

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Instituições, risco e pesca marinha no Brasil: uma contribuição à
gestão financeira da atividade através de bases ecossistêmicas**

Fábio Luiz Vargas Machado

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Economia Aplicada

**Piracicaba
2022**

Fábio Luiz Vargas Machado
Bacharel em Ciências Econômicas

**Instituições, risco e pesca marinha no Brasil: uma contribuição à gestão financeira da
atividade através de bases ecossistêmicas**

Orientadora:
Prof^a. Dr^a. **SÍLVIA HELENA GALVÃO DE MIRANDA**

Co-orientadora:
Prof^a. Dr^a. **PATRÍZIA RAGGI ABDALLAH**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Economia Aplicada

Piracicaba
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Machado, Fábio Luiz Vargas

Instituições, risco e pesca marinha no Brasil: uma contribuição à gestão financeira da atividade através de bases ecossistêmicas / Fábio Luiz Vargas Machado. - - Piracicaba, 2022.

108 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Economia da pesca 2. Pesca marinha 3. Instituições 4. Análise de portfólio 5. EBFM I. Título

Dedico a minha família, com imenso carinho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a Deus por minha saúde e das pessoas que amo, durante esse período difícil no mundo e pessoalmente. Obrigado por isso e por todas as oportunidades que tive.

À minha mãe, Ione, pela força, carinho e confiança. Agradeço a minha namorada, Bruna, minha irmã, Carla, e ao meu pai, Carlos, pela compreensão e apoio incondicional para cumprir mais essa etapa. Ao meu sobrinho, Pedro, pelo carinho e ressignificar o que é batalha e esforço. Sempre será por vocês!

Aos amigos, Rubin, Wagner e Dison pela amizade de longa data. Às amigas desde os tempos da graduação, Guto, Gui e Gabi que levo para a vida também.

Às amigas da ESALQ, Camilla, Mariza, Willian e Wilson, pela parceria, incentivo e horas de estudos noite adentro no departamento. Em especial ao amigo Adirson, pelo acolhimento e apoio na vida acadêmica e pessoal.

Aos professores da ESALQ e da FURG, pelo empenho e ensinamentos que contribuíram enormemente para meu desenvolvimento profissional. Em especial aos professores que me incentivaram a seguir na carreira acadêmica, Rodrigo e Vinícius.

Às minhas orientadoras Prof.^a Sílvia e Prof.^a Patrícia, por me guiarem nesta tese, pelos conselhos e dicas para meu amadurecimento profissional. A contribuição de cada uma foi fundamental para essa jornada e as levo como inspiração para minha carreira.

Ao apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), fundamentais para a realização do doutorado.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
Referências	15
2. GESTÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS MARINHOS NO BRASIL: UMA REVISÃO HISTÓRICA DAS INSTITUIÇÕES (1950-2010)	21
Resumo	21
Abstract.....	21
2.1. Introdução.....	22
2.2. Recurso comum sob um cenário desenvolvimentista.....	23
2.3. Metodologia.....	25
2.3.1. Dados quantitativos	26
2.3.2. Análise de quebra estrutural	26
2.4. Resultados.....	28
2.4.1. Urgência do desenvolvimentismo na pesca (1959-1967).....	30
2.4.2. Ampliação de incentivos fiscais e de crédito (1968-1976).....	31
2.4.3. Maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca (1977-1989).....	32
2.4.4. Menor disponibilidade de recursos mais preocupação ambiental (1990-2010)	33
2.5. Discussão	35
2.6. Considerações finais	38
Referências	41
3. ECOSYSTEM-BASED FISHERIES MANAGEMENT: UMA ANÁLISE DA TEORIA DO PORTIFÓLIO APLICADO AO RECURSO MARINHO DO LITORAL-CENTRO DE SÃO PAULO.....	45
Resumo	45
Abstract.....	45
3.1. Introdução.....	46
3.2. EBFM: o potencial benefício.....	47

3.3. Abordagem EBFM: os critérios da implementação	49
3.3.1. Estudos de Caso: do circunstancial à adoção formal.....	51
3.3.2. Panorama geral brasileiro	53
3.4. A Teoria do Portfólio aplicada à pesca.....	56
3.4.1. Estrutura da análise.....	57
3.4.1.1. Otimização pela matriz de covariância.....	57
3.4.1.2. Otimização pela matriz de semicovariância	59
3.5. Base de dados	61
3.5.1. Descrição do Sistema.....	61
3.5.2. Estatística descritiva	63
3.6. Resultados.....	69
3.6.1. Fronteira de Eficiência	69
3.6.2. Hiato do Risco	73
3.6.3. Análise da participação de cada espécie.....	75
3.7. Considerações finais	83
Referências	84
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE.....	89
APÊNDICES	93
ANEXOS	107

RESUMO

Instituições, risco e pesca marinha no Brasil: uma contribuição à gestão financeira da atividade através de bases ecossistêmicas

Diante das particulares características econômicas dos recursos pesqueiros e das dificuldades para a gestão que estes aspectos impõem, um expressivo segmento da Economia da Pesca empenha-se no estudo das instituições e nas ferramentas que elas dispõem para conduzir o recurso ao uso sustentável. A falta de aderência às regulações das abordagens tradicionais, tem levado a literatura a uma ruptura de análise que passa a considerar, basicamente, três suportes na formulação das políticas e do ambiente institucional: econômico, ambiental e social. No Brasil, grande parte das medidas institucionais estão voltadas a análise tradicional e pouco esforço se tem dado para adaptar essa nova abordagem. Dessa forma, a tese buscou analisar a pesca marinha no Brasil através da evolução do ambiente institucional, conectando o surgimento da organização do setor com a atual preocupação da sustentabilidade ecossistêmica. Para tanto, foram realizados dois artigos. O primeiro consiste numa revisão histórica sobre as instituições ligadas à pesca marinha no Brasil, auxiliada por um modelo de quebra estrutural, a fim de detectar mudanças significativas na captura do setor. A série de captura utilizada foi consultada através do Instituto de Pesca de São Paulo para o período 1950-2010. Conforme o modelo de Bai e Perron (2003), o estudo se concentrou em 4 eventos considerados marcantes no desempenho do setor: urgência do desenvolvimentismo na pesca; ampliação de incentivos fiscais e de crédito; maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca; menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental. Diante disso, é observado que as ações institucionais e políticas voltaram-se para os objetivos de produção, em vez da mitigação dos custos sociais e ambientais. Em seguida, é abordado como estes eventos explicam a postura institucional atual e as principais políticas. O segundo estudo, por sua vez, frente as políticas vigentes no setor, tem como objetivo introduzir ferramentas de avaliação da Gestão Ecossistêmica da Pesca (EBFM) para a pesca no Brasil. Para tanto, foi adaptado um modelo de otimização de portfólio aos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo. As informações utilizadas foram coletadas por meio do Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Instituto de Pesca de São Paulo (PMAP IP-SP) para o período de 2008-2020. A partir das métricas de risco adotadas, três indicadores são debatidos: fronteira de eficiência, hiato do risco e a participação das espécies na seleção do portfólio. A partir da avaliação da otimização do risco financeiro, da projeção de cenários e análise do hiato do risco frente a mudanças comerciais, legais e biológicas, numa escala multi-espécies, é possível destacar as perspectivas que essas ferramentas criam para auxiliar na gestão do setor.

Palavras-chave: Economia da pesca, Pesca marinha, Instituições, Análise de portfólio, EBFM

ABSTRACT

Institutions, risk and marine fishery in Brazil: a contribution to the financial management of the activity through ecosystem bases

In view of the particular economic characteristics of fisheries resources and the difficulties for management that these aspects impose, an expressive segment of Fisheries Economics is committed to the study of institutions and the tools they have to lead the resource to sustainable use. The lack of adherence to the regulations of traditional approaches has led the literature to a rupture of analysis that starts to consider, basically, three supports in the formulation of policies and the institutional environment: economic, environmental and social. In Brazil, most institutional measures are focused on traditional analysis and little effort has been made to adjust this new approach. In this way, the thesis sought to analyze marine fisheries in Brazil through the evolution of the institutional environment, connecting the emergence of the organization of the sector with the current concern of ecosystem sustainability. To this end, two articles were carried out. The first consists of a historical review of the institutions linked to marine fisheries in Brazil, aided by a structural break model, to detect significant changes in the capture of the sector. The capture series used was consulted through the Instituto de Pesca de São Paulo for the period 1950-2010. According to the model of Bai and Perron (2003), the study focused on 4 events considered to be significant in the sector's performance: the urgency of developments in fisheries (1959-1967); the increase of tax and credit incentives (1968-1976); the maturation of investments and use of FASET/Pesca (1977-1989); less resources and more environmental concern (1990-2010). Given this, it is observed that institutional and political actions have focused on production objectives, instead of mitigating social and environmental costs. Then, it is discussed how these events explain the current institutional posture and the main policies. The second study, in turn, in view of the current policies in the sector, aims to introduce tools for the assessment of Ecosystem-Based Fisheries Management (EBFM) for fisheries in Brazil. To this end, a portfolio optimization model was adapted to the fisheries resources in the central coast of the state of São Paulo. The information used was collected through the Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Instituto de Pesca de São Paulo (PMAP IP-SP) for the period 2008-2020. Based on the risk metrics adopted, three indicators are discussed: efficiency frontier, risk gap and the participation of species in portfolio selection. From the evaluation of financial risk optimization, the projection of scenarios and analysis of the risk gap in the face of commercial, legal and biological changes, on a multi-species scale, it is possible to highlight the perspectives that these tools create to assist in the management of the sector.

Keywords: Fisheries economics, Marine fishing, Institutions, Portfolio analysis, EBFM

1. INTRODUÇÃO

Ainda que os bens e serviços ecossistêmicos providos pelos oceanos sejam historicamente demandados pela sociedade (Borja et al., 2020b; Inniss et al., 2017; IOC-UNESCO, 2021; Ryabinin et al., 2019), são relativamente recentes estudos que possibilitam estimar os seus benefícios à vida humana (Selig et al., 2019) e sistematizar os custos de seu consumo para o meio ambiente (Halpern et al., 2008). Significativa parte dessa inércia surge pela dificuldade intrínseca de internalizar por completo os custos e benefícios associados a um sistema natural (Inniss et al., 2017). Nos sistemas oceânicos, essa dificuldade levou a subestimar os benefícios da capacidade dos oceanos em mitigar os efeitos das mudanças climáticas, prover alimento e viabilizar fontes de energia alternativas (IOC-UNESCO, 2021) e negligenciar custos, que se traduzem em diminuição dos estoques pesqueiros, poluição, acidificação das águas, por exemplo (Lotze et al., 2018).

O desafio de prever e medir esses efeitos justifica a ação de instituições, cientistas e *policymakers* para conduzir de forma sustentável o uso do ecossistema (Gelcich e O’Keeffe, 2016), pois, principalmente os custos, quando negligenciados, podem desencadear fenômenos ambientais irreversíveis (Ostrom, 2002).

Um dos mais recentes esforços para contabilizar essas relações foi realizado pela Comissão Oceanográfica Intergovernamental (IOC) da UNESCO¹, em 2017, ao anunciar a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (Década do Oceano) no período 2021 e 2030. A Década do Oceano, então, favorece o campo da pesquisa e desenvolvimento na interação entre ecossistema oceânico e sociedade. A ideia de “a ciência que precisamos para o oceano que queremos” revela o compromisso do programa com o levantamento de base de dados e informações que tornem mais previsíveis os impactos da ação humana nos oceanos e que fortaleçam decisões de gerenciamento baseadas na ciência.

Especificamente, a iniciativa da Década do Oceano busca tornar a ciência do oceano (da esfera biológica à esfera social) funcional às decisões e colaborativa aos objetivos da Agenda 2030 (IOC-UNESCO, 2021). Para tanto, o programa conduz o conhecimento científico do ecossistema oceânico a partir de três pontos (Borja et al., 2020b; IOC-UNESCO, 2021), que resumidamente se apresentam como:

¹ Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.

- Identificar o conhecimento concreto e o necessário para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), ao passo que possibilite a construção de uma base de informações. Este estágio estaria empenhado em diagnosticar lacunas do conhecimento e da produção científica dos oceanos e, a partir disso, propor critérios que orientem a criação de bases de dados para análises biológicas, químicas, sociológicas e econômicas, entre outras.

- Gerar um amplo conhecimento científico do oceano e suas interações com a atmosfera, a criosfera e a sociedade. Utilizando o conhecimento histórico do ecossistema, seriam produzidos estudos e novos modelos capazes de abranger o maior número de aspectos que impactam os oceanos com o compromisso de torná-los “mais previsíveis”.

- Produzir as soluções para o desenvolvimento sustentável a partir da produção científica projetada nos estágios anteriores. A partir da criação de canais de comunicação, expandir o conhecimento da literatura entre *stakeholders* e a comunidade civil. Fortalecer as decisões e facilitar o papel das instituições. E, por fim, tornar públicos e acessíveis os dados levantados.

Tais aspectos, além de orientar o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), auxilia no entendimento das questões do oceano e dos serviços ecossistêmicos associados. Ainda, do ponto de vista econômico, o desenvolvimento desses pontos auxiliaria na internalização de diversos efeitos das atividades ligadas ao ecossistema, conduzindo o uso e exploração destes serviços a níveis sustentáveis.

Dentre as atividades humanas relacionadas aos oceanos (como transporte e turismo), a pesca é a mais amplamente explorada (Jennings e Kaiser, 1998). Em 2018, a pesca marinha mundial registrou 84,4 milhões de toneladas capturadas, o que representa, em preços de primeira venda, uma produção de 151 bilhões de dólares (FAO, 2020). Além dos benefícios econômicos da produção, Selig et al. (2019) apontam que, ao menos, 500 milhões de pessoas no mundo têm alto grau de dependência dos nutrientes do mar, evidenciando que esta atividade também é chave para garantir a segurança alimentar e contribuir na melhoria nutricional – atendendo ao ODS 02.

Em contrapartida a estes benefícios, a ação de captura pode gerar um conjunto de externalidades negativas ao ecossistema costeiro e marinho. Por exemplo, populações das espécies-alvo podem sofrer mudanças estruturais ocasionadas tanto pela

perturbação das relações presa-predador, como pela seleção de indivíduos que o aparato de pesca induz (Inniss et al., 2017). Já espécies secundárias podem ser capturadas acidentalmente e podem sofrer os mesmos efeitos estruturais das espécies desejadas (Lewison et al., 2004). Além disso, deve-se ressaltar o efeito das emissões de gases do efeito estufa (GEE) pelas embarcações pesqueiras de motor a óleo (Parker et al., 2018), e os impactos físicos do equipamento de pesca que empobrecem e comprometem o habitat marinho (Pitcher et al., 2017).

Diante desses exemplos de externalidades, o custo ambiental da pesca ainda pode ser amplificado em situações de sobrepesca. Modelos tradicionais (Gordon, 1954; Schaefer, 1954; Smith, 1969) preveem situações em que o nível de atividade se encontra acima do Máximo Rendimento Sustentável (MSY). Há uma vasta literatura que segue a orientação desses trabalhos e, por meio de modelos de rendimento sustentável em estoques únicos, observa o fenômeno do sobreuso do recurso pesqueiro em diferentes períodos, regiões e escalas (Dichmont et al., 2010; Grafton et al., 2007) com o propósito de diagnosticar ou prever processos irreversíveis no ambiente marinho.

Por conta disso, na prática, a *Food and Agriculture Organization* (FAO) direciona o Código de Conduta da Pesca Responsável, de 1995, e as Medidas do Estado de Porto Destinadas a Prevenir, Impedir e Eliminar a Pesca Ilegal Não Declarada e Não Regulamentada, de 2009, como acordos globais que buscam preservar a biodiversidade e os oceanos, garantindo um fluxo de longo prazo dos benefícios da pesca (Borja et al., 2020a; Ortiz, 2016). Para que isso ocorra, o esforço sobre a atividade pesqueira deve ser direcionado a níveis compatíveis às capacidades dos estoques (Walters et al., 2005).

Os incentivos econômicos que levam às situações de sobrepesca decorrem das particularidades de um sistema de Propriedade Comum (Conrad e Rondeau, 2020). Gordon (1954) já apontava para a iminente deterioração do recurso pesqueiro sob condições adversas de propriedade. Hardin (1968) sintetizou esse fenômeno na metáfora da Tragédia dos Comuns que, em resumo, expõe a fragilidade de um sistema compartilhado, em que, pela natureza do recurso, sua exploração tende a ser ampliada, levando-o à degradação². A analogia, portanto, serve para salientar as consequências do descompasso entre a racionalidade individual e coletiva (Feeny et al., 1990).

² A Lógica da Ação Coletiva e O Dilema dos Prisioneiros, são construções semelhantes da Tragédia dos Comuns. Ostrom (1990) traça um paralelo entre elas revelando que a ação de um indivíduo, ainda que racional, pode não beneficiar o grupo. Seja pelas características do grupo, seja por conta da melhor

Assim, Ostrom (2003; 1990) explica o conceito do bem de Propriedade Comum a partir de duas características: (1) Não-exclusividade e (2) Rivalidade. A primeira reflete o problema de exclusão de potenciais usuários do bem, posto que este já foi ofertado pela natureza, por exemplo. Especificamente, Ostrom (1990) relata a dificuldade de regras viáveis serem aplicadas no sentido legal e econômico, dados os atributos físicos e institucionais do recurso. A rivalidade, por sua vez, indica a situação de subtração da utilidade do recurso entre os indivíduos, isto é, o consumo do recurso por parte de um agente, afeta o consumo dos demais. De acordo com Ostrom et al. (1994), os bens podem ser classificados de acordo com a possibilidade de sua exclusão e o nível de rivalidade no consumo entre os agentes, conforme adaptado na Tabela 1.1.

Tabela 1.1. Classificação geral dos bens

	Rivalidade		
	Baixa	Alta	
Exclusão	Difícil	Bem Público	Bem Comum
	Fácil	Bem Tributável	Bem Privado

Fonte: Adaptado de Ostrom et al., 1994

Pela tabela, nota-se que o consumo do bem de propriedade comum tem o mesmo aspecto de rivalidade no consumo dos bens privados, ao passo que compartilha a mesma dificuldade de exclusão de um bem público (Ostrom et al., 1994). Nesta mesma lógica, Cornes e Sandler (1996, 1984) apontam para a ocorrência de certos bens que compartilham características de bens públicos e privados. Por meio de extensões de modelos sobre provisão de bens públicos, esses autores propõem mudanças que geram conflitos, resultando em múltiplas situações de equilíbrio. A partir dessas variações, referem-se a natureza dos tais bens como bens públicos impuros. Murty (1994), então, indica que os bens de propriedade comum pertencem a esse grupo, pois estão em uma posição intermediária entre o direito de propriedade privado - de uso exclusivo de quem o detém-, e o direito de propriedade a todos, conforme Stevenson (1991).

estratégia para o coletivo não ser factível, a soma das racionalidades individuais não beneficia o grupo. Ver Olson (1971) e Gibbons (1992) .

A conjugação de aspectos públicos e privados, sobretudo os que direcionam à não-exclusividade e rivalidade, é o fundamento que desencadeia a sobre-exploração do recurso comum (Ostrom et al., 1994). Seguidamente, a literatura aponta como exemplo de problemas dessa natureza os que incidem sobre os recursos pesqueiros (Acheson, 2011; Berkes, 1985a, 1985b; Feeny et al., 1990; Gordon, 1954; Hardin, 1968; Jentoft, 2004, 1989). Berkes e Kence (1987), de uma maneira abrangente, afirmam que os recursos oceânicos devem ser reconhecidos como “patrimônio comum da humanidade”, isto é, um recurso de propriedade comum em nível global. Questões como vigiar uma extensão costeira e contabilizar precisamente a biomassa numa certa região são a manifestação clara dos aspectos apontados acima e tornam-se grandes desafios à gestão pesqueira.

Historicamente, porém, a solução deste impasse já pareceu mais óbvia. Ostrom (1990) comenta que as recomendações para evitar a Tragédia foram, por décadas, antagonizadas por estatização e privatização do recurso. Contudo, mais recentemente, a literatura aponta para experiências locais de sucesso, via grupos de gestão compartilhada (Acheson, 2011; Jentoft, 2004; Ostrom, 2003, 1990; Ostrom et al., 1994; Berkes e Kence, 1987). Ostrom (1998, 1990) acentua esses resultados ao indicar que é possível a propriedade comunal gerir os recursos de maneira satisfatória. Stevenson (1991) corrobora o argumento apresentando que, no campo econômico, os pontos de vista neoclássico e institucionalista reportam soluções teóricas desse tipo.

Ainda que as soluções conflitassem entre uma solução por um governo central que tome decisões acerca de cada unidade extraída ou uma solução pela divisão de direitos bem definidos para exploração de agentes privados, ou, ainda, por medidas intermediárias desses extremos, todas as alternativas consideram implicitamente a necessidade de um aparato institucional capaz de gerir ou definir direitos de uso do recurso (Ostrom, 1990). As análises de Kiser e Ostrom (1982, 1987), expressam as iniciais e importantes contribuições para o entendimento do papel institucional de gestão dos *commons*.

Acheson (2006) destaca o papel das instituições na pesca e adverte que a sobre-exploração do recurso é, em grande parte, reflexo de falhas na condução destas (sobretudo das instituições formais). Jentoft (2004) afirma que, de um lado, as instituições podem, então, ser o problema das questões de sustentabilidade da pesca; enquanto, de outro, podem propiciar soluções. O que se revela é que as instituições e

práticas de gerenciamento são pontos de partida para o entendimento dos problemas de eficiência e sustentabilidade do recurso pesqueiro.

Portanto, de um ponto de vista geral, a pesca é organizada sobre um sistema favorável à sobre-exploração do recurso que, por sua vez, catalisa os custos sociais e ambientais associados à atividade. A solução para este desafio passa, sobretudo, por um arranjo institucional capaz de planejar abordagens adequadas às características do recurso, que resultem em políticas efetivas e aderentes à realidade. Diante disso, esta tese busca examinar as ações das instituições brasileiras em relação ao recurso pesqueiro marinho, avançando sobre a discussão de novas perspectivas a partir da abordagem ecossistêmica.

Para tanto, o Capítulo 2 faz uma análise histórica da atividade pesqueira no Brasil. Sob a perspectiva da gestão de um recurso de propriedade comum, mas, também, de um projeto nacional de industrialização, avaliam-se as ações das instituições formais envolvidas na pesca. Por meio da análise de quebra estrutural da série de captura para o período entre 1950 e 2010, o estudo destaca os quatro principais eventos do setor neste período, à medida que debate a forma de abordagem das instituições e aspectos da política pesqueira em cada um deles.

A partir disso, o Capítulo 3 amplia essa discussão ao envolver fundamentos da abordagem ecossistêmica. Diante da dinâmica entre as espécies e das estratégias de captura pesqueira, essa abordagem permite revelar efeitos que não são detectados pela análise de espécie-alvo, uma vez que considera o encadeamento biológico e comercial das espécies. Para tanto, a análise considera dados de desembarque e receita da pesca industrial do litoral-centro do estado de São Paulo, no período 2009 e 2020. Em seguida, aplica-se a estrutura de análise de portfólio a fim de comparar níveis de risco e participação das espécies na estratégia de captura.

Este trabalho está formatado com a seguinte disposição: esta Introdução Geral que apresenta, brevemente, a relação da pesca e as instituições que gerenciam o recurso comum; o Capítulo 2, “Mudanças no uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil: uma análise de quebra estrutural na política pesqueira -1950/2010”, que procura resgatar o histórico das ações institucionais sobre a atividade; o Capítulo 3, “*Ecosystem-Based Fisheries Management*: uma análise da Teoria do Portfólio aplicado ao recurso marinho do litoral-centro de São Paulo”, adota uma perspectiva ecossistêmica das questões da

pesca. Por fim, o Capítulo 4 tece considerações finais e recomendações com base nos desenvolvimentos dos capítulos anteriores.

Referências

- Acheson, J.M., 2011. Ostrom for anthropologists. *Int. J. Commons* 5, 319–339. <https://doi.org/10.18352/ijc.245>
- Acheson, J.M., 2006. Institutional failure in resource management. *Annu. Rev. Anthropol.* 35, 117–134. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123238>
- Berkes, F., 1985a. The common property resource problem and the creation of limited property rights. *Hum. Ecol.* 13, 187–208. <https://doi.org/10.1007/BF01531095>
- Berkes, F., 1985b. Fishermen and ‘ The Tragedy of the Commons ’ Fishermen and ‘ The Tragedy of the Commons ’. *Environ. Conserv.* 12, 199–206.
- Berkes, F., Kence, A., 1987. Fisheries and the Prisoner’s Dilemma Game: Conditions for the Evolution of Cooperation among Users of Common Property Resources. *J. Pure Appl. Sci.* 20, 209–27.
- Borja, A., Santoro, F., Scowcroft, G., Fletcher, S., Strosser, P., 2020a. Editorial: Connecting People to Their Oceans: Issues and Options for Effective Ocean Literacy. *Front. Mar. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00837>
- Borja, A., White, M.P., Berdalet, E., Bock, N., Eatock, C., Kristensen, P., Leonard, A., Lloret, J., Pahl, S., Parga, M., Prieto, J.V., Wuijts, S., Fleming, L.E., 2020b. Moving Toward an Agenda on Ocean Health and Human Health in Europe. *Front. Mar. Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00037>
- Conrad, J.M., Rondeau, D., 2020. *Natural resource economics*. Cambridge University Press, New York.
- Cornes, R., Sandler, T., 1996. *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9781139174312>

- Cornes, R., Sandler, T., 1984. Easy Riders, Joint Production, and Public Goods. *Econ. J.* 94, 580. <https://doi.org/10.2307/2232704>
- Dichmont, C.M., Pascoe, S., Kompas, T., Punt, A.E., Deng, R., 2010. On implementing maximum economic yield in commercial fisheries 107, 16–21. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912091107>
- FAO, 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020, The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Feeny, D., Berkes, F., McCay, B.J., Acheson, J.M., 1990. The Tragedy of the Commons: Twenty-two years later. *Hum. Ecol.* 18, 1–19. <https://doi.org/10.1007/BF00889070>
- Gelcich, S., O’Keeffe, J., 2016. Emerging frontiers in perceptions research for aquatic conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 986–994. <https://doi.org/10.1002/aqc.2714>
- Gibbons, R., 1992. *Game Theory for Applied Economists*. Princeton University Press, New Jersey.
- Gordon, H.S., 1954. The economic theory of a common-property resource: The fishery. *Bull. Math. Biol.* <https://doi.org/10.1007/BF02464431>
- Grafton, R.Q., Kompas, T., Hilborn, R.W., 2007. Economics of Overexploitation Revisited. *Science (80-.)*. 318, 25.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C. V., Micheli, F., D’Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. GlobalMapImpactMarineHalpernetal2008. *Science (80-.)*. 319, 948–952.
- Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science (80-.)*.
- Inniss, L., Simcock, A., Ajawin, A.Y., Alcala, A.C., Bernal, P., Calumpong, H.P., ... & Węśławski, J.M., 2017. *The First Global Integrated Marine Assessment*, Cambridge University Press.

- IOC-UNESCO, 2021. Ocean Decade Implementation Plan, IOC Ocean Decade Series. IOC Ocean Decade Series, Paris.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34, 201–212. [https://doi.org/10.1016/s0065-2881\(08\)60212-6](https://doi.org/10.1016/s0065-2881(08)60212-6)
- Jentoft, S., 2004. Institutions in fisheries: What they are, what they do, and how they change. *Mar. Policy* 28, 137–149. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00085-X)
- Jentoft, S., 1989. Fisheries co-management. Delegating government responsibility to fishermen's organizations. *Mar. Policy* 13, 137–154. [https://doi.org/10.1016/0308-597X\(89\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0308-597X(89)90004-3)
- Kiser, L., Ostrom, E., 1982. *The three worlds of action: a metatheoretical synthesis of institutional approaches.* Sage Focus Editions.
- Kiser, L.L., Ostrom, E., 1987. *Reflections on the Elements of Institutional Analysis.*pdf. *Adv. Comp. Institutional Anal.*
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A., 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol. Evol.* 19, 598–604. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
- Lotze, H.K., Guest, H., O'Leary, J., Tuda, A., Wallace, D., 2018. Public perceptions of marine threats and protection from around the world. *Ocean Coast. Manag.* 152, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.11.004>
- Murty, M.N., 1994. Management of common property resources: Limits to voluntary collective action. *Environ. Resour. Econ.* 4, 581–594. <https://doi.org/10.1007/BF00693047>
- Olson, M., 1971. *The Logic of Collective Action: public goods and the theory of groups.* Harvard Economic Studies.
- Ortiz, A.J., 2016. Agreement on Port State Measures to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. *Int. Leg. Mater.* 55, 1157–1179.

<https://doi.org/10.1017/s0020782900030886>

- Ostrom, E., 2003. How types of goods and property rights jointly affect collective action. *J. Theor. Polit.* 15, 239–270. <https://doi.org/10.1177/0951692803015003002>
- Ostrom, E., 2002. Reformulating the Commons. *Ambient. Soc.* 10, 208–213. <https://doi.org/10.1007/BF00333956>
- Ostrom, E., 1998. A Behavioral Approach to the Rational Choice Theory of Collective Action: Presidential Address, American Political Science Association, 1997. *Am. Polit. Sci. Rev.* 92, 1–22. <https://doi.org/10.2307/2585925>
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons*, Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511807763>
- Ostrom, E., Gardner, R., Walker, J., 1994. *Rules, Games, and Common-Pool Resources.*, The University of Michigan Press. The University of Michigan Press. <https://doi.org/10.2307/2235179>
- Parker, R.W.R., Blanchard, J.L., Gardner, C., Green, B.S., Hartmann, K., Tyedmers, P.H., Watson, R.A., 2018. Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nat. Clim. Chang.* 8, 333–337. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0117-x>
- Pitcher, C.R., Ellis, N., Jennings, S., Hiddink, J.G., Mazor, T., Kaiser, M.J., Kangas, M.I., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Rijnsdorp, A.D., Suuronen, P., Collie, J.S., Amoroso, R., Hughes, K.M., Hilborn, R., 2017. Estimating the sustainability of towed fishing-gear impacts on seabed habitats: a simple quantitative risk assessment method applicable to data-limited fisheries. *Methods Ecol. Evol.* 8, 472–480. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12705>
- Ryabinin, V., Barbrière, J., Haugan, P., Kullenberg, G., Smith, N., McLean, C., Troisi, A., Fischer, A.S., Aricò, S., Aarup, T., Pissierssens, P., Visbeck, M., Enevoldsen, H., Rigaud, J., 2019. The UN decade of ocean science for sustainable development. *Front. Mar. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00470>

- Schaefer, M.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Trop. Tuna Comm. Bull.* 1, 23–56.
- Selig, E.R., Hole, D.G., Allison, E.H., Arkema, K.K., McKinnon, M.C., Chu, J., de Sherbinin, A., Fisher, B., Glew, L., Holland, M.B., Ingram, J.C., Rao, N.S., Russell, R.B., Srebotnjak, T., Teh, L.C.L., Troëng, S., Turner, W.R., Zvoleff, A., 2019. Mapping global human dependence on marine ecosystems. *Conserv. Lett.* 12, 1–10. <https://doi.org/10.1111/conl.12617>
- Smith, V.L., 1969. On Models of Commercial Fishing. *Fish. Econ.* 77, 163–180. <https://doi.org/10.4324/9781315193182-11>
- Stevenson, G.G., 1991. Common Property Economics, *Cambridge Journal of Economics*. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511528361>
- Walters, C.J., Christensen, V., Martell, S.J., Kitchell, J.F., 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment 568, 558–568. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.005>

2. GESTÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS MARINHOS NO BRASIL: UMA REVISÃO HISTÓRICA DAS INSTITUIÇÕES (1950-2010)

Resumo

Este artigo tem a finalidade de revisar as ações das instituições ligadas à pesca no Brasil entre 1950 e 2010. Essa análise é apoiada à aplicação do modelo de quebra estrutural de Bai e Perron (2003) a dados históricos de captura marinha do Instituto de Pesca de São Paulo. A discussão está centrada em eventos específicos desse período: *urgência do desenvolvimentismo na pesca; a ampliação de incentivos fiscais e de crédito; maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca; menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental*. Da primeira iniciativa de organização institucional do setor pesqueiro (que possibilitou os estímulos financeiros de curto e longo prazo) até a grande mudança institucional dos anos 90 (a partir da criação do IBAMA), é apontado como o papel das instituições concentrou-se em políticas produtivistas em vez da conduta voltada a mitigação de custos sociais e ambientais. A partir dessa análise, o estudo busca apresentar como este encadeamento de eventos condiciona a situação atual da pesca no Brasil e explicar a repercussão disso nas leis de defeso.

