruit) were associated with lengths between 6 and 11 cm and mortality rates greater than 1.5 years⁻¹. According to the available combinations, in some years it was possible to observe situations of overfishing, as in the case of pink category and sea-bob in the Southeast, where individuals were caught early and below the length of first maturation. For the North and Northeast regions, these resources had maximum levels of exploitation without showing clear situations of overfishing, while for the South region, there were few estimates available of first catch length and fishing mortality. This information can be useful to assist in the adoption of effective measures in the management of these fisheries, thus contributing to the sustainable use of these resources.

Keywords: Shrimp fishing, Stock assessment, Maximum sustainable yield.

Introdução

Camarões peneídeos estão entre os recursos pesqueiros de grande importância e valor econômico (ROSENBERRY, 2001; TAVARES e MARTIN, 2010; NOAA/NMFS, 2019). A maior parte das espécies exploradas atualmente habitam águas costeiras rasas e são dependentes de ambientes estuarinos e de manguezais, esses que atuam como áreas de berçários para desenvolvimento dos indivíduos juvenis que irão posteriormente retornar para próximo dos adultos (DAHLGREN et al. 2006; WHITFIELD, 2017; PICKENS et al., 2021). O ciclo de vida e as interações com o ambiente em que habitam dão aos camarões características biológicas únicas de crescimento, maturidade sexual e longevidade (BAUER, 2002; PAVANELLI et al., 2010; PESGINELLI, et al., 2017).

Em geral, o crescimento desses indivíduos é acelerado e o ciclo de vida bastante curto. Dessa forma, possuem capacidade atingir rapidamente os tamanhos comerciais nos quais são capturados, proporcionando rápida renovação do recurso e alta rentabilidade para as pescarias, tendo em conta que o valor por quilo aumenta com o peso individual dos camarões pescados (CASTILHO et al., 2007; GILLET, 2008). Isso é evidenciado pelas estatísticas mundiais nas quais os recursos camaroneiros geraram aproximadamente US\$ 8800 por tonelada no ano de 2016 (FAO, 2018). No Norte do Golfo do México e Sul dos Estados Unidos por exemplo, as capturas comerciais podem gerar quantias de 585 milhões de dólares anualmente (NMFS, 2017).

Apesar da relevância econômica e rápido crescimento, os camarões, assim como os demais recursos pesqueiros, não são infinitos e podem sofrer por conta dos altos níveis de pressão pesqueira empregados, aumento da demanda e falta de medidas de manejo adequadas (WATSON et al., 2013; GALLAWAY et al., 2017). Além disso, capturas precoces de indivíduos em pequenos tamanhos e abaixo do comprimento de primeira maturação se somam para agravar o cenário (SANTOS, 2002). Esse esforço demasiado pode ocasionar em diminuição das populações e nos rendimentos gerados, gerando cenários de sobrepesca que comprometem a sustentabilidade da atividade (PAULY et al., 2002; TEMMING e HUFNAGL, 2015).

A busca pelo uso sustentável dos recursos tem aumentado nas últimas décadas, principalmente após as nações do mundo terem acordado manter seus estoques de forma que pudessem produzir o Rendimento Máximo Sustentável (RMS) (UNCLOS, 1982). Entretanto, para se obter essas estimativas geralmente necessitam-se de informações

sobre captura, esforço, entre outras variáveis que muitas vezes não estão disponíveis tanto acerca das pescarias de camarões quanto para as demais pescarias (MARTELL e FROESE, 2013; BERKSON e THORSON, 2015). Essa ausência de informações pode ser causada por diversos fatores, como baixo valor comercial, pequenas populações restritas geograficamente, ou por conta de instabilidades políticas (PAULY e ZELLER, 2003). Então, simples parâmetros de crescimento, seletividade e mortalidade podem servir não apenas como informações ecológicas, mas também como dados de entrada em modelos de avaliação de estoques mais simples, que permitem compreender como os padrões de exploração empregados influenciam no rendimento das pescarias (GRIBBLE e DREDGE, 1994; SANTOS, 1997; TEMMING e HUFNAGL, 2015; WARAHMA et al., 2021).

Parâmetros de história de vida podem ser utilizados para gerar informações simples e úteis como rendimentos por recruta (*Yield Per Recruit*-Y/R). A análise de rendimento por recruta é comumente utilizada para determinar a melhor combinação entre idade de primeira captura e mortalidade por pesca, ou determinar a idade de primeira captura que maximiza o rendimento por recruta para uma determinada mortalidade por pesca e vice-versa (BEVERTON e HOLT, 1957; RICKER, 1975; PIKITCH, 1987). Esses modelos utilizam de diversos parâmetros como comprimento assintótico, mortalidade natural, idade de primeira captura entre outros, embora desenvolvimentos mais recentes também possam incorporar informações acerca da seletividade do aparelho e preços dos indivíduos comercializados (MURAWSKI, 1984; PIKITCH, 1987; GRIBBLE e DREDGE, 1994).

No Brasil, diversas espécies são pescadas, como por exemplo o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), que atinge pequenos tamanhos e se distribui desde a Virginia (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil). É bastante capturado no Nordeste do Brasil. (DURA 1985, HOLTHUIS, 1980; SILVA et al., 2013). O camarão branco (*Litopenaeus=Penaeus schmitti*), que pode atingir maiores tamanhos e possui valor comercial um pouco mais elevado, distribui-se de Cuba ao Rio Grande do Sul (COSTA et al., 2003) e é capturado geralmente em conjunto com o sete-barbas (*X. kroyeri*) (PÉREZ-FARFANTE e KENSLEY, 1997; SANTOS et al., 2008). A categoria de camarão rosa, que é alvo de diversas pescarias industriais por sua alta capacidade de geração de receita, é representada pelo *Farfantepenaeus=Penaeus subtilis*, que se distribui desde o Caribe até Cabo Frio (Brasil) (PÉREZ-FARFANTE, 1978), sendo bastante capturada pelas pescarias industriais da região Norte do Brasil (ARAGÃO et al., 2005; ARAGÃO et al., 2015). O *Farfantepenaeus=Penaeus brasiliensis*, se distribui da Carolina do Norte (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil) e está bastante presente no

Sudeste do Brasil, próximo a Cabo Frio e Santos (D'INCAO, 1995; LEITE Jr. e PETRERE JR., 2006). Por fim, o *Farfantepenaeus=Penaeus paulensis*, possui uma distribuição mais restrita, da Bahia (Brasil) até a Argentina (ZENGER Jr. e AGNES, 1977) e é frequentemente capturado nas pescarias de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Brasil) (LEITE Jr. e PETRERE Jr., 2006).

No Brasil, diversos estudos demonstraram que nas últimas décadas houve um crescimento acelerado das pescarias com aumento do esforço empregado sobre os recursos camaroneiros. Conseqüentemente esse aumento da pressão pesqueira gerou situações de sobrepesca principalmente para as espécies do camarão rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) na região Norte, Sudeste e Sul (IBAMA e MMA, 2008; FRANCISCO et al., 2009; ARAGÃO et al., 2015) e do sete-barbas (*X. kroyeri*) nas regiões Sudeste e Sul, onde o recrutamento desses indivíduos foi prejudicado por conta da intensa pesca artesanal sobre indivíduos juvenis em ambientes estuarinos (D'INCAO, 1983; MATSUURA, 1995; D'INCAO et al., 2002; VASCONCELLOS et al., 2007, VASCONCELLOS et al., 2011).

Apesar da importância desses recursos para o país, poucas medidas de gestão são utilizadas, geralmente baseadas apenas no período de defeso (SUDEPE, 1983; VALENTINI et al., 1991). Além disso, se observa uma baixa disponibilidade de estudos acerca dos comprimentos ótimos para pesca de camarões no Brasil e níveis de esforço de pesca adequados. Portanto, foram levantadas informações para todo os estados costeiros do país acerca de estimativas de parâmetros de dinâmica populacional e seletividade para os camarões rosa, branco e sete-barbas. Essas informações foram aplicadas no modelo de Rendimento por Recruta (*Yield per Recruit - Y/R*) na sua versão mais clássica, proposta por BEVERTON e HOLT (1957), essa que permite gerar estimativas de rendimentos por recruta a partir de simples parâmetros populacionais de grande disponibilidade. Isso foi feito no intuito de gerar as melhores combinações entre comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca que maximizam o rendimento por recruta para as pescarias de camarões no país. Por fim, as informações geradas tiveram o intuito de auxiliar a tomada de decisões quanto a gestão desses recursos.

Material e métodos

Dados

Parâmetros de crescimento, maturação, mortalidade e de seletividade foram levantados de publicações científicas. A disponibilidade dessas informações variou para cada região. Dentre as espécies que compõem a categoria do camarão rosa, os dados

estiveram disponíveis nas regiões Norte e Nordeste para o *F. subtilis*, apenas no Sudeste para o *F. brasiliensis* e no Sudeste e Sul para o *F. paulensis*. As informações para o camarão branco (*L. schmitti*) estiveram presentes nas publicações das regiões Norte Nordeste e Sudeste. Já para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), foi possível levantar informações desde a região Norte até o Sul do Brasil.

Dentre os parâmetros, retirou-se a assíntota do modelo de crescimento de von Bertalanffy (L_{∞}), o coeficiente de crescimento do modelo de von Bertalanffy (k), comprimento de primeira captura (L_c), que corresponde ao comprimento para o qual há uma probabilidade de 0,5 de retenção no aparelho de pesca se houver contato com o mesmo, comprimento de recrutamento para a pesca (L_r), que corresponde ao comprimento aproximado em que cerca de 50% dos exemplares se encontram disponíveis nas áreas e momentos de atuação da frota de pesca, mortalidade por pesca (F), que é um coeficiente que permite estimar a fração da abundância que é capturada pela pesca, mortalidade natural (M), que é um coeficiente que permite estimar a fração da abundância que é perdida por causas naturais como predação, morte por velhice, doenças e inanição, e o comprimento de primeira maturação (L_{50}), representando o comprimento em que cerca de 50% dos exemplares estariam aptos a reproduzir.

Estudos específicos que reportaram estimativas para macho e fêmea referente a algum parâmetro foram padronizados em forma de médias para ambos os sexos. Foi realizada uma padronização com base no Comprimento Total (CT) através da relação biométrica $CC = a + b \cdot CT$. Na qual o “CC” é o Comprimento da Carapaça, o “a” é o intercepto no eixo das ordenadas, o “b” é o coeficiente angular da reta e o “CT” representa o Comprimento Total do indivíduo. As relações biométricas foram baseadas nas propostas por LOPES et al. (2014) para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), SILVA et al. (2019) para o camarão branco (*L. schmitti*), SILVA et al. (2016) para a espécie de rosa (*F. subtilis*) e LEITE e PETRERE (2006) para as demais (*F. brasiliensis* e *F. paulensis*).

A partir das informações de comprimento assintótico (L_{∞}), foram realizadas estimativas de peso assintótico (W_{∞}), através da relação biométrica entre peso e comprimento $P = a \cdot CT^b$, na qual o “P” representa o peso do indivíduo, o “a” é o intercepto no eixo das ordenadas, o “CT” representa o Comprimento Total do indivíduo e o “b” é o coeficiente angular da reta. As relações utilizadas foram as propostas por CARVALHO (2015) para o sete-barbas (*X. kroyeri*), branco (*L. schmitti*) e a espécie de rosa (*F. subtilis*) e D'INCAO e CALAZANS (1978) para as demais espécies de rosa (*F. brasiliensis* e *F. paulensis*).

Para incorporação no modelo, as estimativas de comprimento de recrutamento (L_r) e comprimento de primeira captura (L_c) foram convertidas em idades relativas de recrutamento (T_r) e de primeira captura (T_c), através da equação inversa do modelo de crescimento de von Bertalanffy. Foi feita também, adoção da convenção $t_0 = 0$, para evitar estimativas irreais de idade para camarões e dar praticidade às análises (LEITE e PETRERE, 2006; LOPES et al., 2014; SILVA et al., 2016).

