

Introdução Geral

Entre 1960 e 1980, do século XX, a poluição foi a maior preocupação quanto a preservação dos ambientes marinhos. A expansão pesqueira, entretanto, parecia ser a solução para a crescente demanda mundial por alimentos devido ao ininterrupto crescimento populacional. Naquele momento, o oceano parecia ilimitado e havia sempre alguma fronteira a ser explorada pela atividade pesqueira. Qualquer restrição a prática de pesca foi removida sob a máxima de que não existia evidencia de que a atividade humana podia reduzir a abundância dos recursos pesqueiros no mundo. Dessa forma, normas limitativas eram desnecessárias e impeditivas ao livre comércio. Nos dias atuais, a visão sobre os estoques pesqueiros mudou proporcionalmente ao seu declínio ou colapso, de forma que a atividade se tornou uma das mais sérias ameaças humanas sobre os oceanos (Roberts *et al.*, 2005).

Apesar da crença popular de que espécies marinhas sempre encontrarão um meio de se recuperar ou de que estoques pesqueiros estão “escondidos” em alguma parte do oceano em que o pescador “não os encontra”, espécies vêm sendo eliminadas em várias partes do mundo. Hutchings (2000), por exemplo, falhou em seu trabalho ao tentar registrar qualquer sinal de recuperação, 15 anos depois do colapso de 45%, dos 25 estoques pesqueiros estudados. A realidade observada hoje é que à medida em que as pescarias são exauridas em águas costeiras rasas, a pesca penetra nas regiões mais distantes e profundas do oceano (Roberts, 2002).

Um das razões para que a situação da atividade pesqueira tenha chegado a esse estado de colapso de recursos, é o fato de que a ciência pesqueira se dedicou amplamente à avaliação de estoques pesqueiros com foco nos países do hemisfério norte, disciplinada na biologia e na economia dos recursos pesqueiros. O resultado foi que nos últimos 100 anos diversas ferramentas e medidas de controle para a gestão da pesca foram desenvolvidas a partir do conhecimento comum e da observação em longo prazo dessa atividade. Isso gerou a atual caixa de ferramentas do gestor pesqueiro que ainda é empregada em diversos países do hemisfério sul, como a limitação de esforço pesqueiro, limites de tamanho de captura e períodos de proteção de espécies, onde o processo de gestão deveria focar as necessidades socioeconômicas com formas mais colaborativas de governança (Berkes *et al.*, 2006).

Essas ferramentas, elaboradas de forma a atender as características da

atividade de pesca de grande escala em regiões temperadas, não atendem eficientemente a realidade das pescarias de pequena escala. Mesmo assim, elas falharam nos países do hemisfério norte, pois mantêm seu enfoque na gestão para conter a sobrepesca e não reconhecem a conseqüência gerada: supervalorização do pescado e corrida pelos recursos remanescentes (Berkes *et al.*, 2006). Mathews (1988) mostrou que essas ferramentas de gestão moldaram as políticas nas pescarias do Atlântico no Canadá, baseada na “*Tragédia dos Comuns*”, e foram utilizadas por muitos governos para racionalizar o controle de todos os tipos de recursos, caracterizando uma gestão de baixo para cima.

A “*Tragédia dos Comuns*”, formulada originalmente por Hardin (1968), é o resultado de decisões tomadas de forma individualista e seguindo o raciocínio econômico. O autor usa a seguinte metáfora: “*Imagine um pasto aberto a todos, onde um pastor desejará maximizar os seus ganhos mantendo o máximo de animais possíveis. O problema é que existe uma capacidade de suporte, e a conclusão desse pastor é provavelmente a mesma que as dos demais que compartilham a terra*”. Essa é a tragédia. Aristóteles já havia observado esse comportamento – “*aquilo que é comum ao maior número de pessoas recebe menos cuidado. Cada um pensa principalmente em si e dificilmente no interesse comum*”. Essa teoria foi imediatamente aplicável às pescarias de todo o mundo.