Palavras-chave: Economia da Pesca; Instituições; Quebra Estrutural; Política Ambiental.

Abstract

This article aims to review the policy adopted by the governmental institutions in Brazil between 1950 and 2010. The application of the Bai e Perron (2003) model of structural break to historical data of marine capture fisheries provided by the Instituto de Pesca de São Paulo contributes to the analysis. The discussion focuses on specific events of this period: the urgency of developments in fisheries; the increase of tax and credit incentives; the maturation of investments and use of Fiset/Pesca; less resources and more environmental concern. From the first initiative of institutional organization for the fishing sector (providing financial incentives of short and long-term) until the great institutional reform in the 90's (since the creation of IBAMA), it is pointed out how the role of institutions focused on productivist policies instead of conduct aimed at mitigating social and environmental costs.. This analysis searches to explain how this succession of events conditions the current situation of the fisheries policy and laws in Brazil.

Keywords: Fisheries Economics; Institutions; Structural Break; Environmental Policy.

2.1. Introdução

Em virtude do maior entendimento acerca do encadeamento da esfera social e ambiental sobre a economia, é crescente a dificuldade do papel do gestor ambiental, uma vez que a reação das partes interessadas, frente a uma política, é cada vez mais imprevisível (Cilliers et al., 2013). Esta incerteza torna complexa e imprecisa uma ação que visa mudar o uso dos recursos até mesmo no caso de *policy makers* altamente experientes (Kaine et al., 2017).

Assim, valer-se de uma análise histórica, a partir dos termos do debate atual, pode ser um exercício pertinente de reflexão para o aprimoramento das instituições e das políticas ambientais. Nesse sentido, por meio de uma abordagem histórica, este estudo busca apontar e debater eventos relacionados às mudanças político-institucionais e seus efeitos sobre a exploração do recurso pesqueiro marinho no Brasil, entre os períodos de 1950 e 2010. Ao longo dessa revisão, dois aspectos estão rigorosamente sob análise: i) as instituições como construções que cumprem o papel de intermediar conflitos oriundos das características dos recursos de propriedade comum e ii) as instituições como parte de um projeto desenvolvimentista econômico que abrange grande parte do período analisado. Tais fatores mostram-se relevantes na análise pois, enquanto o primeiro está intimamente ligado aos objetivos de equidade, o segundo revela os objetivos de eficiência do uso do recurso como parte de um plano nacional.

Essa análise é auxiliada pelo exame da série de dados de captura de espécies marinhas no Brasil, entre 1950 e 2010, coletada pelo Instituto de Pesca de São Paulo. A utilização dessa variável não somente agrega informações sobre volume e intensidade de pesca para a revisão do tema, como permite também, por meio das metodologias de quebra estrutural (Bai e Perron, 2003; Ploberger e Kramer, 1992; Zeileis et al., 2003) a verificação de mudanças significativas na série de dados e suas respectivas datas.

Assim, ao aprofundar a revisão da literatura sobre a política e as instituições ligadas à pesca por meio da análise de quebras estruturais na série de captura de espécies marinhas no Brasil, foi possível identificar os períodos-chaves da série nos quais a discussão deste estudo tomou foco. Torna-se possível, a partir disso, conectar e diferenciar períodos através dos cenários vigentes e instituições atuantes ao longo dos mesmos.

As datas identificadas na modelagem de quebra estrutural são debatidas à luz da literatura de políticas pesqueiras no Brasil (Abdallah, 1998; Abdallah e Bacha, 1999; Abdallah e Sumaila, 2007; Cyrino, 2018; Goularti Filho, 2002) e revelam, em geral, a preferência pelos objetivos de produção frente aos objetivos ambientais na maior parte do período analisado, uma vez que as instituições ligadas à pesca empenharam mais intensamente a agenda desenvolvimentista do que o papel de intermediação dos conflitos decorrentes da propriedade comum dos recursos pesqueiros marinhos. A permanência desse desequilíbrio ao longo dos anos explica a adoção de medidas reativas por parte do governo e reflete nas leis focadas nas espécies mais comerciais, a fim de reparar os prejuízos ambientais acumulados até os dias de hoje.

2.2. Recurso comum sob um cenário desenvolvimentista

Os desafios teóricos que cercam o gerenciamento do bem de propriedade comum, como o recurso pesqueiro dos oceanos, movimentam uma extensa literatura desde a metade do século XX (Clark, 1985, 1973; Gordon, 1954; Grafton et al., 2007; Smith, 1969). Seja através dos mercados, seja através da construção sociológica dos agentes, busca-se interpretar o comportamento e prever resultados dos indivíduos e firmas que interagem com o Recurso Comum (Common-pool Resource - CPR) (Ostrom et al., 1994).

Por definição, Ostrom (1990) indica que os CPRs são sistemas que ofertam unidades de recursos, a serem usadas como bens de consumo ou insumos de produção, dos quais a demanda por parte de um agente priva a demanda dos demais (Rivalidade). Simultaneamente, os CPRs, em grande parte, caracterizam-se por atributos físicos que permitem vários agentes participarem do sistema que elas ofertam, de maneira que seja virtualmente impossível limitar o uso dos potenciais beneficiários (Não-exclusividade). Portanto, na prática, a adversidade sobre os CPRs surge pelo alto custo de exclusão e a indisponibilidade de divisão do recurso em porções discretas (Runge, 1981; Stevenson, 1991).

Quando os CPRs surgem de estruturas construídas pelo homem, essa adversidade se reflete em efeitos de congestionamento, como ocorreria, por exemplo, num sistema de irrigação ou numa plataforma *mainframe* (Ostrom, 2002). Quando surgem de maneira natural, como nos recursos pesqueiros e florestais, além do

congestionamento, a sobre-exploração atenta contra a capacidade do recurso se renovar (Ostrom, 1990).

Desse impasse e do risco de assumir consequências irreversíveis, Ostrom (2002) sintetiza que, do ponto de vista da Teoria do Recurso Comum, torna-se fundamental que as instituições e o *design* político, ligados à administração do recurso, proponham medidas que afastem os agentes da produção excessiva de externalidades. Dentro do mapa conceitual da Análise Institucional e Desenvolvimento³ (*Analysis Institutional and Development- IAD*), as regras aplicadas compõem, juntamente com os atributos físicos do CPR e o contexto socioeconômico dos agentes que exploram o Recurso, as variáveis fundamentais para entender a produção associada ao bem de propriedade comum e como aproximá-la de um resultado sustentável.

Por outro lado, no Brasil, o corpo institucional ligado à administração de recursos naturais disputou, por mais de meio século, os propósitos de conservação com os propósitos do desenvolvimentismo econômico. O conflito se explica, em grande parte, pela vocação histórica da economia brasileira em desenvolver-se justamente pelo uso intensivo de recursos naturais (Furtado, 2007).

Mesmo diante de um modelo de crescimento via setor industrial, os recursos naturais desempenhavam um importante papel, tanto para a importação dos bens de capital, como constituindo matéria prima das indústrias nascentes (Abreu, 2014; Furtado, 2007). Assim, quando o plano do desenvolvimentismo para o Brasil toma forma, em 1930, também iniciam os primeiros esforços de regulamentação sobre apropriação dos recursos naturais dentro do processo de industrialização (Ferreira e Salles, 2017; Peccatiello, 2011).

Neste período, surgem o Código das Águas (1934), Código de Mineração (1934), Código Florestal (1934) e o Código da Pesca (1938) (Peccatiello, 2011), com a finalidade de regulamentar o acesso e racionalizar o uso dos recursos (Peccatiello, 2011; Sánchez, 2013). Esse conjunto de códigos formou a base regulatória do gerenciamento moderno, à época, dos recursos naturais no Brasil⁴. Mais tarde, nos anos 60, a estratégia sobre a administração dos recursos passou a contar com a atuação de agências setoriais

³ A Análise Institucional e Desenvolvimento é uma ferramenta desenvolvida por Ostrom ao longo de sua pesquisa sobre os commons. Catalogando uma extensa literatura sobre casos de recursos comuns, Ostrom propõe um padrão de análise. Ver Ostrom et al. (1994 p.37).

⁴ O termo moderno é usado para contrastar às medidas do Brasil pré-republicano. Como, por exemplo, a criação da Capitania dos Portos, em 1846, que registrou pescadores e embarcações envolvidos na atividade.

que, em grande parte, incorporam o conteúdo dos códigos, tais como o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (1967) e a Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (1967). Nos anos 70, a legislação ambiental, no geral, foi pautada por demandas de acordos internacionais, sobretudo, voltadas para os desafios de poluição e pouco pelas questões dos recursos naturais (Ferreira e Salles, 2017).

Porém, a partir dos anos 80, toma corpo uma relevante demanda socioambiental derivada de movimentos ambientais da década anterior. Isto contribuiu para a inauguração da Lei nº 6.938 (Brasil, 1981), que não só criou a Política Nacional do Meio Ambiente com competências de elaboração das políticas e coordenação do institucional, mas, também, enquadrava o Estado às mesmas regras da legislação ambiental do setor privado (Peccatiello, 2011). Tais aspectos, possivelmente, oportunizaram às questões ambientais uma maior atenção na nova constituição brasileira, promulgada em 1988, que passa a atuar efetivamente a partir dos anos 90.

De maneira geral, o problema dos recursos comuns foi, em alguma medida, amparado pela legislação nacional e pelas instituições durante esses períodos. Contudo, o atraso da formação de uma consciência ambiental, por parte da sociedade, impediu a adoção de medidas sistemáticas de controle ambiental (Ferreira e Salles, 2017). Nesse sentido, por um longo período, os esforços para resolver as questões ambientais parecem ter sido sobrepujados pela agenda de crescimento econômico e produção (Peccatiello, 2011).

2.3. Metodologia

Sob o desafio institucional da gestão do recurso pesqueiro e o contexto político-econômico do desenvolvimentismo, o estudo avalia a conduta das instituições ligadas a pesca entre 1950 e 2010. Por meio da revisão histórica, busca-se evidenciar as políticas direcionadas ao setor e caracterizar os cenários nos quais essas ações foram tomadas, enquanto, por meio da análise de quebra estrutural, propõe-se destacar as medidas de maior impacto dentro desse processo. Na primeira parte do estudo, leva-se em conta a literatura que trata do histórico de políticas e decisões tomadas no setor da pesca do Brasil (Abdallah, 1998; Abdallah e Bacha, 1999; Abdallah e Sumaila, 2007; Cyrino, 2018; Goularti Filho, 2002) e, na segunda, são considerados dados quantitativos da captura de espécies marinhas no litoral brasileiro do Instituto de Pesca Estado de

São Paulo, entre 1950 e 2010, trabalhados na modelagem de quebra estrutural de Bai e Perron (2003).

2.3.1. Dados quantitativos

A fim de verificar se houve efeitos estatisticamente significativos das políticas adotadas para o setor de pesca sobre a produção do setor, foi analisada a série da captura pesqueira marinha no Brasil, correspondente ao período de 1950 a 2010, com periodicidade anual. Tal variável foi extraída do Instituto de Pesca do Estado de São Paulo, que toma por base informações de fontes como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE), o Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) e outros. A série temporal de produção pesqueira pode ser observada na Figura 2.1.

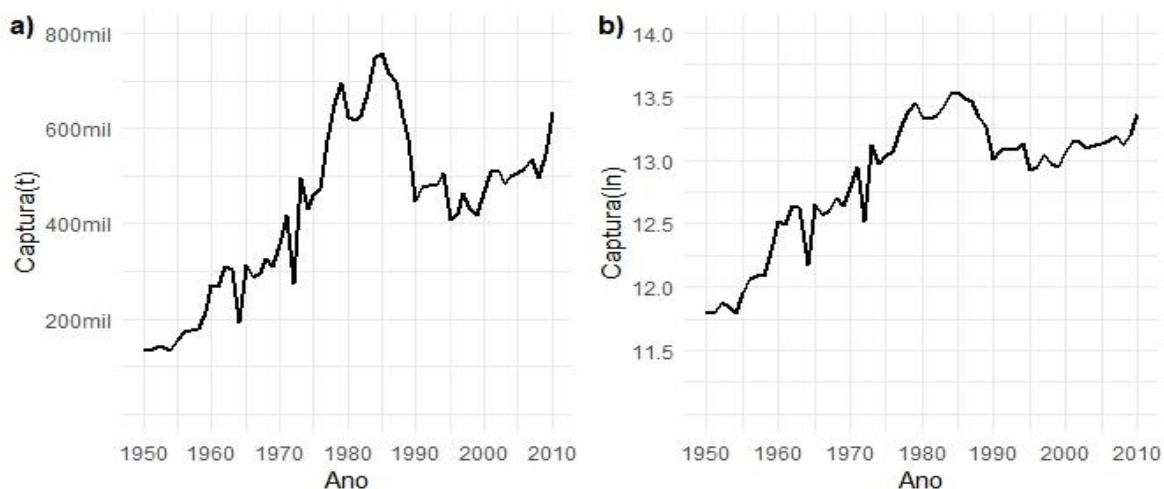


Figura 2.1. a) Série da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010. b) Série da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010, em logaritmo

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do Instituto de Pesca de São Paulo.

2.3.2. Análise de quebra estrutural

Como afirma Hansen (2001), a constância da média, variância e tendência no tempo são hipóteses elementares para a análise de séries temporais. Contudo, a presença de mudança no processo gerador dos dados pode violar o pressuposto da estacionariedade.

A inconsistência nos parâmetros pode ser verificada pelos Testes OLS-CUSUM e Sup-Wald. Ambos os testes impõem valores críticos para as oscilações destes parâmetros na série e, para tanto, como explica Zeileis et al. (2003), partem de uma regressão de MQO comum do tipo:

$$y_i = \beta_i x_i^T + u_i \quad (2.1)$$

Assim, deseja-se testar $H_0: \beta_t = \beta_K \forall i = (1, \dots, n)$, isto é, se a estimação dos parâmetros é constante (razoavelmente) durante o tempo i . Contudo, o Teste Sup-Wald é construído a partir da estatística F, reproduzida para as n_h partições feitas na amostra. Rigorosamente:

$$F_i = \frac{\hat{u}^T \hat{u} - \hat{u}(i)^T \hat{u}(i)}{\hat{u}(i)^T \hat{u}(i) / (n-2k)} \quad (2.2)$$

Seja $i = (n_h, \dots, n - n_h)$ para $n_h \geq k$ e \hat{u} resíduo da regressão, testa-se a hipótese nula de não haver quebra estrutural. O Teste OLS-CUSUM, por sua vez, é a soma acumulada destes resíduos, como aponta Ploberger e Kramer (1992). Baseado na estimação MQO da Equação (2.1), o teste analisa, pelo comportamento do erro, as variações nos parâmetros. A hipótese nula é de não haver quebra estrutural, a qual deve ser rejeitada nos períodos que $W_n^0(t)$ superar o limite da ponte Browniana $W_n^0(t) = W(t) - tW(1)$ ⁵. Portanto:

$$W_n^0(t) = \frac{1}{\hat{\sigma} \sqrt{n}} \sum_{i=1}^{nt} \hat{u} \quad (2.3)$$

Onde, $0 \leq t \leq 1$. Em seguida, pelos critérios de informação e os testes acima, deduzem-se as “ m ” partições a serem testadas no teste de Bai e Perron (2003). O procedimento consiste num desdobramento da Estatística F, que utiliza um algoritmo que minimiza a soma dos quadrados do resíduo (RSS). Zeileis et al. (2003) mostram, então, que os *breakdates*, i , devem minimizar a função objetivo:

$$(\hat{i}_1, \dots, \hat{i}_m) = \underset{(i_1, \dots, i_m)}{\operatorname{argmin}} \operatorname{RSS}(i_1, \dots, i_m) \quad (2.4)$$

⁵ Também chamado de Processo de Wiener, $W(t)$ representa uma variável aleatória com distribuição Normal de $\mu = 0$ e $\sigma_W^2 = \sigma^2(t)$ (Ibe, 2013).

Seja:

$$RSS(i_1, \dots, i_m) = \sum_{j=1}^{m+1} rss(i_{j-1} + 1, i_j) \quad (2.5)$$

O teste de Bai e Perron (2003) ocorre sequencialmente para as hipóteses $H_0: l$ e $H_1: l + 1$ em relação as datas de quebras. O diagnóstico robusto dessas quebras é particularmente importante para a pesquisa, pois, conforme Harrington Jr. (2006), uma quebra estrutural sobre o processo gerador de dados pode atestar, por exemplo, mudanças nas práticas de um mercado sob análise.

Uma vez diagnosticada a presença de mudança no processo gerador da série, constatado o problema de múltiplas quebras e identificadas as datas em que estas ocorreram, é possível delimitar períodos homogêneos para análise. Neste estudo, os períodos homogêneos para análise foram obtidos através dos testes OLS-CUSUM, Estatística F e na minimização da Equação (2.5), referente ao teste Bai e Perron (2003), indicando quatro quebras na série ($m = 4$), conforme detalhado no Apêndice A.

2.4. Resultados

Conforme os testes utilizados, foi observada a presença de mudança significativa na média da série de captura de pescados no Brasil, e constatada a presença de quatro quebras estruturais. Deste modo, torna-se necessário representar a série considerando tais mudanças, gerando-se uma série ajustada (Figura 2.2).

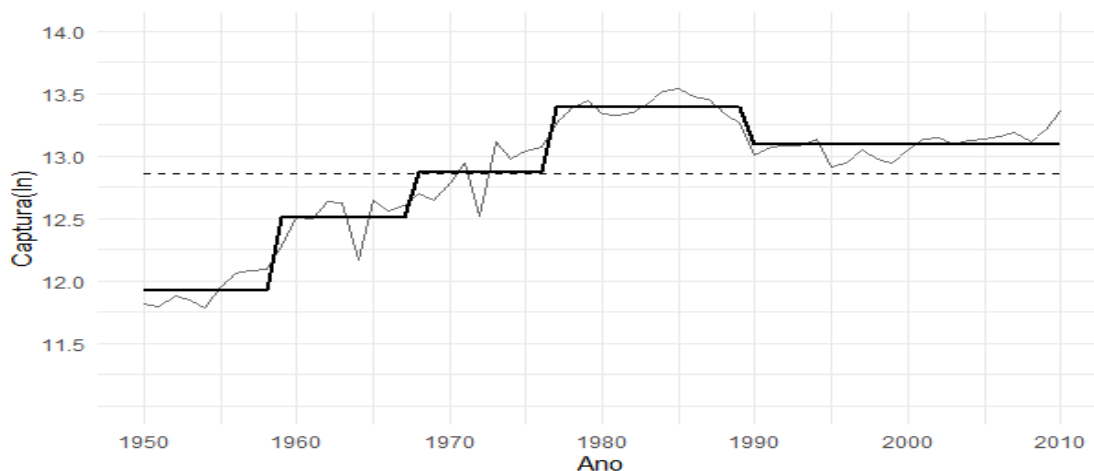


Figura 2.2. Série ajustada da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010, em logaritmo

Fonte: Elaboração própria

A linha contínua representa o ajuste considerando $m = 4$, enquanto a linha tracejada é o ajuste linear das respectivas séries sob $m = 0$ (isto é, sem considerar as quebras). Sob $m = 4$ a série de captura apresenta médias distintas, mas consistentes entre os períodos. Já com $m = 0$, a média não leva em conta as mudanças no processo gerador. Nota-se que cada “degrau” da linha contínua representa uma mudança, significativa estatisticamente, sobre o comportamento da média da captura dos pescados no Brasil. No entanto, as datas dessas quebras são estimadas no processo de iteração e a Tabela 2.1, a seguir, revela o *breakdate* e seu intervalo de confiança a 5% de significância.

Tabela 2.1. Intervalo de Confiança para os *breakdates* da série da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010, em logaritmo

m	Intervalo		
	Limite Inferior	<i>Breakpoint</i>	Limite Superior
1	1957	1958	1959
2	1963	1967	1970
3	1975	1976	1979
4	1987	1989	1990

Fonte: Elaboração própria

A partir da estimação destas quatro datas (1958, 1967, 1976 e 1989) e pela maneira como foi construído o procedimento, infere-se que, nesses pontos, houve eventos que causaram quebras estruturais e, portanto, significativas, na série de captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010. Tais mudanças são observadas pelas diferenças de média em cada novo segmento de quebra, como mostra a Figura 2.2. Dessa forma, a Tabela 2.2 sintetiza a identificação desses períodos e a magnitude dessas mudanças sobre as médias da captura. Portanto, os eventos marcantes que delimitaram os períodos identificados são explicados na sequência.

Tabela 2.2. Quadro-resumo dos resultados a partir dos *breakdates* e a média de cada período da captura do pescado marinho no Brasil, entre o período 1950-2010

Período	Média (t)	Variação (t)	Variação (%)	Explicação sugerida
1950-1958	151.002,4	-	-	-
1959-1967	270.015,1	(+)119.012,7	(+)44,07	Urgência do desenvolvimentismo na pesca
1968-1976	386.965,2	(+)116.950	(+)30,22	Ampliação de incentivos fiscais e de crédito
1977-1989	657.770,1	(+)270.804,9	(+)41,17	Maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca
1990-2010	485.185,3	(-)172.585	(-)35,57	Menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental

Fonte: Elaboração própria

2.4.1. Urgência do desenvolvimentismo na pesca (1959-1967)

Conforme Abdallah e Sumaila (2007) apontam, a pesca foi uma das primeiras atividades produtivas no Brasil. Contudo, até a criação da Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE), em 1962, ela dividia seus objetivos socioeconômicos com os de Defesa propostos pelo Estado. Até a década de 30, como afirma Ramalho (2014), a pesca apresentava um cunho mais de defesa naval do que econômico. Cyrino (2018), nesse sentido, comenta que o período anterior à SUDEPE era marcado por uma legislação fragmentada e conflitiva entre o plano de Defesa e de modernidade produtiva que, de fato, não eram excludentes, mas tornavam a política pesqueira ambígua e sem resultados efetivos.

Dessa época até meados de 1958, há um significativo empenho do Estado em preparar o setor pesqueiro à proposta do desenvolvimentismo nacional. Parte da literatura (Abdallah, 1998; Abdallah e Bacha, 1999; Abdallah e Sumaila, 2007; Goularti Filho, 2002) dá destaque à estruturação legal da pesca, a fim de receber a intervenção desenvolvimentista. De outro lado, Cyrino (2018) e Ramalho (2014), por exemplo, apontam para a influência do Estado na mudança no perfil daqueles agentes envolvidos

na pesca: da mentalidade de subsistência e técnica rudimentar para a modernidade industrial e postura de Patrões da Pesca⁶.

Esse empenho sobre as instituições formais e informais acarretam em um novo momento do setor pesqueiro que reflete em aumento na média de, aproximadamente, 120 mil toneladas de captura (44%) e cria ambiente para o surgimento de grupos de pescadores modernos, apoiados pela lei e pela mentalidade desenvolvimentista. Nesse sentido, Goularti Filho (2002) também afirma que o arranjo institucional desenvolvido até o final da década de 50 é o que capacita a pesca aos saltos produtivos esperados pelas políticas desenvolvimentistas.

A literatura aponta, costumeiramente, como marco da pesca a criação da SUDEPE e a consolidação regulatória do setor. Contudo, o fato do volume de captura ter dobrado num curto período, na década de 50 (1954-1960), dos resultados obtidos com a estimação de *dating* e do argumento de Goularti Filho (2002, p.49) de que “ as elites nativas ligadas ao setor pesqueiro capitalizaram o momento propício e cristalizaram seus anseios na criação da SUDEPE”, corroboram com a narrativa de que o pescador industrial e um relevante sistema produtivo já existiam antes mesmo do corpo de leis que os anunciaram.

2.4.2. Ampliação de incentivos fiscais e de crédito (1968-1976)

Uma vez formalizada a SUDEPE como órgão de regulação e, sobretudo, fomento da atividade pesqueira, o Estado torna-se institucionalmente capaz de incentivar o desenvolvimento do setor. Conforme Cyrino (2018), nesse contexto, há absoluta preferência no projeto desenvolvimentista pela indústria da pesca – em contraste à atividade artesanal – e, por conta disso, os volumosos incentivos financeiros direcionaram-se para esse segmento provocando, assim, um aumento de aproximadamente 116.950 toneladas (30%), em relação ao período anterior.

Abdallah e Sumaila (2007) pontuam que incentivos fiscais e linhas de crédito especiais foram amplamente empregadas a partir da segunda metade da década de 60, em razão do Decreto nº 221 de 1967, que muda o *status* da indústria da pesca para indústria de base. Ambas políticas influenciam significativamente as decisões de

⁶ Patrão da Pesca foi um termo que surgiu para qualificar aqueles pescadores que aderiram às medidas desenvolvimentistas. Em resumo, designava os pescadores produtivos. Ver Cyrino (2018, p.44).

produção do setor pesqueiro, pois, se por um lado, interferem na percepção de lucro e instigam a entrada de *players*, pelo outro, aumentam a intensidade da atividade daqueles que já operam.

Pelo lado fiscal, destaca-se a isenção tributária da renda para o investimento. Tal política consistia, basicamente, em *i*) até 25% na redução do imposto de renda da pessoa jurídica envolvida na atividade pesqueira se, em contrapartida, fosse reinvestido pelo menos 1/3 dessa dedução em projetos de desenvolvimento de captura, industrialização, transporte e comercialização e, também, *ii*) outras isenções sobre taxas e impostos federais de produtos industrializados e equipamentos importados usados como insumo para a pesca industrial. Valores expressivos compuseram essa política, pois, conforme Abdallah e Sumaila (2007), cerca de US\$ 1,130 bilhões⁷ foram empregados durante 20 anos de vigência. Além do barateamento de insumos, que são imediatamente convertidos em atividade (como redes, barcos e outras tecnologias), tais incentivos repercutem ainda na infraestrutura do setor (sistema portuário e de transporte) e refletem no aumento da capacidade de captura no longo prazo.

No lado do crédito, destaca-se a linha de crédito rural. Conforme Abdallah (1998), essa política consiste em empréstimos para o setor agrícola e pesqueiro sob taxas de juros subsidiadas e significativamente menores que as de mercado. Tal linha de crédito abrangia especialmente três linhas de atuação: investimento (novos barcos e infraestrutura), manutenção (compra de redes e pequenos reparos) e comercialização (auxílio de transação e venda do pescado). Conforme Abdallah e Sumaila (2007), até 1997, essa política manteve uma média de US\$ 20 milhões⁸ anuais aplicados.

Portanto, ambas políticas foram direcionadas à pesca com o intuito de amplificar a produção do setor. Esses incentivos, no curto prazo, diminuía o custo da operação ao facilitar a aquisição de insumos e, no longo prazo, aumentava a capacidade física de portos e embarcações.

2.4.3. Maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca (1977-1989)

Embora a validade legal dos incentivos fiscais de 1967 findasse em 1972, conforme o Decreto nº 1.217 de 1972, houve prorrogação até 1977. Assim, uma década

⁷ Valores de 1994.

⁸ Valores de 1994.

se passou sob forte estímulo fiscal e execução dos projetos de infraestrutura industrial da pesca, planejados pela SUDEPE, que vinham a se consolidar durante esse tempo. Goularti Filho (2002), como resultado da maturação desse investimento, comenta sobre a modernização do parque industrial pesqueiro, renovação da frota e a abertura comercial desse mercado na segunda metade da década de 70. Nesse período, também, importantes terminais pesqueiros e entrepostos de pescado reformados voltam a operar e outros são inaugurados: Santos/SP (reformados) e Laguna/SC, Vitória/ES, Soure/PA, Cananéia/SP (inaugurados) (Garcia et al., 2018; SUDEPE, 1979).

Além da infraestrutura adequada e contínua renúncia fiscal, o Decreto nº 1.376, em 1974, anuncia uma nova fonte de investimento para o setor, o Fundo de Investimentos Setoriais da Pesca (FISSET/PESCA), alavancando os resultados da captura em aproximadamente 270.804 toneladas (41%) sobre média. Sob administração financeira do Banco do Brasil e da SUDEPE, o fundo visava ampliar o volume investido dos anos anteriores e, conforme Abdallah (1998), melhorar a eficiência na alocação de recursos.

Assim, é registrado nesse período um relevante aumento da captura pela mudança da percepção de lucro e perspectiva do setor. Contudo, o crescimento da produção pesqueira ficou aquém do esperado (Abdallah, 1998; Abdallah e Bacha, 1999; Goularti Filho, 2002). A explicação para isso passa pelo uso dos recursos do fundo ter sido destinado, na maior parte, a cobrir problemas financeiros de grandes empresas pesqueiras. Nesse sentido, Goularti Filho (2002) e Abdallah (1998) apontam que o FISSET/PESCA aprofundou as distorções de alocação que pretendia sanar.

Questões conjunturais da economia brasileira entre as décadas de 70 e 80, somadas às ineficiências no repasse dos incentivos resultam no engessamento da política pública da pesca nos anos seguintes. A renúncia fiscal prorrogada até 1977 foi estendida, mais uma vez, até 1981 e, em seguida, até 1986, porém com somente a metade da alíquota inicial de 25% (passando para somente 12,5% na redução do imposto de renda) (Abdallah e Sumaila, 2007). Dessa forma, o resultado positivo, em termos de captura, nesse período é consequência de 10 anos de forte presença do Estado e manutenção dos incentivos até ali.

2.4.4. Menor disponibilidade de recursos mais preocupação ambiental (1990-2010)

A partir de 1988 nota-se uma mudança no padrão dos seguidos aumentos da média na captura que caracterizou os períodos anteriores. Verifica-se também uma alteração no empenho político para a amplificação da atividade pesqueira. A razão desse novo resultado se encontra entre dois fatores –ou, ainda, na soma deles-: a restrição do gasto público e a mudança institucional em prol da conscientização da pressão ambiental.

O primeiro motivo estaria atrelado às condições político-econômicas do país no final dos anos 80. O ambiente inflacionário, baixo crescimento econômico e falta de credibilidade nas ações do governo, repercutiu sobre a pesca na dimensão da SUDEPE, pois, segundo Goulart Filho (2002), em 1988 é cortado 69,2% do orçamento da autarquia. Assim, a perda de autonomia e das funções da instituição ocorrem, quase naturalmente, a partir desse corte. O prelúdio dessa drástica mudança ocorre a partir de 1986 com o fim do incentivo de reinvestimento no setor e a contínua ineficiência do órgão em gerir recursos da pesca.