Não foram encontradas informações suficientes dos camarões rosa (*F. brasiliensis*) e branco (*L. schmitti*) para região Sul, então o modelo não foi aplicado nesses casos. As informações de mortalidade por pesca (F) e mortalidade natural (M) para os camarões branco (*L. schmitti*) e sete-barbas (*X. kroyeri*) não foram encontradas para a região Norte, então foram utilizadas médias baseadas nas informações dos demais estados. Para o sete-barbas (*X. kroyeri*) da região Sul, não foram encontradas informações de comprimento de primeira captura (L_c), comprimento de recrutamento (L_r), mortalidade natural (M) e mortalidade por pesca (F), também sendo incorporadas médias gerais desses parâmetros.

Análises exploratórias

Após o levantamento e concatenação dos dados, foram realizadas análises estatísticas exploratórias (e.g. tabelas) com a finalidade de compreender a composição dos dados e descrever variações espaciais e temporais das estimativas de parâmetros populacionais disponíveis.

Rendimento por recruta (Yield per Recruit - Y/R)

A partir das estimativas médias dos parâmetros populacionais para cada espécie, foi feita a incorporação no modelo de rendimento por recruta (*Yield per Recruit - Y/R*) na sua versão mais clássica (BEVERTON e HOLT, 1957). Foram realizadas simulações para diferentes estimativas de mortalidade por pesca (F) e de idade de primeira captura (T_c), no intuito de identificar pontos de máximos rendimentos por recruta a partir das combinações desses parâmetros. A análise foi aplicada para as regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil e as informações disponíveis de mortalidade por pesca (F) e tamanho de primeira captura (L_c) praticadas em cada região foram posicionadas em forma de médias, em casos de mais de uma estimativa ou em valores únicos, em casos de uma única informação. Com isso, foi possível obter uma aproximação dos rendimentos gerados pelas pescarias em momentos distintos.

Os coeficientes de mortalidade por pesca utilizados nas simulações foram restringidos para próximo dos valores comumente observados nos estudos. Isso foi feito

no intuito de determinar limites plausíveis de exploração por pesca e evitar simulações com coeficientes muito acima da realidade. Em relação as mortalidades para a categoria de rosa, para o *F. subtilis* nas regiões Norte e Nordeste, foram restritos até 2.5 e 3.5 ano⁻¹. Já para o *F. brasiliensis* na região Sudeste se restringiu até 7 ano⁻¹. As mortalidades para o *F. paulensis* no Sudeste e Sul foram restritas até 8 e 7 ano⁻¹. Para o camarão branco (*L. schmitti*) nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste foram restritas até 4, 3 e 5 ano⁻¹ respectivamente. Por fim, as mortalidades para o sete-barbas (*X. kroyeri*) para as regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul foram restritas até 5, 7, 4 e 5 ano⁻¹ respectivamente. Os intervalos para o comprimento de primeira captura utilizados nas simulações variaram entre 1-18 cm para a categoria de rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*), 1-14 cm para o branco (*L. schmitti*) e entre 1-12 cm para o (*X. kroyeri*).

Como o modelo é voltado casos limitados de dados, existem pressuposições de que o recrutamento do estoque é constante ao longo do tempo, a mortalidade natural e por pesca são constantes desde que se inicia a fase explorada e o recrutamento e a seletividade ocorrem em “fio de navalha” (SPARRE e VENEMA, 1998).

$$\frac{Y}{R} = F \times e^{-M \times (T_c - T_r)} \times W_{\infty} \times \left[\frac{1}{Z} - \frac{3H}{Z+k} + \frac{3H^2}{Z+2k} - \frac{H^3}{Z+3k} \right]$$

$$H = e^{-k(T_c - T_0)}$$

O “Y/R” representa o rendimento por recruta, o “F” é a mortalidade por pesca, “M” representa a mortalidade natural, “T_c” é a idade de primeira captura, “T_r” é a idade de recrutamento, “W_∞” é o peso assintótico, “Z” representa a mortalidade total calculada através da equação Z= F+M, “k” representa a constante de crescimento do modelo de von Bertalanffy e “t₀” é o intercepto do modelo de crescimento de von Bertalanffy no eixo das abcissas que corresponde à idade.

Resultados

Parâmetros populacionais

Após extrair e padronizar os parâmetros, concatenou-se um total de 219 informações (**Tabela 1**). Dentre elas, 36 foram pertencentes a espécie de camarão rosa (*F. subtilis*). Essas se distribuíram de forma igualitária entre a região Norte e Nordeste. A maior quantidade de parâmetros foi acerca do L₅₀ que apresentou 13 informações. Dessas, 7 foram da região Norte e 6 do Nordeste, com médias de 10.7 e 8.9 mm respectivamente. Em relação ao L_∞, 5 informações foram obtidas, sendo 3 pertencentes ao Norte, gerando uma média de 18.5 mm e 2 ao Nordeste, com média de 19.5 mm. O k, também esteve presente nas mesmas quantidades, gerando uma média de 1.15 ano⁻¹ para o Norte e 1.74

ano⁻¹ para o Nordeste. As 2 informações de Lr para região Norte geraram uma média de 10.7 mm, enquanto no Nordeste só foi observada uma informação de 9 mm. Para o Lc, as quantidades foram semelhantes entre as regiões, com média de 9.58 mm para o Norte e uma informação de 8.8 mm para o Nordeste.

Para a espécie de rosa (*F. brasiliensis*) foram extraídas 17 informações pertencentes apenas à região Sudeste. O L_∞, k e L₅₀ apresentaram 3 informações cada, as médias foram de 21.2 mm, 1.51 ano⁻¹ e 13.3 mm respectivamente. As demais informações de Lr e Lc foram mais escassas, apresentando apenas 2 informações para cada uma, gerando médias de 6.9 mm, 6.5 mm respectivamente.

Foram extraídos 28 parâmetros para a espécie de rosa (*F. paulensis*). Esses se apresentaram de forma equilibrada entre as regiões Sudeste e Sul. O L_∞ foi o mais presente, apresentando 8 informações, sendo 4 pertencentes a região Sudeste, com média de 20 mm e 4 para o Sul, com média de 18.4 mm. Para o k, 3 informações foram presentes no Sudeste e 2 para o Sul, gerando médias de 1.8 ano⁻¹ e 0.78 ano⁻¹ respectivamente. Acerca do Lr, 2 informações estiveram presentes para o Sudeste e 3 para o Sul, com médias de 6.4 ano⁻¹ e 7.5 ano⁻¹ respectivamente. Duas informações de Lc foram observadas para o Sudeste, com média de 6.7 mm e apenas uma para o Sul, de 8.8 mm. Ao contrário das outras espécies, apenas 3 informações de L₅₀ estiveram disponíveis, sendo 2 para o Sudeste, com média de 13.9 mm e uma para o Sul, de 15.8 mm.

Para o camarão branco (*L. schmitti*) foram extraídos 51 parâmetros e a maior parte pertenceu à região Nordeste. Grande quantidade foi observada acerca do L₅₀, 16 deles foram extraídos. Dentre esses, 10 foram pertencentes à região Nordeste, 3 ao Sudeste, 2 ao Norte e apenas 1 informação esteve disponível para a região Sul, gerando médias de 9.7, 11.9, 12.7 e 7.7 mm respectivamente. Foram extraídas 12 informações de L_∞ e de k. Para ambos, 7 pertenceram a região Nordeste, 4 ao Sudeste e 1 ao Norte. Em relação as médias, para o L_∞ foram de 15.3, 18.7 mm para o Nordeste e Sudeste e uma informação de 12.2 mm para o Norte. Já para o k, as médias foram de 1.4, 1.9 e 1.3 ano⁻¹ respectivamente. Para o Lc, 4 informações foram extraídas, sendo 2 para o Nordeste com média de 9.2 mm e das outras duas, uma para o Sudeste, igual a 11 mm e uma para o Norte de 6.5 mm. O Lr apresentou 3 informações, sendo uma para cada região (Norte, Nordeste e Sudeste) iguais a 9, 7.2 e 6.8 mm.

A maior quantidade de informações disponíveis na literatura foi observada para a espécie do camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), totalizando 87 parâmetros. Desses, o maior número foi referente as regiões Nordeste e Sudeste, porém também se observou algumas informações disponíveis para as demais regiões. Das 24 informações de L₅₀, 11 foram

pertencentes a região Nordeste, 9 ao Sudeste, 2 ao Sul e 2 ao Norte. Essas apresentaram médias de 6.7, 7.2, 7.4 e 7.5 mm respectivamente. Para o L_{∞} , as 22 informações extraídas foram mais comuns na região Sul, somando 8 informações com média de 10.8 mm. Enquanto que para o Sudeste, 7 parâmetros foram coletados, apresentando média de 12.4 mm. Para o Nordeste, 6 parâmetros que geraram uma média de 14.5 mm e para o Norte apenas 1, igual a 12 mm. Em relação ao k , a quantidade foi semelhante, com 21 informações. Dessas, 7 foram da região Sudeste, 7 do Sul, 6 para a região Nordeste, 1 para o Norte. As médias por sua vez foram iguais a 1.6, 1.2, 1.7 e 1.2 ano⁻¹ respectivamente. Foram extraídas 7 informações de L_r , sendo 4 para o Nordeste, gerando uma média de 5.3 mm, 2 para o Sudeste, com média de 7.2 mm, 1 para o Norte de 12 mm e nenhuma informação para o Sul. Das 6 informações de L_c extraídas, 3 foram para o Sudeste, gerando uma média de 7.2 mm, 2 para o Nordeste, com média de 8 mm e 1 para o Norte, igual a 6 mm, não sendo possível encontrar parâmetros de L_c na região Sul.

Tabela 1. Parâmetros de crescimento, maturação, mortalidade e de seletividade extraídos e padronizados para os camarões sete-barbas (*X. kroyeri*), branco (*L. schmitti*) e rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) para as regiões Norte, Nordeste e Sudeste e Sul do Brasil. Representando o comprimento assintótico (L_{∞}), tamanho de primeira maturação (L_{50}), tamanho de recrutamento (L_r) e tamanho de primeira captura (L_c) em milímetros (mm) e baseados no comprimento de carapaça (CC). Também são representadas de forma anualizada a constante de crescimento (k ano⁻¹), mortalidade por pesca (F ano⁻¹) e a mortalidade natural (M ano⁻¹).