No Brasil, a tentativa de modernizar a pesca foi iniciada no final da década de 60 e se estendeu até o início dos anos 80, do século XX, caracterizada pela concentração de capital, exportadora, super-dimensionada, tecnologicamente intensiva e ecologicamente predadora, enfrentando rapidamente sérios problemas relacionados com a sustentabilidade dos recursos explorados (CNIO, 1998). O mesmo aconteceu com os principais instrumentos de suporte à gestão pesqueira, como os incentivos ou subsídios, a pesquisa, a estatística e os aspectos legais. A regulamentação da pesca, especialmente nos anos 80, foi bastante desrespeitada tanto pelos usuários dos recursos como pelos gestores, e a fiscalização foi insuficiente e ineficiente, levando a insatisfação generalizada, o que contribuiu significativamente para a extinção, em 1988, da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE (Dias-Neto e Dornelles, 1996).

No início dos anos 90, do século XX, a pesca passa a ser gerida pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), vinculado ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), órgão que passou a considerar os

recursos pesqueiros como parte dos recursos ambientais. Optou-se, então, pela implementação de planos e programas que visaram à recuperação dos recursos pesqueiros em situação de sobre pesca ou ameaçados de exaustão, bem como a recuperação da viabilidade econômica das pescarias. Como bons resultados, em 1997, foram recuperadas as pescarias da sardinha (*Sardinella brasiliensis*) e do pargo (*Lutjanus purpureus*). Apesar desses resultados, os usuários dos recursos ambientais estavam acostumados a uma postura mais paternalista e menos comprometida com o uso sustentável, não se encaixando ao modelo de gestão, especialmente pelo impacto causado pelo fim dos incentivos e subsídios. Assim, os bons resultados alcançados nos anos 90 foram revertidos, e o período indica como saldo elevado prejuízo em relação à sustentabilidade dos recursos pesqueiros (Dias-Neto, 2001).

Ao final dos anos 90, do século XX, o Ministério da Agricultura e do Abastecimento (MAPA) recebeu a incumbência de cuidar da produção e do fomento das atividades pesqueiras através do Departamento de Pesca e Aqüicultura (DPA). Esse modelo, além de acirrar disputas dentro do poder público, provocou ineficiência da gestão e da fiscalização. Todos os tradicionais problemas de sobre-pesca e instabilidade econômica na atividade de pesca empresarial e o descaso com a pesca artesanal se avolumaram. Outras evidências do fracasso foram demonstradas pelo fato do aumento na produção de atuns e afins (principal alvo da DPA) ter ficado aquém do previsto, e pelo fato do incremento das exportações ter decorrido mais das flutuações normais na produção e no preço de recursos tradicionais como lagosta e camarões, da carcinocultura e da pesca de novos recursos identificados pelo REVIZEE / MMA-IBAMA, do que das ações empreendidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) / DPA (Paiva, 2004).

O descrédito da gestão pesqueira alcançou nível internacional pela sonegação e manipulação de dados e informações, como as enviadas à Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico (ICCAT), o que levou a extinção da DPA e a criação da Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca (SEAP) em 2003. Em linhas gerais, as competências da nova Secretaria são as mesmas do órgão extinto, o que leva a crer que os conflitos no poder público poderão ser mantidos.

Atualmente, embora a conservação de ecossistemas marinhos se apresente secundária à interesses econômicos, com o manejo dos recursos sob

responsabilidade de gestores da atividade pesqueira, predominantemente, nas duas últimas décadas houve incremento na compreensão dos impactos da atividade humana sobre os oceanos (Roberts, 2003; Roberts *et al.*, 2005). Nações localizadas nas regiões costeiras de todo mundo estão percebendo a urgente necessidade de proteção ao ambiente marinho, com objetivo de recuperar os estoques pesqueiros e preservar a biodiversidade através da criação de uma rede de Áreas de Proteção Marinha, até 2012, e a recuperação de estoques pesqueiros a níveis sustentáveis, até 2015. A meta é proteger contra a atividade de pesca entre 20 e 30% de todos os habitat nos oceanos (Roberts *et al.*, 2005).