O segundo fator consiste numa mudança de postura por parte do Estado sobre a administração dos recursos ambientais. Nesse sentido, a construção de Unidades de Conservação (UCs) ao longo dos anos 80 (como a Reserva Biológica de Santa Isabel/SE e o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha/PE) denota alguma mudança em direção a consciência sobre os impactos ambientais. O gatilho para essa reflexão, no entanto, não aparenta estar associado somente a isso. A redução na captura, a partir desse evento, revela também o resultado da sobre-exploração da atividade até os anos 80 (Abdallah, 1998; Abdallah e Bacha, 1999; Abdallah e Sumaila, 2007). Nesse sentido, Abdallah (1998) aponta que o amplo e contínuo estímulo fiscal iniciado nos anos 60 causou pressão sobre os estoques pesqueiros, culminando na baixa produtividade a partir de 1986.

Qualquer que seja o mais relevante dos fatores, houve uma diminuição na média do volume capturado de 172.585 toneladas (retração de 35% da captura) e culminou na dissolução da SUDEPE. Assim, surge um novo órgão regulador em 1989, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Sob uma nova perspectiva do setor, o IBAMA empenha-se nas questões de regulação e normatização do setor pesqueiro e não mais na função de órgão de fomento da atividade (Goulart Filho, 2002). Questões executivas de fiscalização e punição também ficaram a cargo desta Instituição que resultaram na aplicação e construção das primeiras leis de

defeso de espécies marinhas. No geral, nesse período, avançou-se na clareza de leis e estruturas legais que, de alguma forma, favorecessem os estoques pesqueiros.

2.5. Discussão

No que se refere ao papel das instituições e os instrumentos de políticas adotados que este estudo levanta, o que se verifica é uma prevalência ao fomento das funções produtivas motivadas por um plano econômico de desenvolvimento, que prevaleceu nas décadas de 50 a 70, sobre as funções de moderação de conflitos oriundos da propriedade comum dos recursos pesqueiros marítimos. Portanto, além da percepção de conflito entre essas condutas – de um lado a busca do desenvolvimento, e de outro, da racionalização do recurso de propriedade comum -, este estudo aponta para o desequilíbrio entre elas. Tais aspectos parecem ser centrais para o entendimento da evolução das instituições no setor pesqueiro dos anos 50 até os dias atuais.

O contraste nas ações das instituições assemelha-se ao *tradeoff* de eficiência e equidade no sentido amplo das políticas dos recursos naturais. Neste caso, a eficiência referindo-se às políticas de melhor performance na alocação deste recurso, e a equidade, a maneira com que os custos (ambientais e sociais) dessa otimização recaem sobre a sociedade e sobre as próximas gerações. Enquanto a abordagem desenvolvimentista buscou, através dos recursos naturais, eficiência para garantir crescimento econômico até 1989, as regulamentações e os mecanismos de distribuição de custos -como multas e punições legais- projetados e aplicados a partir dos anos 90, pretendiam estabelecer equidade (sobretudo intergeracional).

Dessa forma, Kaine et al. (2017) argumentam da dificuldade intrínseca na proposição de um *policy design* claro e preciso para recursos naturais. Haveman (1973) e Daigneault et al. (2017), por exemplo, destacam que envolver o processo de tomada de decisão, simultaneamente, com questões de equidade e eficiência dentro da política se apresenta como um grande entrave. Dessa forma, quando é analisado o período da “urgência do desenvolvimentismo na pesca” no Brasil, deve-se considerar que toda a reflexão do *policy design* da pesca está sendo feita por instituições incipientes e *policy makers* sob mentalidade desenvolvimentista. Tal cenário criou medidas controversas e entre elas a própria criação da SUDEPE. Nesse sentido, Goularti Filho (2002, p. 45) questiona “como pode o mesmo órgão fiscalizar e fomentar?”

No entanto, a justificativa para a tomada de decisão sobre a intervenção por parte do Estado deve estar relacionada com a comparação dos benefícios e custos totais dessa mudança (Kaine et al., 2017). Assim, ainda que os benefícios econômicos sejam tangíveis (através da produção e empregos, por exemplo), os custos ambientais devem ser rigorosamente diagnosticados, a fim de uma avaliação justa e uma tomada de decisão precisa.

Conforme a análise dos períodos de “ampliação de incentivos fiscais e de crédito” e “maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca”, não são concretos os esforços para equilibrar as ações institucionais entre eficiência e equidade. Nestes períodos são registrados os maiores saltos produtivos, sendo que no primeiro o Estado interveio facilitando os custos de entrada na atividade e, durante 20 anos de vigência, custeou parte da operação, colaborando na comercialização e manutenção dos barcos. No segundo, por sua vez, o investimento em capital dos períodos anteriores converte-se em captura e novos planos de investimento passam a operar. Nessa execução não foram diagnosticados custos ambientais, tampouco formulado um mecanismo compensatório capaz de distribuir de forma justa tais custos, como trata Kaine et al. (2017). Assim, a criação desses dispositivos de compensação, relacionados aos objetivos de equidade, foi negligenciada.

O período de “menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental” apresenta uma queda no nível de captura, diferentemente dos outros períodos até ali. É difícil inferir que isso foi resultado de uma ação de equidade no objetivo da política ou uma medida reativa à escassez de recursos públicos e dos próprios recursos pesqueiros. Contudo, a criação do IBAMA revelou indícios de alguma mudança na postura da esfera pública, formulando mecanismos distribuidores de custos por meio de regulamentações da atividade e punições apropriadas.

Deste evento até os dias atuais, aparentemente, ocorre um maior equilíbrio entre objetivos de eficiência (materializados pelos incentivos fiscais e de crédito na produção pesqueira) e de equidade (representada por certas restrições e punições ao uso do recurso pesqueiro). Ainda que favoreça às questões produtivas, políticas e instituições relacionadas à produção do pescado, há 60 anos, começam a dividir espaço com políticas e instituições preocupadas com as questões de sustentabilidade do recurso pesqueiro.

Na prática, entretanto, ainda são registrados incentivos econômicos para o setor, como a subsídio ao óleo diesel dado pela Medida Provisória nº 1.517-1 de 1996 (BRASIL, 1996), e o programa para ampliação e modernização da frota, Profrota Pesqueira Lei nº 10.849 de 2004 (Brasil, 2004). O primeiro subsidia o principal fator de custo da operação pesqueira, o combustível (Sumaila et al., 2008). O segundo, por sua vez, busca amenizar uma tendência de desinvestimento do setor causado, sobretudo, pela alta taxa de depreciação do seu capital (Clark, 1985). Distante da lógica desenvolvimentista, essa nova ordem de subsídios pode revelar uma dinâmica trazida por Milazzo (1998): uma vez que a sobrepesca ocasiona o declínio na produtividade do estoque, grupos de pressão se formam a fim da reivindicação de subsídios que produzam lucros artificiais, de modo que comportem o esforço sobre a atividade e não ocorra sua revisão. A ação dos grupos de pressão, nesse caso, foi facilitada pela criação de um órgão executivo da pesca fora dos domínios do IBAMA, o Departamento de Aquicultura e Pesca do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA-DAP), em 1998.

Por outro lado, instituições como o IBAMA, Ministério do Meio Ambiente e o Ministério da Pesca e Aquicultura – este último extinto em 2015 – atuam em favor dos interesses de sustentabilidade dos estoques dos recursos pesqueiros, ou seja, com medidas que contribuam para racionalizar a captura. O projeto de construção das Unidades de Conservação, que toma forma nos anos 80, segue em funcionamento desde então, contando hoje com 7 unidades⁹ voltadas para o ambiente marinho gerenciadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMbio). O ICMbio, criado pela Lei nº 11.516 de 2007, além de gerir as unidades de conservação, tem atribuições de polícia ambiental, capaz de fiscalizar e monitorar as áreas determinadas. Contudo, a maior parte do esforço de conservação se dá por leis de defeso direcionadas a certas espécies marinhas, conforme as tabelas do Anexo. Essa estratégia passa pelo controle de temporada de pesca, que considera os períodos críticos de reprodução e recrutamento das espécies.

⁹ São elas: Área de Proteção Ambiental Costa das Algas/ES, Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz/ES, Reserva Biológica de Santa Isabel/SE, Área de Proteção Ambiental de Piaçabuçu/AL, Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha/PE, Parque Nacional Marinho de Abrolhos/BA e Reserva Ambiental de Comboios/ES.

A organização da pesca através de leis dessa natureza surge das abordagens teóricas de espécie única e pode, ainda, ser identificada por Gerenciamento Tradicional da Pesca (Carmona et al., 2020). No entanto, a delimitação de temporadas de pesca de certas espécies pode conduzir os agentes para *races-to-fish* nos períodos permitidos (Garlock et al., 2022) ou, ainda, aprofundar desequilíbrios biológicos por diferenças de leis (Lilly et al., 2008; Link, 2010). Assim, mesmo que eventualmente compreenda mais de uma espécie, as leis de defeso não necessariamente consideram aspectos do ecossistema marinho e interações das espécies, como, por exemplo, as UCs que atendem demandas da área preservada e, portanto, do ecossistema (da fauna e da flora marinha).

No Brasil, especificamente, uma importante parte da literatura tratou o assunto nos termos da abordagem de espécie única (Dos Santos et al., 1973a, 1973b; Haimovici e Cardoso, 2016; Zavala-Camin e Tomás, 1990). E, ainda que esses modelos não organizem os encadeamentos biológicos e econômicos, aconselharam políticas reativas necessárias em certo momento, diante das evidências de danos aos recursos pesqueiros e sobrepesca por mais de meio século.

Para além do período de análise (após 2010), pouca evolução na gestão da pesca industrial é vista e registrada. Grande parte dos registros se dão por ações pontuais de instruções normativas e decretos para determinados estoques e modalidades de pesca. No entanto, vale destacar que, em 2017, a transferência da Secretaria de Aquicultura e Pesca para o Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços possa ser apontado como um evento importante para o setor que anteriormente estava sob às regulamentações do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

2.6. Considerações finais

Este estudo busca apontar e debater eventos relacionados as mudanças político-institucionais e seus efeitos sobre a exploração do recurso pesqueiro marinho no Brasil, entre os períodos de 1950 e 2010. Utiliza-se, para tanto, além da revisão histórica do setor, uma série de captura de pescados entre os períodos 1950-2010, a fim de identificar quebras estruturais e mudanças no processo gerador dessa série.

Emprega-se como método, procedimentos para identificação de mudanças de média na série. Especificamente são realizados os testes de OLS-CUSUM e Sup-Wald

como auxílio e robustez para, na sequência, aplicar o teste de múltiplas quebras de Bai e Perron (2003).

A partir dessa análise o estudo dá destaque a quatro datas, consideradas como marcos para distintos períodos qualificados em termos de média de captura de pescados: 1958, 1967, 1975 e 1988. Estas datas são recortes para períodos marcados, respectivamente, pela “urgência do desenvolvimentismo na pesca” que resulta da mudança institucional do setor, pela “ampliação de incentivos fiscais e de crédito” para subsidiar as operações, pelo resultado da “maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca” para dar continuidade ao estímulo da produção e a quarta data, por fim, refere-se ao período caracterizado por “menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental”, pois aponta para a escassez do estoque pesqueiro e do orçamento público, ao passo que muda postura das instituições na gestão do recurso no sentido de buscar regulamentações em prol da sustentabilidade dos estoques de pescados.

Buscou-se debater, em seguida, ao longo desses recortes temporais, a conduta institucional vigente, seja voltada para as funções produtivas no setor, seja com relação ao compromisso de distribuição dos custos ambientais decorrentes da atividade de pesca marinha. A partir disso, também é abordado como os esforços de equidade se materializaram no *design* político e como a ótica de gestão de estoque único (de espécies específicas de pescados) influenciou o conjunto de leis sobre o recurso pesqueiro marinho.

Especificamente, a pesquisa apontou que, em grande parte do período analisado, houve um domínio das políticas voltadas para o crescimento produtivo sobre aquelas preocupadas com a sustentabilidade do uso do recurso pesqueiro. Diante de um relevante aporte fiscal e de crédito, pouca atenção foi dada aos mecanismos capazes de distribuir os custos ambientais da atividade que, efetivamente, surgiram somente na década de 90. A tardia criação de leis e instituições capazes de gerenciar os recursos da pesca – e suas particularidades –, limitou a ação dos *policymakers* a medidas reativas e concentradas nas espécies mais vulneráveis. No entanto, recentemente, esse formato de política é questionado pelo fato de negligenciar os fenômenos ecossistêmicos e os vínculos comerciais entre as espécies.

Ao sistematizar a busca pelos eventos mais significativos para a atividade da pesca no Brasil, a pesquisa acompanha o debate que trata de maneira descritiva as

questões institucionais e políticas da pesca. Porém, a identificação de períodos-chave permite aprofundar o debate sobre as medidas aplicadas pelo Estado no que tange aspectos institucionais na gestão do recurso pesqueiro, bem como reforçar a importância dessa reflexão para a promoção de uma nova abordagem e novas políticas.

Referências

- Abdallah, P.R., 1998. Atividade pesqueira no Brasil: política e evolução 148.
- Abdallah, P.R., Bacha, C.J.C., 1999. Evolução da atividade pesqueira no Brasil: 1906 - 1994. *Teor. Evid. Econ.* 7, 9–24.
- Abdallah, Sumaila, 2007. An historical account of Brazilian public policy on fisheries subsidies. *Mar. Policy* 31, 444–450. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.01.002>
- Abreu, M. de P., 2014. *A Ordem do Progresso*, 2nd ed. Elsevier, Rio De janeiro.
- Bai, J., Perron, P., 2003. Computation and analysis of multiple structural change models. *J. Appl. Econom.* 18, 1–22. <https://doi.org/10.1002/jae.659>
- Brasil, 2004. Lei n. 10.849 de 23 de Março de 2004. Cria o Programa Nacional de Financiamento da Ampliação e Modernização da Frota Pesqueira Nacional - Profrota Pesqueira, e dá outras providências. Poder Executivo, Brasil.
- Brasil, 1981. Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. Poder Executivo, Brasil.
- BRASIL, 1996. Medida Provisória nº 1.517-1, de 1º de outubro de 1996. Concede subvenção econômica ao preço do óleo diesel consumido por embarcações pesqueiras nacionais. Poder Executivo, Brasil.
- Carmona, I., Ansuategi, A., Chamorro, J.M., Escapa, M., Gallastegui, M.C., Murillas, A., Prellezo, R., 2020. Measuring the value of ecosystem-based fishery management using financial portfolio theory. *Ecol. Econ.* 169, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106431>
- Cilliers, P., Biggs, H.C., Blignaut, S., Choles, A.G., Hofmeyr, J.H.S., Jewitt, G.P.W., Roux, D.J., 2013. Complexity, modeling, and natural resource management. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05382-180301>
- Clark, C.W., 1985. *Bioeconomic modelling and fisheries management*. Wiley-interscience, New York.
- Clark, C.W., 1973. The Economics of Overexploitation. *Science* (80-.). 181, 41–58. <https://doi.org/10.2307/j.ctv5cg7q6.6>
- Cyrino, C. de O. e S., 2018. Aos pescadores a modernidade: Trajetórias da política pesqueira na regulação da pesca artesanal 162.

- Daigneault, A., Greenhalgh, S., Samarasinghe, O., 2017. Equitably slicing the pie: Water policy and allocation. *Ecol. Econ.* 131, 449–459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.09.020>
- Dos Santos, E.P., Valentini, H., Mello, J.T.C., Verani, J.R., 1973a. Curva de rendimento da corvina, *Micropogon furnieri*, da costa centro do Estado de São Paulo. *Bol. do Inst. Pesca* 2, 85–89.
- Dos Santos, E.P., Valentini, H., Neiva, G.S., Mello, J.T.C., 1973b. Curva de rendimento do camarão sete barbas, *xiphoponeus kroyeri*, da Baía de Santos e adjacências. *Bol. do Inst. Pesca* 2, 67–71.
- Ferreira, M.B.M., Salles, A.O.T., 2017. Política Ambiental Brasileira: Análise Histórico-Institucionalista Das Principais Abordagens Estratégicas. *Rev. Econ.* 42. <https://doi.org/10.5380/re.v42i2.54001>
- Furtado, C., 2007. Formação Econômica do Brasil. Companhia das Letras.
- Garcia, F., Abdallah, P., Sachsida, A., 2018. Avaliação de efeitos do programa profrota pesqueira sobre indicadores do mercado de trabalho. Texto Para discussão - IPEA 2391, 38.
- Garlock, T., Anderson, J.L., Asche, F., Smith, M.D., Camp, E., Chu, J., Lorenzen, K., Vannuccini, S., 2022. Global insights on managing fishery systems for the three pillars of sustainability. *Fish Fish.* 23, 899–909. <https://doi.org/10.1111/faf.12660>
- Gordon, H.S., 1954. The economic theory of a common-property resource: The fishery. *Bull. Math. Biol.* <https://doi.org/10.1007/BF02464431>
- Goularti Filho, A., 2002. Da SUDEPE à criação da secretaria especial de aquicultura e pesca: as políticas públicas voltadas às atividade pesqueiras no Brasil. *Planej. e Políticas Públicas* 385–412.
- Grafton, R.Q., Kompas, T., Hilborn, R.W., 2007. Economics of Overexploitation Revisited. *Science* (80-.). 318, 25.
- Haimovici, M., Cardoso, E.L.G., 2016. Colapso do estoque de umbrina canosai do sul do brasil devido à introdução do arrasto-de-meia-água. *Bol. do Inst. Pesca* 42, 258–267. <https://doi.org/10.5007/1678-2305.2016v42n1p258>
- Hansen, B.E., 2001. The new econometrics of structural change: Dating breaks in U.S. labor productivity. *J. Econ. Perspect.* 15, 117–128. <https://doi.org/10.1257/jep.15.4.117>
- Harrington Jr., J.E., 2006. Behavioral screening and the detection of cartels. *Eur. Compet. Law Annu.*
- Haveman, R.H., 1973. Efficiency and Equity in Natural Resource and Environmental Policy. *Am. J. Agric. Econ.* 55, 868–878. <https://doi.org/10.2307/1238931>
- Ibe, O.C., 2013. Brownian Motion, Markov Processes for Stochastic Modeling.

<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407795-9.00009-8>

- Kaine, G., Greenhalgh, S., Boyce, W., Lourey, R., Young, J., Reed, E., Keenan, B., Mackay, S., 2017. A microeconomic perspective on the role of efficiency and equity criteria in designing natural resource policy. *Ecol. Soc.* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-09133-220150>
- Lilly, G., Wieland, K., Rothschild, B.J., Sundby, S., Drinkwater, K., Brander, K., Ottersen, G., Carscadden, J., Stenson, G., Chouinard, G., Swain, D., Daan, N., Enberg, K., Hammill, M., Rosing-Asvid, A., Svedang, H., Vazquez, A., 2008. Decline and Recovery of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) Stocks throughout the North Atlantic 39–66. <https://doi.org/10.4027/rgsfcc.2008.03>
- Link, J., 2010. *Ecosystem-based fisheries management: confronting tradeoffs*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Milazzo, M., 1998. *Subsidies in World Fisheries: a Reexamination*. World Bank Publications.
- Ostrom, E., 2002. Reformulating the Commons. *Ambient. Soc.* 10, 208–213. <https://doi.org/10.1007/BF00333956>
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons*, Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511807763>
- Ostrom, E., Gardner, R., Walker, J., 1994. *Rules, Games, and Common-Pool Resources.*, The University of Michigan Press. The University of Michigan Press. <https://doi.org/10.2307/2235179>
- Peccatiello, A.F.O., 2011. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). *Desenvolv. e Meio Ambient.* 24, 71–82.
- Perron, P., Zhu, X., 2005. Structural breaks with deterministic and stochastic trends. *J. Econom.* 129, 65–119. <https://doi.org/10.1016/j.jeconom.2004.09.004>
- Ploberger, W. e, Kramer, W., 1992. *The Cusum Test with Ols Residuals* Author (s): Werner Ploberger and Walter Krämer Published by: The Econometric Society Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/2951597> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : You may need 60, 271–285.
- Ramalho, C., 2014. Estado, Pescadores e Desenvolvimento Nacional: da reserva naval à aquícola. *Rev. do Cent. Estud. Rurais* 8, 1–11.
- Runge, C.F., 1981. Common Property Externalities: Isolation, Assurance, and Resource Depletion in a Traditional Grazing Context. *Am. J. Agric. Econ.* 63, 595–606. <https://doi.org/10.2307/1241202>
- Sánchez, L.E., 2013. *Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e Métodos*, Oficina de Textos.

- Smith, V.L., 1969. On Models of Commercial Fishing. *Fish. Econ.* 77, 163–180. <https://doi.org/10.4324/9781315193182-11>
- Stevenson, G.G., 1991. Common Property Economics, *Cambridge Journal of Economics*. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511528361>
- SUDEPE, 1979. IV Plano Nacional de Desenvolvimento da Pesca (1980-1985), Plano Nacional de Desenvolvimento - PND. Brasília.
- Sumaila, U.R., Teh, L., Watson, R., Tyedmers, P., Pauly, D., 2008. Fuel price increase, subsidies, overcapacity, and resource sustainability. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 832–840. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn070>
- Zavala-Camin, L.A., Tomás, A.R.G., 1990. A pesca de Atum com espinhel no atlântico sudoeste por barcos japoneses e brasileiros (1959-1979). *Bol. do Inst. Pesca* 17, 61–75.
- Zeileis, A., Kleiber, C., Walter, K., Hornik, K., 2003. Testing and dating of structural changes in practice. *Comput. Stat. Data Anal.* 44, 109–123. [https://doi.org/10.1016/S0167-9473\(03\)00030-6](https://doi.org/10.1016/S0167-9473(03)00030-6)

3. ECOSYSTEM-BASED FISHERIES MANAGEMENT: UMA ANÁLISE DA TEORIA DO PORTIFÓLIO APLICADO AO RECURSO MARINHO DO LITORAL-CENTRO DE SÃO PAULO

Resumo

Este artigo tem como objetivo introduzir ferramentas de avaliação da Gestão Ecosistêmica da Pesca (*EBFM*) para o setor da pesca no Brasil. O estudo considerou as 30 espécies capturadas pela pesca industrial no litoral-centro do estado de São Paulo, no período 2008-2020, aplicando um modelo adaptado da Teoria do Portfólio. As informações necessárias para operacionalizar as otimizações foram coletadas na base de dados do Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Instituto de Pesca de São Paulo (PMAP IP-SP). Para transmitir noção real de risco e garantir robustez, adotaram-se duas métricas de risco: pela matriz de covariância e matriz de semicovariância. Nos resultados, ao avaliar as fronteiras de eficiência, verificaram-se diferenças reais entre abordagens de espécie-única e abordagens ecossistêmicas. Ao comparar as fronteiras com os portfólios vigentes, evidencia-se a ineficiência no setor. A análise do hiato do risco mostra a presença de um risco persistente no setor e como o aumento desta medida pode estar relacionada a exploração das espécies mais representativas comercialmente. Por fim, foi possível comparar o nível de participação realizada com a participação ótima do modelo. Através dessas análises, foi possível examinar aspectos biológicos e econômicos do setor pesqueiro e produzir métricas que auxiliam a tomada decisão do planejador.

Palavras-chave: Economia da Pesca; Análise multi-espécies; *EBFM*; Portfólio.

Abstract

This article aims to introduce Ecosystem-Based Fisheries Management (*EBFM*) assessment tools for the Brazilian fisheries sector. Therefore, a study was carried out among 30 species captured by industrial fishing in the central coast of the state of São Paulo, in the period 2008-2020, using a model adapted from the Portfolio Theory. The information necessary to operationalize the optimizations were collected through the Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Instituto de Pesca de São Paulo (PMAP IP-SP). To convey a real notion of risk and for reasons of robustness, the work also uses two risk metrics: the covariance matrix and the semicovariance matrix. In the results, when analyzing the efficiency frontiers, it is possible to notice that there are differences in the consideration of single-species approaches and ecosystem approaches. When comparing the frontiers with the current portfolios, the inefficiency in the sector is evident. The risk gap analysis shows the presence of a persistent risk in the sector and how the increase in this measure may be related to the exploitation of the most commercially representative species. Finally, it was possible to compare the level of participation performed with the optimal participation of the model. Through these analyses, it was possible to examine biological and economic aspects of the fishing sector and produce metrics that help the planner's decision making.

Palavras-chave: Fisheries Economics; Multi-species analysis; EBFM; portfolio.

3.1. Introdução

O grande declínio produtivo da pesca marinha brasileira nos anos 90 acarretou no conjunto de orientações político-ambientais com a finalidade de reverter os prejuízos, sobretudo, aos estoques de maior valor comercial. Das lagostas do Nordeste (*Panulirus argus* e *Panulirus laevicauda*), passando pela sardinha do Sudeste (*Sardinella brasiliensis*), até as espécies demersais do Sul, como a corvina (*Micropogonias furnieri*), foram prescritas leis de defeso e feito um maior empenho no monitoramento destes estoques (Santos e Câmara, 2002).

No entanto, este tipo de medida reativa e focada em apenas uma espécie atualmente é questionada, tanto pela possibilidade de análises agregadas do sistema marinho, quanto pelas experiências de políticas implementadas ao longo de anos (Edwards et al., 2004; Jin et al., 2016). Assim, as análises tradicionais de gestão de pesca, concentradas na atividade de uma espécie, estão, cada vez mais, dando espaço a análises ecossistêmicas e de multi-espécies (Carmona et al., 2020).

A Gestão Ecossistêmica da Pesca (*Ecosystem-Based Fisheries Management-EBFM*), explora instrumentos que agrupam múltiplos estoques por seus atributos biológicos e vínculos comerciais (Jin et al., 2016). Especificamente para o Brasil, análises dessa natureza parecem ser pertinentes, uma vez que as condições ecológicas, socioeconômicas e administrativas favorecem esta abordagem.

O presente trabalho busca introduzir os fundamentos de avaliação da gestão ecossistêmica sobre o cenário pesqueiro no Brasil. Para isso, por meio de um modelo adaptado da Teoria do Portfólio foi realizado o estudo para as espécies capturadas pela pesca industrial no litoral-centro do estado de São Paulo, no período 2008-2020. Entende-se que, para fins de gerenciamento da pesca, considerar o estoque de uma espécie como ativo financeiro que interage com os demais, é consistente com os princípios da abordagem de base ecossistêmica. Assim, as ferramentas da Teoria do Portfólio têm o propósito de operacionalizar aspectos do EBFM numa análise quantitativa e aplicada (Carmona et al., 2020). O recorte de dados de captura do litoral-centro do estado de São Paulo é utilizado neste estudo por apresentar um conjunto de dados completos e representativo de pescarias realizadas no país.

A partir das informações de receita e desembarque da região, coletadas do Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Instituto de Pesca de São Paulo (PMAP IP-SP), são empregadas restrições econômicas e biológicas para condicionar a participação de cada espécie no portfólio de pesca a fim de minimizar o risco associado à captura. Isto porque se entende que as interrelações comerciais e biológicas das espécies afetam as condições de gerenciamento de risco tanto para o planejador quanto para o pescador (Carmona et al., 2020; Jin et al., 2016; Sanchirico et al., 2008). Tal hipótese reflete a ideia de que as espécies marinhas não devam ser tratadas como coleções de indivíduos isolados (Yang, 2008) e justifica a ampla exploração de correlações e covariâncias dos estoques (Sanchirico et al., 2008).

Dessa otimização é possível consultar as fronteiras de eficiência da pesca em cada período, identificar a participação por espécie no portfólio analisado e definir a diferença entre o risco ótimo e o risco assumido no setor durante o período considerado (*risk gap*). Além de debatido sob o escopo da própria metodologia, cada resultado é ambientado à realidade ecológica e produtiva do caso brasileiro.

3.2. EBFM: o potencial benefício

O empenho recente da literatura na aplicabilidade do modelo de Gestão Ecosistêmica da Pesca (EBFM) sugere uma mudança de paradigma na análise quanto ao recurso pesqueiro. Botsford et al. (1997) e Pikitch et al. (2004) afirmam que priorizar a avaliação ecossistêmica em vez de espécies alvos é a nova abordagem recomendável para o gerenciamento da pesca. A justificativa dessa nova tendência surge, sobretudo, da ineficiência das estimações de Máximo Rendimento Sustentável (MSY) proverem resultados em escala ecossistêmica, como aponta Edwards et al. (2004). As condições desse tipo de análise implicariam na produção de infinitos pontos de MSY, uma vez que o ajuste de um certo estoque depende da exploração em diferentes níveis de outras espécies (Edwards et al., 2004). Nesse sentido, (Clark, 1985), aponta que os resultados dessa abordagem sejam de pouca aderência à realidade. Reconhece-se, a partir disso, que as recomendações de políticas da análise MSY sejam possivelmente falhas (Edwards et al., 2004).

Atribui-se a Larkin (1996) a sistematização do termo EBFM como uma abordagem holística do sistema marinho e apesar desse modelo ter ganhado notável

significância nas últimas décadas (Curtin e Prellezo, 2010), os benefícios de uma análise ecossistêmica são debatidos há quase tanto tempo quanto as tradicionais abordagens de espécie única, conforme Brown et al. (1976) e May et al. (1979). Ressalta-se, nesse sentido, que não se deve interpretar o EBFM como um modelo de administração exclusivamente baseado em variáveis ambientais, mas, sim, uma instrução de como o sistema marinho interage com a atividade humana e vice-versa (Link, 2010). Basicamente, são trabalhadas as preferências da sociedade frente às questões ambientais, pois se deve reconhecer que reduzir o problema da pesca a fundamentos biológicos seja um equívoco (Beddington et al., 1984; Edwards et al., 2004).

A análise passa a englobar dinâmicas agregadas ambientais e comerciais que permitem, conforme Link (2010), resumidamente: (i) recomendar políticas mais seguras e precavidas, (ii) simplificar o papel das instituições, (iii) considerar importantes *trade-offs* entre indústrias e alocação de biomassa de espécies, (iv) evidenciar a importância das espécies não-alvos, (v) melhorar a participação de curto e longo prazos dos pescadores e (vi) considerar em melhores condições equidade intergeracional do recurso. Assim, o EBFM aparenta ser uma pertinente ferramenta de gestão, cujos potenciais benefícios enumerados acima são mais bem explicados a seguir.

A possibilidade de fornecer políticas de precaução relaciona-se à capacidade do EBFM lidar com incerteza e riscos. A impossibilidade de visualização direta dos estoques e indisponibilidade de base de dados adequada, até para análises mais simples, são exemplos comuns das incertezas na pesca (Clark, 1985). Pelo lado do pescador, a incerteza deve afetar decisões que, em seguida, repercutem no problema da sobre-exploração do recurso pesqueiro (Roughgarden e Smith, 1996; Sethi et al., 2004), pois, diante do risco, a aplicação de esforço de pesca e investimento no setor são afetados (Clark, 1985). Pelo lado do planejador, os desafios impostos pela incerteza podem ser ainda mais desafiadores, visto que a aplicação de uma nova política, nessas condições, torna imprevisível a reação dos agentes (Cox et al., 2010; Kaine et al., 2017). Assim, a incerteza torna comum a adoção de políticas com o princípio da precaução (Wiersema, 2014).

No contexto acima, a análise ecossistêmica dos recursos poderia considerar o inerente risco da pesca (Sanchirico et al., 2008) ou, ainda, constituir-se em uma proposta que satisfaça aspectos da abordagem de precaução (Hofmann e Powell, 1998). A partir dessas considerações, o ferramental do EBFM pode minimizar o risco de uma

mudança irreversível no ecossistema induzida pela pesca (Pikitch et al., 2004). Portanto, o modelo de gestão EBFM, ao tratar tais aspectos, poderia fundamentar as ações do planejador e, ainda, indicar melhores arranjos institucionais (Edwards et al., 2004).