Region	Specie	L_{∞}	k	L_{50}	L_r	L_c	F	M	Author
N	<i>F.subtilis</i>	33.4	1.1	22	28	13			Carvalho et al., 2015
NE	<i>F.subtilis</i>	45.6	1.28		18	20	3.1	2.15	Silva et al., 2016
N	<i>F.subtilis</i>	43.2	1.1	25.6			2.36	2	Isaac et al., 1992
N	<i>F.subtilis</i>	47.96	1.27	28.5	19.8	23.8	2.3	2.82	Aragão, 2012
NE	<i>F.subtilis</i>	37.86	2.2	15.47					Santos et al., 2020
N	<i>F.subtilis</i>			19.8				2.16	Aragão et al., 2005
N	<i>F.subtilis</i>			16.6					Perez-Farfante, 1969
NE	<i>F.subtilis</i>			22.8					Porto e Santos, 1996
NE	<i>F.subtilis</i>			25.4					Silva et al., 2016
N	<i>F.subtilis</i>			22					Martinelli, 2005
N	<i>F.subtilis</i>			29.1					Cintra et al., 2004
NE	<i>F.subtilis</i>			16					Santos e Freitas, 2002
NE	<i>F.subtilis</i>			23.7					Coelho e Santos, 1993
NE	<i>F.subtilis</i>			15.5					Santos, 2000
SE	<i>F.paulensis</i>	47.8	1.96	27.5	13.5				Lopes, 2012
SE	<i>F.brasiliensis</i>	52.5	1.6	26	12.3				Lopes, 2012
S	<i>F.paulensis</i>	28	0.2	16.5					Branco e Verani, 1998
SE	<i>F.brasiliensis</i>	56.2	1.24			18.2	4.7	1.8	Leite e Petreire, 2006

SE	<i>F.paulensis</i>	50	1.34			19.8	6.8	1.9	Leite e Petrere, 2006
S	<i>F.paulensis</i>	55							Haimovici e Mendonça, 1996
SE	<i>F.brasiliensis</i>	50.35	1.7						Salvati, 2017
SE	<i>F.paulensis</i>	48.6	2.1						Salvati, 2017
SE	<i>F.brasiliensis</i>						7.1	2.2	Villela et al., 1997
S	<i>F.paulensis</i>	43.5			16.5				D'Incao, 1984
S	<i>F.paulensis</i>						5.8	1.44	D'Incao, 1983
SE	<i>F.paulensis</i>	38							Melo, 1973
S	<i>F.paulensis</i>	31.6							D'Incao e Calazans, 1978
SE	<i>F.paulensis</i>					11.1			Fernandes, 2012
SE	<i>F.brasiliensis</i>					12			Fernandes, 2012
S	<i>F.paulensis</i>		1.36						Peixoto et al., 2005
S	<i>F.paulensis</i>					19.3			Rezende et al., 2015
SE	<i>F.brasiliensis</i>			30.4	20.8				Costa et al., 2008
SE	<i>F.paulensis</i>			31.6	17.9				Costa et al., 2008
S	<i>F.paulensis</i>				15				D'Incao, 1991
S	<i>F.brasiliensis</i>			30.4					D'Incao, 1995
S	<i>F.paulensis</i>			31.6					D'Incao, 1995
SE	<i>L.schmitti</i>			15.8					Santos et al., 2008
NE	<i>L.schmitti</i>			22					Craveiro et al., 2019
NE	<i>L.schmitti</i>	47	1.1				2.15	1.6	Silva et al., 2019
NE	<i>L.schmitti</i>			28.4					Peixoto et al., 2018
N	<i>L.schmitti</i>	35.4	1.3	27	31	13			Carvalho, 2015
NE	<i>L.schmitti</i>			17.3					Santos e Freitas, 2002
N	<i>L.schmitti</i>			26.4					Martinelli, 2005
NE	<i>L.schmitti</i>			17.7					Santos et al., 2004
NE	<i>L.schmitti</i>					17			Santos e Freitas, 2004
NE	<i>L.schmitti</i>				16	20			Santos et al., 2004
NE	<i>L.schmitti</i>	35.63	2.21	18.89					Santos et al., 2020
NE	<i>L.schmitti</i>	44.7	1.36						Santos et al., 2006
NE	<i>L.schmitti</i>	43.8	1.43	17.3					Santos et al., 2006
NE	<i>L.schmitti</i>	45.8	1.36						Santos et al., 2006
NE	<i>L.schmitti</i>	46.3	1.52						Santos, 2002
NE	<i>L.schmitti</i>	48.8	1.5	17.3					Coelho e Santos, 1993
SE	<i>L.schmitti</i>	48	2						Miazaki et al., 2018
SE	<i>L.schmitti</i>			15.8					Santos, 2007
NE	<i>L.schmitti</i>			17.7					Santos et al., 2004
SE	<i>L.schmitti</i>	44.1	2.15		15	22			Lopes, 2012
NE	<i>L.schmitti</i>			20.3					Coelho e Santos, 1993
S	<i>L.schmitti</i>			15.52					Machado et al., 2009
SE	<i>L.schmitti</i>	40.3	2.2	25.7					Barioto, 2017
SE	<i>L.schmitti</i>	66.3	1.62				4.09	1.92	Carvalho, 2013
N	<i>X.kroyeri</i>	26	1.2	16	26	13			Carvalho, 2015
SE	<i>X.kroyeri</i>	25.2	0.64				3.7	0.6	Fernandes et al., 2014
NE	<i>X.kroyeri</i>	29.76	2.5	12.25					Silva et al., 2019
SE	<i>X.kroyeri</i>	28.59	2.55	15.65		17.25			Santos et al., 1969
NE	<i>X.kroyeri</i>						2.9	3.38	Santos, 1997
SE	<i>X.kroyeri</i>			18.2	11.7	11.64		0.6	Graça-Lopes et al., 2007
S	<i>X.kroyeri</i>	29.5	2.85						Grabowski et al., 2014
SE	<i>X.kroyeri</i>	28.4	2.73	17.7					Heckler et al., 2013
S	<i>X.kroyeri</i>	29.5	2.83						Campos et al., 2011
NE	<i>X.kroyeri</i>	26.3	1.75	18.6		17.5	6.8	1.98	Lopes et al., 2014
S	<i>X.kroyeri</i>	14.2	0.57						Branco et al., 1994
SE	<i>X.kroyeri</i>	15.3	0.35	15.65		16.8			Santos, 2014

S	<i>X.kroyeri</i>	13.5	0.58			Amado, 1978	
S	<i>X.kroyeri</i>	16	0.22			Nascimento e Poli, 1986	
SE	<i>X.kroyeri</i>			13		Sahm, 2011	
SE	<i>X.kroyeri</i>			13		Almeida et al., 2012	
N	<i>X.kroyeri</i>			16		Martinelli, 2005	
SE	<i>X.kroyeri</i>			12.6		Eutrópio et al., 2013	
NE	<i>X.kroyeri</i>	35.4	2.7	12.55		Guimarães, 2009	
S	<i>X.kroyeri</i>	28.3	0.28	16.8		Branco, 2005	
S	<i>X.kroyeri</i>	24.9		15.5		Branco et al., 1999	
SE	<i>X.kroyeri</i>	32.3	2.7	15.1		Castilho et al., 2015	
NE	<i>X.kroyeri</i>			14.5	11	17.5	Santos e Silva, 2008
NE	<i>X.kroyeri</i>	33.8	1.16		13		Santos, 1997
NE	<i>X.kroyeri</i>			14.2			Santos e Freitas, 2006
S	<i>X.kroyeri</i>	31.7	1.16				Rodrigues et al, 2015
NE	<i>X.kroyeri</i>				13		Oliveira et al., 1990
SE	<i>X.kroyeri</i>	28.2	1.79	17			Fernandes et al., 2011
NE	<i>X.kroyeri</i>			19.8			Coelho e Santos, 1993
NE	<i>X.kroyeri</i>			12.5			Santos, 2000
NE	<i>X.kroyeri</i>	32.6	0.87	13.8	9		Santos et al., 2000
NE	<i>X.kroyeri</i>	32	1.6	14.3			Reis et al., 2019
SE	<i>X.kroyeri</i>	31	1.12		18.5		Neiva e Wise, 1963
NE	<i>X.kroyeri</i>			13.5			Santos e Freitas, 2006
NE	<i>X.kroyeri</i>			13.6			Santos e Freitas, 2002

Considerando as informações convertidas em peso e idades para incorporação no modelo (**Tabela 2**). Para espécie de camarão rosa (*F. subtilis*) na região Norte, foi gerado um peso assintótico (W_{∞}) médio de 34.28 g, inferior ao encontrado para a região Nordeste, de 43.56 g. A constante de crescimento (k) extraída, apresentou uma média de 1.15 ano^{-1} na região Norte, no Nordeste foi superior, com $k= 1.74 \text{ ano}^{-1}$. A idade de recrutamento (T_r) média gerada para a região Norte foi de 0.76 anos e para o Nordeste foi inferior, apresentando $T_r= 0.35$ anos. As idades de primeira captura (T_c) mostraram basicamente a mesma diferença em relação ao T_r , no Norte foi de 0.71 anos e para o Nordeste de 0.34 anos. Quanto as informações de mortalidade extraídas, foi observada uma mortalidade por pesca (F) média de 2.33 ano^{-1} e mortalidade natural (M) média de 2.32 ano^{-1} para a região Norte. Já para a região Nordeste as mortalidades extraídas foram únicas, com $F= 3.1$ e $M=2.15 \text{ ano}^{-1}$.

Os parâmetros extraídos para a espécie de camarão rosa (*F. brasiliensis*) estiveram presentes em sua maioria na região Sudeste do Brasil, com exceção apenas para a única informação comprimento de primeira maturação ($L_{50}= 30.4 \text{ mm}$) observada na região Sul. Se comparado com a espécie do *F. paulensis* na região Sudeste, o W_{∞} médio gerado do *F. brasiliensis* foi de 76.76 g, enquanto que o do *F. paulensis* se mostrou inferior (68.27 g). A constante (k) para o *F. brasiliensis* foi de 1.51 ano^{-1} e a do *F. paulensis* foi superior, apresentando $k= 1.8 \text{ ano}^{-1}$. O T_r médio foi semelhante, apresentando 0.26 anos para o *F. brasiliensis* e 0.21 anos para o *F. paulensis*. Semelhanças também foram observadas para

o T_c , sendo 0.24 anos para o *F. brasiliensis* e 0.23 anos para o *F. paulensis*. Para o *F. brasiliensis* as informações de mortalidade médias foram $F= 5.9$ e $M= 2 \text{ ano}^{-1}$, enquanto que para o *F. brasiliensis* foram observadas únicas informações de $F= 6.8$ e $M= 1.9 \text{ ano}^{-1}$.

Embora não tenha sido encontrada quantidade suficiente de parâmetros do *F. brasiliensis* na região Sul para aplicar o modelo, para o *F. paulensis*, foram possíveis estimativas de alguns parâmetros como por exemplo o W_∞ médio de 49.91 g, k médio de 0.78 ano^{-1} , Tr médio de 0.66 anos e um único T_c de 0.83 anos. As informações de mortalidade também foram únicas, com $F= 5.80$ e $M= 1.44 \text{ ano}^{-1}$.

Os parâmetros para o camarão branco (*L. schmitti*) estiveram mais presentes nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste, embora apenas uma única informação ($L_{50}= 15.5 \text{ mm}$) tenha sido encontrada na região Sul. O W_∞ médio gerado para a região Norte foi de 25.90 g, se comparado com as regiões Nordeste e Sudeste foi inferior, pois aquelas apresentaram 57.4 g e 77.28 g respectivamente. A constante (k), também foi menor na região Norte (1.30 ano^{-1}), enquanto que foram encontradas no Nordeste $k= 1.49 \text{ ano}^{-1}$ e no Sudeste $k= 1.99 \text{ ano}^{-1}$. O Tr foi maior na região Norte (1.02 anos) em relação as regiões Nordeste e Sudeste, que apresentaram $Tr= 0.42$ e 0.22 anos, sendo ambas informações únicas. O T_c por sua vez, foi inferior na região Norte em relação à Sudeste ($T_c= 0.58$ anos no Norte e 0.44 anos no Sudeste), enquanto que no Nordeste foi um pouco superior, apresentando $T_c= 0.62$ anos. As informações de mortalidade não foram encontradas para a espécie na região Norte, utilizando-se das mortalidades médias da espécie para todas as regiões para incorporar nos modelos. No Nordeste e Sudeste, foram observadas informações únicas de $F= 2.15$ e $M= 1.60 \text{ ano}^{-1}$ para o Nordeste e $F= 4.9$ e $M= 1.92 \text{ ano}^{-1}$ para o Sudeste.

