PLANO DE RECUPERAÇÃO PARA ESPÉCIES AMEAÇADAS DE PEIXES RECIFAIS: *Mycteroperca interstitialis*, *Mycteroperca bonaci*, *Epinephelus morio* e *Lutjanus cyanopterus*

1. Introdução

Este documento tem por objeto a apresentação de informações e a proposição de medidas para recuperação populacional de quatro espécies de peixes recifais, distribuídas ao longo da costa brasileira, que foram consideradas ameaçadas de extinção, de acordo com os critérios da IUCN para a lista vermelha de espécies ameaçadas, aplicados para a ictiofauna brasileira pelo ICMBio. São elas: *Mycteroperca interstitialis* (Poey, 1860), *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860), *Epinephelus morio* (Valenciennes, 1828) e *Lutjanus cyanopterus* (Cuvier, 1828).

As espécies abordadas neste plano fazem parte do que foi denominado pelo NOAA como complexo garoupas-pargos, que habitam ambientes de recife e de fundos rochosos em águas tropicais e subtropicais e dividem várias outras características bioecológicas como alta longevidade, baixa mortalidade natural, grande tamanho corporal, maiores fecundidades em idades avançadas, protoginia, e formação de agregações reprodutivas e/ou alimentares. Estas características e sinais de colapso passados ou iminentes em alguns estoques levaram a American Fisheries Society, em 2000, a recomendar medidas conservativas de manejo para o grupo, a fim de evitar colapsos nas pescarias (Coleman *et al*., 2000).

Um dos fatores que acentuam a vulnerabilidade do grupo é sua alta capturabilidade devido à formação periódica de agregações reprodutivas, eventos previsíveis no tempo e no espaço, com fins reprodutivos ou alimentares. Estas agregações se caracterizam por suas altas densidades, o que atrai pescarias dirigidas para esses recursos. Capturas elevadas oriundas de agregações tendem a apresentar comportamento hiperestável, e nestes casos, a captura por unidade de esforço (CPUE) reflete a densidade e não a abundância dos recursos. Assim, devido a estas características comportamentais, a CPUE corresponde a um índice de densidade e não de abundância, apresentando comportamento relativamente estável, ou a ilusão de abundância, até o colapso abrupto (Erisman *et al*., 2011). Áreas essenciais para estas espécies nas suas fases juvenil e durante período reprodutivo incluem ecossistemas altamente vulneráveis a uma série de impactos, como manguezais e recifes de coral rasos e profundos, e portanto, sua proteção também é essencial.

No Brasil, essas quatro espécies foram classificadas como vulneráveis (VU), Portaria MMA nº 445, de 17 de dezembro de 2014., devido a declínios históricos; sinais de sobrepesca como redução de tamanho ou ausência de machos nas populações protogínicas; e prognóstico de declínio continuado no futuro, em face da crescente pressão de pesca num cenário de ausência de medidas de manejo para essas e outras espécies, incluindo a situação crítica da pesca ilegal, não reportada e não regulamentada.

Em 2018, foi publicada a primeira versão do Plano de Recuperação dos Peixes Recifais, incluindo as espécies Mycteroperca interstitialis, Mycteroperca bonaci, Epinephelus morio e Lutjanus cyanopterus. O plano definiu as medidas necessárias para autorizar o uso sustentável dessas espécies e possibilitar sua recuperação, sendo oficializado por meio da Portaria MMA nº 292, de 18 de julho de 2018. As medidas de ordenamento para estas espécies foram definidas pela Portaria Interministerial SEAP/PR e MMA nº 59-C, de 9 de novembro de 2018, que estabeleceu as regras para o uso sustentável, período de defeso, tamanho mínimo e comercialização.

Posteriormente, as espécies *Mycteroperca bonaci* e *Epinephelus morio* foram reclassificadas como Em Perigo (EN), pela Portaria GM/MMA nº 1.667, de 27 de abril de 2026. Por outro lado, a Portaria GM/MMA nº 1.666, de 27 de abril de 2026, definiu um conjunto de regras para a elaboração dos Planos de Recuperação, incluindo a necessidade de revisão desses planos para as espécies que tiveram um aumento no grau de ameaça.

MMA devria elaborar, até o dia 27 de julho de 2026, a versão atualizada do Plano de Recuperação dos Peixes Recifais e, eventualmente, com as mudanças necessárias para permitir a recuperação dessas espécies. No entanto, esse prazo foi prorrogado até o dia 25 de novembro de 2026, pela Portaria GM/MMA nº 1.748, de 24 de julho de 2026.

A presente versão do Plano de Recuperação visa, portanto, atualizar as medidas propostas

pela primeira versão de 2018, considerando as novas avaliações do risco de extinção das espécies, de modo a garantir a proteção, recuperação e gestão sustentável das espécies Mycteroperca interstitialis, Mycteroperca bonaci, Epinephelus morio e Lutjanus cyanopterus.

2. Definição do escopo

Espécies e respectivos status de conservação:

Mycteroperca interstitialis (Poey, 1860) - Badejo-amarelo ou cabrinha (VU)
Mycteroperca bonaci (Poey, 1860) - Sirigado (EN)
Epinephelus morio (Valenciennes, 1828) – Garoupa-de-São-Tomé (EN)
Lutjanus cyanopterus (Cuvier, 1828) - Caranha (VU)

Área geográfica:

Plano de abrangência nacional, englobando a região costeira e a plataforma continental do Amapá à Santa Catarina, considerando zonas recifais, de estuário e de ilhas costeiras e também oceânicas, conforme a espécie tratada.

Principais ameaças às espécies:

Sobrepesca, pesca ilegal, irregular e não reportada, e degradação e perda de habitats essenciais.

Órgãos gestores responsáveis:

Ministério do Meio Ambiente e Ministério da Pesca e Aquicultura

3. Embasamento técnico e Diagnóstico

Considerando que esse plano se aplicará a um grupo de espécies, as fichas de avaliação com informações específicas de cada uma delas, abordando o item 3.1 e seus subitens, compõem o conteúdo dos textos.

3.1. Caracterização da espécie

3.1.1. Distribuição geográfica da espécie
3.1.2. Características do ciclo de vida
3.1.3. Estrutura populacional
3.1.4. Ecologia trófica
3.1.5 Hábitats, épocas e áreas importantes para a espécie
3.1.6. Aspectos relevantes de conhecimento tradicional

As informações das espécies estão registradas no Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção (ICMBio, ainda não publicado - anexo):

- *Epinephelus morio* (Garoupa-de-São-Tomé): pg. 817- 820
- *Mycteroperca bonaci* (Sirigado): pg. 828 - 832
- *Mycteroperca interstitialis* (Badejo-Amarelo): 832 - 835
- *Lutjanus cyanopterus* (Caranha): pg. 839 - 843

Além de consultas às fichas que subsidiaram a avaliação do status de ameaça, informações foram atualizadas a partir da bibliografia disponível e de consultas a pesquisadores. Informações provenientes de programas de monitoramento pontuais também foram inseridas, como aquelas dos relatórios da Universidade Federal de Sergipe, com dados de 2010 a 2013; do Boletim Estatístico da Pesca no Estado do Rio de Janeiro (2011 e 2012); dos dados de pesca retirados do site www.propesq.pesca.sp.gov.br.; e do Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina, que envolve o Instituto de Pesca de São Paulo, Fundepag/Paraná (propesq-pr.fundepag.br), e Univali/Santa Catarina (propesqweb.acad.univali.br).

i) *Lutjanus cyanopterus* (Caranha)

Esta espécie é alvo da pesca em toda a sua área de ocorrência, porém ocorre em baixa frequência na maioria dos casos. A pesca, no entanto, é dirigida à espécie nos sítios de agregação reprodutiva, onde ocorrem as maiores capturas. A regulamentação insuficiente dessas pescarias e de futuros impactos é a maior ameaça aos estoques, junto com a degradação e perda de habitats estuarinos, essenciais para as fases iniciais do ciclo de vida da espécie. Exemplos de declínios significativos já foram reportados para a pesca de linha nos estados de Santa Catarina e da Bahia.

Embora, em muitas regiões, o principal tipo de pesca seja artesanal com linha de mão e sem instrumentos de detecção de cardumes, que não a habilidade dos mestres das embarcações, a pesca esportiva já avança em muitas áreas do nordeste, da mesma forma que a possibilidade da pesca comercial de maior escala, com petrechos de maior potencial de captura (redes e espinhel).

A espécie já sofreu declínios documentados no passado devido à pesca e, possivelmente, à degradação de habitats, e não existem atualmente medidas de manejo específicas para a espécie. A espécie habita manguezais na sua fase juvenil, sendo considerada estuarina-dependente. A caranha é alvo da pesca não regulamentada durante a fase juvenil - as amostragens da pesca da camboa realizadas em um estuário de Tamandaré/PE (2015-2017), registraram que a caranha representou 3,4% do total das capturas (nas capturas de sua ocorrência), principalmente entre os meses de maio a dezembro. Entre os anos de 2007 e 2009, a captura de caranha na pescaria da camboa, no mangue, que representou 28,4% de ocorrência da captura total (Projeto Meros do Brasil[2]). Os comprimentos totais dos indivíduos capturados variaram entre 15 e 65 cm, porém indivíduos acima de 50 cm foram raros. Estes tamanhos correspondem a indivíduos juvenis, de acordo com estimativas de L50 de Burton and Potts (2017).

Como já adiantado, a espécie se torna alvo da pescaria, principalmente no período das agregações reprodutivas, que ocorrem em locais específicos, com grande previsibilidade. As áreas de agregação reprodutiva ocorrem na plataforma externa, principalmente em paleocanais próximos à quebra da plataforma[3] (Ferreira *et al* 2012 e Ferreira *et al* 2018). Estas áreas concentram maior produtividade pesqueira devido a fenômenos oceanográficos e constituem ecótonos (Olavo *et al*., 2011), e a região passou a ser declarada como Área de Especial Interesse Ecológico e Biológico (EBSA), pela Convenção da Diversidade Biológica, em 2012[4].

Lutjanus cyanopterus é incomum nos desembarques da pesca marítima, sendo capturada

[2] Meros do Brasil (Petrobras Ambiental/IMB/UFPE), PELD-TAMS (UFPE/CNPq), Monitoramento de Impactos da Pesca na Biodiversidade (Cepene)

[3] Projeto Pró-Arribada

[4] https://chm.cbd.int/database/record?documentID=200104

junto com outros lutjanídeos em muitas áreas. Pescarias específicas são direcionadas para esta espécie durante as agregações reprodutivas, que ocorrem em habitats específicos da plataforma externa, e quando as capturas registram maior rendimento. O declínio tem sido observado nas estatísticas de desembarque de alguns estados e relatados pelos pescadores durante entrevistas. Uma redução de 60 a 80% foi observada nos desembarques do estado da Bahia, entre 1997 e 2006, mas outra espécie pode estar incluída na categoria (*L. alexandrei*, então classificada com *L. griseus*). Em uma agregação reprodutiva, a queda na CPUE estimada por pescadores foi de 80%. Com base em uma redução inferida de, no mínimo, 30% na biomassa desovante, e da indicação de continuação desta redução no futuro, considerando a pesca incidindo sobre as agregações reprodutivas e a degradação de habitats costeiros essenciais (berçários, áreas de alimentação nos manguezais, e os sítios de desova), *L. cyanopterus* foi categorizada como Vulnerável (VU) pelos critérios A4bcd.

No estado da Bahia, as estatísticas de pesca do Ibama registram a espécie, principalmente, na categoria caranha, que inclui não só *L. cyanopterus*, mas também *L. alexandrei* e, eventualmente, *L. analis e L. jocu.* Para esta categoria, as estimativas do Ibama para a Bahia mostram uma queda de um máximo de 523 toneladas, em 1997, para 148t, 165t,134t, 138t, 99t, 184t, de 2001 a 2006, respectivamente (IBAMA, 2006), o que indica uma redução de aproximadamente 60 a 80%.

No litoral norte da Bahia, *L. cyanopterus* ocorreu em 2,7% dos desembarques da frota linheira monitorada entre 2003 e 2004, no porto de Arembepe (Seixas, 2003). No monitoramento de desembarques da pesca de linha realizado pelo Programa REVIZEE/Score Central, entre 1997 e 1999, foram registradas frequências de ocorrência variando entre 1 a 4% do total de desembarques amostrados no período, nos portos de Valença e Ilhéus (G. Olavo, dados não publicados); 0,9% em Porto Seguro (Frota *et al*., não publicado).

Nas estatísticas do Ibama para o estado Espírito Santo, a categoria caranha é composta principalmente por *Lutjanus analis* (Martins *et al.,* 2006*)*. No monitoramento realizado pelo Programa REVIZEE não foi registrada a ocorrência desta espécie nos desembarques da frota linheira de Vitória/ES, que opera no Banco de Abrolhos (Martins *et al*., 2005). Porém, nos quatro principais portos de desembarques adjacentes ao Banco dos Abrolhos (Prado, Alcobaça, Caravelas e Nova Viçosa), monitorados durante 2005 e 2007, *L. cyanopterus* representou menos que 0,5% do desembarque de lutjanídeos, sendo o lutjanídeo menos comum nestas áreas (M.O. Freitas; R. L. Moura; R. B. Francini-Filho e C. V. Minte-Vera, dados não publicados).

Desembarques mais significativos sempre foram observados nos meses de agregação reprodutiva, segundo registros do REVIZEE, principalmente nos desembarques da frota linheira de Valença, na região do Baixo Sul da Bahia, entre janeiro e março. Em alguns estados para os quais não existem estatísticas específicas para a espécie, a categoria vermelho é utilizada, e inclui pelo menos 7 espécies de lutjanídeos, inclusive *L. cyanopterus* (Martins *et al*.,2006). De um modo geral, as estatísticas de produção mostram um declínio acentuado nos desembarques de lutjanídeos (categorias vermelho, guaiuba, dentão e caranha) na última década, para os estados do Espírito Santo e Bahia, caindo de um patamar próximo das 8 a 9 mil toneladas anuais, entre 1997 e 2000, para cerca de 3,5 mil toneladas no ano de 2002 (Martins *et al*.,2006; Ibama, 2003).

Não existem estimativas de biomassa ou abundância relativa para populações de *L. cyanopterus* no Brasil. Um programa de longa duração para monitoramento de peixes recifais conduzido no Banco dos Abrolhos (Francini-Filho & Moura, 2008) não conseguiu registrar esta espécie, que representa menos que 0,1% da biomassa estimada de peixes recifais na plataforma da costa brasileira.

A ausência de medidas efetivas de proteção para os habitats essenciais e o ordenamento insuficiente da captura são, portanto, as maiores ameaças à espécie, que tem alta longevidade (55 anos) de acordo com trabalhos de Burton e Potts (2017). Dentre as principais ameaças ao ambiente,

destacam-se o corte de manguezais; a implantação de fazendas de camarão; a poluição por esgotos domésticos e indústrias; a instalação de novos portos ou ampliação daqueles já existentes. A conservação dessas áreas estuarinas e de manguezais, e a criação de áreas protegidas nesses ambientes são ações importantes para recuperação da espécie.

As áreas de agregação reprodutiva de *L. cyanopterus* estão sujeitas aos impactos da sísmica e exploração de óleo e gás. Recomenda-se que a prospecção de óleo e gás (sísmica) durante os períodos de desova e agregações reprodutivas da caranha, concentrados de dezembro a abril, seja proibida nessas áreas, para diminuir os possíveis impactos das armas de ar comprimido em organismos adultos agregados e em ovos e larvas.

ii) *Mycteroperca bonaci* (Sirigado)

Mycteroperca bonaci ocorre no Brasil, desde o estado do Pará a Santa Catarina, incluindo todas as ilhas oceânicas, exceto o Arquipélago São Pedro São Paulo. Também ocorre nos bancos oceânicos da cadeia dos Abrolhos Norte (Minerva, Rodger e Hotspur) e Sirius (norte do Brasil). *Mycteroperca bonaci* foi, provavelmente, o epinephelídeo de grande porte mais abundante em águas rasas ao longo da maioria das áreas de sua ocorrência, e também a mais pescada, registrada frequentemente nos desembarques comerciais na pesca de garoupas no Brasil. Representa uma espécie importante para a pesca demersal na costa do nordeste brasileiro devido ao seu tamanho e alto valor. A espécie é capturada juntamente com espécies de lutjanídeos e é uma das espécies responsáveis pela caracterização de tipologias na pesca dos recifes do nordeste do Brasil (Frédou *et al*., 2006).

Mycteroperca bonaci é uma das espécies mais capturadas e comuns nos desembarques comerciais da pesca de badejos no Brasil, sendo provavelmente o Epinephelidae de médio a grande porte mais frequente em águas rasas ao longo da maioria das áreas onde ocorre. No nordeste brasileiro, é encontrado em ambientes recifais formados por fundos de pedras e recifes de coral associados a cascalhos e algas, tornando-se amplamente vulnerável à atividade pesqueira. Em monitoramentos dos desembarques pesqueiros da frota artesanal, o sirigado foi mais abundante em Pernambuco (31,3%), Ceará (30,6%) e no norte da Bahia (20,7%), sendo menos comum nos desembarques do Rio Grande do Norte (11,4%) e Alagoas (6%). A frota de linha de fundo foi responsável pela maioria dos desembarques (98,7%), com apenas 1,3% proveniente da rede de emalhar (Nóbrega et al., 2009; Marques & Ferreira, 2010).

No final da década de 1980, já havia indícios de declínio populacional para garoupas e badejos, incluindo M. bonaci, levando os pescadores a buscarem outros recursos. Entre 1997 e 2000, apenas 11% da frota operava com garoupas e badejos, os demais pescadores diversificaram as capturas para espécies-alvo como a piraúna (Cephalopholis fulva) e a cioba (Ocyurus chrysurus). Estudos mostraram que a pesca de badejos diminuiu cerca de 50% entre 1978 e 1998, com a queda principal ocorrendo entre 1985 e 1993 (Martins et al., 2005; Ferreira et al., 2018)

No Brasil, *M. bonaci* é registrada nas estatísticas oficiais de desembarque sob a mesma categoria que outras espécies do gênero. Ferreira *et al*. estimaram que *M. bonaci* representou 88% do total de capturas do gênero *Mycteroperc*a no nordeste. No Banco dos Abrolhos, *M. bonaci* representa 97,3% do total de capturas para o gênero *Mycteroperca*, sendo comercializada na mesma categoria (badejo) com outras duas espécies, *M. interstitialis e M. venenosa*. Em Porto Seguro, a espécie esteve presente em 81% dos desembarques, contribuindo com 8,4% da biomassa total de peixes (Costa, dados não publicados).