A outra característica da análise EBFM é a possibilidade de incluir a captura além da espécie-alvo, como a pesca acidental (*bycatch*). O EBFM é uma ferramenta essencialmente multi-espécies capaz de explorar correlações entre estoques (Link, 2010). Assim, destaca-se como um dos pontos centrais dessa abordagem a possibilidade de considerar a diversificação da captura entre biomassas de diferentes espécies. Conforme Sanchirico et al. (2008), o sentido das relações entre os estoques (positivas ou negativas) depende da conexão trófica das espécies, flutuação do meio ambiente, seletividade do aparato de pesca, por exemplo.

Por fim, os aspectos de equidade no uso do recurso estão atrelados aos objetivos de sustentabilidade que, conforme Link (2010), é o papel central do EBFM. Uma vez delimitado por características biológicas e econômicas, o EBFM, segundo Pikitch et al. (2004), busca assegurar que o total de biomassa removido da pesca de um ecossistema não exceda a produtividade deste, de maneira que se possa manter benefícios socioeconômicos a longo prazo.

3.3. Abordagem EBFM: os critérios da implementação

Os potenciais benefícios da abordagem e a busca por estabelecer uma atividade sustentável que leve em conta riscos e incertezas em prol do bem-estar ecológico por si só, nem caracterizam, nem facilitam a implementação da EBFM. Observa-se que ainda há um distanciamento entre as definições do EBFM e os meios para executá-lo (Arkema et al., 2006; Curtin e Prellezo, 2010). Para além das características gerais, Arkema et al. (2006) destaca a sistematização de três elementos para orientar sua implementação: ecológico, socioeconômico e administrativo.

O elemento ecológico parte da caracterização do ecossistema como unidade natural (Yang, 2008), da qual torna-se relevante o entendimento do padrão e dos processos do sistema marinho local (Pikitch et al., 2004). Esse elemento é composto por aspectos bióticos (fauna e flora) e abióticos (temperatura, geografia) que, ao interagirem, produzem serviços ecossistêmicos para a pesca (Curtin e Prellezo, 2010). A definição permite separar a estrutura (temperatura, teia alimentar, entre outros) da

função (pescado) e desagrega em partes menores a complexidade do sistema marinho local. A capacidade do EBFM em distinguir os impactos oriundos da atividade pesqueira e das flutuações naturais do ambiente marinho surge dessa possibilidade de desagregação (Larkin, 1996). Ainda nos aspectos ecológicos, como parte da caracterização do ecossistema, Arkema et al. (2006) defendem que as dimensões de tempo (intervalo) e espaço (escala) são igualmente relevantes.

Uma vez observado o fluxo de serviços ecossistêmicos, no EBFM, o elemento socioeconômico não deve mais ser considerado como externo, mas, sim como uma parte integrante do sistema (Garcia, 2003). Tornar endógena a ação humana opõe-se à ideia de que o homem invade e danifica ecossistemas, em favor de uma visão de que fazem parte da natureza e suas dinâmicas.

Assume-se, para fins deste trabalho, que a atividade pesqueira afeta o ecossistema e este, por sua vez, afeta diretamente a pesca (Yang, 2008). Essa relação, no entanto, não torna conflitantes os objetivos econômicos e ecológicos. Nesse sentido, a preservação do recurso pesqueiro não deve ser levada para uma perspectiva ética ou moral, mas, sim para uma perspectiva de que a reconstrução dos estoques possa servir gerações futuras (Curtin e Prellezo, 2010).

Ainda, compondo parte fundamental da esfera socioeconômica, a implementação harmonizada requer o engajamento dos *stakeholders* no plano do EBFM (Arkema et al., 2006). Tanto na definição dos objetivos econômicos, quanto dos ecológicos, a participação de pescadores, governo, ONGs e academia no manejo do recurso ajusta-se à ideia de internalização da ação humana, trazendo legitimidade às decisões e diminuição dos custos de monitoramento.

Mesmo que haja um satisfatório delineamento do ecossistema e colaboração entre os *stakeholders*, a interação dessas dimensões torna problemático o manejo dos estoques. A implementação do EBFM, como dito anteriormente, tem como terceiro elemento para sua orientação, o administrativo. Nessa esfera administrativa, buscam-se práticas de gerenciamento adaptativo frente às flutuações comuns da atividade (Arkema et al., 2006). Os planejadores devem se manter flexíveis e precavidos em relação as incertezas e indicadores (físicos e econômicos) que devem refletir o progresso dos objetivos (Curtin e Prellezo, 2010). Recomenda-se, sobretudo, que o nível de precaução deva ser proporcional à falta de informação (Edwards et al., 2004; Link, 2010).

Cada um dos pontos apresentados constitui parte indispensável para a condução plena do EBFM, embora Link (2010) alerte que não sejam essenciais para um primeiro esforço de aplicação. Em localidades cuja base de dados é precária, o conhecimento tradicional da pesca e da biologia, tomadas as devidas medidas de precaução, pode constituir uma base para um conveniente começo (Pikitch et al., 2004). A ideia é que as características que melhor descrevam o ecossistema, os pesos de cada *stakeholder* nas decisões da atividade pesqueira e informações precisas sobre a mesma sejam calibráveis a partir de melhores dados e observações.

3.3.1. Estudos de Caso: do circunstancial à adoção formal

O avanço na caracterização dos aspectos ecológicos, socioecômicos e administrativos, bem como a harmonização entre eles, podem ser construídos conforme as características do sistema marinho e a disponibilidade de dados. Exemplos trazidos por (Link, 2010) registram situações em que amplos encadeamentos ambientais e econômicos são indissociáveis e acabam fugindo do escopo das análises tradicionais. Assim, o autor refere-se a estes casos como “versões rudimentares” da ação do EBFM. Em alguns desses estudos a adoção da abordagem sequer ocorreu intencionalmente, mas em decorrência de fatores econômicos, ecológicos e administrativos interagirem simultaneamente.

Casos como o colapso de estoque de bacalhau na costa Nordeste do Canadá ilustram a importância de considerar os três elementos acima discutidos de forma integrada. Ocorre que ainda é questionável o motivo principal do declínio e a permanência do estoque em níveis baixos dos anos 90 até aos dias atuais (Rose e Walters, 2019; Smith e Link, 2005). Contudo, a discussão levantada por diversos estudos revela a variedade de aspectos que poderiam produzir efeitos nesta espécie (Smith e Link, 2005) e, mais especificamente, poderiam explicar colapso. Hipóteses como uma redução significativa no recrutamento da espécie desde os anos 90 ocasionado por motivos ambientais (Mullowney et al., 2019), a ação humana pela pesca comercial em períodos críticos (Shelton et al., 2006), a predação de focas da região que foi amplificada por diferentes leis de proteção entre mamíferos marinhos e peixes (Lilly et al., 2008; Link, 2010) e, até mesmo, a combinação desses fatores (Rose e Walters,

2019) evidenciam a abrangência do problema e direcionam a literatura a diagnósticos mais amplos, previstos pela EBFM.

Estudos de caso como no Mar de Barents, que retrata a complexa interação entre a teia alimentar das baleias-de-minke, bacalhau e o capelin e da pesca comercial dos três animais também induzem a produção de modelos bioeconômicos amplos, tais como o GADGET, BORMICON e MULTSPEC (Link, 2010). Mesmo que não propositalmente, ou seja, de forma consciente pela escolha do modelo EBFM, tais casos, acabam levando a análises agregadas e à aplicação de certos princípios da abordagem ecossistêmica.

De fato, ao perseguir os objetivos do Código de Conduta da Pesca, Responsável (CCFR), proposto pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) em âmbito mundial, houve significativo empenho de certos países para formular acordos e organizar entidades regionais capazes de aplicar a abordagem EBFM, denominadas Organizações Regionais de Gestão de Pesca (RFMO) (Pinto, 2012; Pitcher et al., 2009). Nesse sentido, a Convenção de Conservação do Recurso Vivo Marinho da Antártica (CCAMLR), primeira iniciativa a adotar formalmente o EBFM, trabalha com diversos modelos para 13 espécies locais da região Antártica (Link, 2010). Centrada na interação entre espécies alvos, espécies forrageiras¹⁰ e mamíferos marinhos, a CCAMLR busca estabelecer decisões em relação à biomassa agregada dessa região.

Outros exemplos como a Comissão de Pesca do Sudoeste do Oceano Índico (SWIOFC) (2005) e o Acordo de Pesca do Sul do Oceano Índico (SIOFA) (2006) aplicam o modelo EBFM e, conjuntamente, cobrem a área da costa Leste da África até a costa Oeste da Austrália, envolvendo mais de 19 países. A Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA), nos Estados Unidos, adere também à análise EBFM. Para tanto, apresenta avaliações regulares para cerca de 450 espécies e empenha-se a cobrir toda zona econômica exclusiva do país. Tais RFMOs, como outras não citadas e que ainda estão em processo de implementação e não adotam integralmente os princípios EBFM, consideram a unidade ecossistêmica característica ao invés da abordagem para espécies únicas.

Pitcher et al. (2009) analisa a evolução e possibilidades de adoção, de fato, da abordagem EBFM em nível de país. Para tanto, os autores avaliam aspectos dos

¹⁰ No contexto da pesca extrativa, são peixes que servem de alimento para as espécies-alvo.

Princípios, Formulação de Indicadores de Progresso e Implementação, em 33 países. Os resultados gerais classificam como falho o progresso de 29 deles, dentre os quais se encontra o Brasil. Mais especificamente, o país apresenta insucesso nos três aspectos analisados e, neste ranking, acaba ocupando a posição 24. De acordo com o trabalho, o Brasil está aquém do progresso de vários outros países, além de apresentar limitações internas para o desenvolvimento de gestão ecossistêmica do pescado.

3.3.2. Panorama geral brasileiro

Se em alguns casos a análise de espécie única é satisfatória, em outros o EBFM é necessário, se não essencial (Link, 2010). A grande extensão do litoral, biodiversidade, variedade de petrechos e um controverso arranjo institucional podem tornar o Brasil um caso pertinente a ser examinado sob essa perspectiva. A ambientação de cada uma das esferas apresentadas – ecológico, socioeconômico e administrativo -, nesta seção, para o caso brasileiro, busca somente fazer um exame geral das características que devem ser observadas pela EBFM e não pretende, de forma alguma, esgotar a descrição desses aspectos.

Dessa forma, as características gerais do estoque marinho brasileiro refletem o fato das águas serem majoritariamente tropicais e subtropicais, com predominante ação das correntes da Costa Norte do Brasil e da Costa do Brasil, de alta temperatura e salinidade. Os diversos ecossistemas ao longo do extenso litoral contribuem para grande biodiversidade¹¹ (Longo e Amado Filho, 2014). Contudo, tais características tropicais e subtropicais impossibilitam o desenvolvimento de estoques densos, limitando o potencial pesqueiro (Santos e Câmara, 2002; Viana, 2013). Ocorre que o baixo nível de nutrientes carregado pelas correntes, associado à alta profundidade termoclina (diferença de temperatura pela profundidade das águas), constituem fatores abióticos que restringem a fixação de componentes básicos do ecossistema e limitam o volume das espécies (Santos e Câmara, 2002). Assim, conforme REVIZEE (2006), a zona econômica exclusiva do Brasil, em relação aos recursos pesqueiros, apesar da extensão, é predominantemente oligotrófica (baixa produção orgânica). Portanto, a grande

¹¹ Por biodiversidade entende-se ou riqueza ou número de espécies resultantes da interação entre espécies e do processo de seleção natural (Joly et al., 2011; Longo e Amado Filho, 2014).

quantidade de espécies e pouco volume são as características marcantes dos estoques no Brasil.

O aspecto econômico da atividade, então, acompanha essa caracterização. A variabilidade acaba, por exemplo, dando forma à pesca comercial em que diversas espécies de peixes, moluscos e crustáceos são estoques explorados (Viana, 2013). Cerca de 96 categorias de peixes, 13 crustáceos e 10 moluscos compõem o portfólio da fauna explorada no mar do Brasil, e cada categoria contendo várias espécies (MPA, 2011; REVIZEE, 2006). Com isso, a tecnologia e petrechos são variados a depender do comportamento das espécies. Até mesmo a atividade industrial, focada nas espécies mais rentáveis, tem subfrotas especializadas em certos pescados que compreendem, por sua vez, diversas espécies conforme a Tabela (3.1) (REVIZEE, 2006). Naturalmente, mais de uma modalidade de pesca pode exercer esforço sobre o mesmo estoque, ora intencionalmente, ora por acompanhar redes e armadilhas, a chamada fauna acompanhante.

Tabela 3.1. Exemplo de modalidades e espécies-alvo no Brasil

Modalidade	Espécies
Pesca de arrasto de fundo (plataforma continental	Corvinas, pescadas, linguados, abróteas, bagres, cações, raias, camarões, lulas, polvo, etc.
Pesca de arrasto de fundo (plataforma externa e talude)	Merluza, peixe-sapo, abróteas-de-profundidade, calamar argentino, galo-de-profundidade, camarões-de-profundidade
Pesca com linha	Vermelhos, pargos, atuns e afins
Pesca com linha/vara/isca viva	Bonito-listrado, albacora-laje, etc.
Pesca de espinhel de fundo	Chernes, peixe-batata, namorado, abrótea, corvina, congro-rosa, cações, etc
Pesca de espinhel de superfície	Espadarte, albacoras, agulhões, dourado, cações, etc.
Pesca de emalhar (fundo)	Corvina, pescada, enchova, peixe-sapo, cações, etc.
Pesca de emalhar (superfície)	Cações, agulhões, marlim, atuns, dourado.
Pesca de cerco	Sardinhas, cavalinha, chicharro, corvina, etc.
Pesca com armadilhas	Lagostas, caranguejos de profundidade, etc
Potes	Polvo

Fonte: REVIZEE (2006)

Mesmo que não seja expressiva em nível de indústria nacional, a pesca marinha e a estuarina somam cerca de 30.000 embarcações operantes, sendo que 10% representavam frota considerada industrial em meados dos anos 2000 (REVIZEE, 2006;

Santos e Câmara, 2002). Caracterizada basicamente pela motorização do barco, equipamentos auxiliares para lançamento e recolhimento de redes, beneficiamento do pescado a bordo e divisão do trabalho (como mestre de embarcação, gelador, maquinista, pescador) a pesca industrial, apesar de ter participação minoritária em relação a frota, representa metade da produção (REVIZEE, 2006; Santos e Câmara, 2002). Com isso Santos e Câmara (2002) estimaram-se que 800 mil empregos diretos e 300 empresas estavam envolvidos na captura e processamento do pescado no Brasil no início dos anos 2000.

Ainda que seja difícil avaliar o custo social e econômico associado, haja vista que grande parte dos pescadores de pequena escala façam parte das tripulações industriais (Santos e Câmara, 2002), análises sobre o nível de exploração do estoque pesqueiro apontam que o esforço de pesca deva ser revisado devido ao baixo potencial dos estoques (REVIZEE, 2006; Viana, 2013). O debate que surge sobre redefinir ou não o nível de esforço no setor, ainda que acabem em custosas negociações, faz parte da ponderação e posicionamento entre os *stakeholders* que a EBFM abrange para o desenvolvimento dos objetivos de gestão.

Historicamente, governos e agentes privados priorizaram resultados de captura na política pesqueira brasileira. Pouca ou nenhuma atenção foi dada ao levantamento de dados e ao estudo dos impactos ambientais como compensação dos incentivos empregados até o final dos anos 80 (Abdallah e Sumaila, 2007). Desde então, quando houve maior equilíbrio entre a eficiência e equidade nos objetivos da gestão da política pesqueira, universidades e institutos tornam-se mais atuantes na pesquisa do recurso pesqueiro. Contudo, dados econômicos da pesca ainda são escassos (Rodrigues et al., 2018), de maneira que não só torna o trabalho de pesquisa problemático, como também dificulta seu uso como subsídio para as decisões políticas.

Nesse sentido, as práticas da gestão adaptativa que são previstas no modelo EBFM, devem auxiliar com o desafio da falta de dados. Isso ocorre pela criação de uma agenda de estudos e padronização na coleta de variáveis de interesse (Edwards et al., 2004). De toda forma, cabe destacar que, enquanto houver precariedade de dados, a precaução deve ser proporcional à falta de informação (Edwards et al., 2004; Link, 2010).

3.4. A teoria do portfólio aplicada à pesca

Uma ferramenta quantitativa que possa auxiliar a implementação do EBFM, segundo Sanchirico et al. (2008), deve considerar três aspectos: *i*) presença de uma função objetivo que evidencie preferências de risco, *ii*) restrições que considerem incerteza e interações biológicas e econômicas e *iii*) que as decisões sejam tomadas com base em dados existentes ou facilmente coletáveis. Carmona et al. (2020) consideram que a teoria do portfólio é um método pragmático e que atende aos três aspectos mencionados.

Originalmente, a teoria do portfólio busca encontrar as melhores combinações de ativos financeiros ou reais dadas suas propriedades individuais de retorno e risco (Edwards et al., 2004; Yang, 2008). Uma carteira de investimento deve considerar o valor esperado do retorno (média) e risco (variância) em cada ativo que o compõe, além de uma possível correlação entre seus valores (covariância).

Recentemente, do ponto de vista econômico, tornou-se comum a noção do recurso natural como um fator produtivo do qual surge um fluxo de bens e serviços no tempo (Conrad e Rondeau, 2020). A análise da teoria do portfólio na pesca parte dessa construção moderna, onde não somente cada espécie é vista como um ativo, mas pode ser combinada com outras espécies em um ambiente de pesca multi-espécies.

Edwards et al. (2004) sugerem que espécies que interagiram no mesmo habitat ao longo de anos e, muitas vezes, capturadas conjuntamente por equipamentos de pesca pouco especializados, devem compor o portfólio. A análise permite, em seguida, observar o risco assumido pela estratégia de seleção, as proporções de participação das espécies e o comportamento de indivíduos otimizadores de média-variância e condicionados a limites ambientais ou objetivos sociais (Sanchirico et al., 2008). Assim, por essa abordagem, passa-se a considerar interdependências das espécies, incerteza e restrições biológicas (Jin et al., 2016).

Ao seguir pela ótica de um planejador que busca maximizar o benefício para a frota frente a restrições biológicas (Jin et al., 2016), Edwards et al. (2004) resume a implementação real do método em duas partes complementares. A primeira é assumir a estrutura de portfólio, como já visto. Então, buscam-se combinações de estoques com base em atributos individuais e seus efeitos no benefício agregado da carteira, além do *trade-off* do retorno agregado esperado e os riscos do portfólio. A segunda parte, por sua

vez, é tornar o arranjo institucional capaz da criação de longos horizontes de tempo (por meio de regras de exclusão, por exemplo) de maneira que as espécies possam ser tratadas como ativos propriamente ditos, internalizar efeitos *spillovers* do tipo “seu peixe comeu meu peixe” ou “seu equipamento pegou meu peixe” e responder de modo adaptativo as fontes de incerteza.

3.4.1. Estrutura da análise

De maneira geral, a aplicação da teoria do portfólio para objetivos de gerenciamento ecossistêmico leva em conta um agente planejador que, pela combinação de n espécies, busca reduzir o risco de alcançar o benefício R condicionado a certas restrições (Carmona et al., 2020; Jin et al., 2016; Sanchirico et al., 2008). Para tanto, é necessária uma métrica para quantificar tal benefício. Neste estudo, foi adotada a receita com a comercialização das espécies, embora se admita que não seja a melhor medida para avaliar um ecossistema, como já alertado por Sanchirico et al. (2008). Ocorre que variáveis como lucro, bem-estar social ou estabilidade ambiental não costumam estar disponíveis para estudos no Brasil. Contudo, como explica (Sanchirico et al., 2008), a receita das espécies permite comparar o valor entre as espécies e o custo da captura.

Para esta estrutura, tão fundamental quanto a métrica que define o retorno da espécie, é estabelecer o risco associado a este ganho. Neste estudo, foram consideradas duas construções do risco: i) por meio da matriz de covariância e ii) da matriz de semicovariância destes retornos.

3.4.1.1. Otimização pela matriz de covariância

É convencional nos estudos de portfólio a utilização da matriz de covariância como medida de risco, tanto pela familiaridade do procedimento, quanto pelo baixo custo computacional dos cálculos (Estrada, 2008; Markowitz, 1959). O mesmo ocorre nas análises de recurso pesqueiro, uma vez que a literatura se concentra nessa métrica (Carmona et al., 2020; Jin et al., 2016; Sanchirico et al., 2008). Para a construção dessa matriz é necessário assumir quaisquer desvios que ocorrem da média entre espécies (covariância) e intra-espécies (variância).

Isto posto, a variação da receita de um dado período (R_t), na resolução da Eq. (3.1), determina níveis ótimos de média-variância. Relaciona-se, assim, o *mix* de espécies que minimiza o risco de alcançar diferentes níveis de R_t . Formalmente:

$$\min w'_t \Sigma_t w_t \quad (3.1)$$

$$s. a.: w'_t \mu_t \geq R_t \text{ e } 0 \leq w_{i,t} \leq w_{i,t}^{max}, \forall i \in \{1, \dots, n\}$$

Em que μ_t é um vetor ($nx1$) de receita esperada das espécies daquele ecossistema no período t e Σ_t uma matriz (nxn) de covariância dessas receitas também no mesmo período. Além disso, nesses fatores emprega-se um amortecimento exponencial, λ , que suaviza a influência dos anos passados no atual período, conforme o seu valor. A partir disso:

$$\mu_{i,t} = \frac{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1} r_{i,k}}{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1}} \quad (3.2)$$

$$\Sigma_{i,j,t} = \frac{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1} (r_{i,k} - \mu_{i,t})(r_{j,k} - \mu_{j,t})}{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1}} \quad (3.3)$$

O vetor w_t , ($nx1$) representa a variável de controle da otimização, visto que capta a escolha do planejador quanto ao nível de participação das n espécies na pescaria. Dessa forma, em certo ano t , a receita do portfólio é $w'_t \mu_t$ e a variância $\sigma_t^2 = w'_t \Sigma_t w_t$. Segundo Carmona et al. (2020), a primeira restrição, $w'_t \mu_t \geq R_t$, define que a receita esperada alcance a receita alvo (R_t). A segunda, $0 \leq w_{i,t} \leq w_{i,t}^{max}$, reflete a restrição biologicamente (ou socialmente) imposta, assegurando que não haja participação negativa e tampouco que ultrapasse uma determinada participação máxima (*box constraint*). Sanchirico et al. (2008) explicam que a inclusão dessa restrição é necessária para que as soluções sejam sustentáveis, de modo que:

$$w_{i,t}^{max} = \frac{\gamma_{i,t} B_{i,t}}{\Omega_{i,t}} \quad (3.4)$$

$$\Omega_{i,t} = \frac{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1} p_{i,k} \gamma_{i,k}}{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1} p_{i,k}} \quad (3.5)$$

Sendo $\gamma_{i,t}$ o parâmetro de sustentabilidade, B_t é a captura máxima sustentável, Ω_t é a média ponderada da captura, $p_{i,k}$ é o preço recebido pelo pescador e $y_{i,k}$, a quantidade capturada de i no ano k . Particularmente para estoques não regulados por

captura máxima, B_t representa o nível máximo histórico de captura até o período de análise, conforme Carmona et al. (2020).

3.4.1.2. Otimização pela matriz de semicovariância

Este estudo busca, ainda, expandir seus resultados através da medida de *downside risk*. Essa métrica consiste na avaliação estrita dos retornos que ocorrem abaixo de um valor de referência. Na prática, esse parâmetro expressa o risco de maneira mais plausível (Markowitz, 1959), uma vez que diferencia a preocupação do agente do risco de um grande ganho e de uma grande perda no retorno do ativo (Ang et al., 2006; Roy, 1952).

Para operacionalizar o *downside risk*, a otimização do portfólio passa a considerar a matriz de semicovariância ao invés das covariâncias tradicionais. Essa mudança evidencia a busca do planejador em minimizar o risco somente da perda, diante de um determinado retorno do portfólio de pesca.

Neste estudo, para balizar a percepção de perda ou ganho, a receita de cada espécie em certo período (r_{it}) é comparada à média da receita da espécie em todo período analisado (m_i). Uma nova matriz de receitas, R_t^- , de elementos r_{it}^- , é projetada sob os seguintes critérios:

$$(r_{it} - m_i) = r_{it}^- = \begin{cases} r_{it}^-, & r_{it}^- < 0 \\ 0, & r_{it}^- \geq 0 \end{cases} \quad (3.6)$$

Por meio destes desvios abaixo do valor de referência, é possível produzir a matriz de semicovariância das espécies, $\Sigma^- = \frac{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1} (r_{i,k}^-)(r_{j,k}^-)}{\sum_{k=1}^t \lambda^{t-k+1}}$. Em seguida, esta substitui a matriz de covariância na Eq. (3.1), compondo uma nova função objetivo:

$$\min w'_t \Sigma_t^- w_t \quad (3.7)$$

$$s. a.: w'_t \mu_t \geq R_t \text{ e } 0 \leq w_{i,t} \leq w_{i,t}^{max}, \forall i \in \{1, \dots, n\}$$

Em que as restrições de receita, $w'_t \mu_t \geq R_t$, e as restrições de participação, $0 \leq w_{i,t} \leq w_{i,t}^{max}$, são as mesmas usadas para o risco medido pela covariância. Neste caso, ainda, utiliza-se o amortecimento exponencial, λ , e o parâmetro de sustentabilidade, γ , na construção da restrição de máximo permitido.

A partir da solução de Eq. (3.1) e Eq. (3.7), é possível explorar os aspectos da fronteira eficiente, do hiato de risco e da participação de cada espécie no portfólio (pesos relativos) da pesca. Tais resultados são produtos dessas otimizações condicionadas às restrições econômicas (R_t) e biológicas ($0 \leq w_{i,t} \leq w_{i,t}^{max}$), e são apresentadas na Seção 6. Cabe apresentar, ainda, como examinar os resultados obtidos a partir do modelo acima.

A fronteira eficiente expressa graficamente o menor risco possível que alcance a receita do portfólio R_t . Como cada espécie possui intrinsicamente um risco e um retorno associado, então, a otimização de Eq. (3.1) e Eq. (3.7) indica o nível de participação de cada uma delas, a fim de se determinar uma solução sobre a fronteira. O gráfico a) da Figura (3.1), abaixo, exemplifica a proposta. Note que as espécies A, B e C, separadamente, possuem retornos menores e riscos maiores do que as soluções produzidas por suas combinações (fronteira). Contudo, a diversificação entre espécies, por si só, não necessariamente produz resultados ótimos e o gráfico b) da Figura (3.1) exemplifica a situação em que o portfólio, de um determinado ano, assume riscos e retornos não eficientes, ficando à direita da fronteira de eficiência estimada para as três espécies conjuntamente.

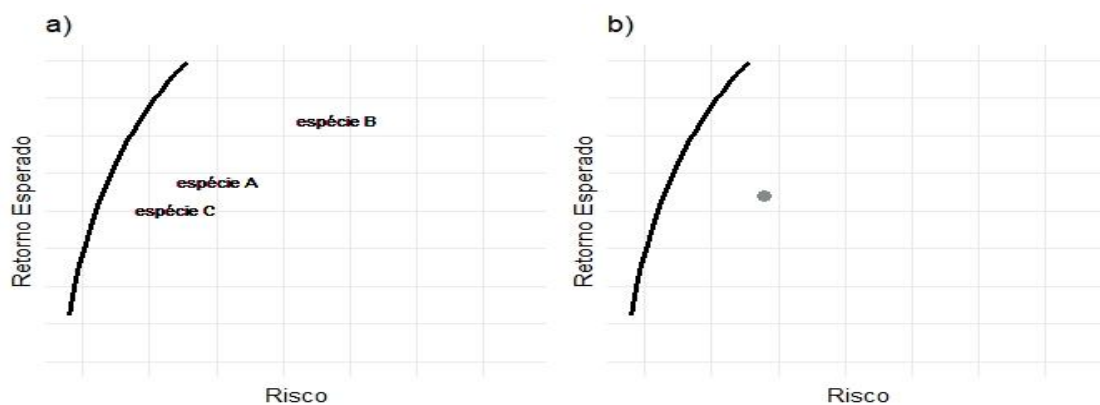


Figura 3.1. Ilustração de uma fronteira de eficiência (retorno esperado x risco) para três espécies de peixes e para a combinação multi-espécies

Fonte: Elaboração Própria

Assim, este modelo permite também analisar o hiato do risco (g_t). Essa medida retrata a diferença entre o risco realizado no período e o risco ótimo para esse nível de receita, ou seja, é uma análise de desempenho do setor e permite observar o excesso de risco incorrido (Jin et al., 2016). Verifica-se na Eq. (3.8) a expressão para

cálculo do hiato de risco na qual, do lado direito, o primeiro termo representa o risco incorrido e o segundo termo representa o risco minimizado para o mesmo retorno. Assim, com base nos dados de captura analisados, é possível observar mudanças de estratégia na atividade da pesca e a performance *ex post* (Jin et al., 2016) utilizando o hiato do risco calculado conforme a equação:

$$g_t = \frac{\sqrt{w_t' \Sigma_t w_t} - \sqrt{w_t^{*'} \Sigma_t w_t^*}}{w_t^{p'} \mu_t} \quad (3.8)$$

Por fim, torna-se pertinente analisar o grau de participação das espécies na composição do portfólio, tomando-se como referência três situações: as participações, de fato, das espécies extraídas, com base nos dados de captura obtidos; as participações que produzem o máximo retorno simulado e; as participações ótimas em relação ao retorno realizado. Deve-se destacar que, diferentemente do uso tradicional da análise de portfólio, não é necessário que a soma dos pesos (das espécies de pescados) seja 1 (Sanchirico et al., 2008). Optou-se neste trabalho apresentar as participações das espécies em relação a restrição biológica máxima, $w_{i,t}^{max}$, como forma de dimensionar o uso do estoque.

3.5. Base de dados

3.5.1. Descrição do sistema

É comum na literatura da pesca brasileira o registro sobre a limitação e desordem das informações a respeito da atividade, como referido por Rodrigues et al. (2018). Assim, o exercício proposto neste trabalho limita-se a explorar somente o litoral de São Paulo pela regularidade e organização dos dados.

Os dados usados nesta análise foram consultados na base do PMAP IP-SP, considerando a região do litoral-centro do Estado, e para os anos de 2008 a 2020. Os dados coletados compreendem informações de captura e receita da primeira venda do pescado (em valores de 2008) registrados nos principais pontos de desembarque dos municípios que compõem o litoral-centro: Bertiooga, Itanhaém, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande, Santos/Guarujá e São Vicente. A região abrange cerca de 250 km de extensão costeira, limitado ao sul pelo município de Peruíbe e ao norte por Bertiooga (Informe Pesqueiro, 2019).

A Tabela (3.2) exhibe aspectos de desembarque, receita e participação relativa para municípios e modalidades de pesca. Primeiramente, observa-se grande concentração de atividade nos pontos de desembarque de Santos/Guarujá, com mais de 95% da captura e 92% das receitas dos pescadores registradas nestes terminais.

Apesar de serem identificados 33 diferentes tipos de aparatos de pesca na região durante o período, este estudo concentra-se em apenas três deles: arrasto-duplo, cerco e parelha. Juntas, estas modalidades representam cerca de 90% do total desembarcado no litoral-centro nesse período. Embora a abordagem EBFM não diferencie aparatos de pesca na análise, a alta concentração nessas modalidades permite examinar de maneira mais homogênea a expectativa de retorno e o perfil de risco, facilitando a interpretação dos resultados e até mesmo as recomendações a partir dela.

Tabela 3.2. Características gerais do setor pesqueiro do litoral-centro de São Paulo entre 2008 e 2020.