Os parâmetros referentes ao camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) foram encontrados em maior número em relação as outras espécies. Estes estiveram presentes em todas as regiões analisadas. O W_∞ médio gerado foi semelhante entre as regiões, com 11.05 g para o Norte, 18.12 g para o Nordeste, 15.02 g para o Sudeste e 14.26 g para o Sul. A constante (k) foi semelhante nas regiões Norte e Sul, nas quais ambas foram próximas de 1.2 ano^{-1} . No Nordeste e Sudeste, apresentaram $k=1.76 \text{ ano}^{-1}$ para o Nordeste e $k=1.69 \text{ ano}^{-1}$ para o Sudeste. O Tr médio gerado foi maior na região Norte, com uma única informação de 0.59 anos. Nas demais regiões, o $Tr= 0.26$ anos no Nordeste, 0.52 anos no Sudeste, entretanto nenhuma informação foi gerada para o Sul. Também foi utilizada uma média geral de L_c das demais regiões que foram convertidos em idade de recrutamento para incorporação no modelo. O T_c médio gerado também se diferenciou entre as regiões,

com 0.58 anos para o Norte, 0.46 anos para o Nordeste, 0.53 anos para o Sudeste e nenhuma informação disponível para o Sul, também sendo necessárias estimativas a partir da média geral. As informações de mortalidade para a espécie não estiveram presentes nas regiões Norte e Sul, sendo utilizadas também médias gerais para incorporação nos modelos. Apenas foram observadas mortalidades no Nordeste ($F= 4.8 \text{ ano}^{-1}$ e $M= 2.6 \text{ ano}^{-1}$) e no Sudeste, onde foram observadas informações únicas de mortalidade por pesca de 3.7 ano^{-1} e mortalidade natural média de 0.6 ano^{-1} .

Tabela 2. Conjunto final de parâmetros de entrada nos modelos, estimados a partir das relações biométricas entre CC (Comprimento de Carapaça) e CT (Comprimento Total), CT (Comprimento Total) e Peso total (PT). Parâmetros de recrutamento e seletividade convertidos em idades a partir da equação invertida de von Bertalanffy para os camarões sete-barbas (*X. kroyeri*), branco (*L. schmitti*) e rosa (*F. subtilis*, *F. brasiliensis* e *F. paulensis*) para as regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil. São representados o peso assintótico W_{∞} (g), constante de crescimento k (ano^{-1}), idade de recrutamento Tr (ano) e de primeira captura Tc (ano), mortalidades por pesca F (ano^{-1}) e natural M (ano^{-1}).

Region	Species	W_{∞}	k	Tr	Tc	F	M
N	<i>F. subtilis</i>	34,28	1,15	0,76	0,71	2,33	2,32
NE	<i>F. subtilis</i>	43,56	1,74	0,35	0,34	3,11	2,15
SE	<i>F. brasiliensis</i>	76,76	1,51	0,26	0,24	5,90	2,00
SE	<i>F. paulensis</i>	68,27	1,8	0,21	0,23	6,80	1,90
S	<i>F. paulensis</i>	49,91	0,78	0,66	0,83	5,80	1,44
N	<i>L. schmitti</i>	25,90	1,30	1,02	0,58	3,12	1,76
NE	<i>L. schmitti</i>	57,41	1,49	0,42	0,62	2,15	1,60
SE	<i>L. schmitti</i>	77,28	1,99	0,22	0,44	4,09	1,92
N	<i>X. kroyeri</i>	11,05	1,22	0,59	0,58	4,46	1,64
NE	<i>X. kroyeri</i>	18,12	1,76	0,26	0,46	4,85	2,68
SE	<i>X. kroyeri</i>	15,02	1,69	0,52	0,53	3,70	0,60
S	<i>X. kroyeri</i>	14,26	1,21	0,69	0,97	4,46	1,64

Rendimento por recruta (Yield per Recruit - Y/R)

De acordo com os rendimentos gerados para o camarão rosa (*F. subtilis*) na região Norte, observou-se que o máximo rendimento ($>5.5 \text{ g/recruta}$) pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (L_c) se mantiverem entre 6 e 11 cm de comprimento total, e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 1.8 ano^{-1} (**Figura 1**). De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura nos anos de 2012 e 2015, a espécie foi capturada na região com comprimento médio de 9.58 cm. Considerando as informações de mortalidade por pesca disponíveis nos anos de 1992 e 2012, a mortalidade média praticada foi de 2.33 ano^{-1} . Essa combinação geraria um o

máximo rendimento (5.5 g/recruta), não demonstrando sinais de sobrepesca de acordo com esse padrão de exploração.

Para o camarão rosa (*F. subtilis*) na região Nordeste, observou-se que o máximo rendimento (>6 g/recruta) pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantiverem entre 9 e 14 cm de comprimento total, e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 2.4 ano⁻¹. De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura no ano de 2016, a espécie foi capturada na região com comprimento próximo de 8.88 cm. A mortalidade por pesca disponível também no ano de 2016 de 3.1 ano⁻¹ gera uma combinação de alto rendimento (5.8 g/recruta), bem próximo ao máximo rendimento por recruta. Dessa forma, não se observa sinais tão claros de sobrepesca nem de drásticas diminuições nos rendimentos de acordo com esse padrão de exploração, embora o máximo rendimento por recruta poderia ser alcançado se o comprimento de primeira captura fosse levemente superior ao praticado naquele ano. Não foram observadas mortalidades acima de 3.5 ano⁻¹ para essa pescaria ao longo dos anos, então as simulações foram restritas abaixo desse valor.

De acordo com os rendimentos para o camarão rosa (*F. brasiliensis*) da região Sudeste, foi observado um máximo rendimento (>8 g/recruta). Esse pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantiverem entre 11 e 16 cm, e a mortalidade por pesca (F) for superior a 3.1 ano⁻¹. De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura nos anos de 2006 e 2012, a espécie foi capturada na região com comprimento médio de 6.56 cm. De acordo com as informações de mortalidade por pesca disponíveis nos anos de 1997 e 2006, a mortalidade média praticada foi de 5.9 ano⁻¹. Essa combinação gera um baixo rendimento, próximo de 5,1 g/recruta. Um ponto de máximo rendimento para essa combinação (>6.3 g/recruta) poderia ser alcançado caso a mortalidade por pesca fosse próxima de 2 ano⁻¹, porém isso não é observado. É demonstrado sinal de sobrepesca de crescimento com rendimentos abaixo dos quais poderiam ser gerados.

No caso do camarão rosa (*F. paulensis*) da região Sudeste, observou-se um máximo rendimento por recruta, acima de 9 g, que pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantiverem entre 11.8 e 16 cm e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 3.5 ano⁻¹. De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura nos anos de 2006 e 2012, a espécie foi capturada na região com comprimento médio de 6.72 cm. Foi observada uma única informação de mortalidade por pesca disponível no ano de 2006 de 6.8 ano⁻¹. Essa combinação gera um baixo rendimento, próximo de (5.3 g/recruta). Um ponto de máximo

rendimento, cerca de 6.8 g/recruta, poderia ser atingido caso o comprimento de primeira captura continuasse o mesmo e a mortalidade por pesca fosse reduzida para 2 ano^{-1} , mas isso não foi observado. Foram demonstrados sinais de sobrepesca de crescimento com rendimentos abaixo dos máximos que poderiam ser gerados. As simulações ficaram restritas para mortalidades abaixo de 8 ano^{-1} para a espécie na região.

As estimativas para o camarão rosa (*F. paulensis*) da região Sul demonstraram máximos rendimentos ($>5 \text{ g/recruta}$) compatíveis com combinações de comprimentos de primeira captura (L_c) entre 9.8 e 11.8 cm de comprimento total, e mortalidades por pesca (F) superiores a 3.8 ano^{-1} . De acordo com uma única informação disponível de comprimento de primeira captura no ano de 2015, a espécie foi capturada na região com comprimento próximo de 8.8 cm. Foi observada também uma única informação de mortalidade por pesca disponível no ano de 1983 de 5.8 ano^{-1} . Essa combinação gera um rendimento próximo de 4.8 g/recruta . Embora maiores rendimentos, acima de 5 g/recruta , pudessem ser atingidos com um comprimento de primeira captura levemente superior, não são demonstrados claros sinais de sobrepesca, nem grandes perdas de rendimentos de acordo com a combinação observada nesses anos.

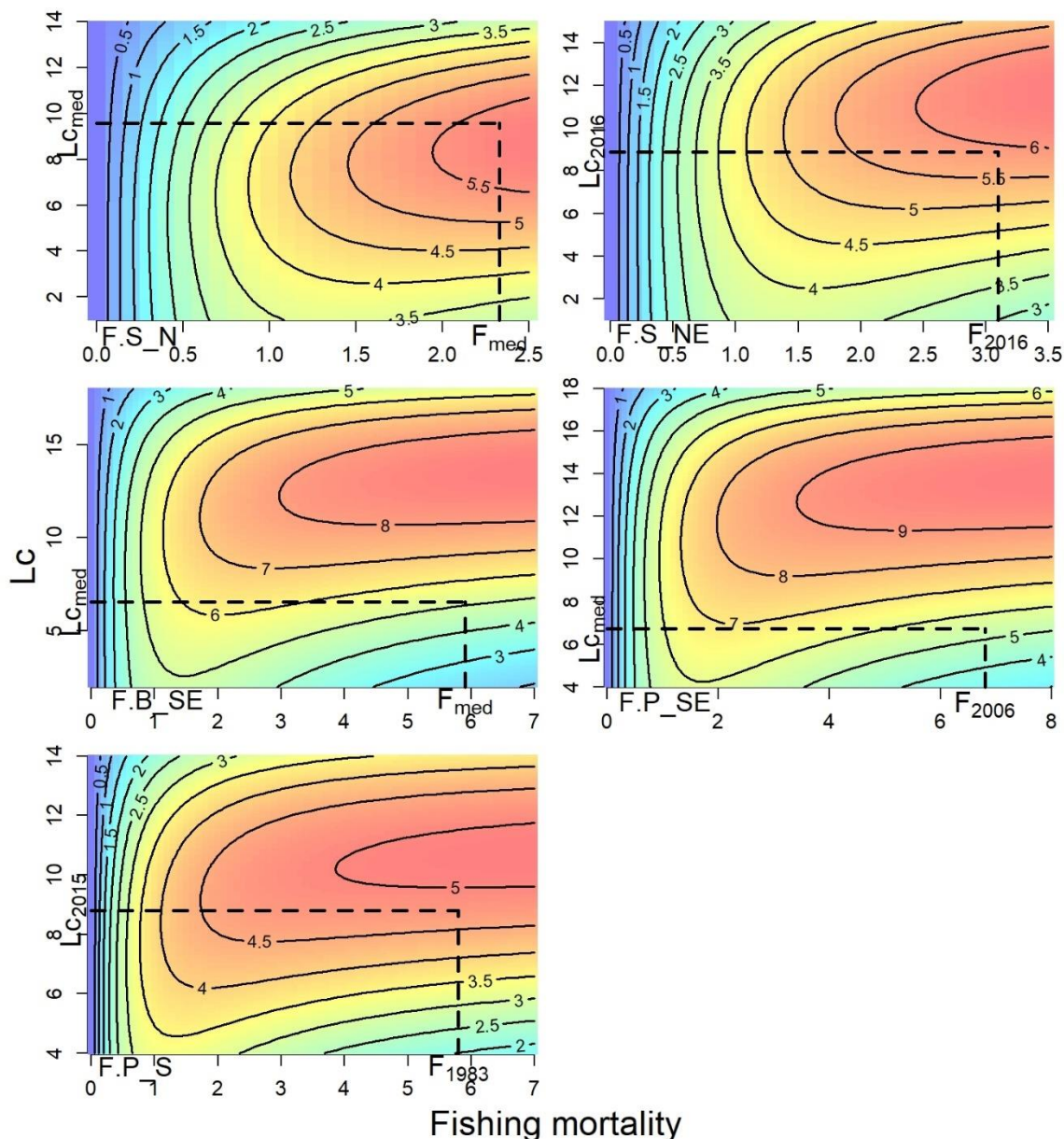


Figura 1. Rendimentos por recruta gerados para as espécies de camarão rosa *F. subtilis* (F.S), *F. brasiliensis* (F.B) e *F. paulensis* (F.P) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S). São representadas as combinações observadas de mortalidade por pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.