No Brasil, a Política Nacional de Gerenciamento Costeiro atual ainda segue o modelo convencional de manejo pesqueiro, baseada em inúmeras legislações (Leis, Instruções Normativas, Medidas Provisórias, Moratórias, entre outras), onde a abordagem participativa junto a comunidades de pescadores artesanais ainda se constitui em um processo distante da realidade. O problema se resume no fato de que a forma pelo qual o Estado tem implementado tal política é demasiadamente lento para atingir as comunidades, promovendo desconfiança quanto a sua efetividade ao longo de quase duas décadas e falhando na integração institucional e setorial. Essa política se caracteriza como centralizadora e personalista, ou seja, não consegue reunir os diversos atores envolvidos, especialmente os pesquisadores, que exerceriam importante papel na elaboração de modelos de gestão baseados nos aspectos bioecológicos das espécies-alvo e dos ecossistemas associados (Polette *et al.*, 2000 *apud* Berkes *et al.*, 2006).

Nesse sentido, o presente estudo busca avaliar e discutir o modelo de gestão pesqueira empregada no país utilizando como referência um recurso pesqueiro em especial, que se encaixa dentro do contexto de degradação ambiental e da redução das populações naturais através da sobre-exploração, o peixe do gênero *Balistes* – *Balistes vetula* – conhecida por diversos nomes comuns: peroá, peroá-preto, peroá-branco (ES), cangulo, cangulo-do-alto, cangulo-papo-amarelo (PE), cangulo-verdadeiro (CE), cangurro, capado, gatilho-rainha, lírio, peixe-gatilho (RJ), peixe-porco, porquinho (SP), entre outras denominações menos conhecidos como cangulo-da-parede, cangulo-manchado e cangulo-preto. A vasta denominação regional reflete a variedade de comunidades pesqueiras que utilizam esse recurso. Na década de 80 do século XX, *B. vetula* era considerada uma espécie de importância comercial mediana no litoral brasileiro (Menezes, 1979). Atualmente, a

espécie vem sendo sobre-explorada por frotas pesqueiras artesanais ao longo de sua área de distribuição (Freitas Netto *et al.*, 2002).

A pesca de *B. vetula* ocorre de maneira mais expressiva entre os Estados do Ceará e do Espírito Santo, com o último apresentando a maior produção nacional, em torno de 4.225,5 t/ano, seguido da Bahia com 148 t/ano, Ceará com 30,5 t/ano, Rio Grande do Norte com 10,6 t/ano e Pernambuco com apenas 2,6 t/ano. Dados da última estatística pesqueira oficial indicam um decréscimo na produção dessa espécie entre os anos de 2001 (7.774 t) e 2006 (732 t) pela frota do Espírito Santo (IBAMA, 2006).

Em 1996, a *The World Conservation Union* - IUCN incluiu a espécie *B. vetula* como vulnerável a extinção devido à redução de suas populações em até 80% entre os anos de 1986 a 1995. O seu declínio foi relacionado à diminuição da área de ocupação, degradação do hábitat, níveis elevados de exploração, introdução de espécies exóticas, hibridização, patógenos, poluentes e interação com competidores e parasitas (Roberts, 1996).

O presente estudo está subdividido em três capítulos. O primeiro capítulo da tese, intitulado “Produção pesqueira no triênio 2003-2005 pela cooperativa de pesca de Vila Velha, Espírito Santo, sudeste do Brasil”, compilou durante o ano de 2005 dados relativos à produção pesqueira das famílias de espécies de valor comercial capturadas na Cooperativa de Pesca de Vila Velha (COOPEVES), Espírito Santo, sudeste do Brasil. Esse entreposto foi alvo do estudo devido a representatividade, em termos de produção, de desembarques de espécies capturadas no “Largo de Abrolhos”, principal campo de pesca das embarcações artesanais da costa Leste brasileira. Neste trabalho, além da identificação do comportamento da produção no triênio 2003-2005, foi possível observar que a pesca da espécie *Balistes capriscus* sofreu marcada redução se tornando anti-econômica, sendo substituída pela espécie *B. vetula* (Freitas Netto *et al.*, *in press*).