	Desembarque (t)	Participação (%)	Receita(R\$ mil)	100 Participação (%)
Municípios				
Bertioga	2.730,6	1,46	19,5	2,25
Itanhaém	1.529,9	0,82	14,7	1,70
Mongaguá	818,0	0,44	8,3	0,96
Peruíbe	1.219,7	0,65	11,3	1,31
Praia Grande	902,4	0,48	7,7	0,89
Santos/Guarujá	178.847,6	95,46	800,0	92,37
São Vicente	1.308,5	0,70	4,4	0,51
Total	187.356,7	100	865,9	100
Aparatos de Pesca				
Arrasto-duplo	37.000,6	19,76	324,8	37,51
Cerco	82.229,5	43,90	180,0	20,79
Parelha	47.277,5	25,24	173,3	20,02
Outros	20.774,60	11,10	187,6	21,67
Total	187.282,2	100	865,7	100

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do PMAP IP-SP.

O padrão de concentração do local de desembarque e das receitas das vendas dos pescadores também se verifica quando se analisam os dados para o recorte das espécies no estudo. Das 150 espécies registradas na região entre 2008 e 2020, grande parte delas representam menos de 1% de participação na captura total e da receita

auferida, quando examinado ano a ano. Ainda que algumas espécies tenham sido capturadas em anos específicos e isolados, o estudo adota como critério considerar aquelas que atingiram ao menos 1% de participação na captura total em pelo menos um dos anos do período estudado. A Tabela (3.1.A), no Apêndice B, exibe, ano a ano, as espécies que estão sob esse critério. Então, o estudo propõe 30 espécies¹² para compor o portfólio do setor e a Tabela (3.3) no Apêndice B apresenta o quanto as espécies selecionadas representam do total de captura em cada ano. Determinar um conjunto de espécies ou formar grupos a partir delas, como Jin et al. (2016), visa garantir alguma homogeneidade na análise, preconizado pelo próprio modelo de Gestão (EBFM).

Tabela 3.3. Espécies selecionadas na captura total de pescados da região litoral-centro do Estado de São Paulo, 2008-2020

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Desembarque (%)													
30 Espécies selecionadas	87,28	89,99	86,52	86,8	87,29	88,8	84,87	87	86,72	91,22	88,28	90,21	88,14
Outras	12,72	10,01	13,48	13,20	12,71	11,20	15,13	13,00	13,28	8,78	11,72	9,79	11,86
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do PMAP IP-SP

3.5.2. Estatística descritiva

Uma vez definidas as condições de análise, é possível caracterizar as variáveis utilizada no estudo. A Figura (3.2) apresenta o valor da receita de primeira venda de cada espécie de 2008 a 2020 (100mil x ano), conforme informações do PMAP IP-SP. A Figura (3.3) a seguir, mostra a captura dessas espécies no mesmo período (toneladas x ano). As variações observadas entre os períodos, nas receitas auferidas com a comercialização dos pescados de cada espécie e da quantidade capturada, já sugerem a necessidade da diversificação na captura para a minimização dos riscos e das perdas dos agentes desse setor.

¹² Abrótea, Betara, Corvina, Goete, Mistura, Pescada-Foguete, Tainha, Cavalinha, Sardinha-verdadeira, Camarão-rosa, Camarão-sete-barbas, Cabrinha, Galo, Savelha, Lula, Espada, Porco, Carapau, Linguado-areia, Raias agrupadas, Roncador, Pescada-branca, Olho-de-cão Camarão-legítimo, Palombeta, Bonitos agrupados, Guaivira, Oveva, Paru e Porco-Chinelo

A Tabela (3.4) complementa essa análise trazendo as principais estatísticas descritivas da variável receita monetária bruta com a primeira comercialização das espécies pelos pescadores. Assim, espécies como camarão-rosa, camarão-sete-barbas e sardinha-verdadeira registram as maiores médias de receita anual entre 2008 e 2020. Contudo, essas espécies não necessariamente apresentam os menores desvios-padrão em relação à média, o que as associa a espécies com maiores riscos quanto ao retorno financeiro e que, portanto, devem ser administradas devidamente. Por outro lado, espécies como raias agrupadas, roncador e mistura, mostraram os menores desvios-padrão em relação as suas médias, mas têm taxas de retorno pequenas. Tais características reafirmam a pertinência da análise de portfólio no contexto da abordagem da Gestão Ecosistêmica da Pesca.

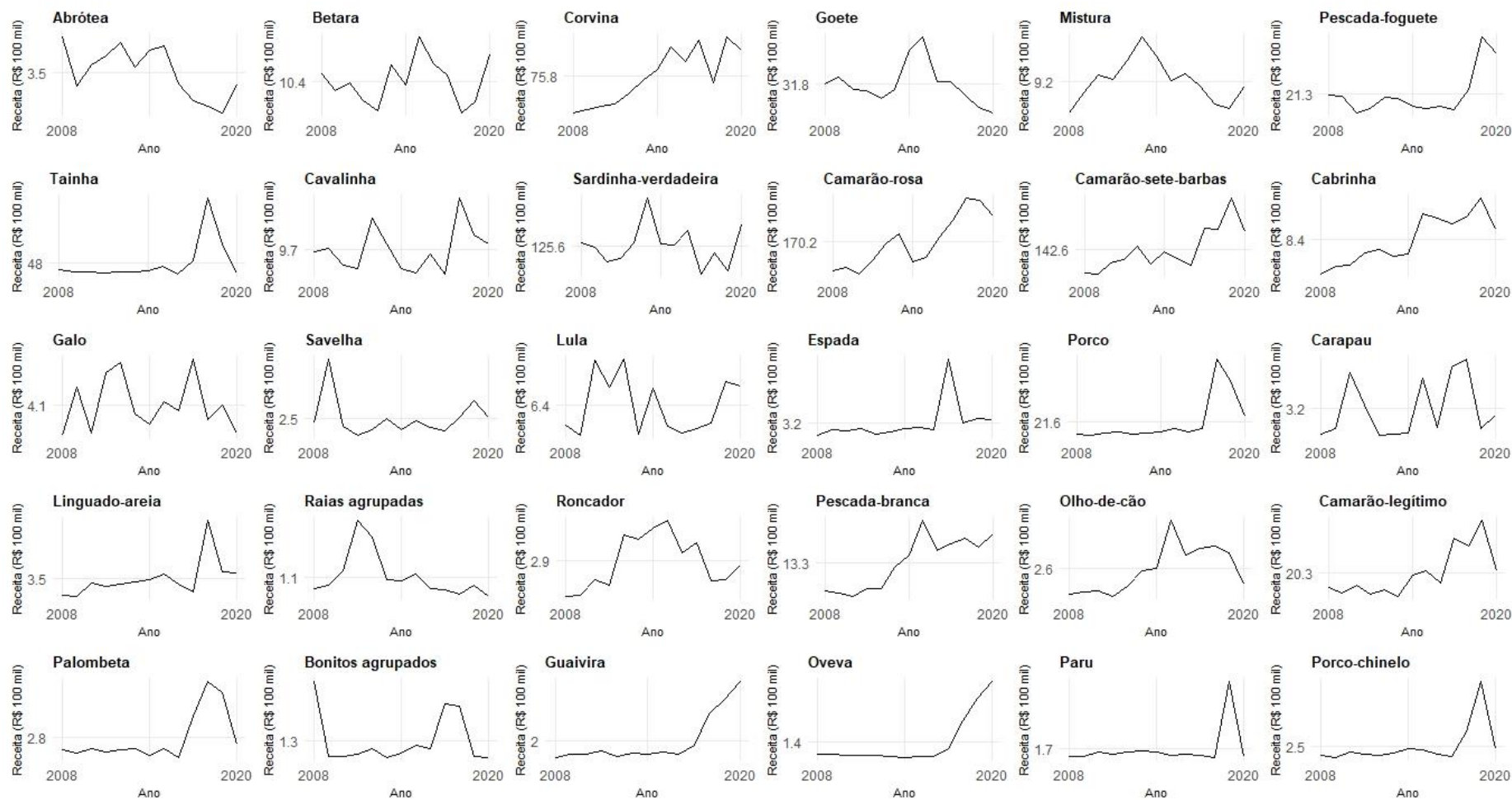


Figura 3.2. Séries das médias das receitas anuais por espécie de pescado, em 100 mil reais. Litoral centro de SP, 2008 a 2020

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do PMAP IP-SP.

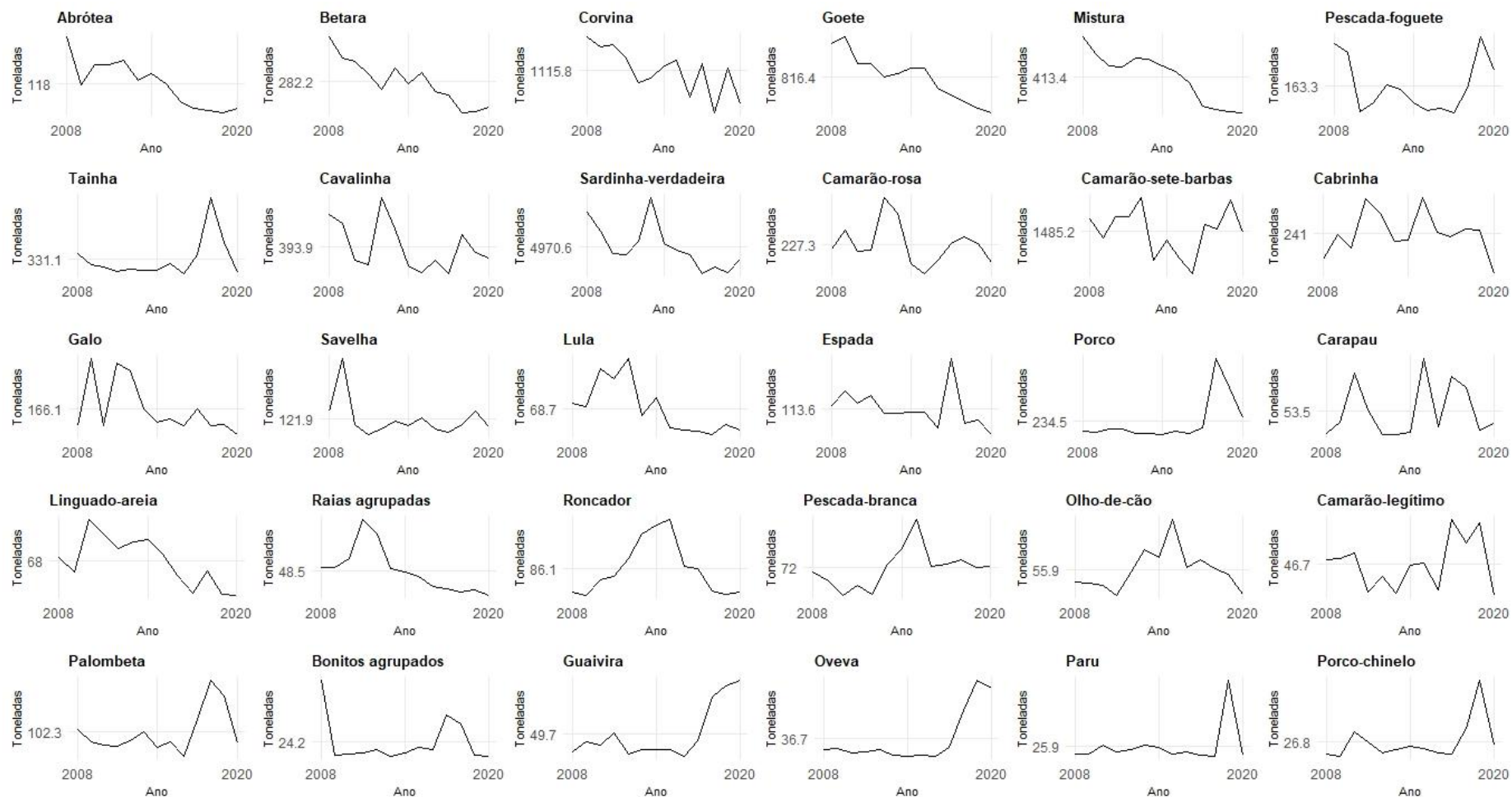


Figura 3.3. Séries das médias das capturas anuais por espécie de pescado, em toneladas. Litoral centro de SP, 2008 a 2020

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados PMAP IP-SP.

Tabela 3.4. Estatísticas descritivas dos retornos financeiros (R\$ 100 mil) e desembarques por espécie (Toneladas), no litoral Centro de SP, 2008 a 2020

Espécies	Receita (R\$ 100 mil)				Captura (t)			
	Min	Média	Max	Desvio Padrão	Min	Média	Max	Desvio Padrão
Abrótea	0,46	3,49	6,13	1,91	8,50	117,99	296,77	89,83
Betara	6,53	10,42	15,83	2,77	110,44	282,15	529,26	125,64
Corvina	37,52	75,8	117,14	29,1	703,07	1115,82	1447,84	229,78
Goete	16,08	31,77	57,82	11,49	143,50	816,38	1573,09	441,29
Mistura	6,6	9,24	12,91	1,8	171,25	413,38	686,36	171,09
Pescada-Foguete	2,41	21,33	78,63	23,13	28,24	163,33	408,86	134,86
Tainha	0,86	47,96	330,12	91,71	6,81	331,15	1773,60	483,46
Cavalinha	0,13	9,69	29,78	8,8	3,65	393,94	1109,48	354,83
Sardinha-verdadeira	8,69	125,59	322,01	83,29	122,84	4970,64	13967,61	4099,34
Camarão-rosa	73,91	170,17	300,05	78,87	124,87	227,32	390,40	73,63
Camarão-sete-barbas	50,97	142,6	335,31	83,04	643,05	1485,19	2149,79	452,87
Cabrinha	2,22	8,4	15,95	4,38	128,22	241,01	340,85	60,54
Galo	1,04	4,11	8,66	2,68	18,41	166,06	453,34	152,67
Savelha	0,04	2,5	11,1	2,87	1,40	121,86	595,78	153,17
Lula	3,44	6,43	11,01	2,88	19,97	68,67	161,89	48,32
Espada	1,57	3,24	12	2,72	60,08	113,63	216,90	40,11
Porco	2,52	21,59	109,36	33,54	53,94	234,51	1131,68	323,37
Carapau	0	3,16	9,27	3,61	0,01	53,52	172,78	62,09
Linguado-areia	1,28	3,48	10,87	2,43	19,03	67,97	127,76	35,52
Raias agrupadas	0,55	1,13	2,73	0,65	9,94	48,53	128,42	35,60
Roncador	0,65	2,88	5,49	1,69	37,26	86,05	176,11	50,05
Pescada-branca	2,16	13,35	27,39	8,8	32,03	72,01	142,73	29,26
Olho-de-cão	0,31	2,55	6,7	1,99	12,54	55,91	141,51	34,83
Camarão-legítimo	6,55	20,33	51,87	14,3	23,01	46,69	80,19	19,30
Palombeta	0,34	2,76	9,97	3,16	10,04	102,31	302,62	84,67
Bonitos agrupados	0	1,34	6,06	2,05	0,00	24,17	132,39	39,65
Guaivira	0,28	2,01	8,14	2,63	12,94	49,68	136,21	43,97
Oveva	0,13	1,38	6,49	2,14	7,80	36,72	132,91	44,60
Paru	0,05	1,67	14,63	3,92	0,68	25,93	197,14	52,33
Porco-Chinelo	0	2,5	16,91	4,58	0,00	26,79	143,00	38,48

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do PMAP IP-SP. Para Bonitos Agrupados, em 2013 e 2020, e Porco-Chinelo, em 2009, não haviam registros de preço no litoral-centro de São Paulo. Assim, os preços utilizados para estas espécies, nestes anos, é uma média do litoral-sul e litoral-norte de São Paulo.

Além dos ganhos associados a cada espécie, a análise de portfólio remete ao uso das correlações na formação da carteira. Assim, a Figura (3.4) apresenta o sentido e

a intensidade da correlação entre as 30 espécies estudadas, em termos de seu retorno financeiro.

Os pontos mais escuros revelam correlações negativas que, no contexto do portfólio, sugerem oportunidades de diversificação na carteira, sejam tais oportunidades decorrentes de razões biológicas, sejam por razões econômicas. Espécies como a sardinha-verdadeira, que apresenta um histórico de grande volume de captura, por exemplo, poderiam apresentar relevantes oportunidades de diversificação para mitigar o risco. Por outro lado, os pontos claros, representam as correlações positivas que revelam ocasiões em que tais espécies estão sendo capturadas conjuntamente, o que pode ocorrer até mesmo de forma não intencional. Em resumo, a escala abaixo do gráfico mostra a disposição das cores e a correlação entre as espécies.

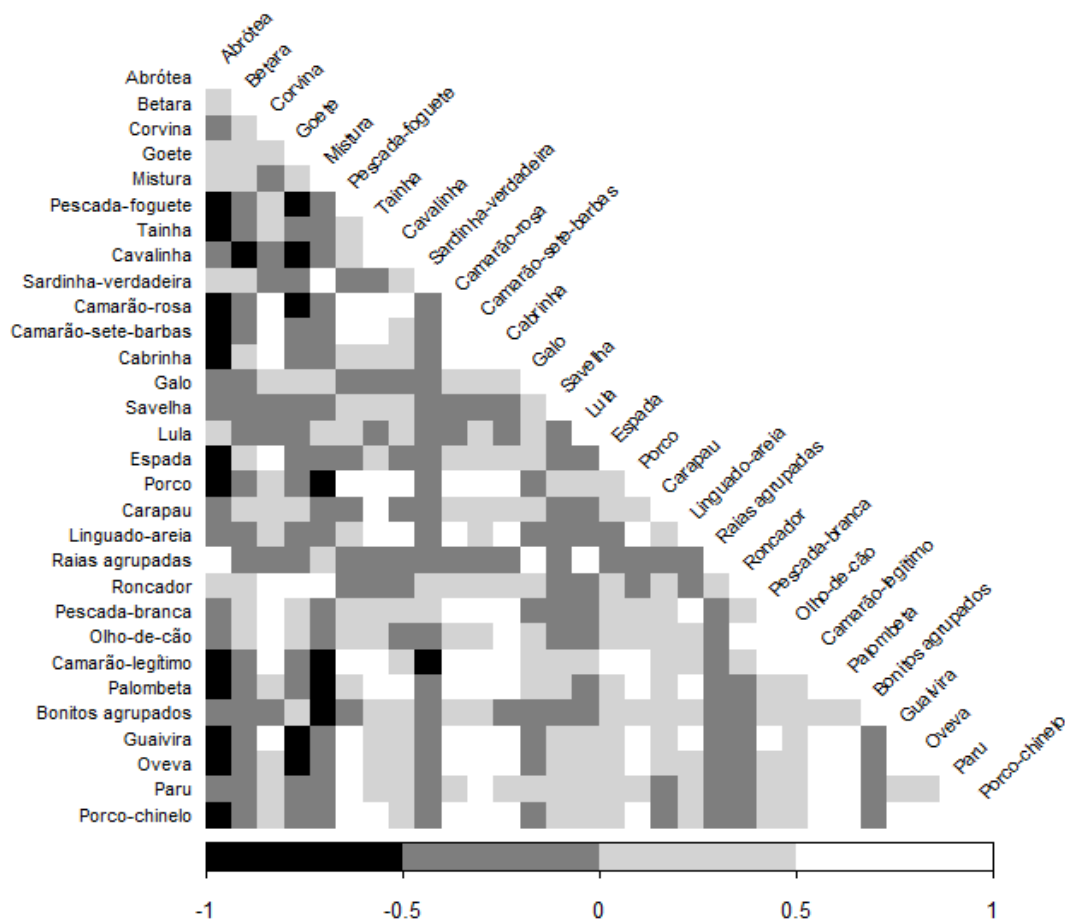


Figura 3.4. Correlação dos retornos financeiros das espécies capturadas no litoral-centro de São Paulo, referente ao período 2008-2020

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados do PMAP IP-SP.

3.6. Resultados

3.6.1. Fronteira de eficiência

Uma vez realizada a minimização do risco, é possível resgatar a discussão dos pontos teóricos levantados a partir da análise da Figura (3.1). Tomando como exemplo o ano 2020, e a adoção dos seguintes valores de parâmetros: $\lambda = 0,549$ e $\gamma = 1$, com base nos trabalhos de Carmona et al. (2020), Jin et al. (2016) e Sanchirico et al. (2008). Nessa situação, o parâmetro λ representa um amortecimento exponencial, pelo qual 5% do peso permanece depois de 10 anos e o parâmetro γ , por sua vez, representa o uso total da restrição calculada, isto é, o planejador não impõe restrição aos níveis de captura além da restrição biológica a qual está naturalmente sujeito (Carmona et al., 2020; Jin et al., 2016).

Logo, o gráfico *a)* da Figura (3.5) é possível analisar a receita financeira individualmente para as espécies em 2020, frente à fronteira de eficiência calculada para este mesmo ano, com base na covariância. Observa-se que, individualmente, nenhuma espécie é capaz de intersectar a fronteira eficiente, tornando relevantes as considerações sobre a pesca multiespécies, em contraste àquela de alvo único, quando se analisa do ponto de vista de um planejador da atividade.

No gráfico *b)* da Figura (3.5), quando se considera a fronteira eficiente para um conjunto de espécies, ou seja, sob a abordagem de portfólio, o ponto cinza revela que o retorno desse portfólio, construído com base na covariância para 2020, foi significativamente inferior vis-à-vis a magnitude de risco assumido. A explicação deste resultado passa, possivelmente, pela grande participação de espécies tradicionalmente capturadas (camarão-rosa, camarão-sete-barbas, sardinha-verdadeira e tainha) que possuem um alto risco associado. Tal comportamento indica a necessidade de um planejamento com revisão de algumas espécies exploradas.

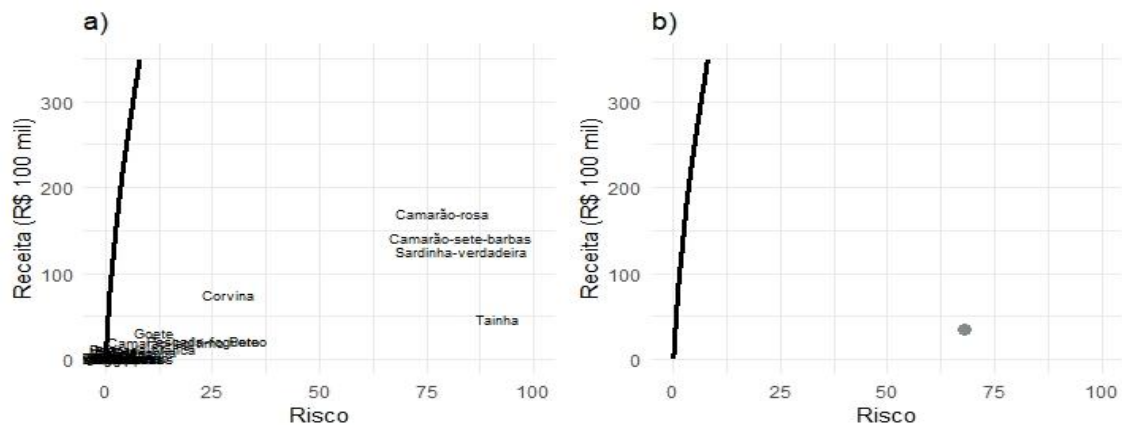


Figura 3.5. Análise da fronteira eficiente dos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo para espécies individualmente e para o portfólio das espécies em 2020, baseado na Matriz de Covariância

Fonte: Elaboração Própria

A Figura (3.6) e a Figura (3.7) apresentam os resultados da otimização da Eq. (3.1) e da Eq (3.7), respectivamente, para todos os anos analisados. Deve-se destacar que a utilização do amortecimento exponencial omite o período inicial (2008) e pode comprometer a análise nos períodos iniciais (2009-2012). Contudo, ainda é possível avançar em diversos pontos e aspectos da pesca do litoral-centro de São Paulo, apresentados nesta seção.

Assim, a linha contínua de cada gráfico das Figuras (3.6) e (3.7) representa a fronteira eficiente da pesca pela abordagem EBFM. Deve-se notar que as diferenças visualizadas em cada uma dessas curvas decorrem (a partir de 2013, principalmente) de mudanças no histórico máximo de captura de cada espécie, $B_{i,t}$, que afetam diretamente as restrições biológicas da minimização aplicadas neste trabalho (conforme a Equação 3.4). Além disso, a construção dessa fronteira considera todas as informações da matriz de covariância e semicovariância, uma vez que estão sendo incorporadas as correlações entre as espécies e as possibilidades de diversificação no portfólio. Por outro lado, a linha tracejada desta figura representa a fronteira eficiente pela abordagem de espécie única, pois ela não considera interações e possibilidades de substituição entre estoques. Especificamente, a curva tracejada é construída somente, a partir das informações de variância das matrizes utilizadas ($cov_{i,j}$ e $semicov_{i,j}$ seja $i = j$).

A diferença na posição de cada uma dessas curvas pode revelar aspectos importantes do sistema estudado. Do ponto de vista do planejador, o afastamento entre elas revela a possibilidade de diferentes respostas a situações de uma política de alvo

único vis-à-vis uma política EBFM. Assim, leis e instrumentos capazes de regular uma única espécie não necessariamente protegem o ecossistema marinho uniformemente.

Nas Figuras (3.6) e (3.7), mais especificamente, observa-se que a curva tracejada se posiciona, geralmente, abaixo e à direita da curva contínua. De acordo com a estrutura do modelo, isso indica que a abordagem EBFM oferece, para um mesmo nível de retorno, uma exposição menor ao risco para a frota, diferentemente de arranjos políticos de espécie única. Dentro dessa análise, os resultados da política de alvo único e EBFM seriam indistinguíveis somente no caso das curvas serem sobrepostas, como ocorreu em 2015 e 2016. Isso indicaria que as correlações entre as espécies são irrelevantes, garantindo que o efeito da política permanecesse somente sobre a espécie para a qual a política foi endereçada.

O ponto preto em cada gráfico das Figuras (3.6) e (3.7) exhibe o portfólio realizado pelo setor pesqueiro paulista, na região do Litoral-Centro, das 30 espécies analisadas. Trata-se especificamente da receita e do risco auferidos, resultantes da escolha das estratégias (seleção de espécies). Imediatamente, observa-se a significativa distância que o portfólio realizado mantém da fronteira eficiente estimada pela EBFM (linha contínua), que indica um retorno relativamente baixo e um risco excessivamente alto. Além disso, é possível notar visualmente uma tendência de aumento de risco de 2015 a 2020, que pode estar relacionada a adaptação de uma nova estratégia.

Os pontos cinza-claros e cinza-escuros, nos gráficos das Figuras (3.6) e da Figura (3.7), representam situações alternativas que indicam, respectivamente: *i*) a situação do setor somente considerando as 10 espécies mais pescadas e *ii*) a situação do setor somente considerando as 20 espécies mais pescadas. A ideia neste exercício é avaliar o comportamento da média de receita e o risco de adicionar mais espécies no portfólio. De acordo com os gráficos que representam os períodos de 2009 a 2020, é observado que as 10 espécies mais capturadas conduzem o portfólio para uma receita mais alta que a captura de 20 espécies que, por sua vez, é maior que o portfólio completo (30 espécies). Apesar dessa diminuição na receita média ao acrescentar mais espécies, ocorre também a diminuição do risco associado à pesca, revelando que as espécies menos representativas no portfólio exercem uma função de amortecimento do risco, *a priori*. Assim, é necessário estender-se sobre a avaliação do risco no setor.

Matriz de Covariância

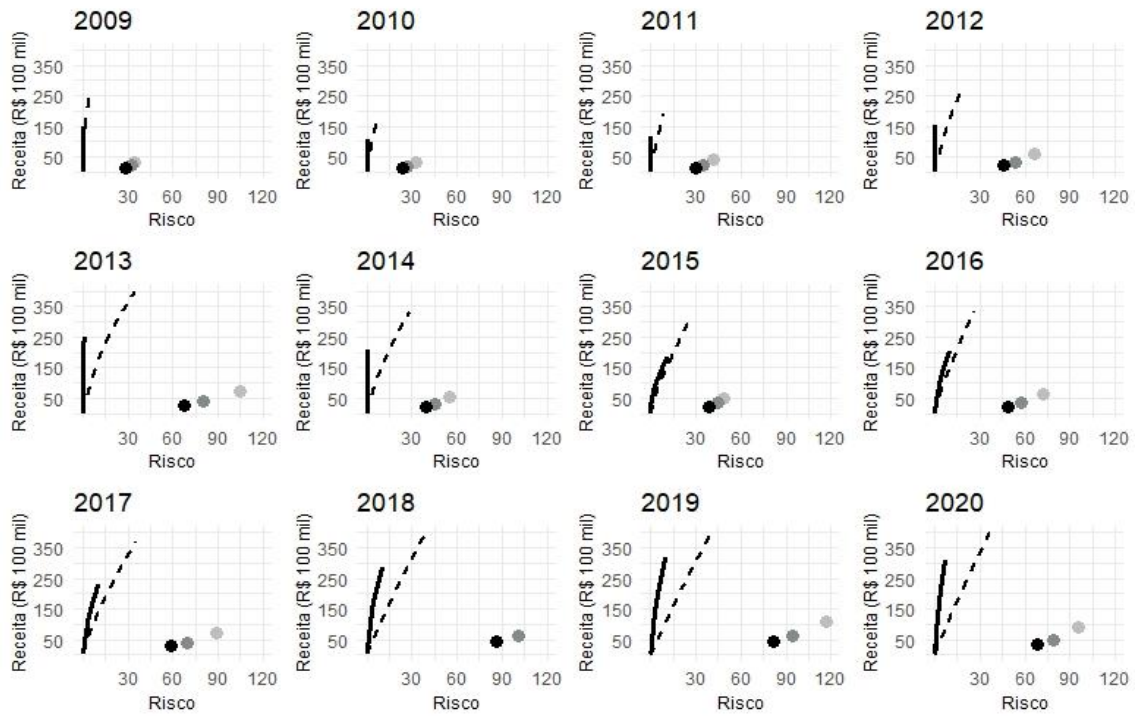


Figura 3.6. Fronteiras Eficientes dos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo estimadas para o período de 2009 a 2020

Fonte: Elaboração Própria

Matriz de Semicovariância

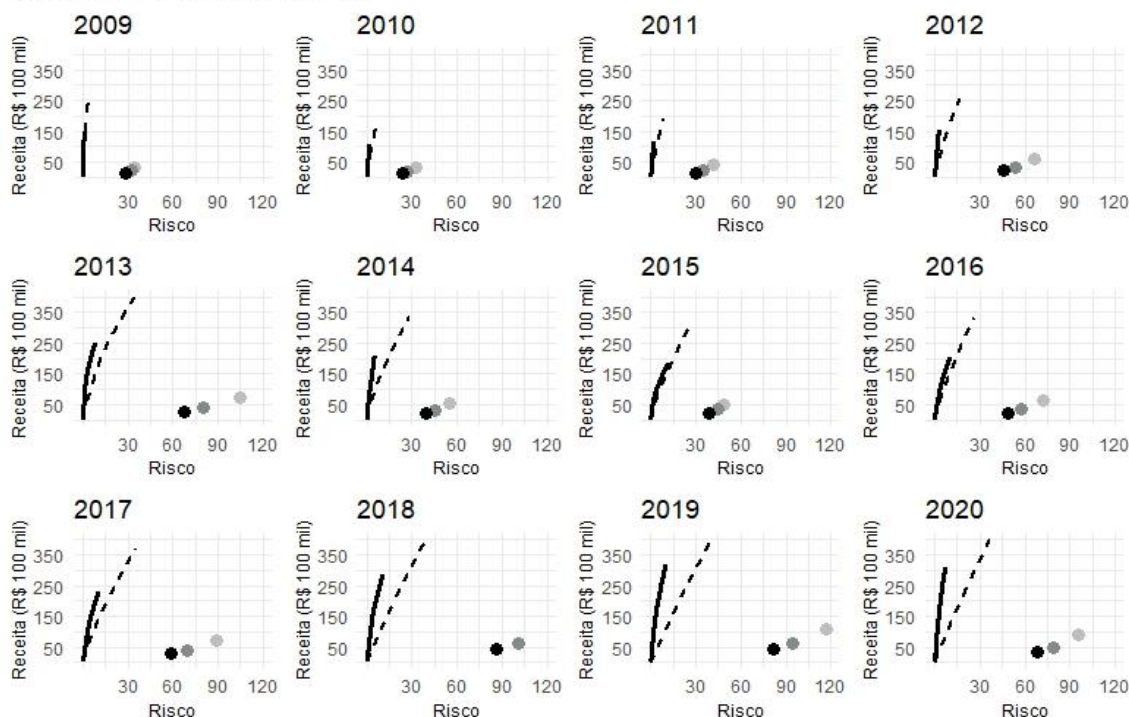


Figura 3.7. Fronteiras Eficientes dos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo estimadas para o período de 2009 a 2020

Fonte: Elaboração Própria

3.6.2. Hiato do risco

Em virtude da comparação entre portfólio realizado e portfólio ótimo para a minimização do risco, torna-se pertinente avançar a análise sobre o desempenho do setor durante o período estudado. Para tanto, calcula-se a diferença horizontal entre a fronteira de eficiência e o portfólio realizado, ponderado pela receita vigente, o hiato do risco, com intuito de avaliar a diferença entre o risco realizado e risco mínimo (Jin et al., 2016). O Figura (3.8) exhibe as informações da performance da pesca no litoral-centro de São Paulo:

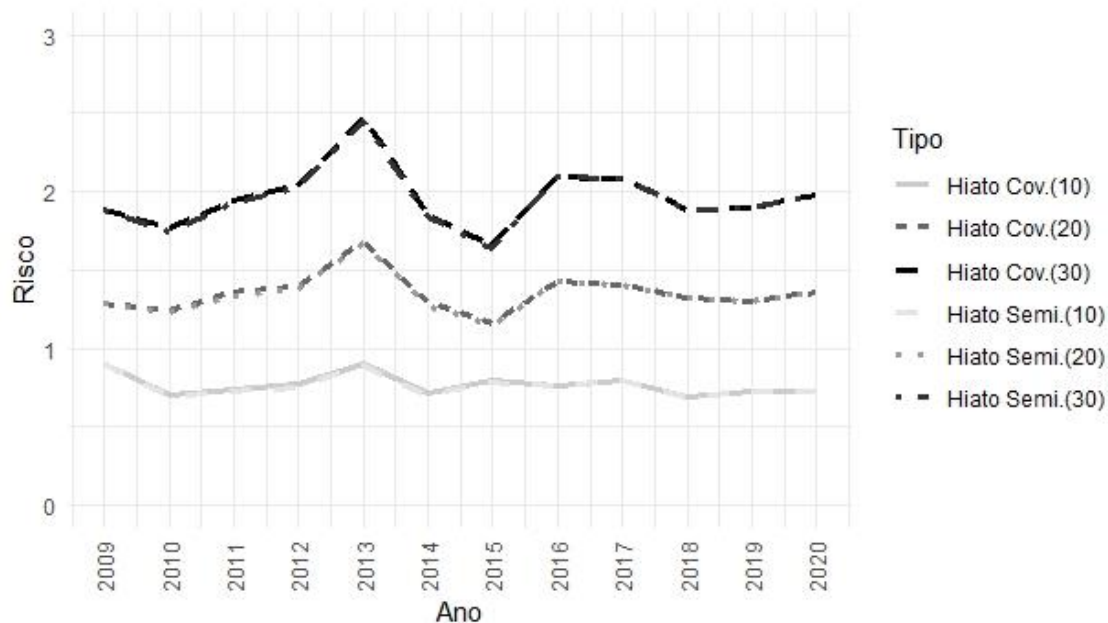


Figura 3.8. Hiato do risco da operação de pesca no litoral-centro de São Paulo, 2009-2020.