De acordo com os rendimentos estimados para a espécie do camarão branco (*L. schmitti*) da região Norte, o máximo rendimento por recruta, acima de 9 g, pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantiverem entre 5.8 e 9 cm e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 2.1 ano⁻¹ (**Figura 2**). De acordo com uma única informação disponível de comprimento de primeira captura no ano de 2015, a espécie foi capturada na região com comprimento de 6.5 cm. Embora nenhuma informação de mortalidade por pesca tenha sido observada, esse mesmo Lc

poderia gerar altos rendimentos (>9 g/recruta) caso fosse combinado com mortalidades acima de 2.1 ano^{-1} .

Com os rendimentos para o branco (*L. schmitti*) da região Nordeste, observou-se que os máximos rendimentos (>9 g/recruta), podem ser alcançados se os comprimentos de primeira captura (L_c) se mantiverem entre 7.8 e 11.6 cm de comprimento total, e fossem combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 1.8 ano^{-1} . De acordo com as duas informações disponíveis de comprimento de primeira captura no ano de 2004, a espécie foi capturada na região com comprimento médio de 9.25 cm. Foi observada uma única informação de mortalidade por pesca disponível no ano de 2019 de 2.15 ano^{-1} . Essa combinação se encontra dentro da região de máximo rendimento (>9 g/recruta), não se observando cenários de sobrepesca de acordo com o padrão praticado nesses anos.

Para o camarão branco (*L. schmitti*) da região Sudeste, observou-se que os maiores rendimentos (>12 g/recruta), podem ser alcançados se os comprimentos de primeira captura (L_c) se mantiverem entre 11.3 e 14.5 cm e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 3.8 ano^{-1} . De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura no ano de 2012, de 11 cm e a mortalidade por pesca no ano de 2013 de $4,09 \text{ ano}^{-1}$, o estoque se encontrava em uma região um pouco abaixo dos máximos rendimentos. Embora maiores rendimentos (>12 g/recruta) pudessem ser atingidos com um comprimento de primeira captura levemente superior, não foram demonstrados sinais de sobrepesca, com a combinação observada nesses anos estando bem próxima da região de máximo rendimento por recruta.

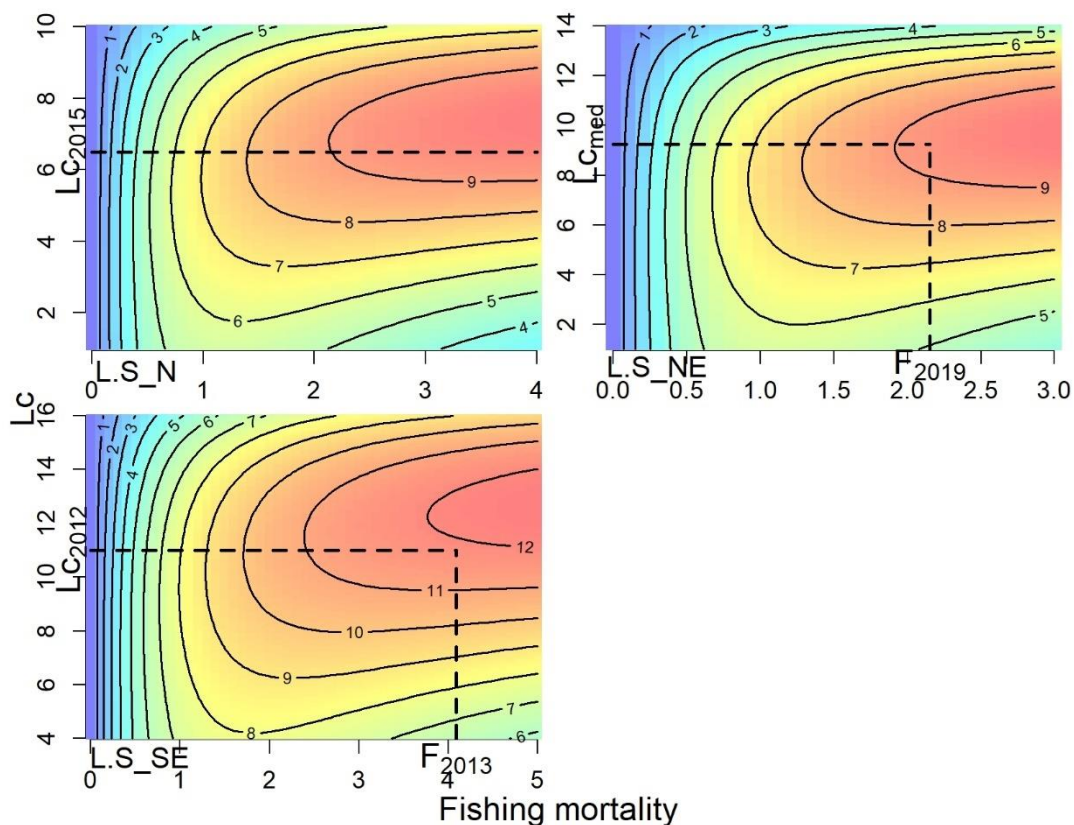


Figura 2. Rendimentos por recruta gerados para o camarão branco (*L. schmitti*) (L.S) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE) e Sudeste (SE). São representadas as combinações observadas de mortalidade por pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.

A partir dos rendimentos gerados para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) da região Norte, foi possível observar que os maiores rendimentos por recruta, acima de 1.8 g, poderiam ser alcançados se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantivessem entre 6.5 e 9 cm, e fossem combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 3.5 ano⁻¹. Foi observada apenas uma informação de comprimento de primeira captura no ano de 2015, de 6.02 cm. Embora nenhuma informação de mortalidade por pesca tenha sido observada, esse mesmo Lc poderia gerar altos rendimentos (>1.6 g/recruta) caso fosse combinado com mortalidades acima de 1.8 ano⁻¹.

Na região Nordeste, os máximos rendimentos por recruta gerados para o sete-barbas (*X. kroyeri*) foram acima de 1.8 g. Esses podem ser alcançados se os comprimentos de primeira captura (Lc) se mantiverem entre 7.2 e 10.3 cm, e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 3.8 ano⁻¹. Foi observada apenas uma informação disponível de comprimento de primeira captura no ano de 2014, de 8.09 cm e duas de mortalidade por pesca disponíveis nos anos de 1997 e 2006 que geraram uma média de 4.85 ano⁻¹. Essa combinação se encontra dentro da região de máximo rendimento por

recruta (>1.8 g/recruta), não se observando cenários de sobrepesca de acordo com o padrão observado para aqueles anos. Não foram observadas mortalidades acima de 7 ano^{-1} para essa pescaria ao longo dos anos, então as simulações foram restritas abaixo desse valor.

Para o sete-barbas (*X. kroyeri*) da região Sudeste, observou-se que o máximo rendimento por recruta, acima de 6 g, pode ser alcançado se os comprimentos de primeira captura (L_c) se mantiverem entre 9.3 e 11.5 cm e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 1.5 ano^{-1} . De acordo com as informações disponíveis de comprimento de primeira captura nos anos de 1969, 2007 e 2014, observou-se um comprimento médio de 7.26 cm. Uma informação de mortalidade por pesca esteve disponível no ano de 2014 de 3.7 ano^{-1} . Essa combinação gera um baixo rendimento, próximo de 4.5 g/recruta. Um ponto de máximo rendimento, cerca de 5.3 g/recruta, poderia ser atingido caso a mortalidade por pesca fosse reduzida para próximo de $1,2 \text{ ano}^{-1}$ e o comprimento de primeira captura se mantivesse o mesmo, porém isso não foi observado. São demonstrados sinais de sobrepesca de crescimento de acordo com a combinação observada para aqueles anos, com rendimentos muito abaixo dos máximos que poderiam ser gerados.

Por fim, na região Sul, o rendimento máximo por recruta para o sete-barbas (*X. kroyeri*) foi acima de 2.5 g. Esses podem ser alcançados se os comprimentos de primeira captura (L_c) se mantiverem entre 5.9 e 7.7 cm e sejam combinados com mortalidades por pesca (F) superiores a 1.8 ano^{-1} . Não foram encontradas informações disponíveis na literatura acerca do comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca praticados na região ao longo do tempo.

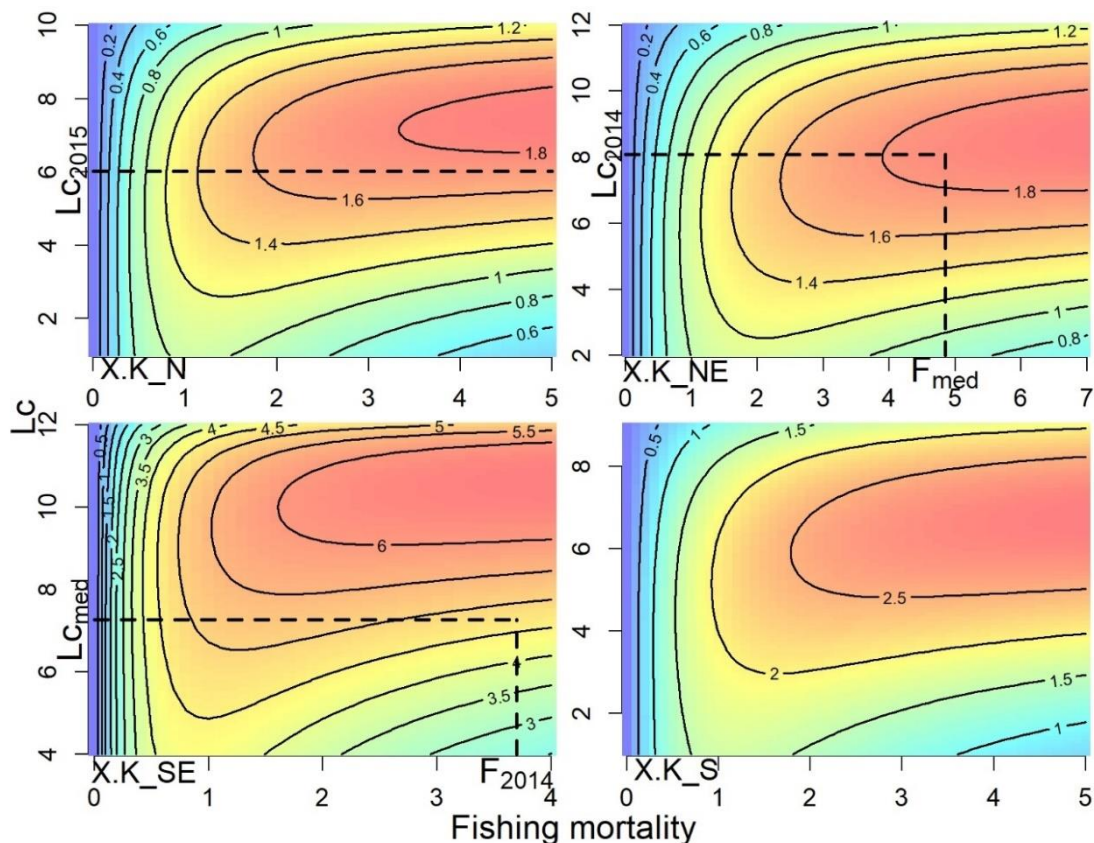


Figura 3. Rendimentos por recruta gerados para o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*) (X.K) para as regiões Norte (N), Nordeste (NE), Sudeste (SE) e Sul (S). São representadas as combinações observadas de mortalidade por pesca (F) e comprimento de primeira captura (Lc) praticadas nas regiões pela linha tracejada na cor preta.