O segundo capítulo da tese, intitulado “Growth, mortality and exploitation rates of Queen Triggerfish (*Balistes vetula* - Tetraodontiformes: Balistidae) in the Brazilian east coast”, avaliou as taxas de crescimento, mortalidade e exploração da espécie *B. vetula* na costa leste do Brasil durante o ano de 2007, utilizando o mesmo porto de referencia na coleta de espécimes. Os resultados deste estudo indicaram que a espécie está sobre forte pressão pesqueira na região, necessitando que medidas de manejo pesqueiro eficazes sejam adotadas para recuperar os estoques (Freitas

Netto *et al.*, *in revision*).

O terceiro capítulo da tese, intitulado “Identificação de populações da espécie *Balistes vetula* (TETRAODONTIFORMES: BALISTIDAE) exploradas pela pesca artesanal na Costa do Brasil por meio de técnicas de morfometria geométrica”, foi desenvolvido durante o ano de 2008 e teve com o objetivo identificar distintas populações (estoques pesqueiros) da espécie entre a costa sudeste e nordeste do Brasil através da coleta de espécimes em quatro pontos relevantes de desembarque da espécie na área de estudo: Fortaleza - CE (2° - 6° S), Salvador - BA (12° - 14° S), Caravelas “Abrolhos” – BA (18° - 20° S) e Vitória - ES (20° - 22° S). Estes foram submetidos a metodologia de morfometria geométrica para comparar a variação de forma entre os espécimes de cada hipotética população. A partir dos dados do presente estudo foi possível distinguir a população localizada na região do “Largo dos Abrolhos”.

Finalmente, a partir desses três capítulos, o modelo convencional de manejo pesqueiro é avaliado e questionado no sentido de se construir novas perspectivas para a realidade brasileira. Novas propostas também são sugeridas, especialmente na forma da proteção de áreas marinhas e formas de gestão participativa. O objetivo do presente estudo é investigar as características da exploração dos estoques de peroá (*Balistes vetula*) pela pesca artesanal na costa leste do Brasil.

Referencias Bibliográficas (Introdução)

- Berkes, F. Mahon, R. McConney, P. Pollnac, R. Pomeroy, R. (autores da versão original em inglês). Kalikoski, D. C. (Org. edição em português). (2006). *Gestão da pesca de pequena escala: diretrizes e métodos alternativos*. Ed. Furg, Rio Grande. 360p.
- CNIO. (1998). *O Brasil e o Mar no Século XXI: Relatório aos Tomadores de Decisão do País*. Rio de Janeiro: Comissão Nacional Independente sobre os Oceanos. 408 p: il.
- Dias-Neto, J. Dornelles, L. C. C. (1996). *Diagnóstico da pesca marítima do Brasil*. Brasília: IBAMA, 165 p. (Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 20).
- Dias-Neto, J. (2001). *Relatório perspectivas do meio ambiente para o Brasil*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Brasília.
- Freitas Netto, R. Di Benedetto, A. P. M. *in revision*. Growth, mortality and exploitation rates of Queen Triggerfish (*Balistes vetula* - Tetraodontiformes: Balistidae) in the Brazilian east coast. *Cahiers de Biologie Marine*, 00:000-000.
- Freitas Netto, R. Nunes, A. G. A. Albino, J. (2002). A pesca realizada na comunidade de pescadores artesanais de Santa Cruz / ES – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 28(1):93-100.
- Freitas Netto, R. Krohling, K. Rocha, M. B. DI Benedetto, A. P. M. (*in press*) Produção pesqueira no triênio 2003-2005 na Cooperativa de pesca de Vila Velha, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 00:000-000.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162:1243-1248.
- Hutchings JA (2000) Collapse and recovery of marine fishes. *Nature* 406:882–885.
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. (2006). Estatísticas Pesqueiras: [//www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77](http://www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77) em 23/08/06.
- Matheus, D. R. (1988). *Controlling common property: regulating Canada's east coast fishery*. Toronto: University of Toronto Press.
- Menezes, M. F. (1979). Aspectos da biologia e biometria do Cangulo, *Balistes vetula* LINNAEUS, no nordeste brasileiro. *Arquivo de Ciências do Mar*, 19 (1/2):57-68.
- Paiva, M. P. (2004). *Administração pesqueira no Brasil*. Editora Interciência, Rio de

Janeiro. 177p.

Roberts, C. (1996). *Balistes vetula*. In: IUCN 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species.