Fonte: Elaboração Própria.

Primeiramente, deve-se atentar para o nível de ineficiência do setor, durante o período analisado. Através do gráfico acima, é possível flagrar essa ineficiência a partir da distância que a série mantém do valor 0, ponto em que o portfólio ocorrido coincidiria com o ótimo.

As linhas representadas na Figura (3.8), retomam a análise feita para 30, 20 e 10 espécies no portfólio, que ainda considera resultados da covariância e da semicovariância (os quais não apresentam diferenças entre si, nesse caso). Na comparação dessas métricas, observa-se que o portfólio completo corresponde ao maior risco em relação ao demais e quanto menor o número de espécies menor o risco. Aparentemente, esse resultado é exatamente inverso ao encontrado na análise das fronteiras de eficiência. No entanto, o diagnóstico feito pelo hiato do risco tem a ponderação da receita média do portfólio e, portanto, isso indica que o amortecimento do risco, visualizado através dos pontos dos gráficos das Figuras (3.6) e (3.7), não compensa a perda na receita média. Carmona et al. (2020) explicam que, do ponto de vista da receita, nem sempre a diversificação aumenta a eficiência do portfólio, sobretudo quando espécies menos valorizadas apresentam grandes variâncias. Conforme o gráfico *a*) da Figura (3.5), este não parece ser o caso do litoral-centro de São Paulo. Contudo, é possível que o fato de alcançar nível de eficiência maior com menos

espécies e, mesmo assim, expandir a pesca para outras, esteja relacionado com o fato do setor não planejar a pesca com base na média da receita por espécie, mas somente pela receita total do período.

Ainda que seja um curto período de análise, é possível discutir algumas variações. Observa-se que o portfólio varia em torno do risco 2 (índice). Infere-se disso que este seja um nível aceitável de ineficiência do setor que, após a relativa estabilidade, entre os anos 2009 e 2012, apresenta um aumento significativo em 2013, chegando a 2,5. Conforme as Figuras (3.2) e (3.3) é possível observar que esse grande hiato de risco corresponde ao período de maiores receitas e níveis de captura das principais espécies da região (sardinha-verdadeira, camarão-rosa, camarão-sete-barbas). Jin et al. (2016) avança nessa análise e apresenta que é possível a relação entre o aumento de hiato de risco e a sobrepesca. Em seguida, nos anos 2014 e 2015, ocorre uma abrupta queda desse índice até 1,2. Tais oscilações, dentro desse conjunto de análise, estão associadas às adaptações do setor diante de novas restrições (sejam biológicas ou econômicas) (Carmona et al., 2020; Jin et al., 2016). Na prática, quando as condições do ecossistema alteram o crescimento populacional de uma espécie ou, por conta de leis e mecanismos de controle, é necessário que haja uma mudança no trajeto do barco, ocorre o afastamento do pescador da estratégia habitual, o que repercute na composição do portfólio. De 2016 até 2020, o risco volta ao patamar de 2, o que pode indicar *i*) que as condições que estabeleceram esse descompasso voltaram ao normal, ou *ii*) que o pescador se adaptou com sucesso e voltou para o desempenho de anteriormente, ainda que este não seja um resultado ótimo.

3.6.3. Análise da participação de cada espécie

Tanto os pontos que formam a fronteira de eficiência, quanto o ponto que representa o portfólio realizado, estão associados a uma certa estratégia (seleção de espécies). Assim, as Figuras (3.9) até (3.13) apresentam o nível de participação de cada uma das 30 espécies estudadas diante de dois cenários: participação realizada e a participação ótima relacionada ao retorno realizado. Tais medidas, como em Jin et al. (2016), são representadas em relação a restrição biológica, isto é, $w_{i,t}/w_{i,t}^{max}$, e $w_{i,t}^*/w_{i,t}^{max}$, respectivamente. A seleção das espécies, diante de cada um dos cenários,

reflete a estratégia adotada para obter uma receita num dado período que, em alguns casos, diferencia-se de acordo com a análise de covariância e semicovariância.

A respeito da participação realizada, todas as espécies apresentam algum nível de exploração no período (até porque é essa a condição para a seleção das 30 espécies). Contudo, observa-se que diversas espécies não foram constantemente exploradas e apresentam níveis de participação expressivamente abaixo da restrição biológica adotada. Isso não necessariamente significa que haja subexploração dos estoques, pois a restrição é produzida a partir do maior registro de captura da espécie no período, que, por sua vez, pode proceder justamente de situações de sobrepesca.

A sardinha-verdadeira é um exemplo desse caso. Apesar da regulamentação relativamente recente que amplia a proteção da espécie (IBAMA, 2009), o nível de desembarques permanece, ainda, bastante relevante. Contudo, na Figura (3.10), a espécie apresenta baixa participação em relação à restrição biológica adotada, pois esta última é construída com base no recorde histórico de captura no período considerado. Por conta desse tipo de distorção são apresentadas as Figuras 3.2.B, 3.3.B e 4.3.B no Apêndice B, mantendo $\lambda = 0.549$ e utilizando $\gamma = 0.5$, a fim de redimensionar a restrição biológica pela metade. Ainda que os resultados trazidos pelo Apêndice B não devam ser comparados diretamente com os que são apresentados nessa seção, é possível observar como o aumento da restrição biológica afeta a estratégia.

Ainda assim, ocorrem os casos em que a participação realizada da espécie excede o valor 1. Nestes casos, em que $w_{i,t}/w_{i,t}^{max} > 1$, expressa que a captura da espécie está acima das restrições biológicas utilizadas na minimização do risco. O camarão-rosa e o camarão-sete-barbas, por exemplo, em vários períodos ultrapassam esse limite e indica que, neste conjunto de análise, o nível de captura está acima do permitido.

Em relação a participação ótima, é representada a seleção de espécies que minimizam o risco de obter a receita realizada nesses períodos. Observa-se que a participação ótima de qualquer espécie não excede o valor 1. A relação $w_{i,t}^*/w_{i,t}^{max} \leq 1$ indica que a otimização apresenta resultados consistentes com a restrição biológica.

Dessa forma, a participação ótima deve ser comparada à participação realizada, pois ambas consideram o mesmo benefício. Inicialmente observa-se que nenhuma espécie está presente no portfólio ótimo em todos os períodos. Tal característica provavelmente dificulta a elaboração de estratégias, tanto pela ótica do pescador, quanto

do planejador. Contudo, certos estoques seriam poupados no cenário de participação ótima, pois não apresentam participações durante o período considerado (destaque principalmente a estoques valorizados como sardinha-verdadeira, camarão-rosa e camarão-sete-barbas). Outros estoques aumentam a participação significativamente em alguns períodos (como mistura, palombeta e oveva), sinalizando a possibilidade de novas estratégias.

De modo geral, é importante pontuar que a ausência, em alguns períodos, de espécies de alto valor (como sardinha-verdadeira, tainha e camarão-rosa) no portfólio ótimo está relacionado ao alto risco associado àquele específico nível de renda e não que isso indique a necessidade de uma revolução total das espécies pescadas. Até mesmo, porque o estudo não considera as preferências do consumidor diante de novas “cestas” e não consegue avaliar o impacto desse tipo de mudança.

Ocorre que estas ausências também não são permanentes, mas refletem a incerteza atual sobre o fluxo de receita desses estoques. É provável que este aspecto esteja associado com a pressão praticamente constante sobre essas espécies, em que a alta variação da receita deriva basicamente das flutuações biológicas (e não da revisão do esforço de pesca). Jin et al. (2016), dentro de suas análises, revelam que o comportamento *rent-seeking*¹³ juntamente com a falta de controle do esforço, levam à captura excessiva de espécies valorizadas que aumentam a renda de curto prazo, mas, conseqüentemente, depreda o estoque.

Se ocorrer dos riscos financeiros sobre os estoques de grandes receitas voltarem a ser compatíveis, estes poderiam retornar à estratégia (seleção de espécie), pois, sob essa estrutura de análise, estariam dentro de soluções ótimas de média e variância. Assim, é relevante ressaltar que a pressão sobre uma espécie, que a leva a apresentar mais risco, condiciona a frota para resultados sub-ótimos, além do impacto ambiental ao estoque.

¹³ Comportamento de um agente ou um grupo para aumentar sua participação na renda produzida pela sociedade (Tullock, 1967). Neste contexto, mais especificamente refere-se ao grupo de pescadores que buscam apropriar-se dos benefícios sociais e ambientais dos estoques.

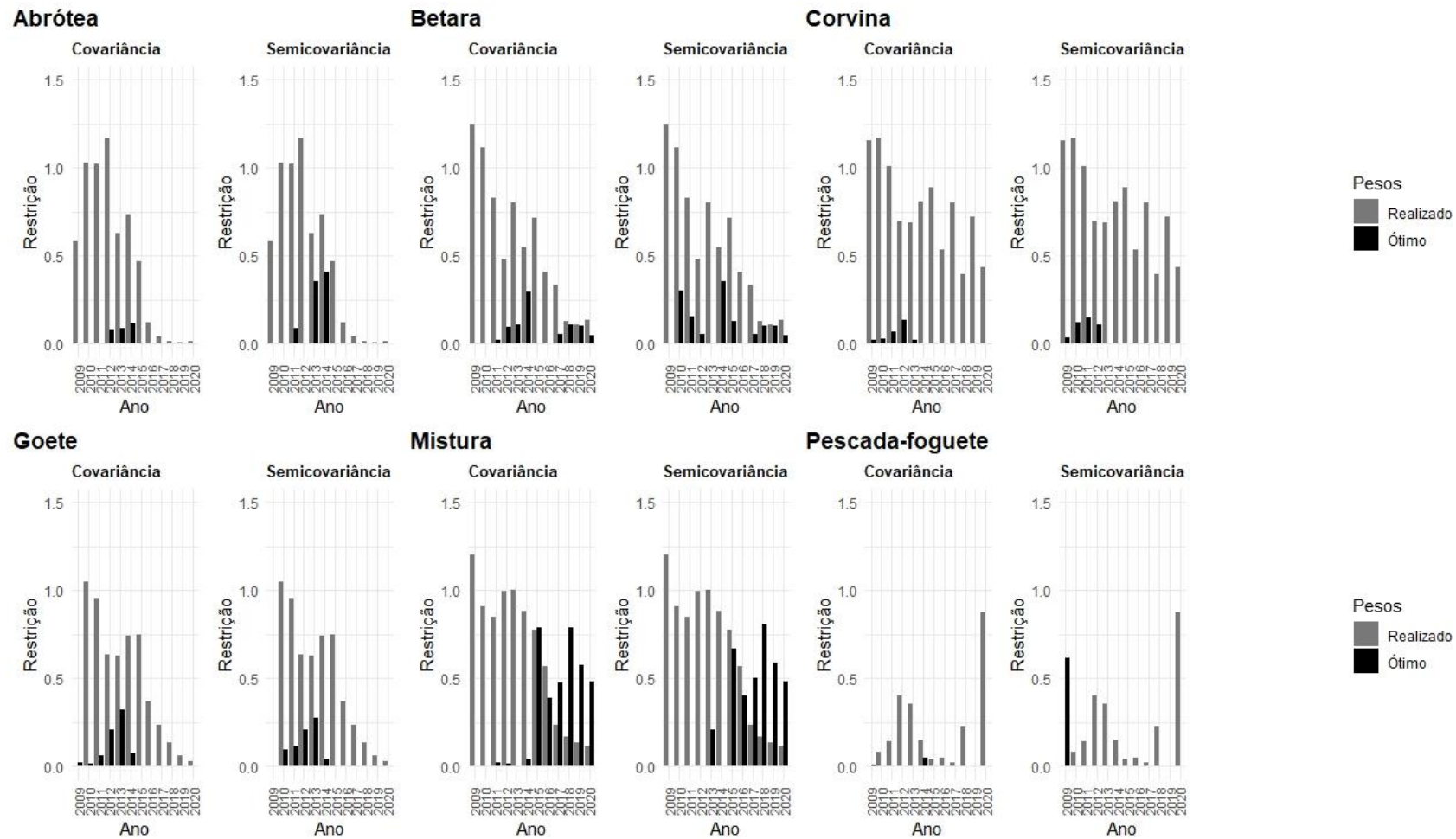


Figura 3.9. Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

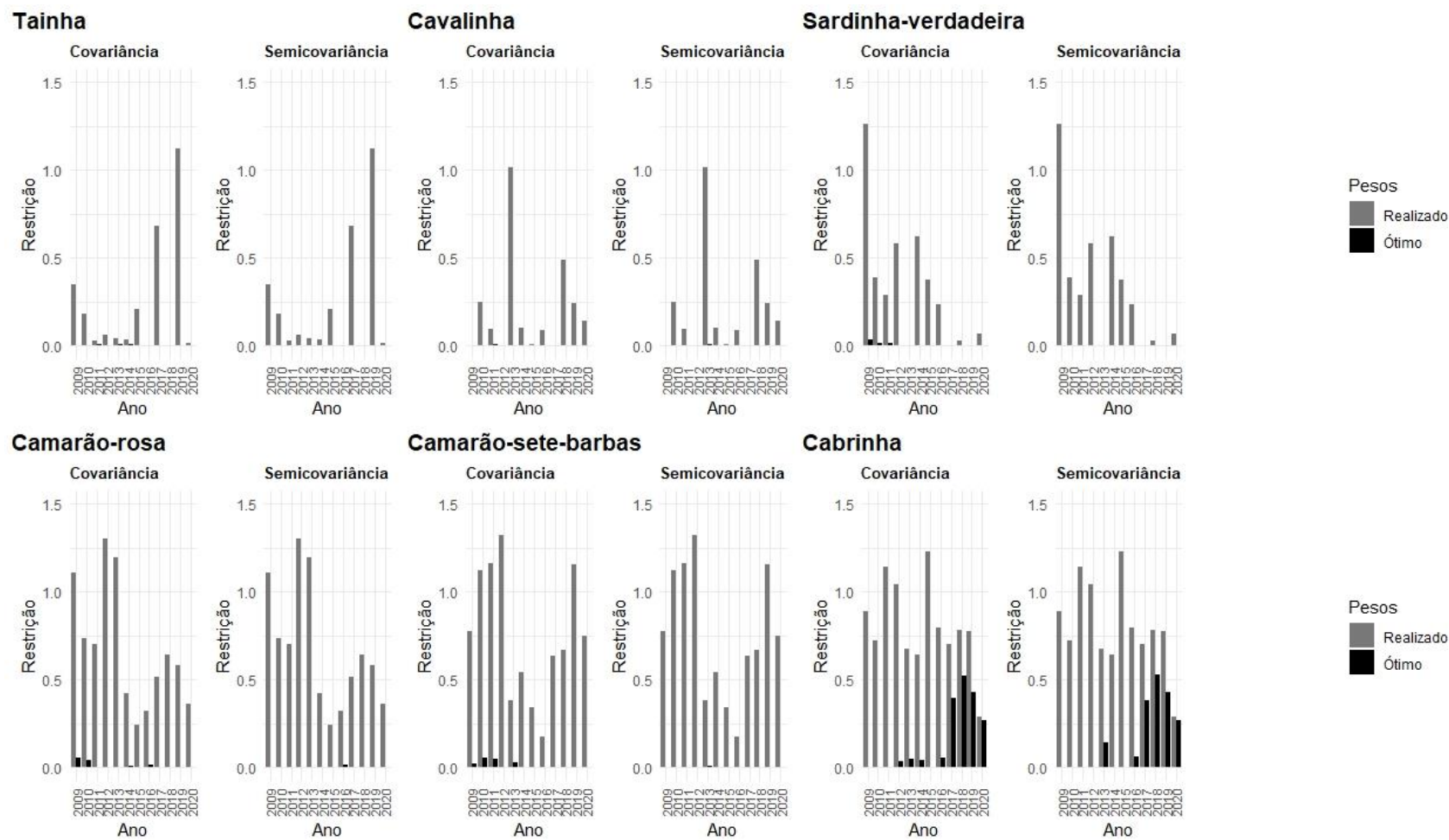


Figura 3.10. Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

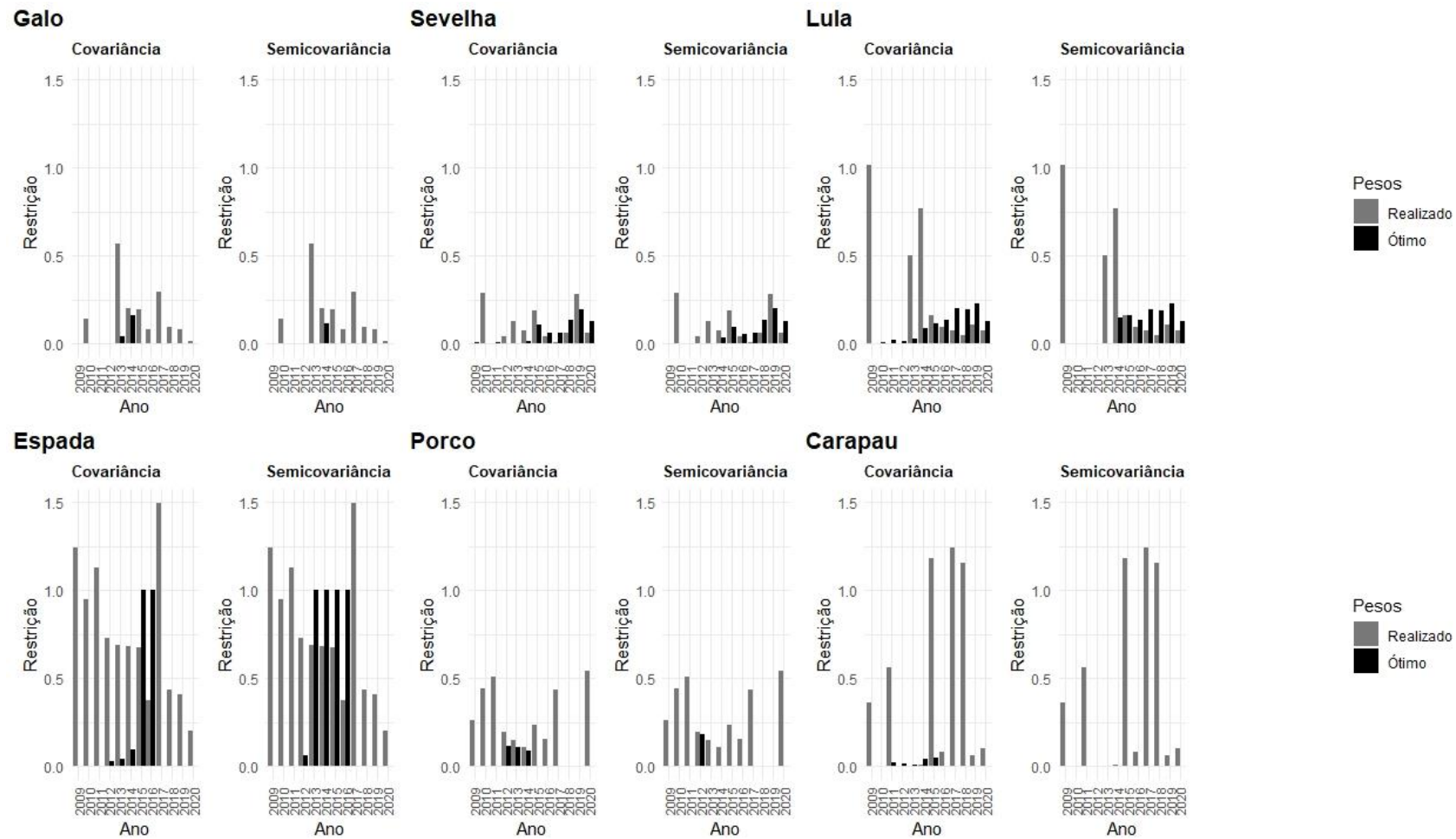


Figura 3.11. Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

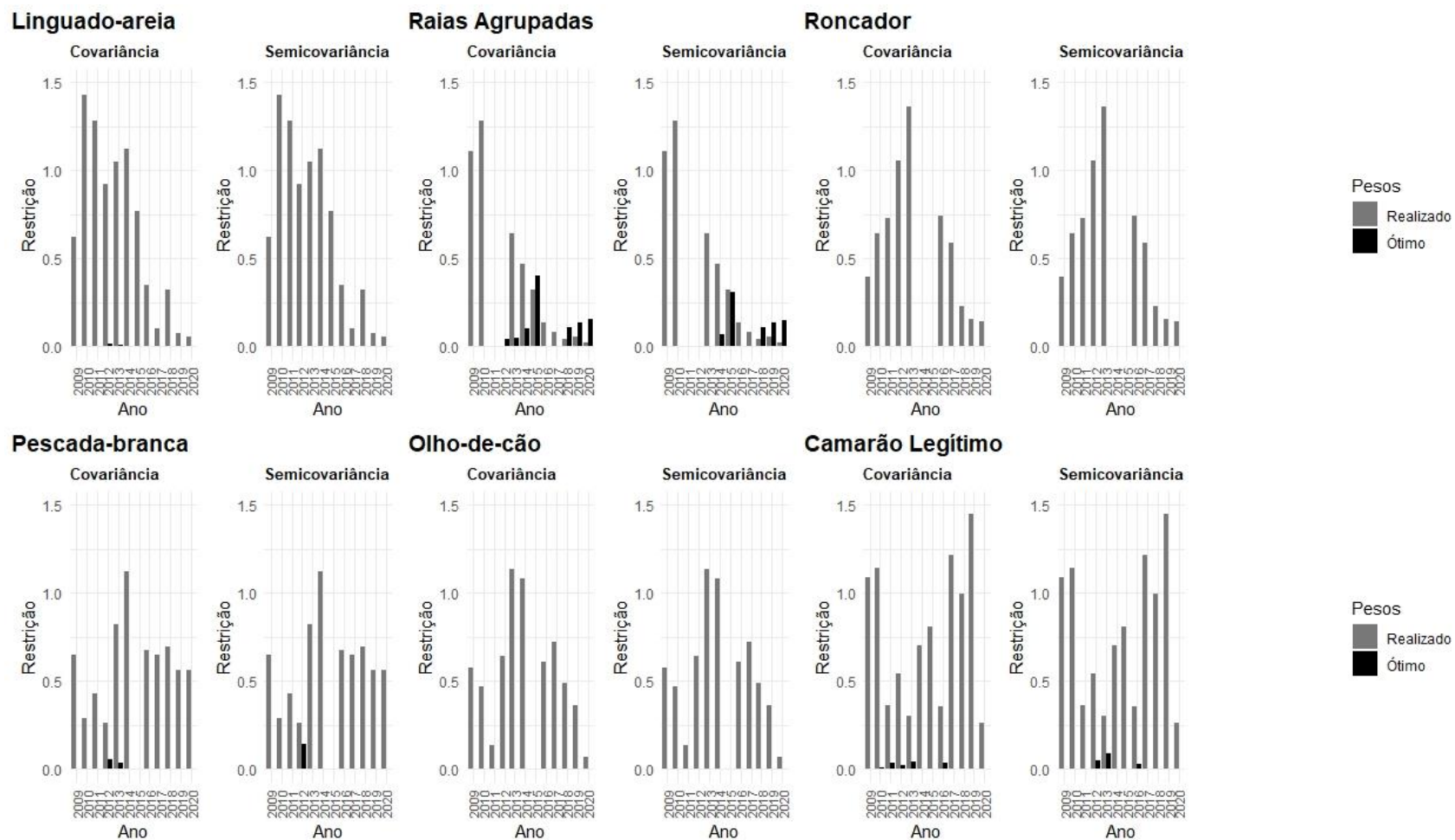


Figura 3.12. Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

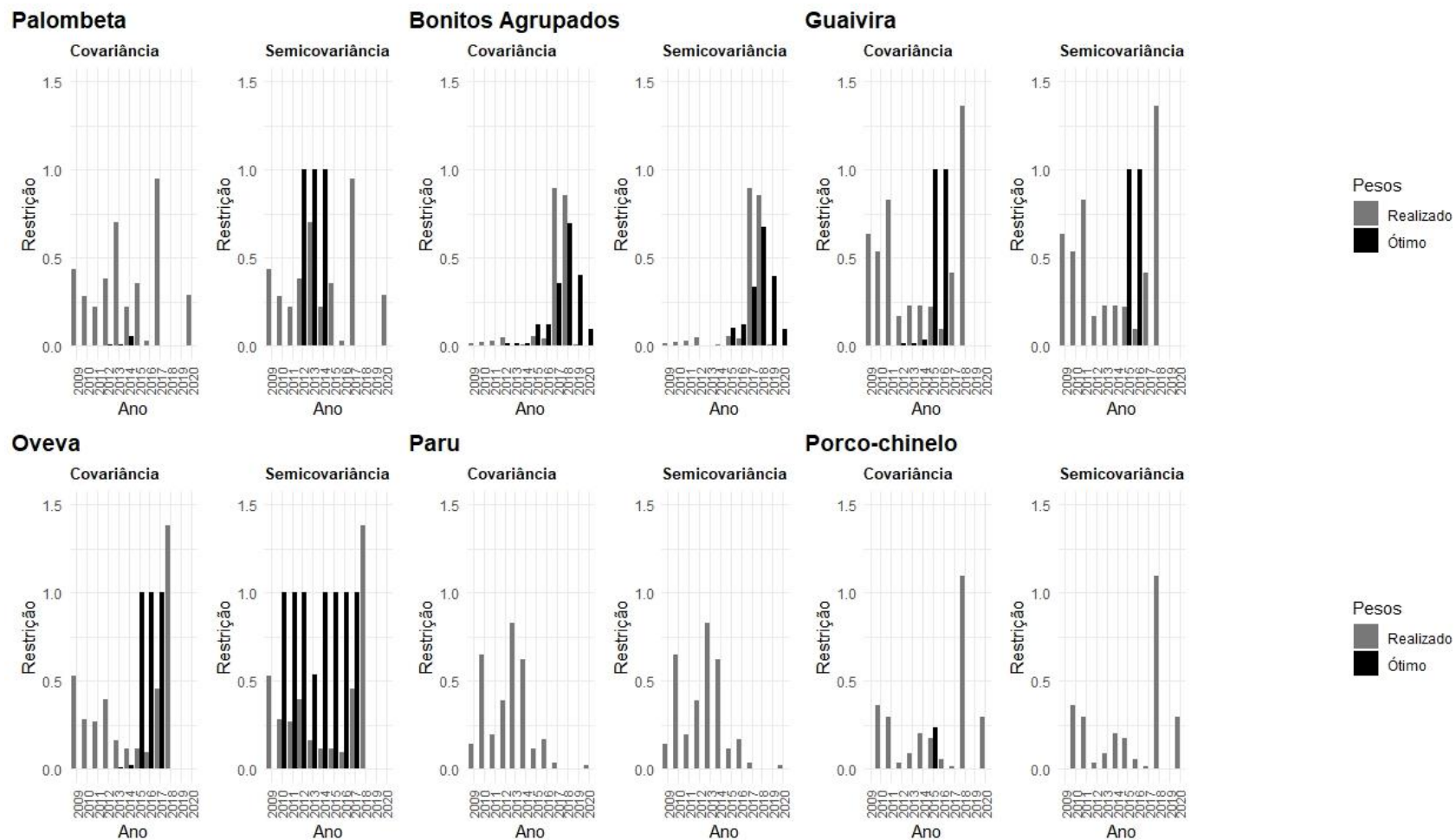


Figura 3.13. Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

3.7. Considerações finais

Este estudo busca examinar a realidade do setor pesqueiro brasileiro à luz da abordagem da Gestão Ecosistêmica da Pesca (EBFM). Para tanto, analisa a pesca industrial de 30 espécies marinhas no litoral-centro do estado de São Paulo, entre 2008 e 2020, sob a perspectiva do risco e do nível de exploração dos estoques.

Utilizando informações de receita financeira dos pescadores com a primeira venda das espécies capturadas, e as quantidades de pescados desembarcados, e a análise da Teoria do Portfólio, exploraram-se elementos da fronteira de eficiência da captura, da participação das espécies de pescados no portfólio, e do hiato do risco no setor.