Discussão

As diferenças expressas nos parâmetros populacionais das espécies para diferentes regiões podem estar relacionadas com a baixa seletividade das redes camaroeiras. Elas tendem a tornar o recrutamento para a pesca precoce, capturando indivíduos cada vez menores e trazendo a distribuição de frequência por classe de comprimento para menores valores (SANTOS, 2007; SANTOS et al., 2008). Isso pôde ser observado principalmente nas idades de recrutamento e primeira captura das pescarias dos camarões rosa (*F. brasiliensis* e *F. paulensis*) e branco (*L. schmitti*) do Sudeste, já que essa região passou por longos períodos de explorações intensas sobre esses recursos (SUDEPE-PDP, 1987; D'INCAO, 1983; SANTOS, 2007).

As simulações do modelo de rendimento por recruta por sua vez, de uma forma geral, indicaram os maiores rendimentos associados a combinações de comprimentos de primeira captura em torno de 8 cm e mortalidades por pesca próximas de 4 ano^{-1} . Devido

à baixa disponibilidade dessas informações ao longo do tempo para avaliar os padrões de exploração de cada região, observou-se sinais claros de sobrepesca em poucos casos.

Considerando as combinações para o camarão rosa (*F. brasiliensis*) da região Sudeste nos anos de 1997, 2006 e 2012, foi possível observar uma situação de sobrepesca de crescimento, com esses indivíduos sendo pescados de forma precoce, demonstrando perdas de rendimentos já que se desperdiça o potencial de crescimento somático. Além disso, as capturas são realizadas abaixo do comprimento de primeira maturação médio, que estaria em torno de 13,3 cm para a espécie. Essa mesma situação também se repetiu para o camarão rosa (*F. paulensis*) e o sete-barbas (*X. kroyeri*) na região Sudeste, os quais a partir das combinações observadas nos anos de 1967, 2006, 2007, 2012 e 2014, demonstraram claras situações de sobrepesca. Outros autores avaliaram os estoques do camarão rosa (*F. paulensis* e *F. brasiliensis*) nas regiões Sudeste e Sul também encontraram essas situações no fim da década de 1980, quando o esforço aplicado sobre esses recursos foi demasiado, se capturando indivíduos pequenos em áreas de berçário de grande contribuição para o recrutamento (SUDEPE-PDP, 1987; D'INCAO, 1983; D'INCAO et al., 2002; SANTOS, 2007). Na região Norte, a espécie de rosa mais frequente (*F. subtilis*) foi avaliada por outros autores e constatou-se que estava em uma exploração moderada (ARAGÃO, 2015). Outra avaliação no ano de 2020 acerca do camarão rosa (*F. subtilis*) próximas a região Norte do Brasil, Guianas e ilhas Trindade e Tobago, observaram que esse recurso estaria em níveis próximos aos limites sustentáveis sem comprometer sua produtividade (SHEPHERD, et al., 2020). Resultados próximos a estes foram encontrados no presente estudo, porém sendo limitados a combinações disponíveis em 2015.

No presente estudo, o camarão branco (*L. schmitti*) não demonstrou sinais claros de sobrepesca nas regiões avaliadas dadas as combinações disponíveis nos anos de 2004, 2012, 2013, 2015 e 2019. Outros estudos demonstraram que no Nordeste, a espécie estaria sendo explorada em níveis máximos de exploração, porém sem demonstrar situações de sobrepesca (LOPES et al., 2014; SILVA et al., 2015). Outras estimativas para o Sudeste também demonstraram que o camarão branco não estaria sobrepescado, mas também se encontraria num limite máximo de exploração (CARVALHO, 2013).

De acordo com as estimativas avaliadas no estudo, o sete-barbas (*X. kroyeri*) demonstrou clara situação de sobrepesca apenas na região Sudeste, pelo menos quando avaliado com as informações disponíveis nos anos de 1969, 2007 e 2014. Isso também foi observado por outros autores, que demonstraram esses recursos sofrendo fortes flutuações e cenários de sobrepesca, causados principalmente por parte das pescarias

artesanal e pela captura de indivíduos de pequeno tamanho (D'INCAO et al., 2002; AMARAL e LEITE, 2008; FERNANDES et al., 2014). Nas regiões Norte e Nordeste, não foram observadas claras situações de sobrepesca no presente estudo. Outros estudos também demonstraram situações semelhantes, com esses recursos estando próximos da máxima exploração, mas sem demonstrar sobrepesca (LOPES et al., 2014; SILVA et al., 2015).

Considerações finais

Os resultados advindos do modelo demonstraram situações de sobrepesca principalmente para os camarões sete-barbas e o rosa nas regiões Sudeste dada as informações disponíveis, com os indivíduos sendo pescados em pequenos tamanhos em algumas vezes abaixo do comprimento de primeira maturação. As combinações de comprimento de primeira captura e mortalidade por pesca que maximizaram o rendimento por recruta por sua vez, podem ter utilidade para auxiliar na adoção de medidas de medidas para gestão dessas pescarias caso seja necessário. Mas que também devem ser comparadas com estimativas advindas de outros modelos para tomadas de decisões mais bem fundamentadas.

Referências

ALMEIDA, A.C, J. BEZA, J.A.; FRANSOZO, V.; CASTILHO, A.L.; FRANSOZO, A. Reproductive biology and recruitment of *Xiphopenaeus kroyeri* in a marine protected area in the Western Atlantic: implications for resource management. **Aquat Biol**, v.17, p.57-69, 2012.

AMADO, M.A.P.M. Estudos biológicos do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), camarão sete-barbas (Crustacea, Penaeidae) de Matinhos, PR. 1978. 100p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

AMARAL, A. C. Z.; LEITE, F.P.P. **Invertebrados Aquáticos**. In, A. B. M. Machado, G. M. Drummond, and A. P. Paglia (eds.), Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. MMA, Belo Horizonte. 2008. 1420p.

ARAGÃO, J.A.N. Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira. 2012. 245p. **Tese (Doutorado)**- Universidade de São Paulo, São Paulo.

ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A.; CINTRA, I. H. A. **A pesca industrial do camarão na costa norte**. In: G. M. Oliveira (Org.). Pesca e aquicultura no Brasil, 1991-2000: produção e balança comercial. Brasília: Ed. IBAMA, 2005. 260p.

ARAGÃO, J.A.N.; SILVA, K.C.A.; CINTRA, I.H.A. Pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental Amazônica: aspectos da dinâmica da população, avaliação do estoque e influência dos parâmetros ambientais. **Acta Fish. Aquat. Res**, v.3, p.77-90, 2015.

BARIOTO, J. G. Ecologia e estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Dendrobranchiata: Penaeoidea) na região de Cananóia, litoral sul do estado de São Paulo. 2017, 76p. **Dissertação (mestrado)**- Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu.

BAUER, R.T. Test of hypotheses on the adaptive value of an extended male phase in the hermaphroditic shrimp *Lysmata wurdemanni* (Caridea: Hippolytidae). **Biological Bulletin**, v.203, p.347-357, 2002.

BENTES, B.; ISAAC, V.J.; ESPÍRITO-SANTO, R.V.; FRÉDOU, T.; ALMEIDA, M.C.; MOURÃO, K.R.M.; FRÉDOU, F.L. Multidisciplinary approach to identification of fishery production systems on the northern coast of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 81-92, 2012.

BERKSON, J. E THORSON, J, T. The determination of data-poor catch limits in the United States: is there a better way?. **ICES Journal of Marine Science**. v. 72, p. 237-242, 2015.

BEVERTON, R, J, H.; HOLT, S, J. **On the dynamics of exploited fish populations**. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food. 1957. 533 p.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller (Crustácea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005.

BRANCO, J.O.; LUNARDON-BRANCO, M.J.; FINIS, A. Crescimento de *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustácea: Natantia: Penaeidae) da região de Matinhos, Paraná, Brasil. **Arq. Biol. Tecnol.** v.37, n.1, p.1-8, 1994.

BRANCO, J.O.; LUNARDON-BRANCO, M.J.; SOUTO, F.X.; GUERRA, C.R. Estrutura Populacional do Camarão Sete-Barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), na Foz do Rio Itajaí-Açú, Itajaí, SC, Brasil. **Braz. arch. biol. technol.** v.42, n.1, 1999.

BRANCO, J.O.; VERANI, J.R. Estudo populacional do camarão-rosa *Penaeus paulensis* Pérez Farfante (Natantia, Penaeidae) na lagoa da conceição, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de zoologia**, v.15, p.353-364, 1998.

CAMPOS, B.R.; BRANCO, J.O.; D'INCAO, F. Crescimento do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* (HELLER 1862)), na Baía de Tijucas, Tijucas, SC (Brasil). **Atlântica**, v.33, n.2, p.201-208, 2011.

CAMPOS, B.R, DUMONT, L.F.C, D'INCAO, F.; BRANCO, J.O. Ovarian development and length at first maturity of the sea-bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) based on

histological analysis. **Nauplius**. v.17, p.9-12, 2009.

CARVALHO, C. Crescimento e mortalidade do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) em ambiente natural e em confinamento. 2013. 77p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CARVALHO, A.S.S.; MARTINELLI, J.M.; NEVIS, A.B.; ISAAC, V. Populational biology of three penaeidae shrimps (decapoda) in the curuçá estuary on the Northern coast of Brazil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v.41, p.975-986, 2015.

CASTILHO, A.L.; BAUER, R.T.; FREIRE, A.M.F.; FRANSOZO, V.; COSTA, R.C.; GRABOWSKI, R.C.; FRANSOZO, A. Lifespan and reproductive dynamics of the commercially important sea bob shrimp *Xiphopenaeus Kroyeri* (Penaeoidea): Synthesis of a 5-year study. **Journal of crustacean biology**, v.35, n.1, p.30-40, 2015.

CASTILHO, A.L.; GAVIO, M.A.; COSTA, R.C.; BOSCHI, E.E.; RAYMOND, T.B.; FRANSOZO, A. Latitudinal variation in population structure and reproductive pattern of the endemic South American shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea). **Journal of Crustacean Biology**, v.27, p.548-552, 2007.

CINTRA, I.H.A.; ARAGÃO, J.A.N.; SILVA, K.C.A. Maturação gonadal do camarão-rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), na região norte do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPNOR**, v.4, p.21-29, 2004.

COELHO, P.A.; SANTOS, M.C.F. Época da reprodução do camarão branco, *Penaeus Schmitti* Burkenroad (Crustacea, decapoda, penaeidae) na região de Tamandaré-PE. **Bol. téc. Cient. CEPENE**, Rio Formoso, v.1, p.157-169, 1993.

COELHO, P.A.; SANTOS, M.C.F. Época da reprodução do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) na região de Tamandaré-PE. **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Rio Formoso, v.1, p.171-186, 1993.

COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; MELO, G. A. S.; FREIRE, F. A. M. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. **Biota**

Neotropica, v. 3, p. 1-12, 2003.

COSTA, R.C.; LOPES, M.; CASTILHO, A.L.; FRANZOZO, A.; SIMÕES, S.M. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus spp.* in a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southeastern Brazil. **Invertebrate Reproduction and Development**, v.52, p.59-68, 2008.

CRAVEIRO, C.; PEIXOTO, S.; SILVA, E.F.; NOLÉ, L.; LIRA, A.S.; CASTRO-NETO, H.; FRÉDOU, F.L.; SOARES, R. Reproductive dynamics of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad 1936) in a beach seine fishery in northeastern Brazil. **Invertebrate reproduction & development**, v.63, n.2, p.111-121, 2019.

DAHLGREN, C. P.; KELLISON, G.T.; ADMS, A. J.; GILLANDERS, B.M.; KENDALL, M. S.; LAYMAN, C. A.; LEY, J.A.; NAGELKERKEN, I. e SERAFY, J. E. Marine nurseries and effective juvenile habitats: Concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 312, p. 291-295, 2006.

DIAS-NETO, J. **Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso Sustentável de Camarões Marinhos do Brasil**. IBAMA, Brasília. 2011, 242p.