A pesca de linha de fundo na região sul do estado da Bahia, é uma das mais antigas do Brasil. Foi a principal fonte de renda da província de Porto Seguro, no início do século XVI, mantendo a indústria de peixe salgado e seco que era exportado para Portugal e para outras províncias no Brasil. De acordo com Martins *et al*., até o final da década de 1980, a frota de linha de fundo operando linha de mão com botes na região dos Abrolhos teve como alvo principal os grandes peixes de recife: sirigado, *Mycteroperca bonaci* e garoupa-de-São-Tomé, *Epinephelus morio.* O colapso destas

pescarias na década de 1980, levou os pescadores a recorrer a outros recursos, como a piraúna, *Cephalopholis fulva,* e a cioba, *Ocyurus chrysurus*.

Dados disponíveis na FAO e em capturas reconstruídas do Programa *Sea Around Us* registram os declínios acentuados para desembarques no Brasil (para maiores informações sobre os dados reconstruídos consultar www.searoundus.org) (Figura 1).

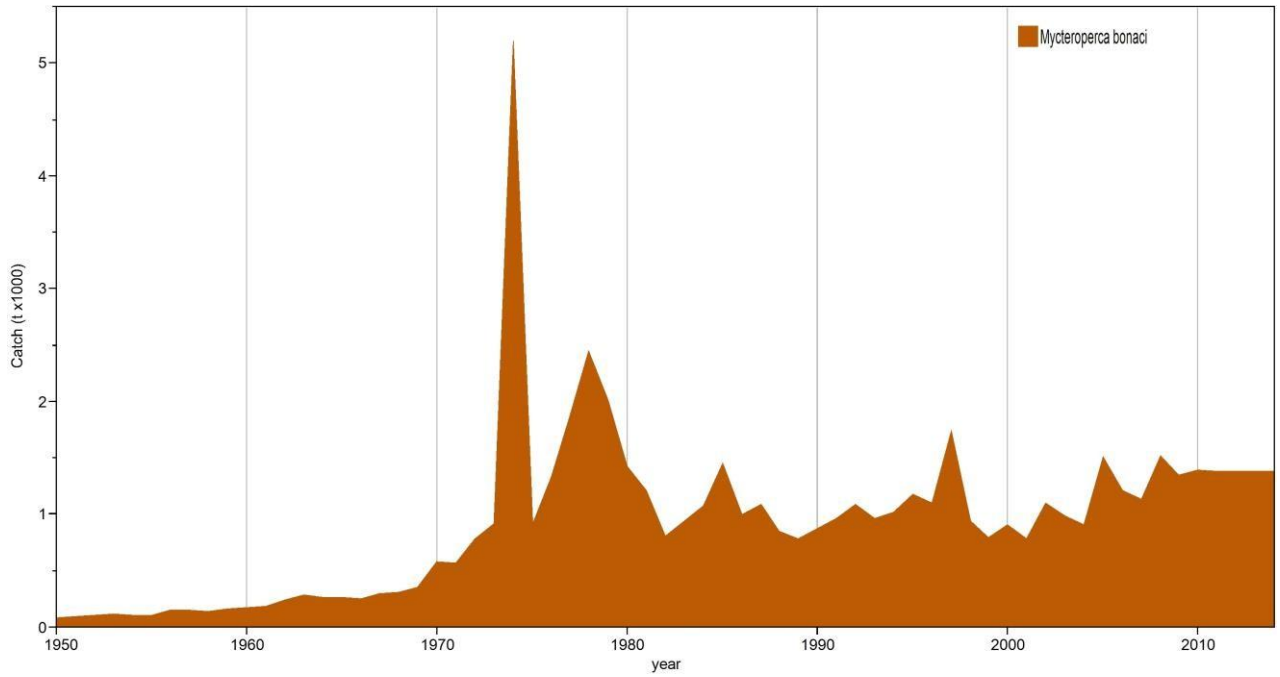


Figura 1: Sea Around Us- Capturas de *Mycteroperca bonaci* por ano para a ZEE brasileira

No Brasil, um declínio acentuado foi observado na pesca de epinefelídeos também para o banco de Abrolhos (*Mycteroperca spp.*). A CPUE estimada por Costa *et al*. (2003) (1,4kg/pescador/dia) é consideravelmente menor do que no final de 1970 (12kg/dia/pescador), ou seja, declínio de 89%. Martins *et al*. (2005) mostram que a pesca de epinefelídeos diminuiu cerca de 50% entre 1978 e 1998, com a queda principal ocorrendo entre 1985 e 1993. Em Alcobaça, BA, valores da CPUE declinaram de 0,108 para 0,006 entre maio de 2005 a maio de 2007, ou seja, um declínio de 94,4%.

Embora, atualmente, a espécie seja capturada em contexto de pescarias multiespecíficas dos demersais de fundo duro, o sirigado realiza grandes agregações periódicas, de intensidade variável em períodos interanuais (Teixeira et al, 2005), conhecidas como arribadas ou correção. Durante estes fenômenos, de ocorrência na região de plataforma externa, a frota pesqueira das regiões Norte e Nordeste se dirigem em massa para a pesca dessa espécie.

A espécie também é alvo, ao longo de todo o ano, da pesca de compressor, que é ilegal, irregular e não reportada. Como a espécie tem comportamento gregário e associado a formações coralíneas, a vulnerabilidade a estas pescarias é elevada.

Desembarques para a pesca de arpão em Caravelas, sul da Bahia, mostram que 78% de indivíduos estavam abaixo do tamanho de primeira maturação, enquanto esta proporção para a pesca de linha foi 54% de juvenis (Freitas, 2007). Estas observações indicam um crescimento da sobrepesca e, possivelmente, uma sobrepesca no recrutamento.

Entre 2017 e 2019, em amostragens de desembarques pesqueiros no Ceará, foram analisados 137 exemplares da espécie capturados ao longo do estado do Maranhão. Os exemplares, todos fêmeas, apresentaram comprimento total variando de 44 a 157 cm e peso variando de 0,976 a 54 kg. A taxa de mortalidade total (Z) foi de 0,11 ano-1 e a taxa de mortalidade natural (M) foi de 0,04 ano-1, sendo as menores taxas de mortalidade registradas para a espécie em toda a sua distribuição (Ponte et al., 2022).

De acordo com a CPUE padronizada, houve reduções na abundância relativa de *M. bonaci* no período de 2005 a 2013. Em comparação com a CPUE estimada realizada por Lima *et al*. (1985), houve uma redução ainda maior na CPUE de uma média de 9 kg de pescado/dia (1976 a 1980), para uma média de 2 kg de pescado/dia (2005 a 2011) para pesca de linha. Também foi registrada uma tendência de queda na CPUE de *M. bonaci* para o período 2005 a 2009 em uma região próxima ao

Banco dos Abrolhos, no litoral sul da Bahia (Olavo, 2015).

No período 2005 a 2007 e 2014 a 2015, houve um aumento explícito no número relativo de indivíduos menores nos desembarques, combinado com uma redução no tamanho modal de 55 cm para 46 cm no comprimento total, o que pode indicar sobrepesca do crescimento, especialmente, porque existe uma porcentagem substancial de indivíduos menores que a L50 nos desembarques (18,21%). Como poucos indivíduos foram capturados no tamanho ótimo e foi observado um baixo percentual de mega-spawners nos desembarques (4,49%), esse estoque provavelmente está sofrendo, também, sobrepesca no recrutamento. Isso é muito preocupante, já que não existem medidas de manejo pesqueiro que regulem o tamanho máximo de captura para o badejo no Banco dos Abrolhos (ou em qualquer outra região).

Estudos realizados na década de 2000 entre os estados da Bahia e do Rio de Janeiro indicam um declínio acentuado na população do sirigado (M. bonaci). A captura por unidade de esforço (CPUE) foi estimada em 1,4kg/pescador/dia na década de 2000, o que representa uma redução significativa em relação ao final da década de 1970, quando era de 12kg/dia/pescador, ou seja, declínio de 89% nesse índice de abundância relativa (Costa et al., 2003). Em Alcobaça (Banco dos Abrolhos), valores de CPUE declinaram em mais de 90% entre maio de 2005 a maio de 2007, na pesca local, cujas capturas eram compostas, em boa parte, por juvenis, especialmente pela pesca de arpão. Os desembarques da pesca de arpão em Caravelas, sul da Bahia, mostram que 78% de indivíduos estavam abaixo do tamanho de primeira maturação, enquanto essa proporção na pesca de linha foi de 54% de juvenis (Freitas et al., 2011; Ferreira et al., 2018).

O declínio na abundância também foi evidenciado pela queda na produção pesqueira no Rio de Janeiro em um estudo feito em Arraial do Cabo, bem como em censos visuais (Bender et al., 2014). Os autores encontraram quedas de 87% nas densidades (indivíduos/40m2) de Scaridae e Epinephelidae, incluindo M. bonaci considerando o período de 1992 e 2012. Em entrevistas com pescadores, na percepção destes entre 1975 e 2009 houve de 75% no número de indivíduos de sirigado nas melhores capturas por dia, passando de 12 indivíduos no início do período, para menos de 4 no final deste. Também houve a percepção de diminuição nos pesos (tamanhos) dos maiores indivíduos capturados, passando de uma média de 12 kg no início do período para menos de 5 kg.

Em síntese, foram encontrados declínios significativos associados à atividade pesqueira, em especial em áreas que eram de grande concentração da espécie. A pesca ainda atua ao longo de toda sua distribuição sendo esta capturada e a espécie possui características biológicas como maturação tardia, baixa taxa reprodutiva, alta longevidade e formação de agregações reprodutivas e alimentares ("correição") que a torna mais suscetível à pesca excessiva.

Reprodução

Segundo Freitas *et al*. (2017), o período reprodutivo para *M. bonaci* ocorre de julho a outubro, com picos em setembro. Por outro lado, Ponte et al. (2022) encontraram evidências de pico reprodutivo entre junho e agosto. A espécie é capturada durante agregações reprodutivas no inverno e primavera na Bahia (Olavo com.pess), quando altas capturas são observadas, apresentando CPUEs excepcionais (Erisman, 2011; França e Olavo, 2015).

Esta espécie é hermafrodita protogínica e forma agregações reprodutivas ao longo de sua distribuição (Crabtree & Bullock, 1998; Eklund et al., 2000; Brulé et al., 2003; Teixeira et al., 2004; Freitas et al., 2018). Análises do índice gonadossomático da espécie no Brasil sugerem que o período de desova ocorre entre abril e setembro (Teixeira et al., 2004), com pico de desova entre agosto e setembro no Banco do Abrolhos (Freitas et al., 2011; 2018).

A proporção sexual observada no Banco de Abrolhos (Bahia) foi de 1 macho para 14 fêmeas, com base em 166 indivíduos com comprimentos entre 26,1 e 147 cm (CT). Os valores do índice gonadossomático apontam para a reprodução durante o inverno austral. A partir da mesma amostra, foram determinados o L50 (62 cm CT) e a fecundidade (variando de 2 a 15,4 milhões)

(Freitas et al., 2018).

Segundo Freitas *et al*. (2017), o tamanho de primeira maturação para *M. bonaci* ocorre aos 62 cm (comprimento total), de acordo com o estimado para o Banco de Abrolhos. Posteriormente, Ponte (2022), estimou um comprimento médio de maturação próximo de 93 cm. Freitas *et al.* (2017) mostraram que a razão sexual de *M. bonaci* (n = 166 espécimes) foi fortemente inclinada para as fêmeas correspondendo a 1:14 (mediana da distribuição posterior da proporção de fêmeas: 0,927). Este resultado indica mortalidade acentuada nos maiores tamanhos, que no caso de uma espécie protogínica como *M bonaci*, corresponde aos machos (Teixeira *et al*., 2004; Brulé *et al.,* 2016), reforçando a necessidade de estabelecimento de tamanho mínimo de captura. No mesmo sentido, Ponte (2022) observou a ausência de machos na amostragem, indicando possível efeito da seletividade pesqueira sobre indivíduos maiores ou diferenças de comportamento entre os sexos.

Estimativas independentes da pesca

Estimativas de censo visual subaquático mostram abundâncias baixas ao longo da costa brasileira, mesmo dentro de áreas de proteção integral. Apesar de alguns sinais de recuperação nessas áreas, as áreas marinhas protegidas ainda são poucas e sujeitas a problemas na aplicação da lei. Na região dos Abrolhos, uma das áreas mais importantes para a espécie, a proporção de juvenis nas capturas indica sobrepesca crescente (Freitas *et al*., 2011).

Dados de censo visual subaquático no Banco dos Abrolhos indicam que *M. bonaci* constitui 1,5% do total da biomassa de peixes. Na mesma área, valores de biomassa são maiores dentro de áreas de proteção integral, com sinais claros de recuperação entre 2001 e 2005 (um aumento de 30 vezes dentro de áreas de proteção integral - Francini-Filho e Moura 2008a, b). Dados de censo visual do programa *Reef Check Brasil* (Abrolhos, Fernando de Noronha, APA Costa dos Corais, Porto Seguro, Itaparica) indicam que, em geral, a abundância desta espécie é baixa, mesmo em áreas de proteção integral (Ferreira *et al*., 2006).

Teixeira *et al*., (2004) entrevistaram 40 pescadores com experiência de pesca variando entre 10 e 45 anos, ao longo da costa do nordeste brasileiro. Segundo os pescadores entrevistados, a captura do sirigado diminuiu nestas duas últimas décadas.

As assembleias de peixes recifais, ao longo da margem continental brasileira (4 a 50 m de profundidade), foram investigadas por meio de dados obtidos durante dois cruzeiros de pesquisa usando espinhel de fundo (Olavo *et al*., 2005), e durante quatro outras pesquisas também utilizando espinhel de fundo, entre profundidades de 100 a 500m (Martins *et al*., 2005). Durante quatro cruzeiros, entre 1996 e 1998, foram implantados 190.746 anzóis. A CPUE para o sirigado foi 0,8 a 1,8kg/1000 anzóis e 1,3 em profundidades acima de 100m e 0,2 em profundidades entre 100 a 300m.

iii) *Mycteroperca interstitialis* (Badejo-Amarelo)

Mycteroperca interstitialis ocorre no Brasil, do Ceará até o estado de Santa Catarina, incluindo os bancos oceânicos da cadeia norte dos Abrolhos e Ilha de Trindade, e provavelmente bancos e ilhas oceânicas da costa nordeste (Fernando de Noronha). Ao longo da costa brasileira, encontra-se principalmente na plataforma externa ao longo da costa nordeste (Olavo *et al*., 2011), mas ocorre em águas mais rasas na parte sul de sua distribuição, sendo observado por mergulhadores em muitas das ilhas costeiras do Rio de Janeiro (Neto *et al*., 2013); Laje de Santos em São Paulo (Luis-Jr *et al*., 2008), recife artificial no Paraná (Hackradt *et al*., 2011); Babitonga em Santa Catarina (Vilar *et al*., 2011). É naturalmente uma espécie incomum ao longo de sua distribuição no Brasil.

Embora o declínio severo da população tenha sido relatado para esta espécie na costa

brasileira desde os anos 1970, a interpretação dos dados é complicada pelo fato de que todas as espécies do gênero *Mycteroperca* são agrupadas nas estatísticas da pesca sob a mesma categoria. No entanto, considerando a captura conjunta com *M. bonaci*, uma diminuição conservativa da população, em pelo menos 30%, foi estimada no passado e projetada para o futuro, considerando o cenário da atividade pesqueira ao longo de sua distribuição, o que levou à caracterização da espécie como Vulnerável (VU), de acordo com critérios A2d+4d.

Durante o programa REVIZEE, Ferreira *et al*. (2008) estimaram que *M. interstitialis* representa 3% do total de captura da categoria *Mycteroperca* no nordeste (*M. bonaci* é a principal espécie com 88%), enquanto Costa (dados não publicados) estimou que a mesma representa 1,36% do total da captura de *Mycteroperca* na costa central do Brasil, de Salvador à Cabo São Tomé. A espécie foi registrada em 30% dos 233 desembarques em Porto Seguro (BA), entre 1997 e 1999, com uma frota que opera principalmente no Banco Royal Charlotte. A frequência de ocorrência dos desembarques no Banco dos Abrolhos (Alcobaça e Prado) foi estimada em 3,32% dos 992 desembarques monitorados.

M. interstitialis pode contribuir com maiores percentuais na captura de *Mycteroperca* na cidade de Valença (BA) (G. Olavo, obs. pess.). Entre 1996 e 1998, durante quatro cruzeiros de investigação do Programa REVIZEE, 190.746 anzóis foram lançados em profundidades entre 100 e 500 m, em quatro áreas distribuídas na região dos Abrolhos até Vitória (12° a 22°S). A captura por unidade de esforço de 2,1 kg/1.000 anzóis foi estimada para esta espécie nos bancos oceânicos na cadeia Norte dos Abrolhos, enquanto os valores menores (1,4 kg/1.000 anzóis) foram registrados na borda da plataforma, ao sul da costa central do Brasil, do Rio Doce ao Cabo de São Tomé.

No Brasil, um declínio acentuado foi observado na pesca de garoupa no Banco dos Abrolhos (*Mycteroperca spp*.). Martins *et al*. 1061a mostram que a pesca da garoupa diminuiu cerca de 50% entre 1978 a 1998, com a queda principal ocorrendo entre 1985 e 1993. Na ilha de Trindade, Pinheiro *et al*. 1309 realizaram levantamentos com censo visual e registraram densidades de *Mycteroperca interstitialis* de 0,05 ± 0,02 indivíduos por 40 m^2 e frequência de ocorrência de 3,2%.

A espécie foi classificada como vulnerável nos EUA, pois apresenta baixa produtividade e é vulnerável à sobrepesca (http://www.sefscpanamalab.noaa.gov/docs/Yellowmouth_grouper.doc). Erradicação é possível para esta espécie rara, dado que é tomado junto com outras espécies similares, ainda que mais abundantes e mais persistentes, como *M. phenax* (Musick *et al.,* 2000) e

M. bonaci (Ferreira *et al*.,1998).

A pesca é a principal ameaça para *Mycteroperca interstitialis*. Embora não seja o alvo principal devido a sua raridade, esta espécie é frequentemente capturada juntamente com outros recursos importantes. Em alguns locais no Brasil (por exemplo, em Valença, na Bahia), a espécie tornou-se importante, pois representa uma proporção maior na captura de *Mycteroperca* do que em outras localidades.