O exercício da minimização do risco frente a restrições econômicas e biológicas permitiu a construção da fronteira de eficiência, pela qual foi possível analisar dois aspectos: *i)* a relativa importância da abordagem ecosistêmica, uma vez que, para um mesmo nível de receita, é possível assumir um risco financeiro menor ao considerar as correlações entre as espécies e; *ii)* a ineficiência do setor em relação a gestão dos riscos (aqui avaliados como riscos financeiros), ao passo que, sucessivamente, o portfólio constatado nessa região de pesca assumiu riscos excessivos nos anos observados.

A série do hiato de risco, por sua vez, retrata a distância entre o risco assumido pelos pescadores e o risco mínimo possível para o nível de receita realizada no período. Verifica-se *i)* que o setor pesqueiro da região do litoral-centro de São Paulo opera sob um persistente risco econômico, visto que, o risco permanece distante do nível mínimo durante todo período estudado. A análise também destaca *ii)* que as variações no hiato de risco estão relacionadas a mudanças nas estratégias de seleção *iii)* e que, especificamente, o aumento do hiato corresponde ao aumento da captura das espécies mais valorizadas.

Em seguida, verificou-se e comparou-se seleções de espécies, associadas a cada estratégia de portfólio. Diante disso, foi analisada *i)* a participação realizada de cada espécie e *ii)* a participação ótima das espécies para obter a maior receita.

De modo geral, ao analisar a participação realizada, é possível observar casos em que a participação da espécie excede o limite biológico do modelo. Espécies de alto valor comercial são as que mais se encontram nessa situação. Ao analisar a participação ótima, tais espécies aparecem apenas em períodos específicos, muito por conta do alto

risco financeiro associado as suas capturas. Neste caso, outras espécies menos comerciais (mistura, palombeta e oveva) têm participações significativamente maiores, respeitando os limites econômicos e biológicos do modelo.

Contudo, a recomendação de aumento da exploração de um determinado grupo de espécies e a diminuição de outro, ainda que possa manter a receita e um risco mínimo, não pode ser preconizada sem que haja uma revisão rigorosa das restrições aplicadas neste estudo. Isto porque os parâmetros adotados no modelo bem como as informações sobre receita dos pescados são limitados. Somente uma restrição biológica caracterizada por parâmetros ambientais relevantes (e não os adotados com base no histórico de captura das espécies), e estudos de mercado a respeito do impacto dessa mudança nas preferências, tornar-se-ia possível, efetivamente, propor novas estratégias para a pesca na região.

Todos estes resultados não devem somente ser debatidos pontualmente sob o período de análise, mas, como são elementos centrais do EBFM, podem ser ampliados e utilizados como indicadores desse modelo de gestão. Assim, o monitoramento do risco e a mudança da participação das espécies entre determinados períodos, podem revelar os impactos da ação de políticas e leis aplicadas na pesca.

Referências

- Abdallah, P.R., 1998. Atividade pesqueira no Brasil: política e evolução. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”- USP.
- Abdallah, Sumaila, 2007. An historical account of Brazilian public policy on fisheries subsidies. *Mar. Policy* 31, 444–450. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.01.002>
- Acordo de Pesca do Sul do Oceano Índico (SIOFA), 2006. Southern Indian Ocean Fisheries Agreement, in: FAO. pp. 1–2.
- Ang, A., Chen, J., Xing, Y., 2006. Downside risk. *Rev. Financ. Stud.* 19, 1191–1239. <https://doi.org/10.1093/rfs/hhj035>
- Arkema, K.K., Abramson, S.C., Dewsbury, B.M., 2006. Marine ecosystem-based management: From characterization to implementation. *Front. Ecol. Environ.* 4, 525–532. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[525:MEMFCT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[525:MEMFCT]2.0.CO;2)

- Beddington, J.R., Arntz, W.E., Nellen, W.P., Bailey, R.S., Smetacek, V.S., Brewer, G.D., Thurow, F.R.M., Glantz, M.H., Troadec, J.-P., Laurec, A.J.Y., Walters, C.J., May, R.M., 1984. Management under Uncertainty. *Exploit. Mar. Communities* 227–244. https://doi.org/10.1007/978-3-642-70157-3_10
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H., 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* (80-.). 277, 509–515. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.509>
- Brown, B.E., Brennan, J.A., Grosslein, D.M., Heyerdahl, E.G., Hennemuth, R.C., 1976. The effect of fishing on the marine finfish biomass in the Northwest Atlantic from the Gulf of Maine to Cape Hatteras. *Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull.* 12, 49–68.
- Carmona, I., Ansuategi, A., Chamorro, J.M., Escapa, M., Gallastegui, M.C., Murillas, A., Prellezo, R., 2020. Measuring the value of ecosystem-based fishery management using financial portfolio theory. *Ecol. Econ.* 169, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106431>
- Clark, C.W., 1985. *Bioeconomic modelling and fisheries management*. Wiley-interscience, New York.
- Comissão de Pesca do Sudoeste do Oceano Índico (SWIOFC), 2005. Southwest Indian Ocean Fisheries Commission, in: FAO. Mombasa, pp. 1–5.
- Conrad, J.M., Rondeau, D., 2020. *Natural resource economics*. Cambridge University Press, New York.
- Cox, M., Arnold, G., Tomás, S.V., 2010. A Review of Design Principles for Community-based Natural Resource Management. *Ecol. Soc.* 15. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1008-7125.2018.09.012>
- Curtin, R., Prellezo, R., 2010. Understanding marine ecosystem based management: A literature review. *Mar. Policy* 34, 821–830. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.01.003>
- Edwards, S.F., Link, J.S., Rountree, B.P., 2004. Portfolio management of wild fish stocks. *Ecol. Econ.* 49, 317–329. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.04.002>
- Estrada, J., 2008. Mean-Semivariance Optimization : A Heuristic Approach. *J. Appl. Financ.* 18, 57–72.
- Garcia, S.M., 2003. The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook.
- Hofmann, E., Powell, T.M., 1998. Environmental variability effects on marine fisheries: Four case histories. *Ecol. Appl.* 8, 23–32. <https://doi.org/10.2307/2641360>
- IBAMA, 2009. Instrução Normativa nº 15, de 21 de maio de 2009. Regulamenta a frota que opera os estoques de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*). Brasil.

- Informe Pesqueiro, S., 2019. Censo da pesca de captura marinha e estuarina no litoral centro do estado de São Paulo, Brasil, entre os anos 2008 e 2010. São Paulo.
- Jin, D., DePiper, G., Hoagland, P., 2016. Applying portfolio management to implement ecosystem-based fishery management (EBFM). *North Am. J. Fish. Manag.* 36, 652–669. <https://doi.org/10.1080/02755947.2016.1146180>
- Kaine, G., Greenhalgh, S., Boyce, W., Lourey, R., Young, J., Reed, E., Keenan, B., Mackay, S., 2017. A microeconomic perspective on the role of efficiency and equity criteria in designing natural resource policy. *Ecol. Soc.* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-09133-220150>
- Larkin, P.A., 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 139–164.
- Lilly, G., Wieland, K., Rothschild, B.J., Sundby, S., Drinkwater, K., Brander, K., Ottersen, G., Carscadden, J., Stenson, G., Chouinard, G., Swain, D., Daan, N., Enberg, K., Hammill, M., Rosing-Asvid, A., Svedang, H., Vazquez, A., 2008. Decline and Recovery of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) Stocks throughout the North Atlantic 39–66. <https://doi.org/10.4027/rgsfcc.2008.03>
- Link, J., 2010. *Ecosystem-based fisheries management: confronting tradeoffs*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Longo, L. de L., Amado Filho, G.M., 2014. Knowledge of Brazilian benthic marine fauna throughout time. *História, Ciências, Saúde-Manguinhos* 21, 1–16.
- Markowitz, H., 1959. *Portfolio Selection: efficient diversification of investments*, Yale University Press. New Haven.
- May, R.M., Beddington, J.R., Clark, C.W., Holt, S.J., Laws, R.M., 1979. Management of multispecies fisheries. *Science* (80-). 205, 267–277.
- MPA, 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura, Boletim Estatístico Da Pesca E Aquicultura 2011. Brasília.
- Mullooney, D.R.J., Rose, G.A., Dawe, E.G., Rowe, S., Maillet, G.L., Pedersen, E.J., 2019. Temperature influences on growth of unfished juvenile Northern cod (*Gadus morhua*) during stock collapse. *Fish. Oceanogr.* 28, 612–627. <https://doi.org/10.1111/fog.12447>
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P., Mangel, M., McAllister, M., Pope, J., Sainsbury, K., 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* (80-). 305, 346–347.
- Pinto, D.D.P., 2012. *Fisheries management in areas beyond national jurisdiction: The impact of ecosystem based law-making*. Martinus Nijhoff Publishers.

- Pitcher, T.J., Kalikoski, D., Short, K., Varkey, D., Pramod, G., 2009. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. *Mar. Policy* 33, 223–232. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.06.002>
- REVIZEE, 2006. *Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva*. Brasília.
- Rodrigues, A.R., Abdallah, P.R., Gasalla, M.A., 2018. Harvesting costs and revenues: Implication of the performance of open-access industrial fishing fleets off Rio Grande, Brazil. *Mar. Policy* 93, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.008>
- Rose, G.A., Walters, C.J., 2019. The state of Canada's iconic Northern cod: A second opinion. *Fish. Res.* 219, 105314. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105314>
- Roughgarden, J., Smith, F., 1996. Why fisheries collapse and what to do about it. *Proc. Natl. Acad. Sci* 93, 5078–5083. <https://doi.org/10.1080/01636609609550185>
- Roy, A.D., 1952. Safety First and the Holding of Assets. *Econometrica* 20, 431–449.
- Sanchirico, J.N., Smith, M.D., Lipton, D.W., 2008. An empirical approach to ecosystem-based fishery management. *Ecol. Econ.* 64, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.006>
- Santos, T.C.C., Câmara, J.B.D., 2002. *GEO BRASIL 2002: Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*, Edições IBAMA. Brasília.
- Sethi, G., Costello, C., Fisher, A., Hanemann, M., Karp, L., 2004. Fishery management under multiple uncertainty. *J. Environ. Econ. Manage.* 50, 300–318. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2004.11.005>
- Shelton, P.A., Sinclair, A.F., Chouinard, G.A., Mohn, R., Duplisea, D.E., 2006. Fishing under low productivity conditions is further delaying recovery of Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 235–238. <https://doi.org/10.1139/f05-253>
- Smith, T.D., Link, J.S., 2005. Autopsy your dead...and living: A proposal for fisheries science, fisheries management and fisheries. *Fish Fish.* 6, 73–87. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2005.00176.x>
- Tullock, G., 1967. The welfare costs of tariffs, monopolies and theft. *Econ. Inq.* 5, 224–232.
- Viana, P.J., 2013. Recursos Pesqueiros do Brasil: Situação dos estoques, da gestão e Sugestões para o futuro. *Bol. Reg. Urbano E Ambient.* 45–59.
- Wiersema, A., 2014. Uncertainty, Precaution, and Adaptive Management in Wildlife Trade. *Michigan J. Int. law* 36, 375–424.

Yang, M.M., 2008. A Portfolio Approach for the New Zealand Multi-Species Fisheries Management. University of Auckland.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE

Esta tese buscou examinar aspectos da pesca marinha no Brasil pelo prisma institucional, conectando o surgimento da gestão do setor no país com as demandas ecossistêmicas atuais. Para tanto, o trabalho está organizado em dois artigos. O primeiro com o objetivo de apresentar os eventos de destaque da pesca extrativa marinha no Brasil e suas relações com as instituições do setor, através de ações reguladoras e regulamentadoras, enquanto o segundo, partindo desse diagnóstico, avança na proposição da abordagem com base ecossistêmica aplicada a dados de pesca do litoral-centro de São Paulo, com objetivo de produzir métricas capazes de avaliar o setor por meio das bases ecossistêmicas.

O primeiro estudo consiste numa análise institucional da pesca, auxiliada por um modelo de quebra estrutural, de modo a verificar mudanças de média na série de captura ao longo do período 1950-2010. Foram utilizadas informações de captura de pesca marinha industrial obtidas no Instituto de Pesca de São Paulo neste intervalo. Dessa forma, o estudo concentrou a discussão em 4 momentos considerados marcos para a análise do desempenho do setor de pesca: urgência do desenvolvimentismo na pesca (1959-1967); ampliação de incentivos fiscais e de crédito (1968-1976); maturação de investimentos e uso do Fiset/Pesca (1977-1989); menor disponibilidade de recursos e maior preocupação ambiental (1990-2010).

A primeira data refere-se a um aumento de, aproximadamente, 120 mil toneladas na média. Tal crescimento da captura reflete o início da organização institucional da pesca, que ocorria num ambiente formal – através da fundação da SUDEPE- e informal – na propaganda de modernização de equipamentos para os “Patrões da Pesca”-. Ainda que a SUDEPE tenha sido estruturada também com finalidade de fiscalização da atividade, desde este princípio ficou explícita a maior atenção dada aos objetivos de produção e fomento. No médio prazo, as políticas de reinvestimento, isenção tributária e linhas de crédito mostram resultados já em 1967, quando um aumento de 116 mil toneladas é diagnosticado na média. Em seguida, em 1976, a instalação portuária e outros componentes de infraestrutura passam a operar e outro “salto” produtivo é diagnosticado e revela os efeitos das medidas de longo prazo tomadas anteriormente. Aliado a isso, e sustentando a postura pró-fomento da produção, nesse período, fez-se o uso de outra fonte de financiamento, o Fiset. Nesses três

eventos, que juntos somam 31 anos, observa-se um vasto conjunto de medidas a fim de incentivar a captura da pesca industrial marinha. A média, comparada ao período pré-SUDEPE, aumenta mais de 400% e sugere o grande papel da instituição nesse período.

Por fim, em 1989 é revelada uma inversão nesse crescimento produtivo, motivado ou pela falta de recurso pesqueiro ou pela falta de recurso financeiro, uma vez que a SUDEPE – com seu papel tão somente fomentador- enfraquece-se até ser extinta. Neste período, então, surge o IBAMA com o intuito de proteção dos recursos naturais e, no contexto da pesca marinha, dos estoques pesqueiros da costa brasileira, sobretudo, através de leis de defeso direcionada as espécies mais comerciais. Apesar de outros incentivos surgirem depois do IBAMA, a desassociação institucional das funções produtivas e fiscalizadoras na mesma instituição, aparentemente, estabeleceu um certo equilíbrio entre estes objetivos.

As circunstâncias que conduziram o encadeamento destes eventos, para este estudo, decorreram das divergências do papel das instituições, na maior parte do tempo. Enquanto, do ponto de vista teórico, era esperado que as instituições atuantes sobre os recursos comuns fossem capazes de resolver conflitos causados pelas características desses bens, ocorreu, na verdade, a utilização de incentivos (financeiros ou não) que estimularam o crescimento da economia através do amplo uso de recursos naturais que, do ponto de vista de conjuntura econômica, tinha aderência com a política pública do Brasil do século XX. Conforme a discussão aborda, o acúmulo desses estímulos e permissões legais, diametralmente opostos ao papel mediador de conflitos, direcionaram o setor para níveis insustentáveis no sentido da produção e ambiental. Assim, a partir dos anos 90, as instituições empenharam-se nas respostas a este quadro, através de medidas reativas e pontuais, protegendo certas espécies em determinados intervalos através das leis de defeso.

Desta forma, o corpo de leis que age com propósito de aliviar a pressão ambiental da pesca baseia-se, desde anos 90, fundamentalmente, na abordagem de espécie única, em que se mede, analisa e endereça políticas a um estoque por vez. Contudo, tem-se questionado a eficiência dessa abordagem, ao propor políticas ambientais, tanto pela impossibilidade prática de trabalhar com infinitos pontos de máxima captura sustentável, quanto pelas externalidades causadas ao aplicar diferentes leis para diferentes estoques. Assim, em contraposição às abordagens tradicionais, mais

recentemente, a literatura tem dado destaque às análises agregadas e às perspectivas de gerenciamento com base ecossistêmica.

Com propósito de contribuir com a temática, o terceiro capítulo desta tese consiste num experimento fundamentado em aspectos ecossistêmicos. Para tanto, utiliza-se a análise de portfólio aplicado aos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo no período 2008-2020, a partir de dados de produção capturada e receita das pescarias (PMAP IP-SP). Duas métricas de risco foram empregadas (covariância e semicovariância) e três classes de resultados foram debatidos: a fronteira de eficiência, os pesos no portfólio e o hiato de risco.

Na análise da fronteira de eficiência, as correlações entre as espécies se mostraram relevantes na minimização do risco. Especificamente, a análise mostra que seja possível atingir níveis menores de risco ao considerar a matriz covariância (ou semicovariância) completa, o que, na prática, indica que o planejamento da pesca no litoral-centro de São Paulo poderia obter melhores resultados através do gerenciamento com base ecossistêmica.

Na análise do hiato do risco é revelada a diferença entre o risco realizado e o risco ótimo em cada período. Assim, essa medida mostra a ineficiência do setor, uma vez que, no intervalo estudado, a série de risco realizado não coincide como risco ótimo. Além do mais, as variações de risco que ocorrem na série podem ser explicadas por mudanças de estratégias de capturas e suas adaptações, conforme aponta a literatura. Tal aspecto, pode tornar essa medida útil para controle de políticas e outras medidas direcionadas ao setor.

Por fim, o estudo do peso das espécies no portfólio, por sua vez, apresenta participação das espécies em relação a restrição máxima da otimização, comparando dois quadros: participação realizada e a participação ótima. Na comparação entre a seleção realizada e ótima, enquanto certas espécies não têm mais participação no portfólio, sugerindo, assim, uma revisão de suas capturas, outras ganham peso e passam a consumir mais de suas restrições, revelando a necessidade de precaução com outras espécies.

Ainda que seja reconhecida a necessidade de revisão das restrições utilizadas na otimização e que seja razoável suspeitar da subestimação de receita por conta da pesca não declarada, o uso dessas ferramentas abre outras perspectivas de análise ecossistêmica. A possibilidade de analisar pontos de otimização do risco, projetar

cenários e acompanhar o hiato do risco frente a mudanças comerciais, legais e biológicas, numa escala multi-espécies, podem auxiliar ações das instituições e políticas direcionadas ao setor.

Em conformidade aos objetivos da Década do Oceano, a tese apresenta dois artigos com a finalidade de: *i)* colaborar com o conhecimento concreto, ao analisar historicamente o setor pesqueiro e suas instituições, somando-se a literatura que utiliza essa abordagem e avançando sobre as circunstâncias (e ações) que levaram ao cenário atual das instituições; *ii)* gerar conhecimento científico da interação entre sociedade e o ecossistema, ao considerar um estudo agregado de espécies de uma região através da pesca industrial, projetando cenários e medindo riscos comerciais da captura.

Assim, mesmo que não seja possível recomendar políticas ambientais e ações somente a partir desta pesquisa, o estudo do hiato de risco e participação de espécies podem compor uma nova ótica de monitoramento da pesca. Por exemplo, através das informações utilizadas na tese, poderiam ser feitas atualizações mensais das medidas de risco, de modo que auxilie na análise de impacto de leis e outras políticas. A partir do aperfeiçoamento do modelo, essa métrica também pode servir como insumo para outras pesquisas. Essas funções também convergem para os objetivos da Década do Oceano, uma vez que se empenha na criação de novos dados.

Portanto, o estudo tratou do problema primordial dos recursos comuns e como as instituições podem intermediar os conflitos que surgem, sobretudo, aqueles relacionados à pesca e ao ecossistema marinho. Enquanto a primeira análise busca revisar as ações institucionais no setor pesqueiro brasileiro, a segunda consiste numa abordagem agregada voltada ao litoral-centro de São Paulo e propõe outras ferramentas que auxiliam as instituições na tomada de decisão.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Testes da análise da quebra estrutural

Para a análise dos dados quantitativos, toma-se o logaritmo natural da variável de captura das espécies marinhas. A inspeção visual da série e o fato do dado compreender multiespécies afastam a suspeição da presença de sazonalidade associada às observações.

Na sequência, são realizados os testes OLS-CUSUM e Sup-Wald para verificar a existência de eventos que mudam significativamente o uso do recurso pesqueiro. Ambos os testes fazem uma análise sobre a variação residual em relação à média das $\frac{1}{h}$ partições da amostra. O valor de h é arbitrário, mas Perron e Zhu (2005) recomendam $h = 0,1$ ou, ainda, $h = 0,15$ como foi adotado nesta pesquisa. Portanto, a Figura 2.1A apresenta os resultados a seguir:

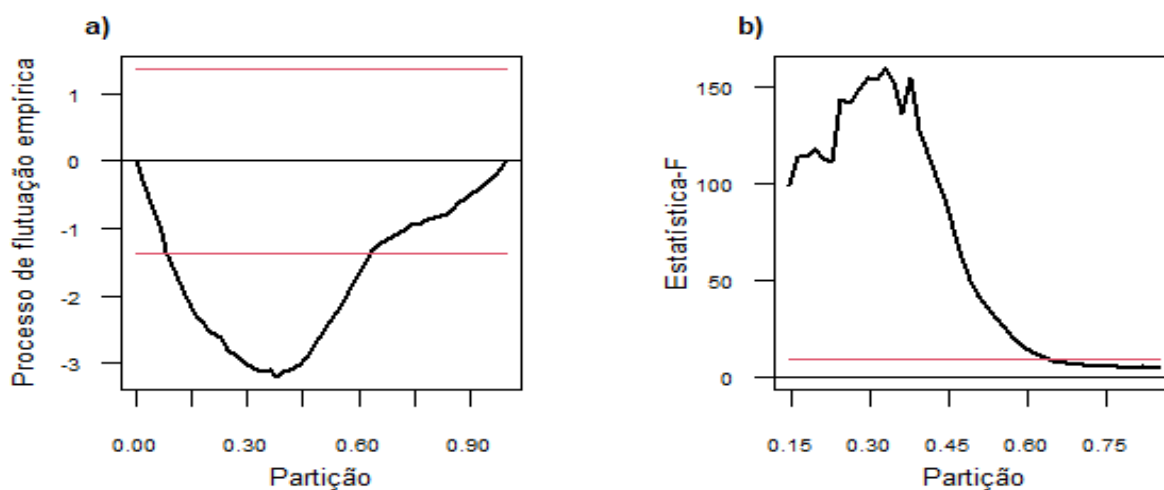


Figura 2.1A- Teste de quebra estrutural na série da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010, em logaritmo

Fonte: Elaboração própria

O gráfico a) da Figura 2.1A corresponde aos Processos de Flutuação Empírica do teste OLS-CUSUM. As linhas vermelhas representam os limites a 5% de significância e indicam, quando ultrapassadas, a rejeição da hipótese nula de ausência de quebras, evidenciando que, ao menos, há uma quebra. O gráfico b) da Figura 2.1A, por sua vez, apresenta os testes da Estatística F. Neste caso, este resultado corrobora com o do teste anteriormente realizado, pois exibem valores maiores que o limite crítico (SupF).

Contudo, as estruturas desses testes são insuficientes para o diagnóstico de mais quebras. Ocorre que, quando a série seus respectivos limites, apenas é identificado comportamento atípico da média, tendo pouca precisão sobre as datas e recorrência desse fenômeno. Dessa forma, é realizado o teste de Bai e Perron (2003). Tal teste é um procedimento sequencial e abre a possibilidade da verificação de múltiplas mudanças ou quebras. A Figura 2.2A mostra o primeiro passo desse processo, que consiste na otimização dos critérios de ajuste para a série de captura do pescado marinho utilizada neste estudo.

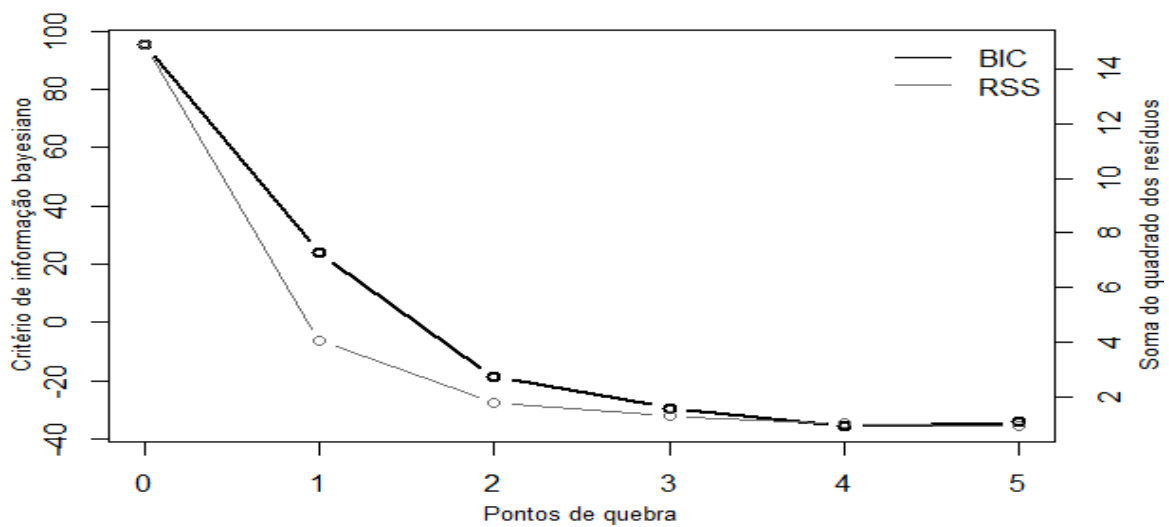


Figura 2.2A- Otimização dos critérios de ajuste para a série da captura do pescado marinho no Brasil, entre os anos 1950 e 2010, em logaritmo

Fonte: Elaboração própria

Assim, busca-se um número “ m ” que dê o menor resultado para o Critério Informação Bayesiano (BIC) e para a Soma dos Quadrados do Resíduo (RSS). Portanto, o menor valor de acordo com ambos critérios é obtido para $m = 4$. Logo, identificam-se quatro quebras na base de dados utilizada.

APÊNDICE B. Seleção das espécies do estudo

Tabela 3.1B- Espécies com participação superior a 1% no litoral-centro de São Paulo

2008		2009		2010	
Camarão-sete-barbas	7,84	Camarão-rosa	1,57	Camarão-rosa	1,70
Abrótea	1,35	Camarão-sete-barbas	7,60	Camarão-sete-barbas	14,82
Betara	2,40	Betara	2,31	Lula	1,19
Corvina	6,57	Cabrinha	1,33	Abrótea	1,61
Goete	6,59	Corvina	7,58	Betara	3,30
Mistura	3,12	Galo	2,55	Cabrinha	1,66
Pescada-foguete	1,70	Goete	8,85	Corvina	11,44
Tainha	2,17	Mistura	3,19	Espada	1,03
Cavalinha	3,94	Pescada-foguete	1,86	Goete	8,89
Sardinha-verdadeira	51,60	Tainha	1,13	Mistura	4,07
Outros	12,72	Cavalinha	4,15	Porco	1,00
2011		Sardinha-verdadeira	44,52	Tainha	1,23
Camarão-rosa	1,75	Savelha	3,35	Carapau	1,17
Camarão-sete-barbas	14,99	Outros	10,01	Linguado-areia	1,07
Lula	1,05	2012		Cavalinha	1,69
Raias agrupadas	1,09	Camarão-rosa	2,51	Sardinha-verdadeira	30,66
Abrótea	1,60	Camarão-sete-barbas	13,84	Outros	13,48
Betara	2,78	Lula	1,04	2013	
Cabrinha	2,88	Abrótea	1,33	Camarão-rosa	1,58
Corvina	10,55	Betara	1,53	Camarão-sete-barbas	4,22
Espada	1,19	Cabrinha	1,91	Betara	1,68
Galo	3,64	Corvina	6,45	Cabrinha	1,03

Goete	8,97	Galo	2,48	Corvina	4,88
Mistura	4,05	Goete	5,32	Goete	4,10
Porco	1,10	Mistura	3,49	Mistura	2,52
Cavalinha	1,04	Pescada-foguete	1,09	Cavalinha	3,05
Sardinha-verdadeira	30,11	Cavalinha	7,14	Sardinha-verdadeira	65,73
Outros	13,20	Sardinha-verdadeira	39,14	Outros	11,20
2014		Outros	12,71	2016	
Camarão-rosa	1,30	2015		Camarão-rosa	2,09
Camarão-sete-barbas	10,57	Camarão-rosa	1,10	Camarão-sete-barbas	7,95
Abrótea	1,28	Camarão-sete-barbas	8,37	Betara	2,79
Betara	2,20	Abrótea	1,05	Cabrinha	3,02
Cabrinha	1,79	Betara	2,93	Corvina	10,60
Corvina	9,39	Cabrinha	2,99	Goete	7,35
Goete	7,96	Corvina	10,73	Mistura	4,64
Mistura	3,96	Goete	8,63	Roncador	1,12
Roncador	1,35	Mistura	3,98	Cavalinha	2,39
Sardinha-verdadeira	45,07	Pescada-branca	1,25	Sardinha-verdadeira	44,77
Outros	15,13	Roncador	1,55	Outros	13,28
2017		Tainha	1,97	2019	
Camarão-legítimo	1,23	Carapau	1,52	Camarão-rosa	2,65
Camarão-rosa	3,54	Olho-de-cão	1,24	Camarão-sete-barbas	24,45
Camarão-sete-barbas	24,85	Sardinha-verdadeira	38,52	Betara	1,33
Betara	3,22	Savelha	1,16	Cabrinha	2,92
Cabrinha	3,54	Outros	13,00	Corvina	13,24

Corvina	18,21	2018		Espada	1,04
Espada	3,33	Camarão-rosa	2,50	Goete	2,56
Galo	2,57	Camarão-sete-barbas	15,20	Guaivira	1,48
Goete	7,40	Betara	1,09	Mistura	2,06
Mistura	3,34	Cabrinha	2,52	Oveva	1,54
Pescada-branca	1,20	Corvina	6,95	Paru	2,29
Porco	2,27	Goete	3,53	Pescada-foguete	4,75
Roncador	1,32	Guaivira	1,08	Porco	8,30
Tainha	6,73	Mistura	1,88	Tainha	8,45
Palombeta	2,34	Pescada-foguete	1,50	Palombeta	2,84
Carapau	2,02	Porco	11,19	Cavalinha	3,57
Olho-de-cão	1,13	Tainha	17,54	Sardinha-verdadeira	2,93
Bonitos agrupados	1,10	Palombeta	2,99	Savelha	2,13
Sardinha-verdadeira	1,89	Carapau	1,07	Porco-chinelo	1,66
Outros	8,78	Cavalinha	5,69	Outros	9,79
2020		Sardinha-verdadeira	13,55		
Camarão-rosa	2,14	Outros	11,72		
Camarão-sete-barbas	19,19				
Betara	1,84				
Cabrinha	1,68				
Corvina	10,24				
Goete	1,88				
Guaivira	1,78				
Mistura	2,24				

Ovea	1,57	
Pescada-foguete	3,14	
Porco	3,86	
Cavalinha	2,88	
Sardinha-verdadeira	35,69	
Outros	11,86	

Fonte: Elaboração Própria com base nos dados do PMAP IP-SP.