D'INCAO, F. Estudo do Crescimento e da Mortalidade de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez Farfante, 1967, na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. 1983. 122p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.

D'INCAO, F. Estudo sobre o crescimento de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. (Decapoda, Penaeidae). **Atlântica**, v.7, p.73-84, 1984.

D'INCAO, F. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos patos, RS. **Atlântica**, v. 13, p.159-169, 1991.

D'INCAO, F. Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos de Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do Brasil e do Atlântico Ocidental. 1995. 300 p. **Tese (doutorado)**- Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

D'INCAO, F.; CALAZANS, D. K. Relações biométricas do “camarão rosa” *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967, na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, v.3, p. 57-66, 1978.

D'INCAO, F.; FONSECA, D.B.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L. F. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil 1965-1999. **Atlântica**, v.24, p.103-116, 2002.

D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. Avaliação da pesca do camarão nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.24, p.103-116, 2002.

DURA, M. F. R. El ciclo biológico de los camarones peneidos. **Tecnica Pesquera**, v.5, p. 12-15, 1985.

EC. **Proposal for a regulation of the European parliament and of the council on the Common Fisheries Policy**. EC, Brussels. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0425:FIN:EN:PDF>> Acesso em: 20 dez. 2018.

EUTRÓPIO, F.J.; MARIANTE, F.L.F.; JUNIOR, P.D.F.; KROHLING, W. Population parameters of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller,1862) (Crustacea, Penaeidae), caught by artisanal fisheries in Anchieta, Espírito Santo State. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v.35, n.2, p.141-147, 2013.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture- Meeting the sustainable development goals**. Rome, 2018. 227 p.

FERNANDES, L.P.; KEUNECKE, K.A.; BENEDITTO, A.P.M. Analysis of mortality and exploitation of a stock of shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* in the Southwestern Atlantic Ocean. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v.2, n.1, p.57-63, 2014.

FERNANDES, J.M. Pesca e biologia populacional dos camarões-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante,1967) e *F. brasiliensis* (Latreille,1817), desembarcado no estado de São Paulo, Brasil. 2012. 59f. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto de Pesca –

APTA – SAA, São Paulo.

FERNANDES, L.P.; SILVA, A.C.; JARDIM, L.P.; KEUNECKE, K.A.; DI BENEDETTO, A.P.M. Growth and recruitment of the Atlantic seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae), on the coast of Rio De Janeiro, Southeastern Brazil. **Crustac.**, v.84, p.1465-1480, 2011.

FILIZOLA, N.; SILVA, A. V.; SANTOS, A. M. C. e OLIVEIRA, M. A. Cheias e secas na Amazônia: breve abordagem de um contraste na maior bacia hidrográfica do mundo. **T & C Amazônia**, v. 9, p. 42-40, 2006.

FRANCISCO, A. K.; PINHEIRO, A. P.; SILVA, T. B.; GALETTI, P. M. Isolation and characterization of microsatellites in three overexploited penaeid shrimp species along the Brazilian coastline. **Conservation Genetics**, v.10, p.563-566, 2009.

FRANCO, A.C.N.V.; SCHWARZ JUNIOR, R.; PIERRI, N.; SANTOS, G.C. Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 35, n.4, p.687-699, 2009.

GALLAWAY, B.J.; GAZEY, W.J.; COLE, J.G. An Updated Description of the Benefits and Consequences of Red Snapper Shrimp Trawl Bycatch Management Actions in the Gulf of Mexico. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 2, p. 414–419, 2017.

GARCIA, S.; LE RESTE, L. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de Las poblaciones de camarones peneídeos costeros. **FAO Doc.Téc. Pesca**, Roma, v. 203, n. 1, p. 1-180, 1987.

GILLET, R. Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, v. 475, n. 1, 2008.

GRABOWSKI, R.C.; SIMÕES, S.M.; CASTILHO, A.L. Population structure, sex ratio and growth of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda, Penaeidae) from coastal waters of southern Brazil. **ZooKeys**, v.457, p.253-269, 2014.

GRAÇA- LOPES, R.; SANTOS, E.P.; RODRIGUES, S.E.; BRAGA, F.M.S.; PUZZI, A. Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* HELLER, 1862) no litoral do estado de São Paulo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v.33, n.1, p.63-84, 2007.

GRAÇA-LOPES, R.; TOMÁS, A. R. G.; TUTUI, S. L. S.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; PUZZI, A. Comparação da dinâmica de desembarques de frotas camaroeiras do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, p. 163-171, 2002.

GRIBBLE, N.; DREDGE, M. Mixed species yield-per-recruit simulations of the effect of seasonal closure on a central Queensland coast prawn trawling ground. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.5, p. 998-1011, 1994.

GUIMARÃES, Fernanda Jordão. Biologia do Camarão-Sete-Barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller,1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) e aspectos da sua pesca na reserva extrativista Marinha do Corumbau, BA. 2009. 166p. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

HAIMOVICI, M.; MENDONÇA, J.T. Análise da pesca de arrasto de tangones de peixes e camarões no sul do Brasil. **Atlântica**, v.18, p.143-160, 1996.

HARTNOLL, R.G. **The biology of crustacea**. Growth. In Bliss D. (ed.). New York, NY: Academic Press, 1982. 440p.

HECKLER, G.S.; SIMÕES, S.M.; LOPES, M.; ZARA, F.J.; COSTA, R.C. Biologia populacional e reprodutiva do camarão sete-barbas na Baía de Santos, São Paulo. **Bol. Inst. Pesca**, v.39, n.3, p.283-297, 2013.

HILBORN, R.; BRANCH, T.A.; ERNST B.; MAGNUSSON, A. MINTE-VERA, C.V.; SCHEUERELL, M.D.; VALERO, J.L. State of the world's fisheries. **Annual Review of Environment and Resources**, v.28, p. 359-399, 2003.

HOLTHUIS, L. B. Shrimp and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. **FAO Fish. Synop.** v. 125, p.1-261, 1980.

IBAMA e MMA. **Estatística de Pesca 2008**. Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis, 2006. 174p.

ISAAC, V. J.; DIAS NETO, J.; DAMASCENO, F. G. **Camarão-rosa da costa norte**. Biologia, dinâmica e administração pesqueira. Brasília. IBAMA, Série Estudos de Pesca, 1992, p.1-187.

LEITE JR., N.; PETRERE JR., M. Growth and mortalities of the Pink-shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* PÉREZ-FARFANTE 1967 in Southeast Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.66, p.523-536, 2006.

LOPES, D.F.C.; SILVA, E.F.B.; PEIXOTO, S.R.M.; FRÉDOU, F.L. Population biology seabob-shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) captured on the south coast of Pernambuco state, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.62, n.4, p.331-340, 2014.

LOPES, M. Distribuição e dinâmica populacional dos camarões-rosa, *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) e do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) no complexo baía-estuário de Santos - São Vicente, São Paulo, Brasil : subsídios científicos para a averiguação do período ideal de defeso. 2012. 163p. **Tese (doutorado)**- Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu.

MACHADO, I.F.; DUMONT, L.F.C.; D'INCAO, F. Stages of gonadal development and mean length at first maturity of wild females of white shrimp (*Litopenaeus schmitti*-Decapoda, Penaeidae) in Southern Brazil. **Atlântica**, v.31, p.169-175, 2009.

MARTELL, S.; FROESE, R. A simple method for estimating MSY from catch and Resilience. **Fish and Fisheries**, v. 14, p. 504-514, 2013.

MARTINELLI, J.M. Estrutura populacional dos camarões Penaeidae no estuário do Rio Caeté, litoral Norte do Brasil. 2005. 174p. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal do Pará, Pará.

MATSUURA, Y. **Exploração pesqueira**. In: Ministério do Meio Ambiente (ed) Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento: subsídios ao planejamento da gestão ambiental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1995, p.42-48.

MELLO, J. T. C. Estudo populacional do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis*, Latreille, 1817, e *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967. **Bol. Inst. Pesca**, v.2, p.19-65, 1973.

MFNZ. **Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries**. Ministry of Fisheries, Wellington, New Zealand. Disponível em: <<http://www.fish.govt.nz>> Acesso em: 20 dez. 2018.

MIAZAKI, L.F.; SANTOS, A.P.F.; SALVATI, D.S; SIMÕES, S.M.; COSTA, R.C. Growth, longevity, and juvenile recruitment of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 40, 118-142, 2018.

MPA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura**. Ministério da Pesca e Aquicultura. Brasília, 2012. 60 p.

MSA. Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Reauthorized Act, **Public Law 109-479**. Disponível em: <http://www.nero.noaa.gov/sfd/MSA_amended_20070112_FINAL.pdf> Acesso em: 20 dez. 2018.

MURAWSKI, S. A. Mixed-species yield per recruitment analysis accounting for technological interactions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 41, p. 897-916, 1984.

NASCIMENTO, P.A.M.; POLI, C.R. Curva de crescimento do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), na Baía de Tijucas – Santa Catarina, In: Seminário sobre ciências do mar, Florianópolis. **Resumos Florianópolis**, p.37-41, 1985.

NEIVA, G. S.; WISE, J.P. The biology and fishery of the sea bob shrimp of Santos Bay, **Brazil. Proc. Gulf. Caribb. Fish. Inst.**, v.16, p.131-139, 1963.

NOAA/NMFS Office of Science and Technology. 2019. **Annual commercial landing statistics**. Disponível em: <<https://www.st.nmfs.noaa.gov/commercial-fisheries/commercial-landings/annual-landings/index>>. Acesso em 29 jun. 2019.

NOVOA, D.; MENDOZA, J.; MARCANO, L.; CÁRDENAS, J.J. **El Atlas Pesquero Marítimo de Venezuela**. MAC/SARPA/CONGEPESCA: Caracas, Venezuela, 1998. 71p.

NMFS. **Fisheries economics of the United States**, 2015. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech. Memo. National Marine Fisheries Service-NMFS-F/SPO-170. 2017. 246p.

OLIVEIRA, G.M.; SANTOS, M.C.F.; PONTES, A.C.P. **Análise preliminar do recrutamento das populações de camarão (*Xiphopenaeus kroyeri*, *Penaeus subtilis* e *Penaeus schmitti*) na foz do Rio São Francisco e litoral sul de Pernambuco**. Tamandaré: IBAMA, 1990, 50p.

PASCOAL, A.; BARROS-VELÁZQUEZ, J.; CEPEDA, A.; GALLARDO, J. M.; CALOMATA, P. Identification of shrimp species in raw and processed food products by means of a polymerase chain reaction–restriction fragment length polymorphism method targeted to cytochrome b mitochondrial sequences. **Electrophoresis**, v.29, p.3220–3228, 2008.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; PITCHER, T.J.; SUMAILA, U.R.; WALTERS, C.J.; WATSON, R.; ZELLER, D. Towards sustainability in world Fisheries. **Nature**, v. 418, p. 689-695, 2002.

PAULY, D. E ZELLER, D. The global fisheries crisis as a rationale for improving the FAO's database of fisheries statistics. **Fisheries Centre Research Report**, Vancouver, v. 11, p. 1-9, 2003.

PAVANELLI, C. A. M.; MOSSOLIN, E. C, MANTELATTO, F. L. Maternal investment in egg production: environmental and population-specific effects on offspring performance in the snapping shrimp *Alpheus nuttingi* (Schmitt, 1924) (Decapoda,

Alpheidae). **Animal Biology**. v. 60, p. 237–247. 2010.

PEIXOTO, S.; CALAZANS, N.; SILVA, E.F.; NOLÉ, L.; SOARES, R.; FREDÓU, F.L. Reproductive cycle and size at first sexual maturity of the white shrimp *Penaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) in northeastern Brazil. **Lat. Am. J. Aquat. Res.**, v.46, n.1, p.1-9, 2018.