As principais artes utilizadas são linhas de mão e arpão (este último principalmente no sudeste e sul do Brasil). Capturas acidentais são registradas para a rede caçoeira utilizada para capturar lagostas, e proibida para essa pescaria da lagosta, no Brasil, desde 2007. A espécie pode ser particularmente vulnerável à pesca comercial, direcionada para a borda da plataforma, principalmente em áreas com uma estreita plataforma continental (de Salvador a Canavieiras, BA). *Mycteroperca interstitialis* é aparentemente tolerante à perda de habitat, mas a expansão das atividades de exploração de gás e petróleo podem representar uma ameaça para esta espécie.

Durante quatro cruzeiros de pesquisa do Programa Revizee, entre 1996 e 1998, 190.746 anzóis foram implantados em profundidades entre 100 e 500 m em quatro áreas distribuídas na região de Abrolhos para Vitória (12 ° a 22 ° S). Um esforço de captura de 0,2 a 2,1 kg por 1.000 anzóis foi estimado para esta espécie, que incluiu 1,4 kg por 1.000 anzóis em profundidades acima de 100 metros e 0,3 kg por 1.000 anzóis em áreas entre 100 e 300 m. A espécie foi registrada por vários programas em ilhas costeiras do Rio de Janeiro a Santa Catarina (Monteiro-Neto *et al*., 2013; Luis-Jr *et al*., 2008; Vilar *et al*., 2011). As densidades são baixas como 0,06 peixes/100 m^2 em rios de águas rasas de Santa Catarina, Sul do Brasil (A.A. Bertoncini, pers. Obs.). Também Floeter *et al*. (2007) relataram baixas densidades médias de 0,03 peixes/40m^2 para ilhas costeiras ao longo do Espírito Santo, e Pinheiro *et al*. (2011), relataram para a ilha oceânica de Trindade, uma densidade média de 0,05 peixe/40m2, e uma biomassa média de 288,4 Kg/40m^2, e frequência de ocorrência de 3,2%. Hackradt *et al*. (2011), relataram densidades de 0,11 peixe/28m^2, no Paraná, sul do Brasil.

A Idade máxima observada para o sul dos EUA foi de 31 anos (Burton *et al*., 2014), semelhante à idade máxima de 28 anos para Golfo do México (Bullock and Murphy, 1994), mas marcadamente menor do que a idade máxima de 41 anos, observada em Trinidad e Tobago (Manickchand-Heileman e Phillip 2000). Estes últimos autores apontaram que a população do Golfo do México foi explorada por um período muito mais longo do que a população de Trinidad e Tobago e, portanto, exibem idade e tamanho truncados em relação à população de Trinidad e Tobago.

A literatura publicada mostra que a espécie no Golfo do México está sexualmente madura entre 2 e 4 anos de idade, correspondendo a um tamanho entre 400 e 450 mm TL (Bullock e Murphy 1994).

iv) *Epinephelus morio* (Garoupa-de-São Tomé)

Epinephelus morio tem distribuição no Brasil, desde o Amapá até Santa Catarina. Quedas acentuadas na sua abundância foram registradas em três locais da costa brasileira (Pará, Banco dos Abrolhos e Rio de Janeiro) em função do esforço de pesca excessiva.

E. morio apresenta grande importância na estruturação de comunidades recifais seja pela função de predador, como também pela modificação do substrato pela escavação (Ellis, 2019). Em experimentos com recifes artificiais na costa de Santa Catarina, a espécie foi associada com a colonização dessas estruturas quando próximas a costões rochosos (Jardeweski & Almeida, 2006). *E. morio* tem sua alimentação basicamente composta por peixes, crustáceos, gastrópodes e cefalópodes (Bullock & Smith, 1991; Brulé & Canché, 1993; Freitas et al., 2017).

Dados registrados pela FAO mostram um declínio significativo ao longo de décadas (Brulé et al., 2018): de 1970 a 1980 (61%), de 1980 a 1990 (30%), de 1990 a 2000 (56%) e de 2000 a 2010 (16%), representando um declínio geral de 77,3% de 1970 a 2010 (40 anos). Além disso, o declínio

da população deverá continuar no futuro, pois a pressão de pesca não deve cessar ou mesmo diminuir.

No Banco dos Abrolhos, os valores de CPUE para *E. morio*, entre 2005 e 2007, sofreram uma redução acima de 70%. Entrevistas com pescadores em locais de caça submarina na região dos Lagos, no Rio de Janeiro indicam um declínio de 60% para *E. morio* entre a década de 1980 e 2008 (Ferreira e Machado, dados não publicados).

No estado do Pará, a captura de garoupas, principalmente E. morio, diminuiu 42% entre 2004 a 2005, enquanto a pressão de pesca dirigida a esta espécie aumentou rapidamente nos últimos 10 anos. Para esta mesma região, um estudo realizado por Azevedo et al., indicou baixa variabilidade genética, sugerindo sinais de um possível declínio da população. Ainda na região norte, segundo Bentes (com. Pess.), a espécie é frequente, porém não abundante, sendo capturada na pesca do pargo, ocorrendo também em tamanhos equivalentes a fase juvenil.

Segundo Pontes (2022), a pesca na região da Plataforma Norte captura predominantemente indivíduos adultos, refletindo a seletividade dos petrechos utilizados nas pescarias demersais. A composição de tamanhos observada sugere que a espécie é explorada em fases importantes do ciclo de vida, especialmente após a entrada na população reprodutiva. No litoral nordeste, raramente é capturada pela pesca comercial, que opera até a quebra da plataforma continental. A primeira observação de uma fêmea adulta foi feita com peixes de quatro anos e comprimento total de 45 a 49,9 cm (cinco indivíduos). A observação seguinte de 100% de maturidade foi feita com peixes de cinco anos e de comprimento total de 40 a 44,9 cm (dois exemplares). A maior parte de *E. morio* observada na pesca, varia com idades de 5 a 8 anos. O tamanho e idade na reversão sexual variam de 30 a 67 cm de CP e de 3 a 13 anos, respectivamente.

Begossi et al. (2019) avaliaram desembarques, preços, demanda comercial e conhecimento ecológico local de pescadores ao longo da costa brasileira. Foram visitados 79 locais de pesca e 74 mercados entre 2017 e 2018. *Epinephelus morio* foi observada principalmente nos mercados do Nordeste brasileiro. O período reprodutivo foi identificado pelos pescadores entre primavera e verão (aproximadamente setembro a março).

Na costa central do Brasil, de Salvador ao Cabo de São Tomé, os desembarques totais de badejos e garoupas em 1998 foram estimados em 204 t (Martins et al., 2005). A captura por unidade de esforço (CPUE) de badejos e garoupas na mesma região foi estimada em 1,4 kg/pescador/dia (Costa et al., 2003), o que é consideravelmente menor do que no final dos anos 1970 (12 kg/dia/pescador), representando um declínio de 89%. A pesca de badejos e garoupas diminuiu cerca de 50% entre 1978 e 1998, com a queda principal ocorrendo entre 1985 e 1993 (Martins et al., 2005). Embora não haja informações sobre as CPUEs atuais, a espécie continua sendo capturada e desembarcada ao longo de sua distribuição, com um aumento do esforço, principalmente na região do Banco de Abrolhos, que é a área de maior abundância da espécie no Brasil (M. Freitas, com. pess., 2020). Em um estudo realizado nessa região sobre os hábitos de consumo e o conhecimento local sobre garoupas capturadas por pescarias de pequena escala, foi constatado que 76% dos 126 consumidores relataram adquirir garoupas mensalmente (Giglio et al., 2018).

Silva (2023) afirma que a Plataforma Leste Brasileira responde por aproximadamente 74,5% da produção nacional de *E. morio*. Apesar dessa importância econômica, a pescaria é caracterizada como "data-limited". O trabalho aponta evidências de forte pressão pesqueira sobre os estoques nessa região e ressalta a necessidade de fortalecimento das medidas de manejo e monitoramento pesqueiro.

Na Ilha Grande (Rio de Janeiro), em 2010, a abundância de *E. morio* foi registrada em 0.187 indivíduos por 40m², em Abrolhos (Bahia), também em 2010, foi de 0,083 indivíduos por 40m², e na Ilhabela (São Paulo), em 2013, foi de 0,0952 indivíduos por 40m² (S. Floeter, com. pess., 2020).

Esta espécie está incluída nas estatísticas de pesca do Brasil em uma categoria mais ampla, rotulados como garoupa. Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a

Agricultura (FAO), as capturas aumentaram de 1.540 toneladas em 1984, para 2.094 t em 1987. Valores estáveis, de cerca de 1,8 mil toneladas, foram registrados entre 1988 e 1994, com uma queda acentuada registrada para 238 t em 1997 e 212 t em 1998, indicando uma queda de 89%.

Informações de desembarques comerciais indicam que na costa central do Brasil (Salvador ao Cabo de São Tomé), esta espécie é mais comumente encontrada entre 20 e 30 m. Também é relativamente comum entre 40 e 50 m, mas raramente registrados em profundidades maiores que 150 m. Dados obtidos a partir de prospecção pesqueira na costa central demonstram valores maiores de capturas obtidos em profundidades inferiores a 100 metros. No entanto, essa espécie também ocorre na plataforma (50 a 200 m) onde foi capturada durante expedições científicas. Os desembarques totais na costa central (de Salvador ao Cabo de São Tomé) em 1998 foram estimados em 204 t.

Os rendimentos médios da CPUE (kg/pescador/dia) estimados para as grandes áreas de pesca (GAP) utilizadas pela frota de linheiros foram: GAP 1, entre Salvador e Ilhéus: 0,02; GAP 2, entre Ilhéus e Porto Seguro: 0,08; GAP 3, entre Porto Seguro e Alcobaça: 0,08; GAP 4, entre Alcobaça e rio Doce: 0,73 e GAP 5, entre rio Doce e Cabo de São Tomé: 0,00.

Nos cruzeiros de prospecção pesqueira com espinhel de fundo na costa central brasileira realizados por Martins *et al*., (2005b) a espécie apresentou uma CPUE de 2,8 kg/1000 anzóis.

Entre 2005 e 2013, houve um ligeiro aumento na CPUE de *E. morio,* no Banco dos Abrolhos. No entanto, em comparação com a CPUE entre 1976-1980 (Lima *et al*., 1985), houve um declínio considerável na abundância relativa desse estoque. A CPUE (kg/pescador/dia) diminuiu de uma média de 7kg/pescador/dia (LIMA *et al*., 1985) para aproximadamente 1,6 kg/pescador/dia.

Em relação aos tamanhos das amostras de *E. morio* nas capturas, ocorreram mudanças nos tamanhos modais de 50 cm, em 2005 a 2007, a 45 cm e 70 cm, em 2014 a 2015. Uma possível explicação é a ocorrência de sobrepesca de crescimento, e outra explicação poderia ser o recente deslocamento da frota de pesca para áreas mais profundas e distantes onde encontram indivíduos na faixa de 70 cm. Atualmente, a maioria das pescarias de garoupa colhidas pelas frotas de Alcobaça ocorrem em áreas de plataforma externa (Previero, 2018, in prep).

Observou-se um pequeno pico de captura de espécimes de E. morio menores que a L50, o que é indicativo de sobrepesca de crescimento. No entanto, uma percentagem considerável de indivíduos de garoupa nos desembarques foi dentro do tamanho ideal, e aproximadamente 30% dos indivíduos eram mega-spawners. Além disso, há indícios de ausência de sobrepesca de recrutamento para esse estoque.

Dados disponíveis na FAO e em capturas reconstruídas do Programa *Sea Around Us* registram estes declínios acentuados.

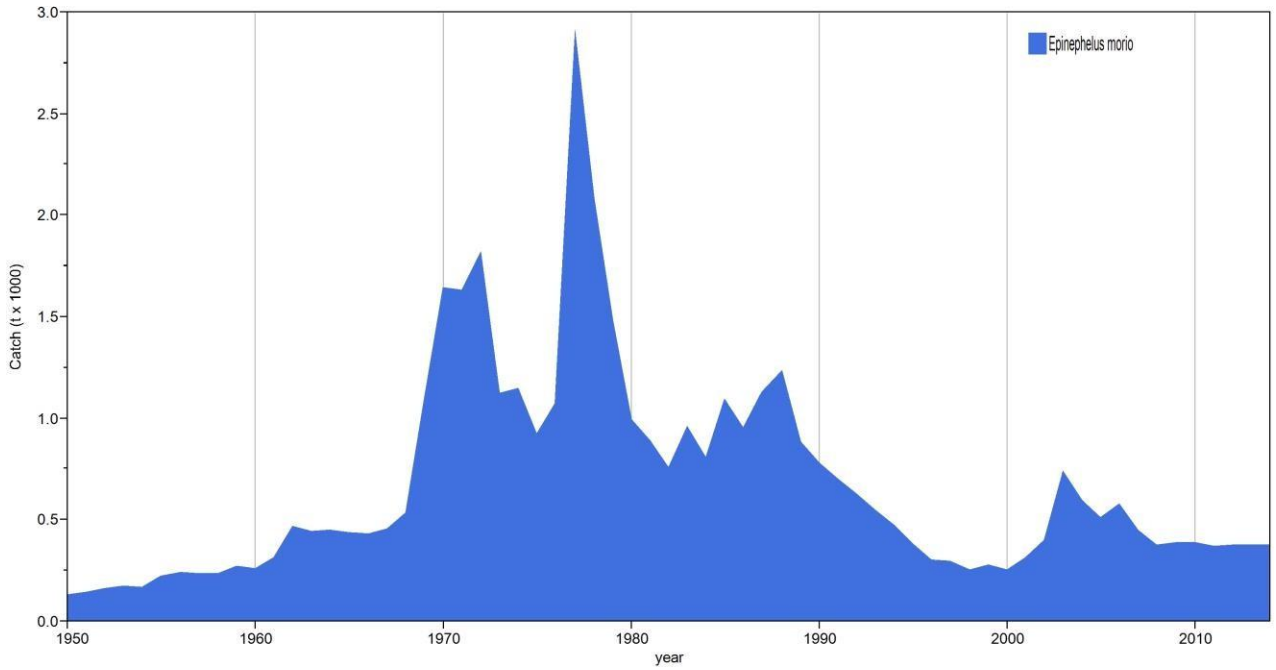


Figura 2: *Sea Around Us*- Capturas de *Epinephelus morio* por ano para a ZEE brasileira

Em síntese, foi observado que a partir dos dados de estatística pesqueira do Brasil, entre as décadas de 1970 e 2000, registrou-se um declínio na ordem de 70% nos desembarques da espécie, que se relaciona à abundância da espécie no ambiente, visto que o esforço de pesca manteve-se ou até aumentou em algumas regiões, ao ponto de mudaram-se os alvos em função da queda de abundância (Brulé et al., 2018; Freire et al., 2021). Por outro lado, estes desembarques continuam a diminuir em quantidade e também nos tamanhos de captura, quando comparado com os encontrados em décadas passadas.

3.2. Caracterização das pescarias que interagem com as espécies

As diferentes modalidades de pesca que interagem com as espécies recifais alvo deste plano são, de uma forma geral para a costa brasileira, tipicamente multiespecíficas e incidem sobre recursos pesqueiros pertencentes ao *snapper-grouper complex*. Como observado por Olavo (2010), devido à grande diversidade dessas comunidades, espécies protegidas ou espécies que não são alvo da pescaria, são capturadas, e mesmo se liberadas estão sujeitas à elevada mortalidade resultante dos traumas causados pelo petrecho de pesca e sobretudo causados pela descompressão, independentemente do tamanho dos indivíduos (Collins *et al*. 1999; Rogers *et al*., 1986). O manejo convencional baseado na proteção de espécies individuais não tem resolvido o problema das pescarias recifais em outras regiões tropicais e temperadas (Coleman *et al.,* 2000).

No âmbito do programa Revizee[5], Frédou *et al.* 2006, analisaram as composições das capturas e dinâmica das frotas, e observaram que para a pesca demersal da plataforma da região Nordeste, espécies da família Lutjanidae constituíam os principais recursos capturados pela pesca artesanal, contribuindo para a semelhança entre os grupos. A análise das capturas foi caracterizada por uma

[5] REVIZEE Potencial de recursos vivos dentro do Zona Econômica (ZEE) do Brasil

comunidade típica de recifes coralíneos tropicais, correspondente a uma comunidade de lutjanídeos já descritos em outras áreas, como as Bahamas, Antilhas e ao longo da costa de Yucatán, Panamá. Este padrão está em acordo com a descrição da plataforma nordeste como tipicamente carbonática com presença de recifes de coral distribuídos desde a costa até a quebra da plataforma (Maida and Ferreira, 1997).

Frédou *et al*. (2006) argumentam que, devido à complexidade do sistema, modelos baseados em estoques ou espécies únicas podem não ser adequados. A alternativa sugerida é o desenvolvimento de modelos dinâmicos de biomassa para grupos de espécies agregadas, incluindo as principais que são capturadas em conjunto (Ralston e Polovina, 1982). Os resultados de Frédou *et al*. (2006), para a costa nordeste, sugerem que as espécies agregadas devem ser aquelas do subconjunto que impulsiona a dinâmica da pesca, a saber, *Lutjanus analis, L. chrysurus, L. jocu* e *L. synagris*. O sirigado (*M. bonaci*) não aparece como determinante das capturas devido a sua menor importância nas capturas, a não ser durante os períodos de correção, que acontecem em intervalos interanuais. No entanto, o sirigado dirige as capturas da frota durante esses eventos, nos quais a principal espécie acompanhante é *L. jocu* (Teixeira *et al*., 2004).

Previero e Gasalla (2017), mapearam as áreas de pesca, recursos e dinâmica da frota no banco dos Abrolhos e encontraram pescarias tipificadas por grupos de espécies compostas por lutjanídeos e epinefelídeos. Segundo as autoras, os estoques mais concorrentes no total de capturas foram *L. jocu*, *E. morio* e *M. bonaci*, e sugeriram que a gestão destas três unidades populacionais deve ser realizada em conjunto, com práticas suficientes para proteger os três estoques simultaneamente. Os resultados destacaram ainda o caráter multiespecífico da pescaria ao longo do Banco dos Abrolhos, e a necessidade de considerar grupos de espécies, em contraponto às espécies individuais, para ações de manejo pesqueiro, já que possuem maior eficácia (Jennings *et al*., 2001; Farmer *et al*., 2016).

Entre os fatores considerados como determinantes das capturas, o efeito espacial (estado geopolítico) foi o atributo mais forte na discriminação dos grupos. Dentre os fatores tecnológicos, resultados de Frédou *et al*. (2006) indicaram que a duração da viagem discriminou melhor a composição da captura do que a categoria da frota. Esses resultados foram explicados pela interação do tipo de propulsão e condições físicas locais (largura da plataforma, distribuição de áreas de pesca e regime de ventos) que determinam o tempo e condições de chegada nas áreas de pesca. Os resultados indicam a necessidade de regionalização de medidas para maior efetividade.