APÊNDICE C. Restrição do Planejador ($\gamma = 0.5$)

Matriz de Covariância

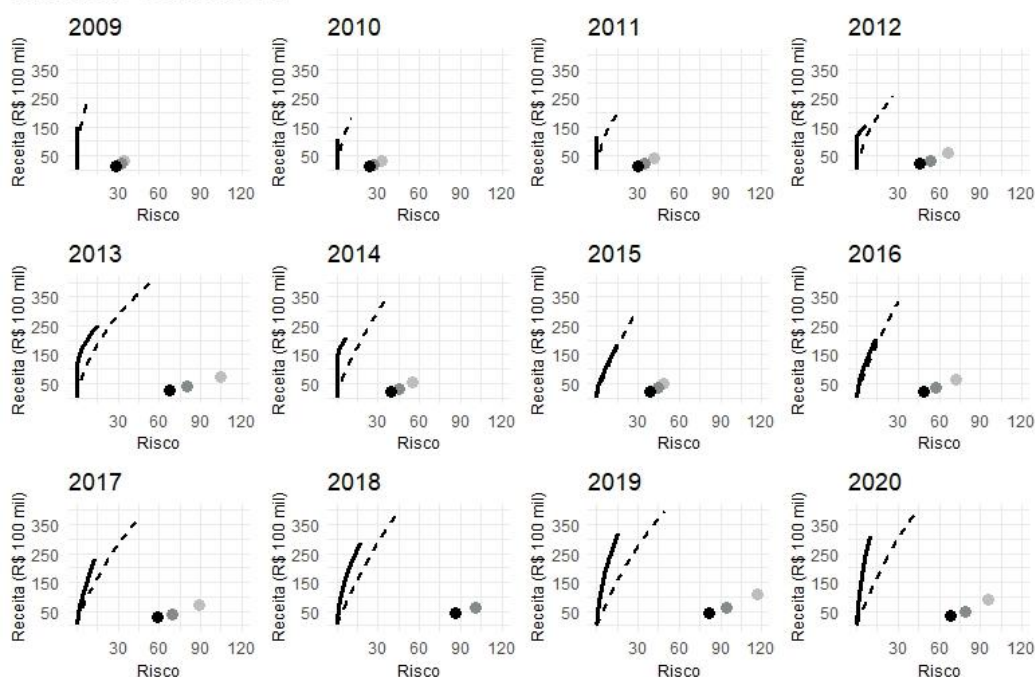


Figura 3.1C- Fronteiras Eficientes dos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo estimadas para o período de 2009 a 2020

Fonte: Elaboração Própria.

Matriz de Semicovariância

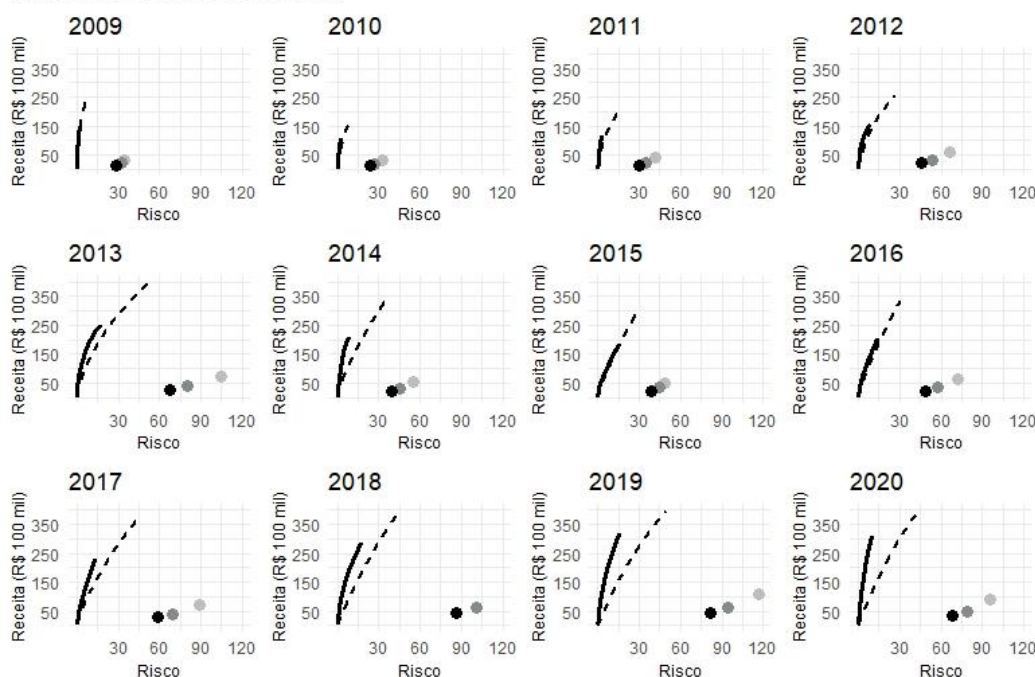


Figura 3.2C- Fronteiras Eficientes dos recursos pesqueiros do litoral-centro de São Paulo estimadas para o período de 2009 a 2020

Fonte: Elaboração Própria.

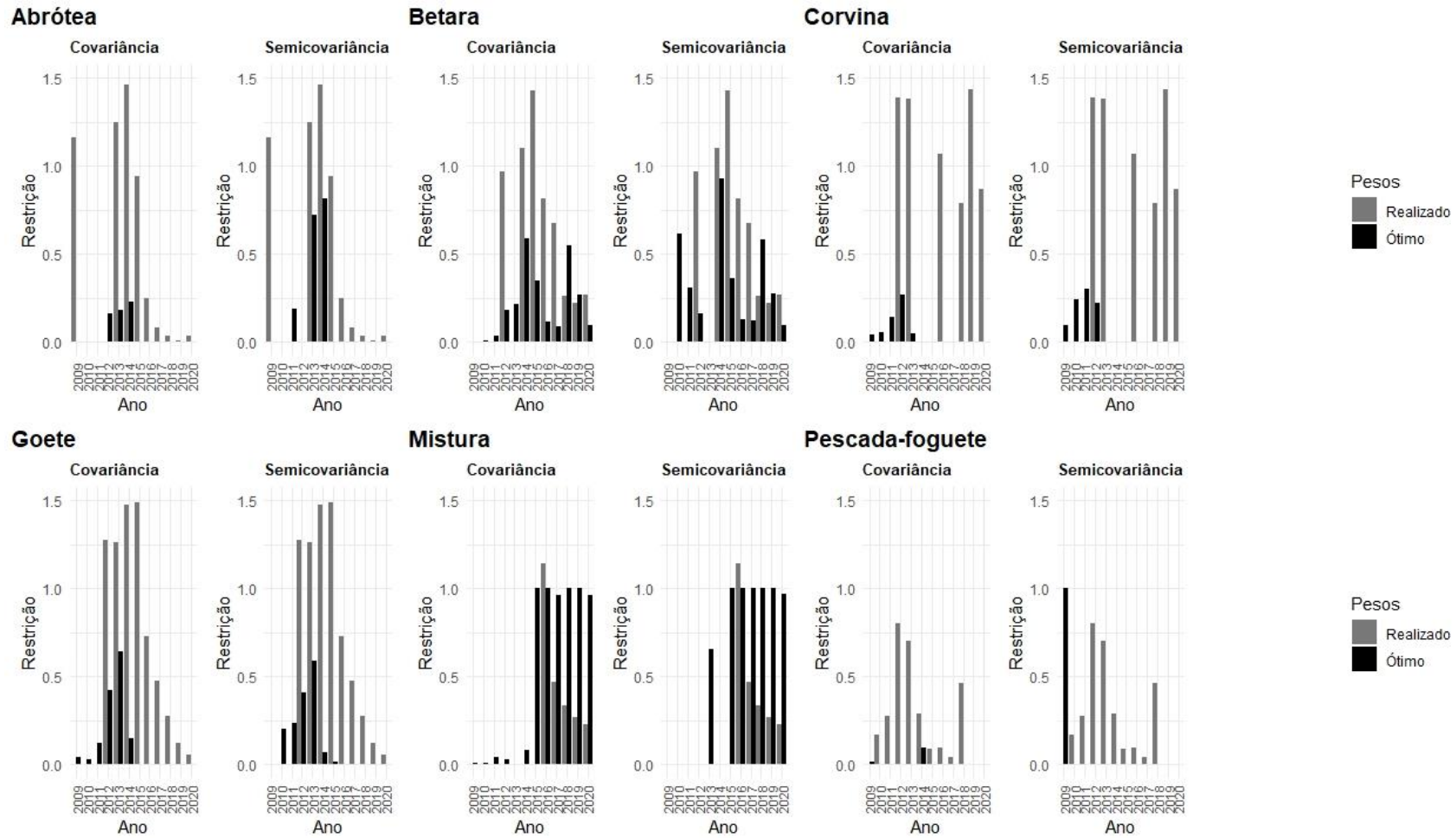


Figura 3.3C- Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

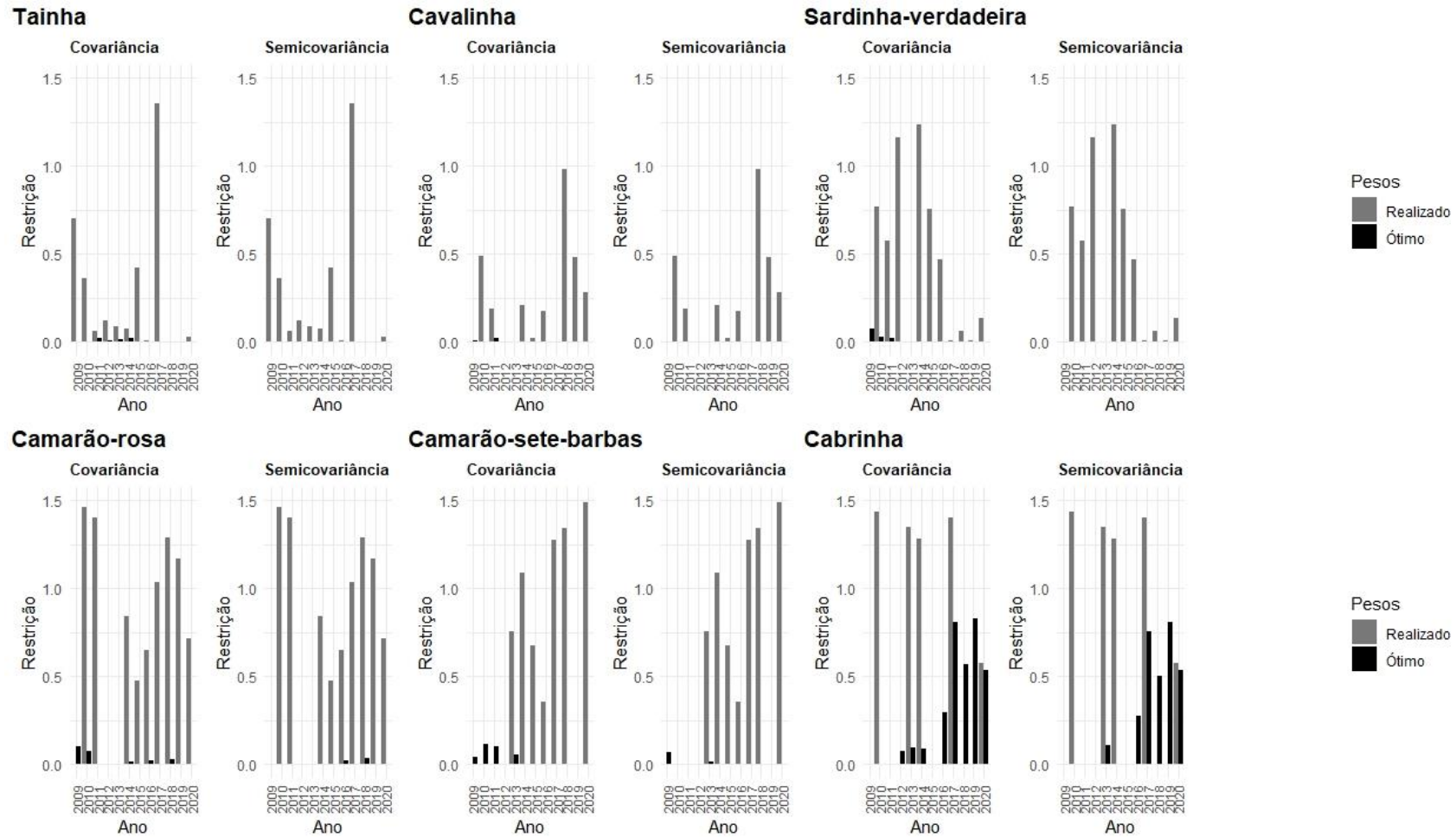


Figura 3.4C- Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria.

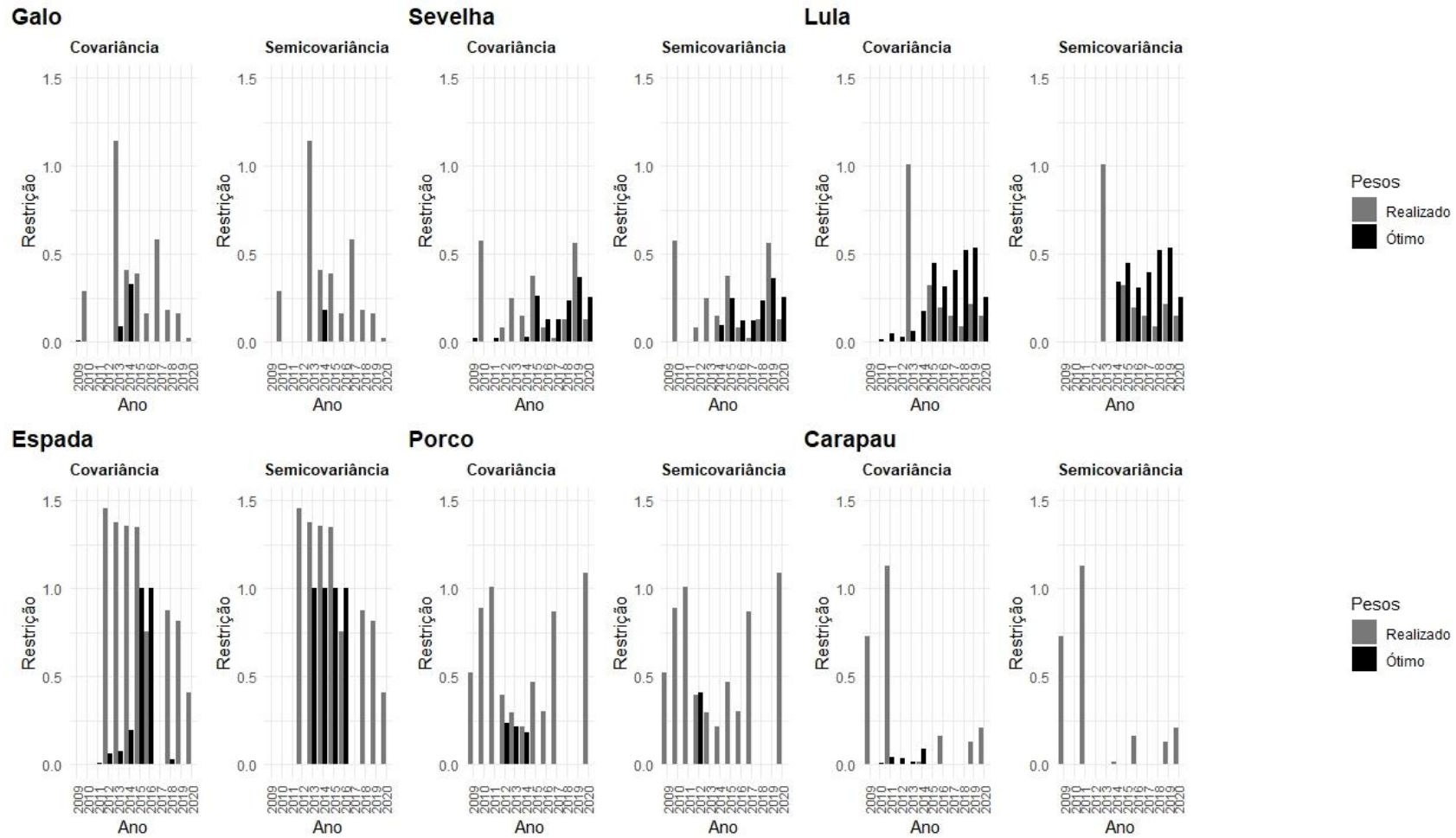


Figura 3.5C- Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria

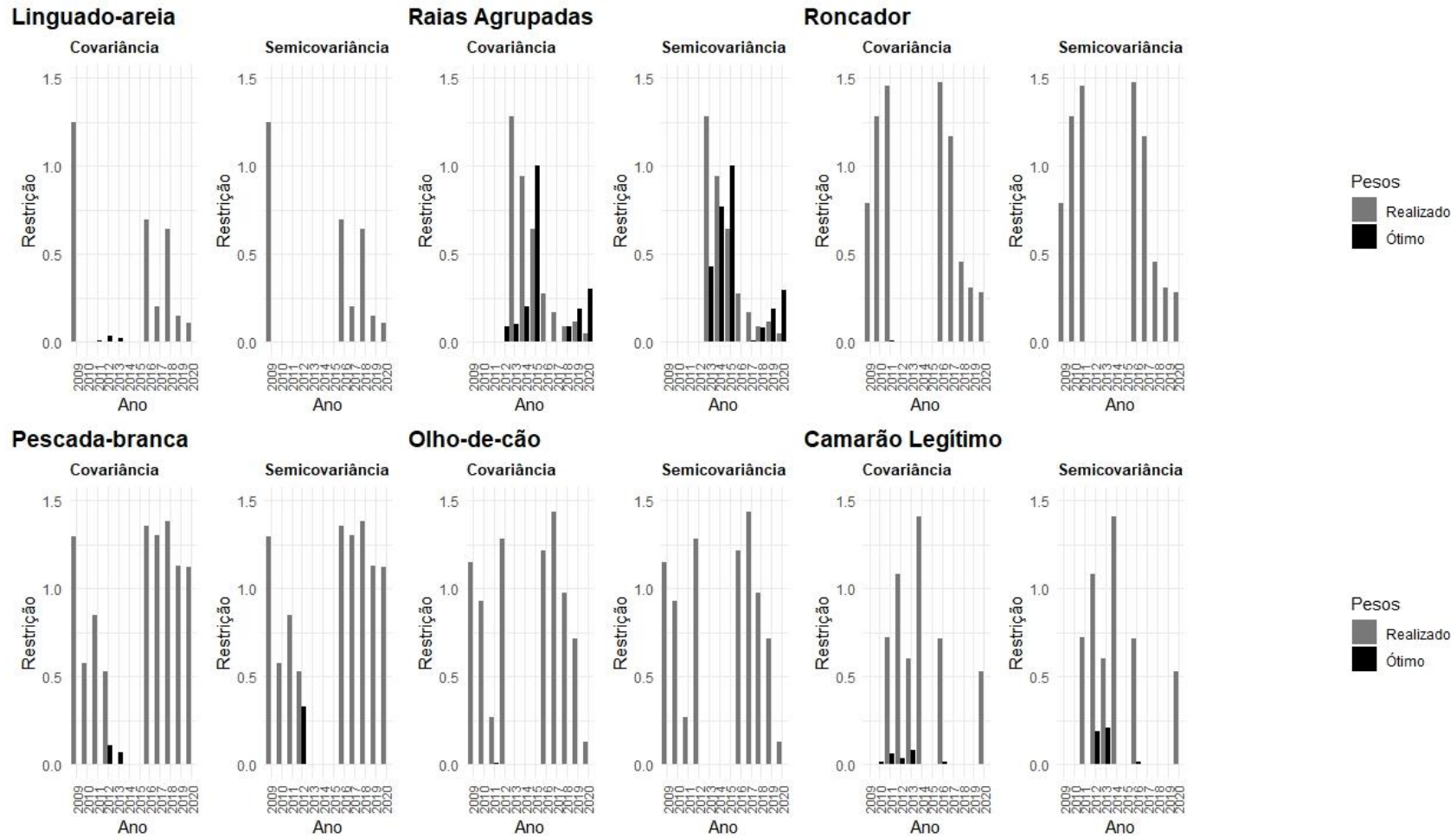


Figura 3.6C- Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria

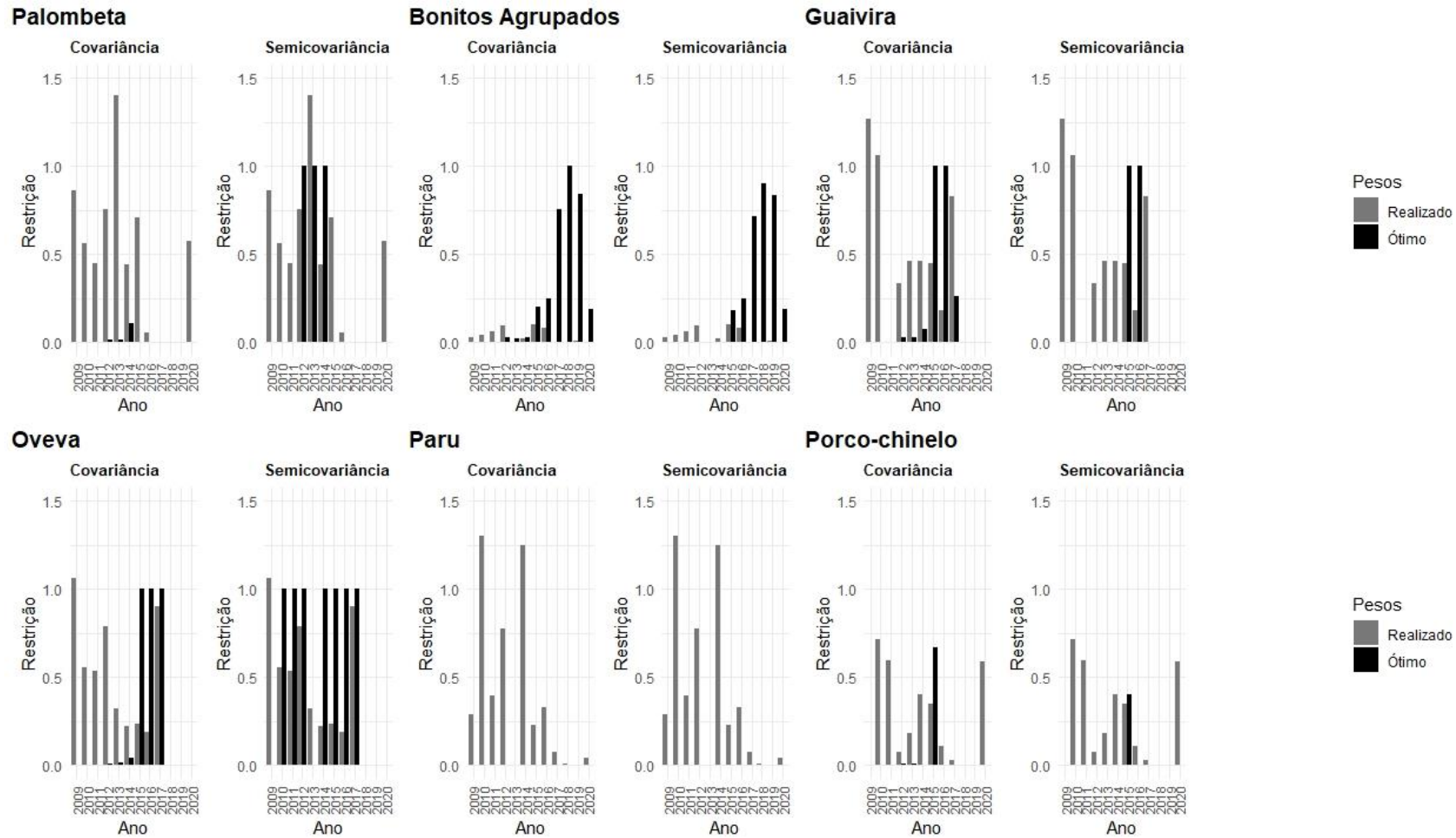


Figura 3.7C- Participação das espécies nos cenários Realizado e Ótimo

Fonte: Elaboração Própria

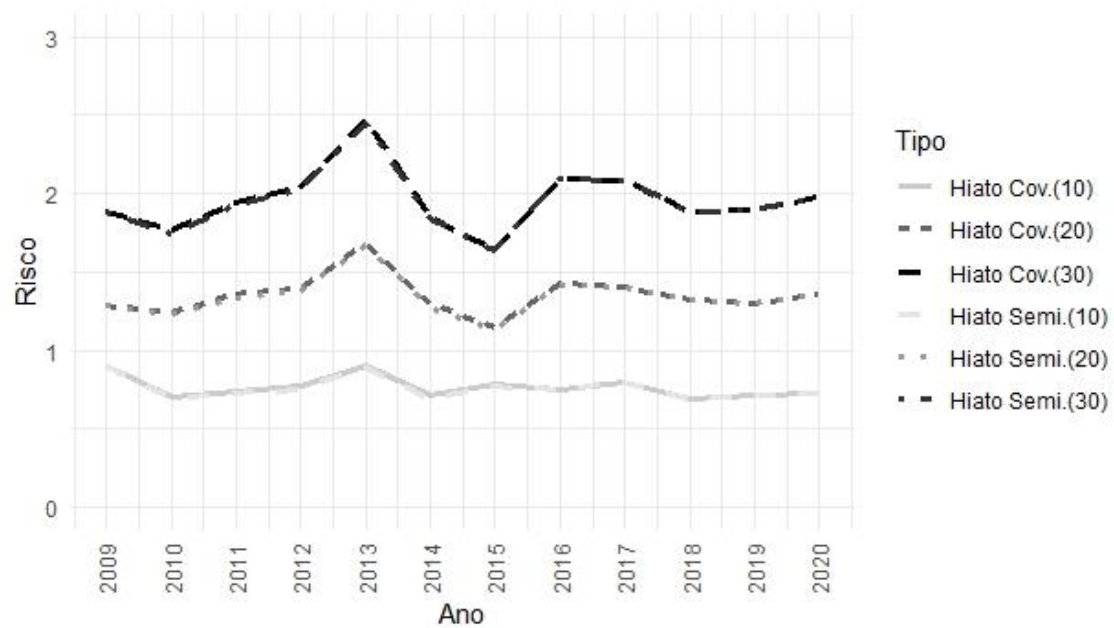


Figura 3.8C- Hiato do risco da operação de pesca no litoral-centro de São Paulo

Fonte: Elaboração Própria

ANEXOS

ANEXO A. Leis de Defesa das espécies marinhas

Tabela 2.1A - Espécies e seus respectivos defesos

Espécie	Ato Normativo	Período		Abrangência
Camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>F. brasiliensis</i> e <i>F. subtilis</i>), Camarão-sete-barbas (<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>), Camarão-Branco (<i>Litopenaeus schmitti</i>).	IN MMA nº 14/2004	01/abr	15/mai	Divisa de PE e AL a Municípios de Mata de São João e Camaçari-BA
		01/dez	15/jan	
		01/abr	15/mai	Divisa dos Municípios de Mata de São João e Camaçari no Estado da Bahia e a divisa dos Estados da Bahia e Espírito Santo
		15/set	31/out	
Camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>F. brasiliensis</i> e <i>F. subtilis</i>), Camarão-sete-Barbas (<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>), Camarão-santana ou Vermelho (<i>Pleoticus muelleri</i>), Camarão-barba-rubra (<i>artemesia longinaris</i>) Camarão-branco (<i>Litopenaeus schmitti</i>).	IN IBAMA nº 189/2008	01/mar	31/mai	RJ, SP, PR, SC e RS
Camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>F. brasiliensis</i> e <i>F. subtilis</i>), Camarão-branco (<i>Litopenaeus schmitti</i>).	IN IBAMA nº 21/2009	15/jul	15/nov	Complexo lagunar sul de Santa Catarina, compreendendo as lagoas do Camacho, Garopaba do Sul, Imaruí, Mirim, Santa Marta, Santo Antônio, outras lagoas marginais e tributários
Camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>F. brasiliensis</i> e <i>F. subtilis</i>), Camarão-branco (<i>Litopenaeus schmitti</i>).	Portaria IBAMA nº 70/2003	01/nov	31/jan	Baía da Babitonga (SC)
Todos os tipos de camarões	Portaria IBAMA nº 133 /1994	15/dez	15/fev	Baías do PR
Lagosta-vermelha e verde (<i>Panulirus argus</i> , <i>P. laevicauda</i>)	IN IBAMA nº 206/2008	01/dez	31/mai	Nacional
Mexilhão (<i>Perna perna</i>)	IN IBAMA nº 105/2006	01/set	31/dez	ES, RJ, SP, PR, SC e RS
Ostra	Portaria SUDEPE nº 40/1986	18/dez	18/fev	Todo o litoral do Estado de São Paulo e região estuarino – Lagunar de Paranaguá, no Estado do Paraná.
Camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i>)	IN Conjunta MMA/SEAP nº 03/2004	jun	jan	Lagoa dos Patos
Tainha (<i>Mugil platanus</i>)		jun	set	
Corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>)		mar	set	
Bagre (<i>Netuma barba</i>)		jun/set	dez	

Fonte: Adaptado do MAPA.

Tabela 2.2A- Espécies e seus respectivos defesos

Espécie	Ato Normativo	Período	Abrangência	
Robalo, robalo branco e camurim ou barriga mole (Centropomus parallelus, Centropomus undecimalis, Centropomus spp.)	IN IBAMA n° 10/2009	01/mai	30/jun	Litoral e águas interiores do estado do Espírito Santo
Robalo, Robalo-branco, Camurim ou Barriga-mole (Centropomus parallelus, C. undecimalis; e C. spp)	Portaria IBAMA n° 49/ 1992	15/mai	31/jul	Litoral e águas interiores do estado da Bahia
Sardinha-verdadeira (Sardinella brasiliensis)	IN IBAMA n° 15/2009	15/jun	31/jul	RJ, SP, PR e SC (Cabo de São Tomé - RJ ao Cabo de Santa Marta - SC)
Anchova (<i>Pomatomus saltatrix</i>)	INI MPA/MMA n° 2/2009	01/dez	31/mar	Litoral sul do país PR, SC e RS
Bagres (Genidens genidens, Netuma barba ou Tachysurus barbatus, Tpsulonophorus e T. agassisi), revisados taxonomicamente para Genidens genidens, Genigens barbatus e Cathorops agassizii.	Portaria SUDEPE n° 42/84	01/jan	31/mar	RS, SC, PR e SP
Camarões rosa (Farfantepenaeus subtilis e Farfantepenaeus brasiliensis), branco (Litopenaeus schmitti) e sete barbas (Xiphopenaeus kroyeri)	Portaria Interministerial MDIC-MMA n° 15/2018 (retificação)	15/dez	15/fev	Costa do estado do Amapá, Pará e Piauí
	Portaria Interministerial MDIC-MMA n° 75/2017	01/jan	31/mai	Costa do estado do Maranhão
Camarão rosa (Farfantepenaeus paulensis, F. brasiliensis, F. subtilis), camarão sete barbas (Xiphopenaeus kroyeri), camarão branco (Litopenaeus schmitti), santana ou vermelho (Pleoticus muelleri) e barba-ruça (Artemesia longinaris)	Portaria Interministerial SG-MMA n° 47/2018	01/dez	29/fev	Área costeira e marinha do Estado do Espírito Santo
Caranha (Lutjanus cyanopterus), do Sirigado (Mycteroperca bonaci), da Garoupa-de-São-Tomé (Epinephelus morio) e do Badejo Amarelo (Mycteroperca interstitialis)	Portaria Interministerial SG-MMA n° 59-C/2018	01/ago	30/set	Nacional
Pargo (Lutjanus purpureus)	Portaria Interministerial SG-MMA n° 42/2018	15/dez	30/abr	Nacional
Cherne-Verdadeiro (Hyporthodus niveatus) e Peixe-Batata (Lopholatilus villarii)	Portaria Interministerial SG-MMA n° 40/2018	01/set	31/out	Litoral Sudeste e Sul do país (entre 100 e 600 m de profundidade)
Garoupa-verdadeira (Epinephelus marginatus)	Portaria Interministerial SG-MMA n° 41/2018	01/nov	28/fev	Nacional

Fonte: Adaptado do MAPA.