Roberts, C. M. (2003). Our shifting perspectives on the oceans. *Oryx*, 37, 166–177.

Roberts, C.M. 2002. Deep impact: the rising toll of fishing in the deep sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5): 242-245.

Roberts, C. M. Hawkins, J. P. Gell, F. R., (2005). The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phill. Trans. R. Soc.* 360:123-132.

CAPÍTULO 1 – PRODUÇÃO PESQUEIRA NO TRIÊNIO 2003-2005 PELA COOPERATIVA DE PESCA DE VILA VELHA, ESPÍRITO SANTO, SUDESTE DO BRASIL

Referência do artigo aceito no Boletim do Instituto de Pesca:

Ricardo de Freitas Netto, Werther Krohling, Mariana Bicalho Rocha, Ana Paula Madeira Di Benedetto (*in press*) Produção pesqueira no triênio 2003-2005 na Cooperativa de pesca de Vila Velha, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 00:000-000.

Resumo

Durante o ano de 2005 foram compilados dados relativos à produção em toneladas (ton.) das famílias de espécies de valor comercial capturadas na Cooperativa de Pesca de Vila Velha (COOPEVES), Espírito Santo, sudeste do Brasil. Os dados foram quantificados compreendendo o período de janeiro de 2003 a agosto de 2005 a fim de caracterizar a atividade pesqueira nesse entreposto de pesca. Na COOPEVES são empregadas três técnicas de pesca: pargueira, jogada e espinhel. A média de produção durante o triênio apresentou uma tendência crescente com média de 60 ton. em 2003, média de 79 ton. em 2004 e média de 82 ton. em 2005. Foram encontradas 10 famílias que se destacaram nos desembarques. A família com maior número de espécies foi a Carangidae, seguida da família Lutjanidae, Serranidae e Scombridae. Entretanto, as famílias mais representativas na produção foram Lutjanidae e Serranidae, com um desembarque total de 377,12 ton. e 122,92 ton. para o ano de 2003. Esses valores representaram 51,38% e 16,75% da produção total para o ano, respectivamente. Nos anos de 2004 e 2005 a produção pesqueira seguiu o mesmo padrão. No presente trabalho também foi possível observar que a pesca da espécie *Balistes capriscus* sofreu marcada redução se tornando anti-econômica, e substituída pela espécie *B. vetula*.

Palavras-chave: Pesca Artesanal, Largo dos Abrolhos, Lutjanidae, Serranidae e Balistidae.

Abstract

It was compiled, during 2005, data on the production in tons of commercial value species family captured at *Vila Velha* Fishery Cooperative (COOPEVES), Espírito Santo, southeast of Brazil. The data were quantified from January 2003 to August 2005 in order to characterize the fishing activity at this landing point. At COOPVES, it is employed three fishing techniques (“*pargueira*” and “*jogada*” – hand-lines and “*espinhel*” – long-line). The production average during three years presented a growing tendency of 60 tons in 2003, 79 tons in 2004 and 82 tons in 2005. It was found 10 families that had outstaded at the landing points. The family with the highest number of species was Carangidae, followed by Lutjanidae, Serranidae and Scombridae. However, the most representative families in the production were Lutjanidae and Serranidae, with a total production of 377, 12 tons for 2003. These values represent 51,38% and 16,75% of the total production for the year, respectively. In 2004 and 2005 the fishing production followed the same pattern. In this present study, it was also possible to observe that the fishery of the species *Balistes capriscus* had also suffered a remarkable reduction which had made it non – economic and replaced by *B. vetula*.

Key-words: Artisanal Fishery, “Largo dos Abrolhos”, Lutjanidae, Serranidae e Balistidae.

Introdução

Durante o período de 1980-90, a produção mundial de pescado marinho se apresentava estabilizada, em torno de 83.663×10^3 t/ano. A produção era liderada pelo oceano Pacífico, correspondendo a 62,8% da média mundial, seguida do oceano Atlântico, com 29,6%, e do oceano Índico, com 7,6%. Após esse período, registrou-se decréscimo na produtividade do Atlântico, principalmente a partir de 1990. Dados relacionados ao ano de 2000 corroboram as tendências supracitadas, com a produção mundial alcançando cerca de 84.562×10^3 t/ano (Paiva, 1997; FAO, 2002).