Para cada tipo de fundo, ocorrem conjuntos diferenciados de espécies, como carangídeos, lutjanídeos, serranídeos e epinefelídeos. Nas áreas de cascalho ou substrato consolidado de baixo relevo predominam artes de pesca como linha de mão, espinhel ou armadilhas. Nos pesqueiros de substratos consolidados e relevo mais forte ou rugoso predominam os espinhéis verticais. As áreas de pesca onde predominam os lutjanídeos, serranídeos e epinefelídeos, geralmente são mais brutas em termos de rugosidade e complexidade do relevo. Estas características de relevo submarino ocorrem na plataforma externa (depois dos 50 m) e nas proximidades da quebra da plataforma e talude superior (Frédou, 2004, Rezende, obs.pess.).

3.2.2. Caracterização das capturas desembarcadas

No final da década de 1980, já havia indícios de declínio populacional para garoupas e badejos, incluindo M. bonaci, levando os pescadores a buscarem outros recursos. Entre 1997 e 2000, apenas 11% da frota operava com garoupas e badejos, os demais pescadores diversificaram as capturas para espécies-alvo como a piraúna (Cephalopholis fulva) e a cioba (Ocyurus chrysurus). Estudos mostraram que a pesca de badejos diminuiu cerca de 50% entre 1978 e 1998, com a queda principal ocorrendo entre 1985 e 1993 (Martins et al., 2005; Ferreira et al., 2018).

Estatísticas de desembarques para estas espécies estiveram disponíveis até 2008, na região Nordeste via programa Estatpesca/Ibama, quando os dados de produção (desembarques totais agrupados por petrecho e município) eram apresentados para categorias correspondendo a várias espécies de um mesmo gênero (no caso do sirigado, que correspondia ao gênero Mycteroperca) ou uma única espécie como no caso da garoupa (Epinephelus morio). Para a caranha (Lutjanus cyanopterus) estatísticas individuais para a espécie estão disponíveis apenas para o estado da Bahia a partir de 2001.

Desde então o aporte de dados dos desembarques é impreciso e inconstante, atrelado a programas ou projetos de pesquisa ou condicionantes do licenciamento ambiental, e remete à necessidade de fomentar uma rede de coleta de dados e informações, em conjunto, envolvendo os órgãos públicos, as instituições de pesquisas e o setor pesqueiro. Devido à formação de redes de coleta, dados atuais estão disponíveis para os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (sudeste/sul). Para o nordeste, esses dados estão disponíveis até 2008, e também fizeram parte das análises no item 3.1.

Na costa norte e nordeste a pesca de badejos, garoupas e lutjanídeos é espacialmente distribuída de acordo com a disponibilidade de substrato e relevo. Já os desembarques de badejos, garoupas e lutjanídeos são realizados pela frota motorizada com tráfego em portos com alta intensidade de movimentação pesqueira, devido a facilidades como logística, distribuição e comércio. De acordo com os desembarques registrados para garoupas, badejos e meros na costa nordeste, os estados do Ceará e Rio Grande do Norte, determinam o limite espacial entre a composição das capturas, com as garoupas sendo desembarcadas entre o Pará e Fortaleza. Entre 1980 e 1990, o Ceará desembarcou garoupa com as capturas variando entre 125 e 521 toneladas. O Rio Grande do Norte desembarcou garoupa entre 13 e 325 toneladas, e sirigado com pico de 80 toneladas para o período. A partir de 2001, o Ceará registrou o sirigado (Estatpesca/Ibama, 2007).

A estatística de pesca do Ibama reporta que no norte do país, os desembarques de garoupas e badejos foram bem registrados nas décadas de 1980 e 1990. Os portos com maiores desembarques de garoupas são o Pará e São Luiz, MA. Entre as décadas de 1980 a 1990, desembarques de garoupas no Pará variavam entre 1 e 45 toneladas. A partir de 2000, foram registrados desembarques entre 25 e 1300 toneladas.

Em direção à porção setentrional da costa nordeste, as garoupas vão cedendo o status pesqueiro para o sirigado (*Mycteroperca bonaci*). Durante 1980 a 1990, ocorreram registros de desembarques de cherne, garoupas, meros e badejos para os estados entre Pernambuco e Bahia. Atualmente, o grupo mais frequente nos desembarques são os badejos (*Mycteroperca spp.*).

Em São Paulo, o programa de monitoramento executado pelo Instituto de Pesca registrou que, dependendo do ano analisado, diversas artes de pesca mostraram-se aptas à captura do peixe, no caso o badejo: arpão/fisga, emalhe de fundo, arrasto duplo, parelha e a vara de pesca, e a média de captura ficou próxima dos 380 quilos, embora possam ser vistas diferenças significativas para os totais dos anos. Para a caranha, os maiores resultados de captura estão vinculados às pescas com cerco-fixo, emalhe de fundo, espinhel de fundo e linha de mão; a média de captura ficou em torno de 1,3 mil quilogramas/ano.

Sudeste/sul - Rio de Janeiro

Para o Rio de Janeiro foi consultado o Boletim Estatístico da Pesca do Estado do Rio de Janeiro/Fiperj – Anos 2011 e 2012. Como na tabela abaixo, a pesca de *E. morio*, conhecida no estado como Garoupa de São Tomé, no ano de 2011, ocorreu predominantemente nos meses de agosto e outubro, utilizando métodos de armadilha/covos/pote e espinhel de fundo. A tabela abaixo, mostra que a pesca de *Epinephelus morio*, ocorreu predominantemente nos meses de agosto e setembro, utilizando métodos de armadilha/covos/pote e espinhel de fundo.

Para a espécie Mycteroperca bonaci, nas tabelas denominada badejo quadrado, observou-se

para o ano de 2011, números para todo ano, com exceção dos meses de janeiro, junho e julho. Para 2012, apenas fevereiro apresentou dados de captura. Os métodos armadilha/covos/pote e espinhel de fundo apresentaram-se como os dominantes. Não havia dados sobre o badejo-amarelo (*M. interstitialis*). Quanto à caranha (*L. cyanopterus*), os dados mais expressivos estão apontados para o ano de 2012, dentro do método de cerco flutuante para o mês de março.

Ano	espécie / captura em kg	Armadilha, covos, pote	arrasto duplo	cerco flutuante	diversificado	emalhe de fundo	espinhel de fundo	Espinhel de Sup.	TOTAL
2011	Garoupa de São Tomé	112,00	0,00	0,00	0,00	0,00	73,00	0,00	185,00
2012	Garoupa de São Tomé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2011	Badejo-Quadrado	163,00	0,00	0,00	60,00	10,00	354,00	26,00	613,00
2012	Badejo-Quadrado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	154,00	0,00	154,00
2011	Caranha	0,00	0,00	32,00	0,00	6,00	0,00	0,00	38,00
2012	Caranha	0,00	23,00	147,00	63,00	32,00	0,00	0,00	265,00

Ano	espécie / meses	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	TOTAL
2011	Garoupa de São Tomé	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	73,00	0,00	102,00	0,00	0,00	185,00
2012	Garoupa de São Tomé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2011	Badejo-Quadrado	0,00	25,00	133,00	109,00	10,00	0,00	0,00	50,00	60,00	56,00	144,00	26,00	613,00
2012	Badejo-Quadrado	0,00	154,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	154,00
2011	Caranha	13,00	0,00	0,00	0,00	6,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	17,00	38,00
2012	Caranha	3,00	0,00	109,00	0,00	10,00	0,00	22,00	42,00	20,00	26,00	33,00	0,00	265,00

Sudeste/sul - São Paulo

Para este estado foi consultado o Sistema ProPesq (http://www.propesq.pesca.sp.gov.br) do Instituto de Pesca de São Paulo. Embora tenha maior quantidade de dados, discriminados por petrecho de pesca, prejudica o fato de que não estejam especificadas as espécies englobadas em badejo, garoupa e mesmo caranha.

Para o Badejo, dependendo do ano analisado, diversas artes de pesca mostraram-se aptas à captura do peixe: arpão/fisga, emalhe de fundo, arrasto duplo, parelha e mesmo vara de pesca; a média de captura ficou próxima dos 380 quilos, embora possam ser vistas diferenças significativas para os totais dos anos.

Para a caranha, os maiores resultados de captura estão vinculados às pescas com cerco fixo, emalhe de fundo, espinhel de fundo e linha de mão; a média de captura ficou em torno de 1,3 mil quilogramas/ano.

Badejo

Ano	Aparelho de Pesca	Pescado	kg no Período	Total (kg)
2010	arpão/fisga	Badejo	64	201,4
2010	arrasto-duplo	Badejo	9	
2010	cerco-fixo	Badejo	4,1	
2010	cerco-flutuante	Badejo	4,9	
2010	covos-diversos	Badejo	3	
2010	emalhe-de-fundo	Badejo	21,5	
2010	emalhe-de-superfície	Badejo	3,5	
2010	emalhes-diversos	Badejo	73,9	
2010	linha-de-mão	Badejo	2	
2010	multi-artes	Badejo	15,5	
2011	arpão/fisga	Badejo	91,5	537,50
2011	cerco-fixo	Badejo	14,8	
2011	cerco-flutuante	Badejo	24,4	
2011	covos-diversos	Badejo	1,8	
2011	emalhe-de-fundo	Badejo	14,8	
2011	emalhe-de-superfície	Badejo	16	

2011	emalhes-diversos	Badejo	12,8	
2011	indeterminado	Badejo	8,5	
2011	linha-de-mão	Badejo	10,5	
2011	multi-artes	Badejo	342,4	
2012	arpão/fisga	Badejo	587	692,55
2012	cerco-fixo	Badejo	3,2	
2012	cerco-flutuante	Badejo	31,75	
2012	emalhe-de-fundo	Badejo	35	
2012	emalhe-de-superfície	Badejo	7,2	
2012	emalhes-diversos	Badejo	8,4	
2012	linha-de-mão	Badejo	4,5	
2012	multi-artes	Badejo	15,5	
2013	arpão/fisga	Badejo	48	578,55
2013	arrasto-duplo	Badejo	200,3	
2013	cerco-fixo	Badejo	1,7	
2013	cerco-fixo, emalhes-diversos	Badejo	1	
2013	cerco-flutuante	Badejo	9,5	
2013	emalhe-de-fundo	Badejo	23,55	
2013	emalhes-diversos	Badejo	6	
2013	indeterminado	Badejo	2	
2013	linha-de-mão	Badejo	35	
2013	multi-artes	Badejo	27	
2013	vara-de-pesca	Badejo	224,5	
2014	arpão/fisga	Badejo	98	408,80
2014	arrasto-duplo	Badejo	15	
2014	cerco-fixo	Badejo	6,8	
2014	cerco-flutuante	Badejo	11,5	
2014	emalhe-de-fundo	Badejo	45	
2014	emalhe-de-superfície	Badejo	6,5	
2014	emalhes-diversos	Badejo	27	
2014	indeterminado	Badejo	1,5	
2014	linha-de-mão	Badejo	20,7	
2014	Parelha	Badejo	100	
2014	vara-de-pesca	Badejo	72	
2014	zangarelho	Badejo	4,8	
2015	arpão/fisga	Badejo	8	133,50
2015	arrasto-duplo	Badejo	40	
2015	cerco-fixo	Badejo	5,2	
2015	cerco-flutuante	Badejo	26,6	
2015	emalhe-de-fundo	Badejo	10,3	
2015	emalhe-de-superfície	Badejo	4,9	
2015	emalhes-diversos	Badejo	13	
2015	linha-de-mão	Badejo	25,5	
2016	arpão/fisga	Badejo	33,2	94,10
2016	cerco-fixo	Badejo	3,9	
2016	cerco-flutuante	Badejo	4	

2016	covos-diversos	Badejo	20,5	
2016	emalhe-de-fundo	Badejo	11	
2016	indeterminado	Badejo	5	
2016	linha-de-mão	Badejo	10,5	
2016	Parelha	Badejo	6	

Caranha

Ano	Aparelho de Pesca	Pescado	kg no Período	Total (kg)
2010	arpão/fisga	Caranha	57,5	1.722,00
2010	arrasto-duplo	Caranha	33	
2010	cerco-fixo	Caranha	77,9	
2010	emalhe-de-fundo	Caranha	263	
2010	emalhe-de-superfície	Caranha	5	
2010	emalhes-diversos	Caranha	163,6	
2010	espinhel-de-fundo	Caranha	224	
2010	indeterminado	Caranha	47	
2010	linha-de-mão	Caranha	167,5	
2010	linhas-diversas	Caranha	165,5	
2010	multi-artes	Caranha	468	
2010	Parelha	Caranha	50	
2011	arpão/fisga	Caranha	9	1.239,40
2011	arrasto-duplo	Caranha	53,5	
2011	Cerco	Caranha	35	
2011	cerco-fixo	Caranha	237,5	
2011	cerco-flutuante	Caranha	10	
2011	emalhe-de-fundo	Caranha	47,2	
2011	emalhe-de-superfície	Caranha	49	
2011	emalhes-diversos	Caranha	94,6	
2011	indeterminado	Caranha	7	
2011	linha-de-mão	Caranha	11	
2011	multi-artes	Caranha	155,6	
2011	Parelha	Caranha	530	
2012	arpão/fisga	Caranha	89	1.457,30
2012	arrasto-de-mão	Caranha	35	
2012	arrasto-duplo	Caranha	30	
2012	Cerco	Caranha	65	
2012	cerco-fixo	Caranha	283,9	
2012	cerco-flutuante	Caranha	55	
2012	emalhe-de-fundo	Caranha	269	
2012	emalhe-de-superfície	Caranha	134	
2012	emalhes-diversos	Caranha	101,8	
2012	espinhéis-diversos	Caranha	62	
2012	espinhel-de-fundo	Caranha	165	
2012	indeterminado	Caranha	5,5	
2012	multi-artes	Caranha	127,6	
2012	Parelha	Caranha	34,5	
2013	arpão/fisga	Caranha	53	1.381,34

2013	arrasto-duplo	Caranha	54	
2013	cerco-fixo	Caranha	92,44	
2013	cerco-fixo, emalhes-diversos	Caranha	4,5	
2013	cerco-flutuante	Caranha	45	
2013	emalhe-de-fundo	Caranha	245,4	
2013	emalhe-de-superfície	Caranha	1,5	
2013	emalhes-diversos	Caranha	42,3	
2013	espinhel-de-fundo	Caranha	141	
2013	indeterminado	Caranha	10	
2013	linha-de-mão	Caranha	170	
2013	multi-artes	Caranha	117,2	
2013	Parelha	Caranha	400	
2013	vara-de-pesca	Caranha	5	
2014	arpão/fisga	Caranha	35	1.143,50
2014	arrasto-duplo	Caranha	14	
2014	cerco-fixo	Caranha	186	
2014	emalhe-de-fundo	Caranha	172,7	
2014	emalhe-de-superfície	Caranha	11	
2014	emalhes-diversos	Caranha	58,2	
2014	espinhel-de-fundo	Caranha	60	
2014	linha-de-mão	Caranha	532	
2014	Parelha	Caranha	70	
2014	Tarrafa	Caranha	4,6	
2015	arpão/fisga	Caranha	21	1.405,30
2015	arrasto-duplo	Caranha	7	
2015	Cerco	Caranha	65	
2015	cerco-fixo	Caranha	372,3	
2015	cerco-flutuante	Caranha	47	
2015	emalhe-de-fundo	Caranha	250,1	
2015	emalhe-de-superfície	Caranha	11,9	
2015	emalhes-diversos	Caranha	7,5	
2015	espinhel-de-fundo	Caranha	126	
2015	espinhel-de-superfície-costeiro	Caranha	40	
2015	linha-de-mão	Caranha	347,5	
2015	Parelha	Caranha	110	
2016	arpão/fisga	Caranha	37	1.014,00
2016	arrasto-de-mão	Caranha	23	
2016	arrasto-duplo	Caranha	83	
2016	cerco-fixo	Caranha	208	
2016	cerco-flutuante	Caranha	68	
2016	emalhe-de-fundo	Caranha	179,3	
2016	emalhe-de-superfície	Caranha	45,7	
2016	emalhes-diversos	Caranha	32	
2016	espinhel-de-fundo	Caranha	176	
2016	indeterminado	Caranha	29	
2016	linha-de-mão	Caranha	131	

2016	Tarrafa	Caranha	2	

Garoupa

Paraná – (http://propesq-pr.fundepag.br)

Aqui a garoupa corresponde à espécie *E. mariginatus*

Ano	Aparelho de Pesca	Pescado	Tipo de Pesca	kg no Período	Total (kg)
2016	emalhe-de-fundo	Caranha	Artesanal	4	
2016	emalhe-de-fundo	Garoupa	Artesanal	29	33,00
2017	emalhe-de-fundo	Badejo	Artesanal	9	
2017	indeterminado	Badejo	Artesanal	446	
2017	emalhe-de-fundo	Caranha	Artesanal	47	
2017	emalhes-diversos	Caranha	Artesanal	10,5	
2017	emalhe-de-deriva-superfície	Garoupa	Artesanal	160,5	
2017	emalhe-de-fundo	Garoupa	Artesanal	218	
2017	emalhes-diversos	Garoupa	Artesanal	200	1.091,00
2018	emalhe-de-fundo	Garoupa	Artesanal	88,6	
2018	emalhe-de-superfície	Garoupa	Artesanal	1	
2018	emalhes-diversos	Caranha	Artesanal	2	
2018	emalhes-diversos	Garoupa	Artesanal	20	111,60

Santa Catarina (http://propesqweb.acad.univali.br)

Ano	Aparelho de Pesca	Pescado	kg no Período	total (kg)
2010	Arrasto de parelha	Garoupa	150	
2010	Emalhe de fundo	Garoupa	363	
2010	Espinhel de fundo	Garoupa	18.563,00	19.076,00
2011	Arrasto de parelha	Garoupa	402	
2011	Arrasto duplo	Garoupa	20	
2011	Emalhe de fundo	Garoupa	37	
2011	Espinhel de fundo	Garoupa	8.423,00	8.882,00
2012	Arrasto de parelha	Garoupa	197	
2012	Espinhel de fundo	Garoupa	1.220,00	1.417,00
2013	Arrasto de parelha	Garoupa	320	
2013	Emalhe de fundo	Garoupa	1.320,00	
2013	Espinhel de fundo	Garoupa	38.199,00	39.839,00
2013	Arrasto duplo	Badejo	0	
2013	Espinhel de fundo	Badejo	63	63,00
2016	Espinhel de fundo	Garoupa	1.295,00	
2017	Espinhel de fundo	Garoupa	9.930,00	
2018	Arrasto de parelha	Caranha	3.500,00	

Sergipe

A fonte consultada foi a publicação “Estatística pesqueira da costa do Estado de Sergipe e Extremo norte da Bahia”, da Universidade Federal de Sergipe. Não há especificação para badejo (*Mycteroperca* spp.) ou garoupa, nem foram especificados os petrechos de pesca. Basicamente conta-se com os montantes totais pescados.