PEIXOTO, S.; CAVALLI, R.O.; WASIELESKY, W. Recent Developments on Broodstock Maturation and Reproduction of *Farfantepenaeus paulensis*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v.48, n. 6, p. 997-1006, 2005.

PÉREZ-FARFANTE, I. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. **Fish. Bull.**, v.67, p.461-590, 1969.

PÉREZ-FARFANTE, I. **Species identification sheets for fishery purposes**. FAO, Roma, 1978, p. 2-21.

PÉREZ-FARFANTE, I. e KENSLEY, B. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world. **Memoires du Museum National D'Histoire Naturelle**, v. 175, p. 1-233, 1997.

PÉREZ-RAMÍREZ, M e LUCH-COTA, S. Fisheries certification in Latin America: Recent Issues and Perspectives. **Interciencia**, v. 35, p. 855-861, 2010.

PESCINELLI, R. A.; DAVANSO, T. M.; COSTA, R. C. Social monogamy and egg production in the snapping shrimp *Alpheus brasiliensis* (Caridea: Alpheidae) from the south-eastern coast of Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v. 97, p.1519-1526, 2017.

PICKENS, B.A.; CARROLL, R.; TAYLOR, J. C. Predicting the Distribution of Penaeid Shrimp Reveals Linkages Between Estuarine and Offshore Marine Habitats. **Estuaries and Coasts**. v. 44, p. 2265–2278, 2021.

PIKITCH, E. K. Use of a mixed-species yield-per-recruit model to explore the consequences of various management policies for the Oregon flatfish fishery. **Canadian**

Journal of Fisheries and Sciences, v. 44 p. 349-359, 1987.

PORTO, H.L.R.; SANTOS, A.B.L. Contribuição ao conhecimento da ecologia e biologia do camarão vermelho, *Penaeus(Farfantepenaeus) subtilis* PEREZ-FARFANTE, 1967 na ilha de São Luís estado do Maranhão, Brasil. **Bol. Lab. Hidrob. São Luís**, v.9, p.55-71,1996.

REIS JR, J.J.C.; FREIRE, K.M.F.; ROSA, L.C.; BARRETO, T.M.R.R.; PAULY, D. Population dynamics of Atlantic seabob *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda: Penaeidae) off the state of Sergipe, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.99, n.1, p.143-153, 2019.

REZENDE, G.A.; NEUNFELD, A.L.; ESTIMA, S.C.; DUMONT, L.F.C. Size structure of the pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) (Decapoda: Penaeoidea), in a subtropical estuary: an assessment motivated by demand from fishermen. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v.10, p.105-115, 2015.

RICKER, W. E. **Computation and interpretation of biological statistics of fish populations**. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin No. 191, 1975. 402p.

RODRIGUES, L.F.; BOSS, H.; BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, Heller 1862) no Balneário Barra do Sul, SC. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, v.4, n.1, p.46-57, 2015.

ROSENBERRY, B. **World shrimp farming**. San Diego, California: Shrimp News International. 2001.

SAHM, B.D.B.; SANTOS, J.L.; RODRIGUES, E.V. Camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller,1862) capturado pela pesca de pequeno porte na praia do Perequê- SP. **Revista Ceciliana**. v.3, p.29-36, 2011.

SALVATI, D.S. Distribuição e dinâmica populacional de juvenis dos camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) na região de Cananeia, extremo Sul do Estado de São Paulo. 2017. 82p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Estadual Paulista, São Paulo.

SANTOS, A.P.F. Dinâmica populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) na região costeira de Cananéia, extremo sul do estado de São Paulo: Subsídios científicos para adequação do período de defeso. 2014. 90p. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Estadual Paulista, São Paulo.

SANTOS, E.P.; NEIVA, G.S.; SCHAEFFER, Y. Dinâmica da População do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) na Baía de Santos. **Pescarias Pesquisas**, v.2, n.2, p.41-55, 1969.

SANTOS, J.L. Pesca e Estrutura Populacional do Camarão-Branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) na região marinha e estuarina da Baixada Santista, São Paulo, Brasil. 2007. 121p. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto de Pesca, São Paulo.

SANTOS, J.L.; RODRIGUES, E.S.; SANTOS, A.M.V. Estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da baixada santista, São Paulo, Brasil. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v.34, p.375-389, 2008.

SANTOS, M.C.F. Biologia e pesca de camarões marinhos ao largo de Maragogi (Alagoas-Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v.8, n.1, p.99-129,2000.

SANTOS, M.C.F. O camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) no Nordeste do Brasil. 1997. 232 p. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SANTOS, M.C.F. Biologia populacional e manejo da pesca do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) no Nordeste oriental do Brasil. 2002. 200p. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SANTOS, M.C.F.; BRANCO, J.O.; BARBIERI, E. Biology and fishery of seabob shrimp in the northeastern states of Brazil, without a regulatory period of closure. **Boletim do Instituto de Pesca**. v.39, p.217-235, 2013.

SANTOS, M.C.F.; FREITAS, A.E.T.S. Camarões marinhos (Decapoda:Penaeidae) capturados com arrastão de praia e arrasto motorizado ao largo de pitimbu (Paraíba-Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**. v.10, n.1, p.145-170, 2002.

SANTOS, M. C. F. e FREITAS, A. E. T. S. Estrutura populacional e pesca do camarão-branco *Penaeus schmitti* Burkenroad (Crustacea, Decapoda, Penaeidea) na Lagoa Papari, Município de Nísia Floresta (Rio Grande do Norte – Brasil). **Bol. Tecn.Cient. CEPENE**, v.12, n.1, p.23-42, 2004.

SANTOS, M.C.F.; FREITAS, A.E.T.S. Caracterização biológica e pesqueira do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), no pesqueiro Laminha, área de proteção ambiental de Piaçabuçu (Alagoas- Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, v.14, n.1, p.71-91, 2006.

SANTOS, M.C.F; SILVA, C.G.M. Aspectos biológicos do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), no município de Caravelas (Bahia- Brasil). **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, v.16, n.1, p.85-97, 2008.

SANTOS, M. C. F; PEREIRA, J. A. e IVO, C. T. C. Pesca, biologia e dinâmica populacional do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller,1862) (Crustacea:Decapoda:Penaeidae), capturado em frente ao município de caravelas (Bahia-Brasil). **Bol. Téc. Científico. CEPENE**, v.8, n.1, p.131-164, 2000.

SANTOS, M. C. F; PEREIRA, J. A. e IVO, C. T. C. Sinópsese sobre informações sobre a biologia e pesca do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustácea, Decapoda), no nordeste do Brasil. **Bol. Tecn. Cient. CEPENE**, v.12, n.1, p.149-185, 2004.

SANTOS, M. C. F.; PEREIRA, J. A.; IVO, C. T. Crescimento do camarão branco, *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), no nordeste do Brasil. **Boletim Técnico Científico do CEPENE**, v.14, n.1, p.59-70, 2006.

SANTOS, R.C.; PERROCA, J.F.; COSTA, R.C.; HIROSE, L.G. Population dynamics of *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) and *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad,

1936) (Decapoda: Penaeidae) and evidence of habitat partitioning in the northeast of Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v.35, p.2352-4855, 2020.

SHEPHERD, D; EHRHARDT, N.; CHARLES, R.; PHILLIPS, T. **Assessment of brown shrimp (*Penaeus subtilis*) in the Guyana shrimp fishery**. National reports presented and stock assessment reports prepared at the CFRAMP/FAO/DANIDA Stock Assessment Workshop on the Shrimp and Groundfish Fisheries on the Guiana-Brazil Shelf. Port-of-Spain, Trinidad and Tobago, 2020. 13p.

SIDDEEK, M.S.; HERMOSA, G.; AL- AMRI, M.N.; Al-AISERY, A. **Stock assessment of shrimp in the Gulf of Masirah, Sultanate of Oman**. In Goddard S., Al-Oufi, H., MCILWAIN, J.; CLAEREBOUDT, M. **Proceedings of the 1st International Conference on Fisheries, Aquaculture and Environment in the NW Indian Ocean**. Muscat: Sultan Qaboos University Press. 2001. 107-118p.

SILVA, C. N. S.; BROADHURST, M. K.; MEDEIROS, R. P.; DIAS, J. H. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. **Marine Policy**. v. 42, p. 133-141, 2013.

SILVA, E. F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; SOARES, R.; FRÉDOU, F.L.; PEIXOTO, S. Population dynamics of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) on the southern coast of Pernambuco, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.99, n.1, p.81-92, 2019.

SILVA, E. F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; BRANCO, T.C.; SOARES, R.; GUERRA, M.M.P.; FRÉDOU, F.L.; PEIXOTO, S. Reproductive dynamics of the southern pink shrimp *Farfantepenaeus subtilis* in northeastern Brazil. **Aquat Biol**, v.25, p.29-35, 2016.

SILVA, E.F.; CALAZANS, N.; NOLÉ, L.; VIANA, A.; SOARES, R.; PEIXOTO, S.; FRÉDOU, F.L. Population dynamics of the pink shrimp *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) in Northeastern Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v.35, n.2, p.132-139, 2015.

SPARRE, P.; VENEMA, S, C. **Introduction to tropical fish stock assessment**. Manual, FAO Fisheries Paper, Rome, 1998. 407p.

SUDEPE. **Relatório da quarta reunião do grupo permanente de estudos (GPE) sobre camarões**. Santos, SP. 1983. 85p.

SUDEPE-PDP. **Relatório da VII reunião do Grupo Permanente de estudos sobre camarões da região Sudeste/Sul**. Itajaí, 1987.19p.

TAVARES, C. E MARTIN, J.W. Suborder Dendrobranchiata Spence Bate, 1881. **Crustacea**, v. 9: p. 99-164, 2010.

TEMMING, A., e HUFNAGL, M. Decreasing predation levels and increasing landings challenge the paradigm of non-management of North Sea brown shrimp (*Crangon crangon*). **ICES Journal of Marine Science**, v. 72, n. 3, p. 804–823, 2015.

UNCLOS. **United Nations Convention on the Law of the Sea**.1833 UNTS 3.
Disponível em: <http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf> Acesso em: 20 dez. 2018.

VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L.F.; REBELO NETO, J.E.; RAHN, E. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.13, n.1, p.143-157, .1991

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A. C.; SALLES, R.R. **Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira**. In: Costa AL (ed) Nas redes da Pesca Artesanal. Brasília, PNUD/ IBAMA, 2007. 83p.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A.C.; KALIKOSKI, D.C. Coastal fisheries of Brazil. In: Salas S, Chuenpagdee R, Charles A, Seijo JC (eds) Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. Rome, **FAO Fish Aquac Tech Paper**, v.544, p.73-116, 2011.

VILELA, M. J.; COSTA, P. A. S. VALENTINI, J. L. Crescimento e mortalidade de juvenis do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817, na Lagoa de Araruama, Rio de Janeiro. **Rev. Brasil. Biol.**, v.57, p.487-499, 1997.

WARAHMA, M, NADIARTI, N, UMAR, M.T.; NAFIE, Y.A.L.; PRIOSAMBODO, D.; SUWARNI.; PARAWANSA, B.S. Population dynamics of mantis shrimp (*Gonodactylus*

chiragra Fabricius, 1781) in Batukalasi waters, South Sulawesi, Indonesia. IOP Conf. Series: **Earth and Environmental Science**, v. 763, p. 12038, 2021.

WATSON, R.A.; CHEUNG, W.W.L.; ANTICAMARA, J. A.; SUMAILA, R. U.; ZELLER, D.; PAULY, D. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. **Fish and Fisheries**. v. 14, p. 493-503, 2013.

WHITFIELD, A. K. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 27, n. 1, p.75-110, 2017.

ZENGER JR, H. H. e AGNES, J. L. Distribuição do camarão-rosa *Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis* ao longo da costa sudeste e sul do Brasil. IBAMA. Brasília, Brasil, **Ser. Doc. Tec**, v. 21, p. 105, 1977.