Bahía

Estudos realizados na década de 2000 entre os estados da Bahia e do Rio de Janeiro indicam um declínio acentuado na população do sirigado (M. bonaci). A captura por unidade de esforço (CPUE) foi estimada em 1,4kg/pescador/dia na década de 2000, o que representa uma redução significativa em relação ao final da década de 1970, quando era de 12kg/dia/pescador, ou seja, declínio de 89% nesse índice de abundância relativa (Costa et al., 2003). Em Alcobaça (Banco dos Abrolhos), valores de CPUE declinaram em mais de 90% entre maio de 2005 a maio de 2007, na pesca local, cujas capturas eram compostas, em boa parte, por juvenis, especialmente pela pesca de arpão.

Os desembarques da pesca de arpão em Caravelas, sul da Bahia, mostram que 78% de indivíduos estavam abaixo do tamanho de primeira maturação, enquanto essa proporção na pesca de linha foi de 54% de juvenis (Freitas et al., 2011; Ferreira et al., 2018).

Na Bahia, a redução na abundância relativa de M. bonaci foi associada à pesca ilegal de agregações reprodutivas (França & Olavo, 2015). Agregações reprodutivas e alimentares são comumente alvo de pescarias (Teixeira et al., 2004; Freitas et al., 2018).

	2010	2011	2012	2013
Espécie	Kg	kg	Kg	kg
Sirigado	8.813,48	7.244,70	22.374,50	20.170,00
Garoupa	30,00	28,00	*	*
Caranha	9.896,52	10.438,60	11.180,40	4.710,00
Badejo	12,00	16,30	*	*

3.2.3. Patamar atual de sustentabilidade da(s) pescaria(s) que interage(m) com a(s) espécie(s) ameaçada(s)

A *American Fisheries Society* (AFS) reconhece que os peixes deste grupo devem ser manejados de forma conservadora para evitar a rápida sobrepesca e o colapso das populações (Coleman *et al*., 2000). As espécies de grande porte estão sob ameaça porque são peixes de crescimento lento e maturidade tardia, além de muitos apresentarem hermafroditismo protogínico. Portanto, a Sociedade recomenda que, para essas espécies, a mortalidade por pesca seja mantida na mortalidade natural ou perto dela. Além disso, a AFS argumenta que um desequilíbrio na proporção sexual normal pode ocorrer rapidamente durante a captura de muitos peixes, levando ao colapso do estoque porque muitas espécies de peixes de recife amadurecem primeiro como fêmeas, mas se tornam machos mais tarde na vida; a maioria dos indivíduos mais velhos e maiores da população é do sexo masculino. De fato, isso já foi sugerido para as populações de *Mycteroperca bonaci* no Brasil, desde os trabalhos de Teixeira *et al*. (2006) e constatado por Freitas *et al.* (2017) para o banco de Abrolhos. Isso leva a uma situação de limitação de esperma tanto na reprodução em pares como em grupos. Assim, ferramentas convencionais de modelagem, como *Spawner Biomass Per Recruit*, podem levar a conclusões otimistas e devem ser usadas com cautela. Muitas espécies de peixes de recife formam agregações de desova previsíveis espacial e sazonalmente, que são muito vulneráveis à exploração excessiva. As pescarias que visam as agregações de desova de peixes podem exibir hiperestabilidade, na qual a captura por unidade de esforço permanece elevada à medida que a abundância de estoque declina (Erisman, 2011). O estabelecimento de redes de Áreas Marinhas Protegidas, juntamente com mais medidas de gestão convencionais são recomendados para ajudar a manter e restaurar as populações de peixes de recife e os seus habitats. Os planos de gestão devem considerar quotas individuais transferíveis ou outros meios para limitar o esforço de pesca (Coleman *et al*., 2000).

3.2.4. Caracterização das capturas incidentais e fauna acompanhante

As capturas incidentais e a fauna acompanhante estão associadas àquelas artes de pesca utilizadas, principalmente, no sul/sudeste: arrasto de parelha e espinhel de superfície. Esses petrechos capturam tartarugas e aves marinhas, além de outras espécies de peixes e invertebrados que não são objeto da pescaria. As outras artes mais comumente empregadas, especialmente no nordeste, como é o caso da linha de mão, tem um impacto menor nas espécies que não são alvo.

Petrechos como as redes de caceia, cerco e o espinhel capturam as espécies objeto deste plano, e as capturas podem ter um volume consideravelmente grande. Além disso, a captura incidental de *E. morio* é relatada em outras pescarias, como no norte do Brasil, onde a espécie é capturada por armadilhas (manzuá) e pargueira, bem como fauna acompanhante da pesca de arrasto do camarão (Marceniuk et al., 2019).

3.2.5. Panorama socioeconômico

No litoral nordeste, a pesca dirigida a essas espécies é essencialmente artesanal. A pesca artesanal representa a maior parcela da produção pesqueira nos estados do nordeste, é caracterizada pelo trabalho familiar e comunitário, utilizando técnicas e tecnologias tradicionais,

quer a pé ou com uso de embarcações, como: jangadas, canoas, baiteras e barcos motorizados de pequeno porte. As artes de pesca empregadas nesta modalidade para captura do pescado incluem: coleta manual, vara de pesca, linha e anzol, pesca tarrafa, redes de cerco, de emalhe, de arrasto e armadilhas, com fins comerciais e/ou de subsistência (Diagnóstico Socioeconômico da Pesca Artesanal em Pernambuco, 2010). A pesca submarina utilizando o compressor é comumente utilizada no Banco dos Abrolhos e Royal Charlote (Freitas, com.pess.).

Excetuando a pesca estuarina, nos manguezais, o trabalho dos pescadores para captura da caranha, sirigado, badejo-amarelo e garoupa-de-São-Tomé, está associado ao mar aberto, à plataforma continental. As embarcações utilizadas são botes motorizados, cabinados, que variam entre 8 a 12 metros de comprimento. São em maioria, precárias, sem instrumentos de navegação, e com pouca manutenção. Em Pernambuco, 61,2% dos pescadores que utilizam bote motorizado têm a pesca com linha de mão como principal técnica para captura do pescado (Diagnóstico Socioeconômico da Pesca Artesanal em Pernambuco, 2010).

As embarcações permanecem cerca de 7 dias no mar e são abastecidas por um armador que fornece óleo diesel, gelo e o rancho, que no final da pescaria tem peso no saldo da viagem e no pagamento aos pescadores. Cada um dos pescadores tem sua função no barco e a remuneração (divisão das partes) é associada a essas funções. O pescador entrega toda produção ao armador. O preço final vendido ao consumidor por parte do armador, geralmente dono da peixaria, é de 2,5 a 3 vezes mais do que é pago ao pescador na entrega do peixe. Das espécies listadas neste plano, a caranha é aquela que tem o menor preço no mercado consumidor. Sirigado, badejo-amarelo e garoupa-de-São-Tomé são mais valorizadas e o preço do quilo do sirigado, por exemplo, pode valer de R$ 25,00 a R$ 30,00 nas peixarias (Pineni, com.pess.).

A renda média de um pescador artesanal, segundo o diagnóstico citado, não passa dos dois salários mínimos mensais. O mesmo documento revela que 84% dos pescadores artesanais em PE são associados às colônias de pescadores ou associações similares. Os pescadores que se dedicam à pescaria dessas espécies são pescadores profissionais e se dedicam exclusivamente à pesca, não exercem outra atividade profissional remunerada.

No sul/sudeste, as embarcações que utilizam o arrasto de parelha, os espinhéis de superfície e fundo, e os cercos flutuantes, são maiores, mais equipadas, e mais conservadas, quando comparadas àquelas citadas para a pesca artesanal no nordeste. Podem estar associadas à pesca de características industriais, mesmo sem manter uma relação de trabalho formal com o pescador embarcado. Em alguns casos, uma única embarcação utiliza diferentes petrechos e abrange do sul até o norte do país (frota tipo Itaipava). Parte da pescaria realizada no norte do país, dirigida a essas espécies, especialmente no Pará, é de característica industrial.

3.3. Panorama do ordenamento da(s) pescaria(s) que captura(m) a(s) espécie(s) ameaçada(s)

O conhecimento básico das propriedades, função e modo de operação das artes de pesca, seus instrumentos e métodos, é fundamental para a tomada de decisão no manejo das pescarias. A pesca com linha de mão, entre outras artes de pesca de linha e anzol, como os espinhéis de fundo, groseiras ou espinhéis verticais, são consideradas artes de pesca de baixo impacto ecossistêmico (ecosystem-friendly) (Bjordal, 2002). São classificados como métodos de pesca passivos, que satisfazem as premissas da pesca responsável, como seletividade de espécies e tamanhos, baixo consumo de energia, alta qualidade das capturas e pouca interferência sobre os habitats marinhos (Bjordal e Lokkeborg, 1996).

Ao contrário de espinhéis de fundo, covos, redes de emalhe ou de arrasto, que destroem o substrato coralino e, quando perdidas e deixadas no mar, continuam matando peixes e crustáceos como pesca fantasma, a linha de mão apresenta baixo impacto sobre as formações recifais. O uso de redes de emalhe (rede caçoeira) para a pesca da lagosta na plataforma continental tem gerado

sérios conflitos com os pescadores de linha na área de estudo (obs. pess.). O aumento da pressão de pesca com a introdução de tecnologia de alto impacto sobre os fundos recifais e de menor seletividade na captura, representa elevado custo ecológico, podendo comprometer a sustentabilidade de pescarias recifais tradicionais, como a pesca de linha na plataforma.

Apesar de sua simplicidade aparente e menor poder de pesca, a pesca com linha de mão apresenta algumas vantagens sobre outras artes de pesca mais modernas, como armadilhas e espinhéis. A estratégia de pesca é extremamente adaptativa, os vários tipos de linhas de mão identificados são utilizados para a captura de diferentes iscas e recursos alvo específicos, permitindo a exploração de diversos ambientes e a otimização do esforço de pesca em cada viagem. Essa dinâmica possibilita o redirecionamento imediato do esforço de pesca para áreas e recursos pesqueiros disponíveis durante cada pescaria, aproveitando a diversidade de espécies e de habitats, tornando esta modalidade de pesca altamente resiliente.

Porém, como observado por Bjordal (2002), as técnicas de linha e anzol não são intrinsecamente seletivas quanto ao tamanho do peixe, nem tampouco quanto às espécies. Estas artes são comumente usadas em períodos específicos do ano e em áreas de pesca onde o pescador, por experiência, é capaz de capturar apenas a espécie ou grupo de espécies alvo de determinada pescaria (Bjordal, op. cit.). Assim, a seleção das espécies ou tamanhos a serem capturados está sob controle do pescador, é resultado da decisão na escolha da área de pesca, época do ano, tipo de linha e anzóis utilizados. De fato, o acompanhamento da pesca de linha-de-mão na área de estudo revelou que durante uma viagem de pesca, o tipo de linha e até mesmo o tamanho dos anzóis são substituídos frequentemente, de acordo com o recurso alvo pretendido.

Esta característica da pesca de linha-de-mão inviabiliza o estudo da seletividade da arte com base nos dados de desembarques comerciais, devido à dificuldade de identificar as capturas obtidas separadamente para cada arte (tipo de linha) e tamanho de anzol. Independentemente da arte de pesca, a proibição de espécies e medidas que limitam o tamanho de captura não tem se mostrado efetivas para o manejo de comunidades de peixes recifais (Jennings e Lock, 1996; Coleman *et al*., 2000). Devido à grande diversidade dessas comunidades, espécies protegidas ou que não são alvo da pescaria são capturadas, e mesmo se liberadas estão sujeitas à elevada mortalidade resultante dos traumas causados pelo petrecho de pesca e sobretudo causados pela descompressão, independentemente do tamanho dos indivíduos (Collins *et al*. 1999; Rogers *et al*., 1986). O manejo convencional baseado na proteção de espécies individuais não tem resolvido o problema das pescarias recifais, uma vez que os peixes recifais da plataforma e do talude fazem parte de um complexo de espécies que coexistem nas mesmas áreas de pesca (Coleman *et al*., 2000).

Resultados da avaliação de estoques das principais espécies recifais estudadas pelo Programa REVIZEE (Costa et al. 2002; Klippel et al., 2005b,c) indicam que os principais recursos explorados pela pesca de linha na costa central estão plenamente explotados ou já em situação de sobrepesca, necessitando de medidas urgentes de contenção do esforço de pesca e políticas de ordenamento, inexistente para a pesca de linha na região. Entretanto, sabe-se que boa parte das embarcações em operação na pesca de linha não está licenciada ou sequer cadastrada. É comum o uso de linha de mão como arte secundária por embarcações licenciadas apenas para a pesca da lagosta ou arrasto de camarão, por exemplo. Isto significa dizer que os níveis de esforço de pesca apresentados podem estar subestimados. A precariedade do sistema de controle de desembarques e sua descontinuidade ao longo dos anos não permitem analisar detalhadamente a evolução das pescarias (MMA, 2006; IBAMA, 2002; Paiva,1997).

Considera-se altamente recomendável investir na construção participativa de estratégias de gestão comunitária de recursos pesqueiros, incluindo o desenho e a implementação de planos de manejo que contemplem as pescarias sobre todo o complexo de peixes recifais, e não apenas recursos específicos ou pescarias particulares. A garantia de continuidade do sistema de controle de desembarques, cadastro de embarcação e permissionamento da pesca de linha devem ser prioritários. Assim como a investigação e o monitoramento pesqueiro participativo, voltados para a

avaliação de recursos e identificação de épocas e áreas de desova, particularmente para espécies que realizam agregações reprodutivas, de forma a subsidiar estratégias de manejo de áreas e períodos de exclusão da pesca, visando o estabelecimento de redes de áreas protegidas marinhas e reservas de pesca, integrando os pescadores como corresponsáveis pela integridade dos ambientes marinhos e gestão dos recursos naturais, assegurando a continuidade de sua atividade produtiva. (Olavo, 2010)

Em relação à gestão, ordenamento e manejo, os peixes recifais estão inseridos no CPG pelágicos e demersais N/NE, no entanto, esse CPG nunca se reuniu, a despeito da publicação da composição no DOU do dia 01 de setembro de 2015 (INI 08 – MPA/MMA). Houve no passado (cerca de 15 anos atrás) o esforço para os pelágicos/demersais do sul e sudeste. Duas das espécies aqui elencadas, *M. bonaci* (sirigado) e *E. morio* (garoupa-de-São-Tomé), estão listadas no anexo II da IN MMA 05/2004 como espécies sobreexplotadas, mas não foram objetos de medidas de manejo, ordenamento ou gestão, embora essas medidas, ao longo do tempo, não conseguiram evitar a sobreexplotação e os conflitos entre grupos de pescadores, além de que as diversas instituições públicas voltadas para gestão da pesca e da biodiversidade nem sempre apresentam soluções coordenadas e condizentes com o estado dos estoques e as necessidades dos pescadores (Isaac *et al*., 2006 e Sales, 2017). Ações de fiscalização ambiental também não foram direcionadas para essas espécies.

Em 2014, as espécies Mycteroperca interstitialis, Mycteroperca bonaci, Epinephelus morio e Lutjanus cyanopterus foram classificadas como ameaçadas de extinção (categoria Vulnerável – VU).

Em 2018, foi publicada a primeira versão do Plano de Recuperação dos Peixes Recifais, incluindo as espécies Mycteroperca interstitialis, Mycteroperca bonaci, Epinephelus morio e Lutjanus cyanopterus. O plano definiu as medidas necessárias para autorizar o uso sustentável dessas espécies e possibilitar sua recuperação, sendo oficializado por meio da Portaria MMA nº 292, de 18 de julho de 2018.

As medidas de ordenamento para estas espécies foram definidas pela Portaria Interministerial SEAP/PR e MMA nº 59-C, de 9 de novembro de 2018, que estabeleceu as regras para o uso sustentável, período de defeso, tamanho mínimo e comercialização.

Com a publicação da Portaria GM/MMA nº 1.667, de 27 de abril de 2026, as espécies Mycteroperca bonaci e Epinephelus morio tiveram um aumento no seu grau de ameaça, passando para a categoria Em Perigo – EN. A justificativa para o aumento do grau de ameaça para estas espécies pode ser observado nas fichas de avaliação das espécies, elaboradas pelo ICMBio:

"*Mycteroperca bonaci, conhecida como sirigado, distribui-se no Atlântico ocidental, desde Bermudas e Massachusetts (EUA) até o Sul do Brasil, onde ocorre do Pará até Santa Catarina, incluindo todas as ilhas oceânicas, exceto o Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Também ocorre em montes submarinos ao norte do Banco dos Abrolhos e na Cadeia Vitória-Trindade. Declínios populacionais acentuados em mais de 70%, em séries históricas com intervalos de tempo distintos, foram registrados no Brasil desde meados da década de 1970, devido a pescarias muitas vezes dirigidas, principalmente, a esta espécie durante várias décadas. Ainda é muito pescada em toda sua área de ocorrência no Brasil, incluindo a pesca voltada para grandes agregações sem caráter reprodutivo no verão, conhecidas como "arribadas" ou "correição" e, no inverno para as agregações reprodutivas. Estimativas de censo visual subaquático mostram abundâncias baixas ao longo da costa brasileira, mesmo dentro de áreas de proteção integral. Na região dos Abrolhos, uma das áreas mais importantes para a espécie, a proporção de juvenis nas capturas indica sobrepesca crescente. Além disso, a espécie tem características como maturação tardia, alta longevidade e formação de agregações, que a torna mais susceptível à pesca excessiva. Sendo assim, considerando o declínio populacional acentuado na região de Abrolhos e Porto Seguro, além de declínios observados outras áreas no litoral de Pernambuco, Espírito Santo e Rio de Janeiro, que a pressão de pesca sobre a espécie e a degradação dos ambientes recifais devem ser mantidas ou podem agravar nos próximos anos, suspeita-se que haja uma redução no tamanho populacional de pelo menos 50% em uma janela de tempo de 57 anos (três*

tempos geracionais) incluindo o passado (47 anos) e futuro (10 anos). Portanto, Mycteroperca bonaci foi categorizada como Em Perigo (EN) pelo critério A4bd."

"*Epinephelus morio, conhecida como garoupa-vermelha ou garoupa-são-tomé, ocorre desde a Carolina do Norte até o Brasil (Amapá até Santa Catarina, além de Fernando de Noronha e Atol das Rocas), em profundidades de 5 a 300 m. A pesca excessiva é a principal ameaça à espécie, sendo capturada pela linha de-fundo, espinhel-de-fundo e pesca submarina. Também são reportadas capturas incidentais em outras pescarias. Além disso, a espécie tem características como hermafroditismo, maturação tardia e alta longevidade, que a torna mais susceptível à pesca excessiva. A partir dos dados de estatística pesqueira do Brasil, entre as décadas de 1970 e 2000, foi observado um declínio na ordem de 70% nos desembarques da espécie, especialmente para os Estados da região Nordeste. Atualmente, embora não existam novas informações sobre captura por unidade de esforço, apesar da percepção de que o esforço de pesca tenha aumentado, a espécie continua sendo capturada e desembarcada ao longo de sua distribuição, principalmente na região do Banco de Abrolhos, em níveis de abundância populacional e tamanhos individuais menores do que aqueles encontrados em décadas passadas. Sendo assim, considerando os declínios populacionais identificados e, que a pressão de pesca e a degradação dos ambientes recifais devem se manter ou agravar nos próximos anos, infere-se uma redução populacional de pelo menos 50%, em uma janela de tempo de 51 anos (três tempos geracionais) no passado. Portanto, Epinephelus morio foi categorizada como Em Perigo (EN) pelo critério A2bcd*."

Por outro lado, a Portaria GM/MMA nº 1.666, de 27 de abril de 2026, definiu um conjunto de regras para a elaboração dos Planos de Recuperação, incluindo a necessidade de revisão desses planos para as espécies que tiveram um aumento no grau de ameaça:

"*Art. 11. As espécies com Plano de Recuperação vigente, reconhecido em norma do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, e as espécies reclassificadas em categorias de maior ameaça serão submetidas à revisão do Plano de Recuperação e das medidas vigentes, no prazo de até noventa dias, contados da publicação desta Portaria*."

MMA deveria elaborar, até o dia 27 de julho de 2026, a versão atualizada do Plano de Recuperação dos Peixes Recifais e, eventualmente, com as mudanças necessárias para permitir a recuperação dessas espécies. No entanto, esse prazo foi prorrogado até o dia 25 de novembro de 2026, pela Portaria GM/MMA nº 1.748, de 24 de julho de 2026.

3.4. Caracterização da área e outros impactos

3.4.1. Caracterização geográfica da área

As plataformas continentais são espaços dinâmicos, cuja extensão é variável no tempo geológico e correlacionada aos períodos glaciais e consequentes oscilações eustáticas do nível do mar. O caráter dinâmico das plataformas continentais é extremo ao ponto de desaparecerem em casos em que, durante uma regressão marinha, o nível do mar ultrapasse os limites da quebra da plataforma. Dessa maneira, sua topografia atual é resultado do efeito cumulativo de erosão e sedimentação, relativo a numerosas oscilações do nível médio dos oceanos (Kennett, 1982). Quanto à sedimentologia, as plataformas continentais geralmente são recobertas por um complexo mosaico de sedimentos recentes e antigos, exposto a retrabalhamento durante essas oscilações (Freire, 2006).

A plataforma continental ao longo da costa nordeste do Brasil é rasa, com a quebra entre as profundidades de 40 e 80m (Franca, 1979). A largura da plataforma varia ao longo da costa. O setor

mais estreito está localizado entre 12ºS e 15ºS, na Bahia, atingindo mínimos de 8 km. O setor mais amplo fica na costa norte do estado do Ceará, onde atinge mais de 80 km, e no extremo sul da Bahia, onde atinge até cerca de 120 km na região do Banco de Abrolhos.

As formações recifais da plataforma externa brasileira foram caracterizadas por Leão *et al*. (2003). Kikuchi e Leão (1998) incluem uma primeira referência aos recifes marginais ou de plataforma, classificados como recifes oceânicos e descritos para o litoral norte da Bahia como estruturas que podem atingir 3 km de largura, com um relevo de até 35m e o topo dos recifes localizados a profundidades de 50 m. Estes recifes marginais podem ter começado o seu crescimento no período Holoceno, e acumularam-se durante sucessivas fases de mudanças no nível do mar; são atualmente colonizados por algas coralinas, esponjas calcárias, rodolitos e macroalgas.

A biota marinha da área está sob a influência de três massas de água distintas. A massa de água tropical (TW), quente e salina, domina a região. A Água Central do Atlântico Sul (SACW), fria e menos salina, é encontrada sob a TW na encosta continental superior. A massa de Água Costeira (CW), quente e de baixa salinidade, predomina na plataforma continental rasa, enquanto a borda de plataforma é caracterizada pela TW e por eventos de mistura vertical entre TW e SACW (Castro e Miranda, 1998).

Feitoza *et al*. (2005), mostraram a importância dos recifes profundos de plataforma externa (30-70m) do nordeste do Brasil, como parte de um corredor marítimo para a ictiofauna na margem continental sul-americana, favorecendo a conexão entre habitats de águas mais frias do sudeste brasileiro e do sul com a região caribenha (Collette e Rutzler, 1977). Olavo *et al*. (2011), reforçam a hipótese de um corredor de fauna para espécies associadas a formações recifais profundas ao longo da zona de borda de plataforma (40-200m) e declive (a 500m) das regiões centrais da ZEE brasileira.

Essas formações de recifes na borda da plataforma continental sustentam numerosas frotas locais dedicadas à pesca artesanal de anzóis e linha estabelecida na costa nordeste brasileira, amplamente estudada na área por pesquisadores nacionais (Fonteles-Filho, 1969; Fonteles-Filho e Ferreira, 1987, Paiva *et al*., 1996, Rezende *et al*., 1997, Costa *et al*., 2003, Frédou e Ferreira, 2005, Olavo *et al*., 2005, Martins *et al*., 2006).

As informações dos levantamentos pesqueiros realizados pelo Projeto REVIZEE estão disponíveis para a fauna de peixes de recife na plataforma externa e na encosta superior na ZEE brasileira nordeste e central (Brasil, 2006; Costa *et al.,* 2005, 2007; Fagundes-Netto e cols. 2005; Martins *et al*., 2005, 2007; Olavo *et al*., 2007). Os dados das expedições foram analisados para caracterizar a diversidade, assembleias e padrões de distribuição de peixes demersais, entre as latitudes 13 ° S e 22 ° S, em profundidades até 500m (Martins *et al*., 2005; 2007; Olavo *et al*., 2007, 2011). A análise multivariada indica assembleias de espécies distintas separadas primariamente por profundidade (isóbata de 200m) e secundariamente por latitude (19ºS), sugerindo uma transição contínua ao longo da profundidade e gradientes latitudinais na área. A riqueza de espécies foi negativamente correlacionada com a profundidade (Olavo, 2010).

As agregações de desova foram avaliadas na plataforma do nordeste brasileiro como parte de um esforço nacional para apoiar as decisões de gestão e orientar o licenciamento ambiental na região (Projeto Pro-Arribada). Agregações em recifes de borda de plataforma, relatadas por pescadores, incluem várias espécies de lutjanídeos (*Lutjanus cyanopterus, L. jocu, L.analis, L vivanus, Ocyurus chrysurus*), caranjídeos (*Caranx bartholomeis, C. latus, C. hippos, Seriola dumerilli*) e serranídeos e epinefelídeos (*Epinephelus itajara, Mycteroperca bonaci*). As evidências incluíram observações de vídeo, CPUE de desembarques e evidências gonadais de desova iminente ou recente (Ferreira *et al*., 2012).

Essa região corresponde a uma porção de concentração de baleias jubarte (*Megaptera*

novaeangliae) ao largo da costa nordeste do Brasil (Zerbini *et al*., 2004). Também corresponde a um habitat importante de várias populações de cetáceos de densidade relativamente baixa, incluindo baleias de Bryde (*Balaenoptera cf. edeni*), baleias anãs (*B. acutorostrata*) e golfinhos (*Tursiops truncatus*) (Andriolo *et al*., 2010, Danilewicz. *et al*., dados não publicados).

A telemetria via satélite foi uma ferramenta eficiente para definir as rotas migratórias e a extensão das áreas de interassentamento e alimentação das tartarugas marinhas rastreadas. Áreas de alimentação de tartarugas foram identificadas ao longo da plataforma continental do Estado do Ceará, onde as tartarugas permaneceram por longos períodos (2 a 3 anos). Além disso, as tartarugas demonstraram fidelidade às áreas de alimentação depois de sucessivas migrações pós nidificação (Marcovaldi *et al*. 2010). Durante as migrações pós nidificação, fêmeas rastreadas por satélite de três espécies de tartarugas utilizaram a plataforma do nordeste brasileiro e a borda da plataforma como um corredor migratório (Marcovaldi *et al*., 2010, Da Silva *et al*., 2011, Marcovaldi *et al*., no prelo). Também durante as migrações pré-nidificação, as tartarugas cabeçudas usaram o mesmo corredor migratório (Marcovaldi *et al*. 2010).

Habitats críticos para o ciclo de vida das tartarugas marinhas e espécies de peixes recifais na plataforma, como corredores migratórios e locais de desova de peixes, são particularmente vulneráveis à pesca com redes ilegais de lagostas, pesca recreativa não regulamentada, pesca sub com compressor, e aumento de exploração de petróleo e gás offshore ao longo da área.

O status de seis estoques de lutjanídeos explorados na ZEE nordeste e central brasileira foi avaliado pelo Projeto REVIZEE, com base em dados coletados entre 1997 e 2000, a partir dos desembarques da pescaria manual (Brasil, 2006). Na ZEE central, as duas principais espécies, a caranha-parda (*Ocyurus chrysurus*) e a caranha-vermelha (*Rhomboplites aurorubens*), foram seriamente superexploradas. Duas espécies encontravam-se sob níveis adequados de mortalidade por pesca (*Lutjanus jocu e L. vivanus*), e as demais exibiram sobreexploração moderada (*L. analis e L. synagris*) (Kippel *et al*., 2005).

Abundância e declínios foram percebidos pelos pescadores. O conhecimento local dos pescadores artesanais de linha de mão é específico do local, rico e detalhado, já que a pesca durante as agregações significa capturas excepcionais. Locais de desova, provavelmente, são multiespecíficos e várias espécies comercialmente importantes estão envolvidas. As ameaças atuais incluem falta de gestão e execução, aumento da prospecção de petróleo e gás e desenvolvimento de pesca recreativa impulsionada pela tecnologia. A cogestão por meio de acordos de pesca para fechamentos sazonais e/ou proteção de locais selecionados parece ser a melhor opção sob condições de pressão antrópica crescente (Ferreira *et al*., 2012).

Apesar de sua importância como uma área ecológica crítica, a zona de borda da plataforma não está atualmente incluída em nenhuma rede de área marinha protegida no Atlântico sudoeste. Melhorar o conhecimento para implementar estratégias de manejo adequadas para conservação e uso sustentável dos recursos pesqueiros é considerado uma necessidade urgente. Estudos que estabeleçam padrões de conectividade, que representam áreas prioritárias para a conservação de espécies, também são urgentemente necessários.

3.4.2. Caracterização de outros impactos

Já descritos anteriormente.

4. Objetivos

4.1. Objetivo geral

Recuperar os estoques pesqueiros para as espécies elencadas neste plano, com vistas a diminuir os níveis de ameaças às espécies, promover a sustentabilidade das pescarias e proteger os habitats dos peixes.

4.2. Objetivos específicos

1. Implementar normas de ordenamento e manejo pesqueiro;
2. Assegurar a criação de áreas marinhas protegidas;
3. Cadastrar os pescadores e embarcações envolvidos com a pesca das espécies;
4. Retomar as ações de monitoramento da pesca;
5. Produzir dados constantes e precisos para melhorar a capacidade de gestão pesqueira;
6. Promover ações de recuperação de habitats essenciais em áreas marinhas e costeiras degradadas (inclusão de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas; - PRADs marinhos)
7. Realizar o acompanhamento das medidas previstas para verificar a efetividade do plano

5. Medidas e estratégias de recuperação das espécies

i) As medidas de recuperação para *Lutjanus cyanopterus* (caranha) sugeridas são:

As medidas de recuperação da espécie concentram-se em dois eixos:

1. Proteção dos habitats essenciais: manguezais e áreas de agregação reprodutiva na plataforma continental;

2. Limitação do esforço de pesca:

a) permitir somente a pesca de indivíduos acima do tamanho de primeira maturação (a idade de primeira maturação é de 2-3 anos, pela curva de crescimento estimada por Burton and Potts, 2017), isto seria um tamanho em torno de 50 cm, o que coincide com o tamanho máximo observado no estuário;

b) permitir apenas a pesca artesanal realizada por pescadores profissionais com uso de linha de mão e iscas naturais, e arpão em mergulho livre.

c) proibir a pesca com outros petrechos com maior poder de pesca, como as redes de cerco e espinhéis na região de EBSA NE (entre isóbatas de 40 a 2000 m).

d) a pesca durante a época de reprodução e em agregações reprodutivas deverá ser realizada apenas mediante arranjos especiais, como acordos de pesca e outros instrumentos específicos de ordenamento, e limitada a uma captura máxima (cota) a ser estipulada, depois do período inicial de monitoramento. O defeso atualmente vigente na Portaria Interministerial SG/MMA nº 59-C/2018 (1º de agosto a 30 de setembro) está desalinhado com as melhores evidências científicas disponíveis que apontam um período reprodutivo principalmente no verão.

e) adicionalmente, o período de pesca deverá ser limitado a apenas parte do período total de agregação dos cardumes.

f) proibir a pesca esportiva.

ii) As medidas de recuperação para *Mycteroperca bonaci* (sirigado) sugeridas são:

1. Estabelecimento de áreas de proteção correspondentes aos habitats essenciais (áreas reprodutivas ou alimentares) onde ocorrem agregações. Essas áreas ainda precisam ser mapeadas.

2. Estabelecimento de áreas de exclusão de pesca ao longo da EBSA da quebra da

plataforma (40 a 70 metros) regulares e intercaladas com áreas de pesca permitida. Essa área ainda precisa ser mapeada.

3. Limitação do esforço de pesca:

a) Tamanhos mínimos: tamanhos mínimos de captura baseados no L100, mais adequado para garantir a chance de uma reprodução a todos os indivíduos do que o L50. Fica em torno de 70 cm CT. Também seria importante determinar um tamanho máximo para a espécie.

b) Período de defeso no inverno: Uma vez que os picos de desova e as possíveis agregações reprodutivas concentram-se no inverno, para M. Bonaci, é recomendado um período de proibição de pesca ou defeso entre julho e outubro. Esse período não foi corretamente implementado pela Portaria Interministerial SEAP-PR/MMA nº 59-C, de 9 de novembro de 2018. A nova portaria de ordenamento precisa contemplar os quatro meses de forma integral.

c) Período de proibição de pesca ou defeso no verão: visa proteger o recurso durante parte do período da correção do sirigado, que ocorre durante o verão ao longo da costa nordeste. Esse período não está previsto na Portaria Interministerial SEAP-PR/MMA nº 59-C, de 9 de novembro de 2018, e precisa ser definido na nova portaria de ordenamento.

d) Estabelecimento complementar de cotas, a serem determinadas/calculadas depois do período inicial de monitoramento.

4. Limitação de petrechos: A pesca deve ser permitida somente para pescadores artesanais profissionais, com uso de petrecho de linha de mão, e arpão em mergulho livre.

5. Estabelecimento de áreas de exclusão de pesquisas sísmicas. Essas áreas ainda precisam ser mapeadas.

iii) As medidas sugeridas de recuperação para *Mycteroperca interstitialis* (Badejo-Amarelo) são:

1. Estabelecimento de áreas de proteção correspondentes aos habitats essenciais (áreas reprodutivas ou alimentares) onde ocorrem agregações.

a) Estabelecimento de áreas de exclusão de pesca ao longo da EBSA da plataforma continental do nordeste (40 a 70 m) regulares e intercaladas com áreas de pesca permitida.

2. Limitação do esforço de pesca:

a) Tamanhos mínimos: tamanhos mínimos de captura baseados em L50 são recomendados como uma medida de gerenciamento intermediária. O L50 calculado para a espécie para outras populações do Caribe e EUA, é de cerca de 45 cm, enquanto que o L100, mais adequado para garantir a chance de uma reprodução a todos os indivíduos, fica em torno de 60 cm CT.

b) Período de defeso no inverno: Picos de desova são desconhecidos para a espécie, mas seguindo a tendência da maioria das garoupas estudadas possivelmente concentram-se no inverno, e assim o período de defeso poderá seguir o recomendado para a espécie congênere *M. Bonaci* (entre julho e outubro).

c) Período de defeso no verão: visa proteger o recurso durante parte do período da correção do sirigado, que ocorre durante o verão ao longo da costa nordeste.

d) Estabelecimento complementar (ou substitutivo) de cotas, a serem determinadas/calculadas depois do período inicial de monitoramento.

3. Limitação de petrechos: A pesca deve ser permitida somente para pescadores artesanais profissionais, com uso de petrecho de linha de mão, e arpão em mergulho livre. Outros petrechos com maior poder de pesca não devem ser permitidos na região de ocorrência de agregações, (EBSA

NE), como as redes de cerco.

4. Proibir a captura das espécies em ilhas nas grandes APA criadas recentemente (Vitória, Trindade e São Pedro e São Paulo)

5. Estabelecimento de áreas de exclusão de pesquisas sísmicas.

iv) As medidas de recuperação para *Epinephelus morio* (Garoupa São-Tomé) são:

1. Estabelecimento de áreas de proteção correspondentes aos habitats essenciais (áreas reprodutivas ou alimentares) onde ocorrem agregações. Essas áreas ainda precisam ser mapeadas.

2. Estabelecimento de áreas de exclusão de pesca na área de ocorrência (Banco dos Abrolhos, Área Norte e Área Nordeste), intercaladas com áreas de pesca permitida. Essas áreas ainda precisam ser mapeadas.

3. Limitação do esforço de pesca:

a) Tamanhos mínimos: tamanhos mínimos de captura baseados no L100, mais adequado para garantir a chance de uma reprodução a todos os indivíduos do que o L50. Fica em torno de 60 cm CT. Também seria importante determinar um tamanho máximo para a espécie.

b) Período de defeso no inverno: Picos de desova foram registrados para a espécie no Banco dos Abrolhos durante inverno (Freitas et al., 2011), e assim o período de defeso poderá seguir o recomendado para M. Bonaci (entre julho e outubro). Esse período não foi corretamente implementado pela Portaria Interministerial SEAP-PR/MMA nº 59-C, de 9 de novembro de 2018. A nova portaria de ordenamento precisa contemplar os quatro meses de forma integral.

c) Estabelecimento complementar de cotas, a serem determinadas/calculadas depois do período inicial de monitoramento.

4. Limitação de petrechos: Na área Nordeste a pesca deve ser permitida somente para pescadores artesanais profissionais, com uso de petrecho de linha de mão, e arpão em mergulho livre. Outros petrechos com maior poder de pesca não devem ser permitidos na região de ocorrência, como as redes de cerco e o espinhel de fundo.

5. Proibir a captura das espécies em ilhas nas grandes APA criadas recentemente (Vitória, Trindade e São Pedro e São Paulo)

6. Estabelecimento de áreas de exclusão de pesquisas sísmicas. Essas áreas ainda precisam ser mapeadas.

v) Pesquisas a serem realizadas

1. Mapeamento de áreas de agregação das espécies e de áreas de exclusão de pesca.
2. Avaliação de estoque e cálculo de cotas de captura.
3. Cálculo do tamanho máximo de captura.

6. Critérios

6.1. Indicadores de cumprimento do plano

Primeiro indicador: Normas de ordenamento, contendo todas as medidas estabelecidas neste plano
Alvo: Norma publicada

Segundo indicador: Plano de fiscalização dos peixes recifais
Alvo: Apresentação por parte do IBAMA de um plano de fiscalização voltado para os peixes recifais, com resultados anuais

Terceiro indicador: Incremento das ações de fiscalização na pesca dos peixes recifais
Alvo: Aumento no número de embarcações ou estabelecimentos fiscalizados

Quarto indicador: Redução das ilegalidades
Alvo: Diminuição da proporção entre as infrações registradas e o número de embarcações ou estabelecimentos fiscalizados, depois de 5 anos de vigência do plano, em relação ao primeiro ano

Quinto indicador: Desenvolvimento das pesquisas indicadas no plano
Alvo:

a) Recurso para a realização das pesquisas disponibilizado
Prazo: 1 ano após a publicação do plano
b) Edital para a realização das pesquisas publicado pelo MMA ou instituições parceiras
Prazo: 2 anos após a publicação do plano
c) Resultados parciais ou totais das pesquisas disponibilizados ao MMA para atualização do plano de recuperação
Prazo: 5 anos após a publicação do plano

6.2. Indicadores de efetividade do plano de recuperação

Primeiro indicador: Variação da CPUE, calculada por meio de dados de desembarque e esforço de pesca.
Alvo:

a) Dados de captura e esforço dos peixes recifais coletados anualmente. Alguns estados já realizam essa coleta por meio do Programa Macrorregional de Caracterização da Atividade Pesqueira – PMCAP.
b) Cálculo de CPUE realizado pelo MMA ou instituições parceiras.
c) Tendência de aumento da CPUE ao longo de 5 anos de implementação do plano de recuperação.

Segundo indicador: Dados independentes da pesca (abundância da espécie em ambientes recifais)
Alvo:

a) Edital ou Termo de Execução Descentralizada (TED) para realização de pesquisas voltadas à obtenção de dados de abundância das espécies em ambientes recifais publicado, com duração de 5 anos.
Comentário: algumas universidades e instituições de pesquisa já realizam esse tipo de coleta. Cabe ao MMA a realização de articulações com esses atores no sentido de integrar as informações existentes, identificar as lacunas e trabalhar no desenvolvimento do indicador.

a) Dados independentes da pesca coletados e analisados anualmente
b) Tendência de aumento da abundância em ambientes recifais após 5 anos

Terceiro indicador: Comprimento médio dos indivíduos

Alvo:

a) Edital ou TED para realização de pesquisas voltadas à obtenção de dados de comprimento de indivíduos desembarcados ou nas indústrias/peixarias, com duração de 5 anos.

b) Dados de comprimento de indivíduos coletados e disponibilizados ao MMA anualmente.

c) Análise dos dados e determinação do comprimento médio dos peixes, anualmente.

d) Tendência de aumento do comprimento dos indivíduos após 5 anos.

Quarto indicador: Realização de avaliações de estoque para os peixes recifais

Alvo:

a) Editais ou TEDs para a realização de duas avaliações de estoque para cada espécie publicados. A primeira avaliação seria realizada no início da implementação do plano de recuperação e a segunda após um período de 5 anos.

b) Avaliações de estoque realizadas

c) Avaliações de estoque apontando uma tendência de aumento da biomassa desovante e de redução da mortalidade por pesca

6.3. Dados a serem coletados regularmente para a produção e acompanhamento dos indicadores

a) Dados de desembarque por estado

b) Dados de esforço: número de embarcações e pescadores; número de anzóis; número de lances ou tempo de pesca por viagem.

c) Comprimento dos peixes nos desembarques ou nas indústrias/peixarias

d) Dados de abundância das espécies em ambientes recifais

e) Dados sobre número de embarcações fiscalizadas e infrações relativas aos peixes recifais.

7. Ferramentas de controle ou rastreabilidade a serem implementadas para evitar o comércio ilegal da espécie

Para a rastreabilidade do pescado, caberá ao MMA e ao MPA a implementação de mecanismos de controle da entrada do pescado nas indústrias pesqueiras, a exemplo do que já está sendo implementado para a lagosta, o tubarão-azul e o pargo.

Apesar dos avanços da Portaria nº 59-C/2018, ainda é necessária a ampliação do monitoramento por satélite das embarcações (PREPS), a fim de permitir o monitoramento das áreas de pesca.

8. Estimativas e projeções de recuperação populacional associadas à implementação das medidas do Plano

Considerando a idade de primeira maturação dessas espécies, os primeiros reflexos de recuperação só serão sentidos a partir de, no mínimo, 6 anos. Considerando o tempo geracional das espécies, o tempo médio necessário para que elas se recuperem seria em torno de 20 anos.

9. Cronograma e revisão

O presente Plano de Recuperação, após aprovação, deverá ser publicado e disponibilizado, integralmente, no site do MMA, encaminhado, para conhecimento, aos Centros de Pesquisa e Conservação do ICMBio: CEPNOR, CEPENE e CEPSUL.

A cada 5 anos, o MMA deverá promover sua revisão com ampla participação dos atores envolvidos, com vistas a avaliar o índice de implementação e a efetividade das medidas estabelecidas.

10. Referências

Allen, G.R., 1985, FAO species catalogue. Vol. 6. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date., FAO Fish. Synop. 125(6):208 p.

Arreguin–Sanchez, R., and Pitcher, T. J. 1999. Catchability estimates and their application to the red grouper (Epinephelus morio) fishery of the Campeche Bank, Mexico. Fishery Bulletin 97(4): 746-757p.

Begossi, A. et al. 2019. Fishers and groupers (Epinephelus marginatus and E. morio) in the coast of Brazil: integrating information for conservation. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, v. 15, n. 53, 2019. DOI: 10.1186/s13002-019-0331-2.

Bender, M. G., Machado, G. R., Azevedo-Silva, P. J., Floeter, S. R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J. & Ferreira, C. E. 2014. Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. PLoS One. 9 (10), e110332.

Böhlke, J.E., Chaplin, C.G., Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters (2nd. edn.). University of Texas Press , Austin, Texas, 1993. 771 p.

Bjordal A. 2002. The use of technical measures in responsible fisheries: regulation of fishing gear. In Cochrane K. L. A Fishery manager's guidebook: Managemente Measures and their application. FAO Fish. Tech. Pap., Rome, V 424, 2002.

Bjordal A.; Lokkeborg S. 1996. Longlining. Oxford: Fishing New Books. Blackwell Science Ltd. 156 p.

Brulé, T., Bertoncini, A. A., Ferreira, B., Aguilar-Perera, A. & Sosa-Cordero, E. (2018) Epinephelus morio. The IUCN Red List of Threatened Species. https://www.iucnredlist.org/species/44681/46914636

Brulé, T. & Canché, L. R. G. (1993) Food habits of juvenile red groupers, Epinephelus morio (Valenciennes, 1828), from Campeche Bank, Yucatan, Mexico. Bulletin of Marine Science. 52 (2), 772-779.

Brulé, T., Renan, X., Colas-Marrufo, T., Hauyon, Y., Tuz-Slub, A.N. and Déniel, C. 2003. Reproduction in the protogynous black grouper (Mycteroperca bonaci (Poey)) from the southern Gulf of Mexico. Fisheries Bulletin 101: 463-475.

Bueno, E., 1998, Capitães do Brasil: a saga dos primeiros colonizadores, Rio de Janeiro: Objetiva, 287.

Bullock, L. H., and M. D. Murphy. 1994. Aspects of the life history of the Yellowmouth Grouper, Mycteroperca interstitialis, in the eastern Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science 55:30–45.

Bullock, L. H. & Smith, G. B. (1991) Seabasses (Pisces: Serranidae). Memoirs of the Hourglass Cruises Edição Volume VIII, Part II St. Petersburg, Florida Marine Research Institute, Department of Natural Resources, 243pp.

Burton and Potts 2017- Age, growth, and natural mortality of cubera snapper, Lutjanus cyanopterus, from the southeastern United States. Bull Mar Sci. 93(3):815–828. 2017.

Carter, J. and Perrine, D. 1994. A spawning aggregation of dog snapper, Lutjanus jocu (Pisces: Lutjanidae) in Belize, Central America. Bulletin of Marine Science 565: 228-234.

Castilhos, J. C. de; Coelho, C. A.; Argolo , J. F.; Santos, E. A. P. dos; Marcovaldi, M. Â.; SANTOS, A. S. dos; Lopez, M. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira Ano I, n. 1, p. 28-36 https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/90/75

Castro B.M,. Miranda L.B. 1998. Physical oceanography of the Western Atlantic continental shelf located between 41N and 341S. In The Sea, Robinson A, Brink K (eds). John Wiley & Sons: New York; 209–251.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R.,Poutiers,

J.M., Robaina, G., Rodriguez, B. 1992. Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur America. Organizacion de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentacion. Roma. 513 pp.

Coleman, F. C.; Koening, C. C.; Huntsman, J. A.; Musick, J. A.; Eklund, A. M.; McGovern, J. C.; Chapman, R. W.; Sedberry, G. R.; Grimes, C. B. 2000. Long-lived reef fishes: The Grouper-Snapper complex. AFS Policy Statement. Fisheries, v 25, No. 3 p. 14-20.

Collette, B.B; Rutzler, K. 1977. Reefs fishes over sponge bottons off mounth of the Amazon River. Proc. 3rd Int. Coral reef Symp. 1:305-310.

Collins, M. R., McGovern, J. C., Sedberry, G. R., Meister, H. S., & Pardieck, R. 1999. Swim bladder deflation in black sea bass and vermilion snapper: Potential for increasing postrelease survival. North American Journal of Fisheries Management, 19(3), 828–832.

Costa P.A.S.; Braga, A.C.; Frota, L.O.R. 2003. Reef fisheries in Porto Seguro, eastern Brazilian coast. Fisheries Research 60(2-3): 577-583.

Costa, P.A.S.; Olavo, G.; Martins, A.S. 2005. Áreas de pesca e rendimentos da frota de linheiros na região Central da costa brasileira entre Salvador-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. In: Costa. P.A.S.; Martins. A.S.; Olavo. G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região Central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.57-70 (Série Livros n.13).

Costa, P.A.S.; Braga, A.C.; Melo, M.R.S.; Nunan, G.W.; Martins, A.S.; Olavo, G. 2007. Assembléias de teleósteos demersais no talude da costa central brasileira. In: Costa, P.A.S.; Olavo, G.; Martins. A.S. (Eds.). Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.87-107 (Série Livros n.24).

Crabtree, R.E. and Bullock, L.H. 1998. Age, growth, and reproduction of black grouper, Mycteroperca bonaci, in Florida waters. Fisheries Bulletin 96((4)): 735-753.

Diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal do litoral de Pernambuco/coordenador geral Luiz Lira; comissão de redação Luiz Lira, Beatriz Mesquita, Mônica Maria Cavalcanti Souza, Cezar Augusto Leite, Ana Paula de Almeida Leite, Amanda Machado Farias, Carolina Galvão. -- 1. reimpr.
-- Recife: Instituto Oceanário de Pernambuco: Departamento de Pesca e Aqüicultura da UFRPE, 2010. 4 v.: il. ; 30 cm

Diegues, A.C. 2008. Marine Protected Areas and Artisanal Fisheries in Brazil. Samudra Monograph, ICSF, Chennai. 49p. DA SILVA ACCD, DOS SANTOS EAP, OLIVEIRA FLC, WEBER MI, BATISTA JAF, SERAFINI TZ, CASTILHOS JC. 2011. Satellite-tracking highlights multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. Marine Ecology Progress Series 443: 237–247.

Domeier, M.J.and Colin, P.L. 1997. Tropical reef fish spawning aggregations: defined and reviewed. Bulletin of Marine Science 60: 698-726.Ellis, R. D. (2019) Red Grouper (Epinephelus morio) Shape Faunal Communities via Multiple Ecological Pathways. Diversity. 11 (6), 89.

Eklund, A.M., McClellan, D.B. and Harper, D.E. 2000. Black grouper aggregation in relation to protected areas within the Florida Keys National Marine Sanctuary. Bulletin of Marine Science 66: 721-728.

Erisman, B. E., Allen, L. G., Claisse, J. T., Pondella, D. J., Miller, E. F., & Murray, J. H. 2011. The illusion of plenty: Hyperstability masks collapses in two recreational fisheries that target fish spawning aggregations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68(10), 1705–1716.

Estatística da pesca 2007. Ministério do Meio Ambiente-MMA; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA; Diretoria de Uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas-DBFLO. Coordenação Geral de Autorização de Uso e Gestão da Fauna e Recursos Pesqueiros – CGFAP/Ibama.

Fagundes-neto, E.; Gaelzer, L.R.; Carvalho, W.F.; Costa, P.A.S. 2005. Prospecção de recursos

demersais com armadilhas e pargueiras na região Central da ZEE, entre Salvador (13ºS) e o cabo de São Tomé (22ºS). In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo. G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região Central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.129-143 (Série Livros n.13).

Farmer, N. A., Malinowski, R. P., McGovern, M. F., & Rubec, P. J. 2016. Stock complexes for fisheries management in the Gulf of Mexico. Marine and Coastal Fisheries, 8(1), 177–201.

Feitoza, B. M.; Rosa, R. S.; Rocha, L. A. 2005. Ecology and zoogeography of deep-reef fishes in northeastern Brazil. Bull. Mar. Sci., 76(3):725-742.

Ferreira, B. P., Bertoncini, A. A., Pollard, D. A., Erisman, B., Sosa-Cordero, E., Rocha, L. A., Aguilar Perera, A. & Brule, T. (2018) Mycteroperca bonaci. https://www.iucnredlist.org/species/132724/46916253.

Ferreira, B., Cava, F. e Ferraz, A. 1998. Relações morfométricas em peixes recifais da zona econômica exclusiva brasileira, região nordeste. Bol. Téc. Cient. Cepene, Tamandaré – 6 (1): 61-76.

Ferreira, B.P; Olavo, G.; Maida, M.; Camargo, J.M.; França, A.R.; Malafaia, P.N.; Maranhão, H.; Baqueiro, C.; Santos, A. 2012. Reef fish spawning aggregations on the Northeastern Brazilian coast: status of knowlege and management perspective. 12th International Coral Reef Symposium (ICRS 2012). Cairns, Australia in July 2012 (Abstract accepted to oral presentation).

Ferreira, B.P.; Rezende, S.M.; Teixeira, S.F.; Ferraz, A.N.A.; Cava, F.C. 1997. Peixes recifais na Zona Econômica Exclusiva brasileira. Região Nordeste. Resumos VII COLACMAR, SANTOS. 305 P.

Fine, J.C. 1990. Groupers in love: spawning aggregations of Nassua grouper in Honduras. The Explorers Journal Fall 1990: 131-134.

Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Rocha, L.A.; Ferreira, C.E.L.; Rangel, C.A.; Feitoza, B.M., 2003, Brazilian reef fish fauna: checklist and remarks, Brazilian Reef Fish Project.

Florida Museum of Natural History FMNH 2005. Biological profiles: dog snapper. Retrieved on 26 August 2005, from www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/DogSnapper/Dogsnapper.html. Ichthyology at the Florida Museum of Natural History: Education-Biological Profiles. FLMNH, University of Florida.

Fonteles-filho, A.A. 1969. Estudo preliminar sobre a pesca do pargo. Lutjanus purpureus Poey. no Nordeste brasileiro. Arq. Ciên. Mar. Fortaleza. v.9. n.1. p.83-88. 1969.

Fonteles-filho A.A, Ferreira F.T.P. 1987. Distribuição geográfica das capturas do pargo (Lutjanus purpureus Poey) e sua relação com os fatores oceanográficos nas regiões Norte e Nordeste do Brasil. Boletim de Ciências do Mar 45: 1–23.

Forman, S. 1967. Cognition and the catch: the location of fishing spots in a Brazilian Coastal Village. Ethnology 6(4).Forman, S. 1970. The raft fishermen. Bloomington, Indiana University Press.

França, J.J.C. 1979. Geomorfologia da margem continental leste brasileira e da bacia oceânica adjacente. Série Projeto REMAC (7). Rio de Janeiro. PETROBRAS-CENPES-DINTEP. pp. 89-127.

França, A. R. & Olavo, G. (2015) Indirect signals of spawning aggregations of three commercial reef fish species on the continental shelf of Bahia, east coast of Brazil. Brazilian Journal of Oceanography. 63 (3), 289-301.

Francini-filho, R.B.; MourA, R.L. 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/aqc.966.

Frédou, T., Ferreira, B.P. and Letourneur, Y., 2006, A univariate and multivariate study of reef fisheries off northeastern Brazil, Journal of Marine Science, 883-896.

Frédou, T. e Ferreira, B. 2003. Avaliação de estoques das cinco principais espécies de lutjanídeos alvo

da pesca na Costa Nordeste do Brasil. Capítulo V. In: Projeto Biologia e Dinâmica Populacional de Peixes Recifais - Relatório Final. Programa REVIZEE/SCORE Nordeste. Tamandaré. 38p.

Frédou, T. e Ferreira, B. 2005. Bathymetric trends of Nothern brazilian snappers (Pisces, Lutjanidae): implications for the reef fishery dynamic. Braz. Arch. Biol. Tech. Vol. 48, n.5 : pp. 787-800.

Frédou, T. 2004. The fishing activity on coral reefs and adjacent ecosystems. A case of study of the Northeast of Brazil. Thesis submitted for the degree of Doctor of science in Oceanography. Federal University of Pernambuco. 218 pp.

Freire, K. M. F., Almeida, Z. D. S. D., Amador, J. R. E. T., Aragão, J. A., Araújo, A. R. D. R., Ávila-da Silva, A. O. & Vianna, M. (2021) Reconstruction of Marine Commercial Landings for the Brazilian Industrial and Artisanal Fisheries From 1950 to 2015. Frontiers in Marine Science. 8, 659110.

Freitas, M. O. 2007. Pesca de peixes recifais capturados pela frota de linheiros no Banco dos Abrolhos. Relatório final Bolsa de Pesquisa, Conservação Internacional Brasil– Programa Marinho. 59p.

Freitas, M. O., Abilhoa, V., Spach, H. L., Minte-Vera, C. V., Francini-Filho, R. B., Kaufman, L. & Moura, R. L. (2017) Feeding ecology of two sympatric species of large-sized groupers (Perciformes: Epinephelidae) on Southwestern Atlantic coralline reefs. Neotropical Ichthyology. 15 (2), e160047.

Freitas, M.O., Moura, R. L., Francini-Filho, R. B. & Minte-Vera, C. V. 2011. Spawning patterns of commercially important reef fishes (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical Western Sout Atlantic. Scientia Marina, 75(1): 135-146.

Freitas, M. O., Previero, M., Minte-Vera, C. V., Spach, H. L., Francini-Filho, R. B. & Moura, R. L. (2018) Reproductive biology and management of two commercially important groupers in the SW Atlantic. Environmental Biology of Fishes. 101 (1), 79-94.

Garcia-Cargide, A. and Garcia, T. 1996. Reproducción de Mycteroperca bonaci y Mycteroperca venenosa (Pisces: Serranidae) en la plataforma cubana. Revistas Biologicos Tropicales 44: 771-780.

Gerhardinger, L. C., M. O. Freitas, R. P. Medeiros, E. A. Godoy, R. C. Marenzi & M. Hostim-Silva, 2007. Local Ecological Knowledge on the Planning and Management of Marine Protected Areas and Conservation of Fish Spawning Aggregations.

Giglio, V. J., Ternes, M. L., Luiz, O. J., Zapelini, C. & Freitas, M. O. (2018) Human consumption and popular knowledge on the conservation status of groupers and sharks caught by small-scale fisheries on Abrolhos Bank, SW Atlantic. Marine Policy. 89, 142-146.

Hackradt, C. W., Félix-Hackradt, F. C., & García-Charton, J. A. 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. Marine Environmental Research, 72(5), 235–247.

Harris and Whiteway. 2011. Global distribution of large submarine canyons: Geomorphic differences between active and passive continental margins. Marine Geology 285 (2011) 6986. doi:10.1016/j.margeo.2011.05.008

Heemstra, P.C. and Randall, J.E. 1993. FAO species catalogue. Vol. 16. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 16. Rome, FAO.

IBAMA, 2003, Estatística de Pesca no Brasil entre 1996 e 2003. Ministério do Meio Ambiente.

ICMBio. 2011. Plano no de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: grandes cetáceos e pinípedes: versão III. Serie Especies Ameaçadas, n. 14. Brasilia, DF. 156pp.

IUCN (2011) IUCN Red List of Threatened Species v. 2011.2. http://www.iucnredlist.org/ Kikuchi, R. K. P.; LeãO, Z. M. A. N. 1998. The effects of Holocene sea level fluctuation on reef development and

coral community structure, Northern Bahia, Brazil. Anais Acad. Brasil. Ciênc., 70:159-171.

Isaac, V. J., Martins, A. S., Haimovici, M., Castello, J. P., & Andriguetto Filho, J. M. 2006. Síntese do estado de conhecimento sobre a pesca marinha e estuarina do Brasil. In: A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Belém: Editora Universitária UFPA, p. 181–186.

Jardeweski, C. L. F. & Almeida, T. C. M. (2006) Fish assemblage on artificial reefs in south Brazilian coast. Journal of Coastal Research. Special Issue (39), 1210-1214.

Jennings, S., Kaiser, M. J., & Reynolds, J. D. 2001. Marine Fisheries Ecology. Oxford: Blackwell Science. 417 p.

Klippel, S.; Olavo, G.; Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Peres, M.B. 2005. Avaliação dos estoques de lutjanídeos da costa central do Brasil: análise de coortes e modelo preditivo de Thompson e Bell para comprimentos. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região Central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.83-97 (Série Livros n.13).

Leão, Z.M.A.N; KikuchI, R.K.P.; Testa, V. 2003. Corals and coral reefs of Brazil. In: Latin american coastal reefs. Edited by Jorge Cortés. Elsevier Science B.V. p9-52. LONGHURST, A.R.; PAULY, D. 1987. Ecology of tropical ocean. New York: Academic Press. 407p.

Lieske, E. and R. Myers 1994. Collins Pocket Guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea. Haper Collins Publishers, 400 p.

Lima, J. H. M., Helmer, J. L., Gomes, P. M., & Silva, H. R. 1985. Grupo de Trabalho sobre peixes de linha de Abrolhos e Mar Novo. In: Relatório da segunda reunião do Grupo de Trabalho e Treinamento (GTT) sobre avaliação de estoques. PDP – Série Documentos Técnicos, 34, 302–339. Brasília.

Maida, M., Ferreira, B. P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. IN: Proc. Int. Coral Reef Symp., 8. Panamá, 24-29 June1996. Panamá: Lessios, H. A., McIntyre, I. G. (orgs.), v. 1, p. 263-274.

Maldonado, S.C. 1993. Mestres & Mares: espaço e indivisão na pesca marítima. São Paulo, Annablume, 2a. Edição. 194p. Marchioro, G.B.; Nunes, M.A.; Dutra, G.F; Moura, R.L; Pereira, P.G.P. 2005. Avaliação dos Megadiversidade 1(2):225-310.

Manickchand-Heileman, S. C., and D. A. T. Phillip. 2000. Age and growth of the Yellowedge Grouper, Epinephelus flavolimbatus, and the Yellowmouth Grouper, Mycteroperca interstitialis, off Trinidad and Tobago. U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 98:290–298.

Marceniuk, A. P., Rotundo, M. M., Caires, R. A., Cordeiro, A. P. B., Wosiacki, W. B., Oliveira, C., Souza Serra, R. R. M., Romão-Júnior, J. G., Santos, W. C. R., Reis, T. S., Muniz, M. R., Cardoso, G. S., Ferrari, S., Klautau, A. G. C. M. & Montag, L. (2019) The bony fishes (Teleostei) caught by industrial trawlers off the Brazilian North coast, with insights into its conservation. Neotropical Ichthyology. 17 (2), 28.

Marcovaldi M.A., Lopez G.G., Soares L.S., Lima, E.H.S.M., Thomé, J.C.A., Almeida, A.P. 2010. Sattelite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. Endangered Species Research 12: 263-272.

Marcovaldi, M.A. Lopez G.G, Soares L.S, López-mendilaharsu, M. In press. Satellite tracking of hawksbill turtles Eretmochelys imbricata nesting in northern Bahia, Brazil: insights on movements and foraging destinations. Endangered Species Research.

MarcovaldI, M. Â.; Lopez, G. G.; Soares, L. S. E; Bellini, C.; Santos, A. S. DOS; Lopez, M. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha Eretmochelys imbricata (Linnaeus, 1766) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira Ano I, n. 1, 20-27 https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/88/74.

Marques, S. & Ferreira, B. P. (2010) Composição e características da pesca de armadilhas no litoral

norte de Pernambuco-Brasil. Boletim Técnico Científico do CEPENE. 18 (1), 49-60.

Martins, A.S.; Costa, P.A.S.; Olavo, G.; Haimovici, M. 2006. Recursos Pesqueiros da Região Central. : In: MMA 2006. Relatório Executivo do Programa REVIZEE - Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva. Capítulo 5.

Martins, A.S.; Olavo, G.; Costa, P.A.S. 2005. A pesca de linha de alto mar realizada por frotas sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.35-55 (Série Livros n.13).

Martins, A.S.; Olavo, G.; Costa, P.A.S. 2005. Recursos demersais capturados com espinhel de fundo no talude superior da região entre Salvador (BA) e o Cabo de São Tomé (RJ). In: COSTA. P.A.S.; MARTINS. A.S.; OLAVO. G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região Central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.109-128 (Série Livros n.13).

Martins, A.S.; Olavo, G.; Costa, P.A.S. 2007. Padrões de distribuição e estrutura de comunidades de grandes peixes recifais na costa central do Brasil. In: Costa. P.A.S.; Olavo, G.; Martins, A.S. (Eds.) Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.45-61 (Série Livros n.24).

Menezes, N.A. and J.L Figueiredo, 1980, Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)., Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Bras.

Michael L. Burton, Jennifer C. Potts & Daniel R. Carr (2014) Age, Growth, and Mortality of Yellowmouth Grouper from the Southeastern United States, Marine and Coastal Fisheries, 6:1, 33-42

Moe, M.A. 1969. Biology of the Red grouper, Epinephelus morio (Valenciennes 1828), from the eastern Gulf of Mexico. Florida Department of Natural Resources Marine Research Laboratory, Professional Paper 10: 95p.

Moura, R.L. & Lindeman, K.C., 2007, A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of Lutjanus griseus and L. apodus, Zootaxa, 31-43.

Moura, R.L.; Francini-Filho, R.B.; Menezes, N.A.; Dutra, G.F.; Cappell, D. & Comin, E.J., 2003, Memorial Descritivo do meio marinho da Ilha da Queimada Grande e proposta de ampliação e alteração da categoria de ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico) para Parque Nacional, 41, Conservation International.

Moura, R.L.; Sazima, I. 2003. Species richness and endemism levels of the Southwestern Atlantic reef fish fauna. PROCEEDINGS, INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 9(1), 481–486.

Moura, R.L.; Francini-Filho, R. B. & Sazima, I. 1999. Unexpected richness of reef corals near the southern Amazon River mouth. Coral Reefs 18: 170. OLAVO, G. 2010. O Complexo Lutjanidae-Serranidae na Costa Leste do Brasil: Pesca de Linha e Comunidades de Peixes Recifais na Plataforma Externa e Talude Superior. Tese de doutorado. Departamento de Oceanografia da UFPE. 196p.

Moura, R.L.; Rodrigues, M.C.M.; Francini-Filho, R.B. & Sazima, I., 1999, Unexpected richness of reef corals near the southern Amazon River mouth., Coral Reefs, 170.

Murray, R.; Bester, C., 2008, Biological profiles: cubera snapper. Ichthyology at the Florida Museum of Natural History: Education-Biological Profiles. FLMNH, University of Florida.

Nóbrega, M.F., Lessa, R. & Santana, F.M. (2009) Peixes Marinhos da Região Nordeste do Brasil Edição vol. 6 Fortaleza, Martins & Cordeiro, 208pp.

Olavo, George; Ferreira, Beatrice P. Pesca de linha e comunidades de peixes recifais na plataforma externa e talude superior da costa leste do Brasil. 2010. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

Olavo G, Costa P.A.S, Martins, A.S. 2007. Estrutura de comunidades de peixes recifais na plataforma externa e talude superior da costa central brasileira: diversidade e distribuição. In: COSTA. P.A.S.; OLAVO. G.; MARTINS. A.S. (Eds.). Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.87-107 (Série Livros n.24).

Olavo, G; Costa, P.A.S; Martins, A. S. 2005. Caracterização da pesca de linha e dinâmica das frotas linheiras da Bahia, Brasil. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 13-34 (Série Livros n.13).

Olavo, G; Costa, P.A.S; Martins, A.S.; Ferreira, B.P. 2011. Shelf-edge reefs as priority areas for conservation of reef fish diversity in the tropical Atlantic. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. (2011).

Olavo, G.; Freitas, M.O.; Sampaio, C.L.; Nunes, J.A.; Ferreira, B.P. (in press). Spawning aggregation of the cubbera snapper Lutjanus cyanopterus at the Bahia shelf edge reefs, Brazil. PAIVA, M. P.; ROCHA, C. A. S.; GOMES, A. M. G.; ANDRADE, M. F. 1996. Fishing grounds of bottom-liners on the continental shelf of southeast Brazil. Fish. Manage. Ecol. 3, 25-33.

Parker, R.O.; Mays, R.W. 1998. Southeastern U.S. deepwater reef fish assemblages, habitat characteristics, catch and life history summaries. Tech. Rep. NOAA NMFS 138. 41p Polunin and Roberts, 1996.

Pinheiro, H. T.; Ferreira, C. E. L., Joyeux, J.C. , Santos R. G. and P. A. Horta. 2011. Reef fish structure and distribution in a south-western Atlantic Ocean tropical island. Journal of Fish Biology (2011) 79, 1984–2006.

Ponte, I.A.R. 2022. Dinâmica populacional do sirigado Mycteroperca bonaci e garoupa-vermelha Epinephelus morio (Teleostei: Epinephelidae) capturados no Atlântico Equatorial Brasileiro. 2022. 60 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

Ponte, I. A. R., Vasconcelos-Filho, J. E., Feitosa, C. V. & Ferreira, B. P. 2022. Demography of the black grouper, Mycteroperca bonaci (Poey, 1860) (Teleostei: Epinephelidae) from the North Brazil Shelf. Journal of Fish Biology. 101 (1), 190-203.

Potts, J. C., and K. Brennan. 2001. Trends in catch data and static SPR values for fifteen species of reef fish landed along the southeastern United States. Report to the South Atlantic Fishery Management Council.

Ralston, S., & Polovina, J. J. 1982. A multispecies analysis of the commercial deep-sea handline fishery in Hawaii. Fishery Bulletin, 80(3), 435–448.

Rezende, S.M.; Ferreira, B.P.; Frédou, T. 2003. A pesca de lutjanideos no Nordeste do Brasil: histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. Bol. Tec. Cient. CEPENE. 11:(11)1-17.

Rezende S. M., Maida M., Ferreira B. P., Messias L. T., Bellini C. 2018. Caracterização dos Vertebrados Marinhos dos Bancos Oceânicos da Bacia Potiguar – RN. COEXP/IBAMA Processo 02022.000403/2013. Pesquisa Sísmica Marítima 2D, Bacia Sedimentar Potiguar. Programa Potiguar Águas Profundas FASE II.Rossi-santos, M. R., Neto, E. S., Baracho, C. G., Cipolotti, S. R., Marcovaldi, E., and Engel, M. H. 2008. Occurrence and distribution of humpback whales (Megaptera novaeangliae) on the north coast of the State of Bahia, Brazil, 2000–2006. – ICES Journal of Marine Science, 65: 667–673.

Rogers, S. G., Langston, H. T., & Targett, T. E. 1986. Anatomical trauma to sponge-coral reef fishes captured by trawling and angling. Fishery Bulletin, 84(3), 697–704.

Sadovy, Y and Colin, P. Fishing and biological implications of fishing, and social and economical

importance of agregations fishes. Reef fish spawning aggregations: biology, research and management. Fish and Fisheries, series 35, pg 225-284.

Sales, G. 2017. Seguindo tartarugas e tubarões na análise de uma política pública para a conservação da natureza. Tese (Doutorado em Administração) — Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

Santos F. L. B. 2001. Levantamento da Ichthyofauna do Estuário de Rio Formoso Pernambuco Brasil. Tese de Mestrado Dpto. Oc. UFPE 71p.

Santos, A. S. dos; Soares, L. S. e; Marcovaldi, M. Â.; Monteiro, D. da S.; Giffoni, B.; Almeida, A. de P. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha Caretta caretta Linnaeus, 1758 no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira Ano I, Nº 1, p.3-11 .https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/86

Schirripa, M.J., Legault, C.M. and Ortiz, M. 1999. The red grouper fishery of the Gulf of Mexico: assessment 3.0. Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division Contribution No. SFD- 98/99- 56p.

Sedberry, G.R.; Cooksey, C.L.; Crowe, S.F.; Hyland, J.; Jutte, P.C.; Ralph, C.M.; Sautter, L.R. 2004. Characterization of Deep Reef Habitat off the Southeastern U.S., with Particular Emphasis on Discovery, Exploration and Description of Reef Fish Spawning Sites. Final Report.

Silva, K. E. P. 2023. O colapso da garoupa-são-tomé, Epinephelus morio, no Grande Ecossistema Marinho da Plataforma Leste do Brasil: pesca, avaliação de estoque e estado de conservação. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia do Mar). Universidade Federal de São Paulo.

SCDNR Project Report to NOAA Office of 65 Ocean Exploration. Grant NA16RP2697. South Carolina. 76p.

Seixas, L. B, 2003, Caracterização da pesca de linha e dos pesqueiros explorados pela frota linheira de arembepe, Monografia apresentada à Universidade Estadual de Feira de Santana para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas, 126, Feira de Santana.

Smith, C.L. 1965. The patterns of sexuality and the patterns of classification of serranid fishes. Am. Mus. Novit., (2207): 1-20.

Smith, C.L., 1997. National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda. Alfred A. Knopf, Inc., New York. 720 p.

Spalding, M.D.; Fox, H.E.; Allen, G.R.; Davidson, Nick; Ferdana, Z.A.; Finlayson, M.; Halpern, B.S.; Jorge, M.A.; Lourie, S.A.; Martin, K.D.; McManus, E.; Molnar, J.; Recchia, C.A.; Robertson, J. 2007. Marine Ecorregions of the World: a biorregionalization of coastal and shelf áreas. BioScience. July/August 2007, Vol. 57 No. 7. (www.biosciencemag.org).

Teixeira, S.F., B.P. Ferreira and I.P. Padovan. 2004. Aspects of fishing and reproduction of the black grouper Mycteroperca bonaci (Poey 1860) Serranidae: Epinephelinae) in the Northeastern Brazil. Neotrop. Ichthol., 2: 19-30.

Vilar, C. C., Spach, H. L., & Santos, L. O. 2011. Fish fauna of Baía da Babitonga (southern Brazil), with remarks on species abundance, ontogenic stage and conservation status. Zootaxa, 2734(1), 40–52.

Zerbini, A.N., Andriolo, A., Da Rocha, J.M., Simões-lopes, P.C., Siciliano, S., Pizzorno, J.L.,Waite, J.M., Demaster, D.P. and Vanblaricom, G.R. 2004. Winter distribution and abundance of humpback whales (Megaptera novaeangliae) in Northeastern Brazil. Journal of Cetacean Research and Management 6(1): 101-107. Seabird Tracking Data from – www.seabirdtracking.org.