Considerando os principais produtores de pescado marinho, a China ocupa a primeira posição com 16.987×10^3 t/ano, seguida do Chile, com 10.658×10^3 t/ano. O Brasil ocupa a 26ª posição no *ranking* de produção mundial, com cerca de 690×10^3 t/ano (FAO, 2002). A pesca em águas marinhas é atividade comercial praticada ao longo de todo litoral do Brasil, que se estende por mais de 8.500 Km de linha de costa (IEAPM, 2002; Knoppers *et al.*, 2002). Em geral, essa atividade é considerada caracteristicamente artesanal e os artefatos utilizados incluem vários tipos de redes, linhas e armadilhas (Di Benedetto *et al.*, 1998). A frota artesanal brasileira, ou de pequena escala, é constituída de aproximadamente 25.000 embarcações, representando cerca de 90% da frota total em operação (IEAPM, 2002).

Dados de estatística pesqueira para a região sudeste estabelecem um potencial de produção em torno de 300×10^3 t/ano. No entanto, os dados obtidos no ano de 2000 revelaram que apenas 101×10^3 t/ano foram produzidas. O Estado do Rio de Janeiro lidera a produção com 59,7% das capturas, o Estado de São Paulo contribui com 27,3% e o Estado do Espírito Santo com 13,0% (PAIVA, 1997). Entre os anos de 1980 e 1988, a produção anual média de pescado marinho no Estado do Espírito Santo estava em torno de $8,7 \times 10^3$ t/ano, com a pesca artesanal representando 64,0% e a industrial 36,0% desse total. Os principais alvos da pesca foram peroá (*Balistes capriscus*) (31,0%), camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (14,2%) e baiacu (*Lagocephalus* sp.) (19,6%) (SUDEPE, 1988). Dados recentes revelam redução na produção pesqueira marinha do Estado, com cerca de 12×10^3 t de pescado capturado durante o ano de 2003 (IBAMA, 2004).

Até o presente, as informações sobre a produção pesqueira no Espírito Santo não permitem a avaliação da prática pesqueira na região. Deste modo, o presente

estudo teve como objetivo contribuir com informações sobre a produção pesqueira entre os anos de 2003-2005 com intuito de (i) verificar a produção no triênio; (ii) identificar as espécies-alvo de maior interesse econômico.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Cooperativa de Pesca de Vila Velha – COOPEVES, localiza-se no município de Vila Velha, Espírito Santo, sudeste do Brasil, e concentra suas atividades nas proximidades do Banco dos Abrolhos (18° 02.916 S / 38° 54.203 W), em uma região denominada “Largo dos Abrolhos” (Figura 1). Nessa Cooperativa existem aproximadamente 1.000 cooperados com uma frota pesqueira de aproximadamente 100 embarcações com características que permitem sua operação na mencionada área de pesca (Tabela 1).

Tabela 1 – Características das embarcações que operam no porto de Prainha, Estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Freitas Netto, 2003).

Cooperativa de Pesca de Vila Velha – COOPEVES				
Características da embarcação	Mínimo	Máximo	Média	DP
Comprimento (m)	7,8	14,6	11,9	1,6
Largura da boca (m)	2,4	4,7	3,9	0,5
Capacidade de carga (t)	5	15	7,6	2,6
Autonomia de pesca (dias)	14	25	16,7	3,1
Nº de tripulantes	5	7	6,3	0,5
Potência do motor (hp)	18	125	78,9	38,8

No Estado do Espírito Santo existem 36 pontos de desembarque pesqueiro ao longo de sua costa que praticam a pesca extrativista marinha, totalizando aproximadamente 2.000 embarcações. Dentre as embarcações que apresentam maior autonomia (67% da frota), o principal campo de pesca é o “largo de Abrolhos”, sendo que as embarcações com baixa autonomia se restringem a operações de pesca que distam até duas milhas a partir da linha de costa, praticando a pesca

utilizando redes de espera, preferencialmente (Freitas Netto, 2003; Freitas Netto e Di Benedetto, 2007).

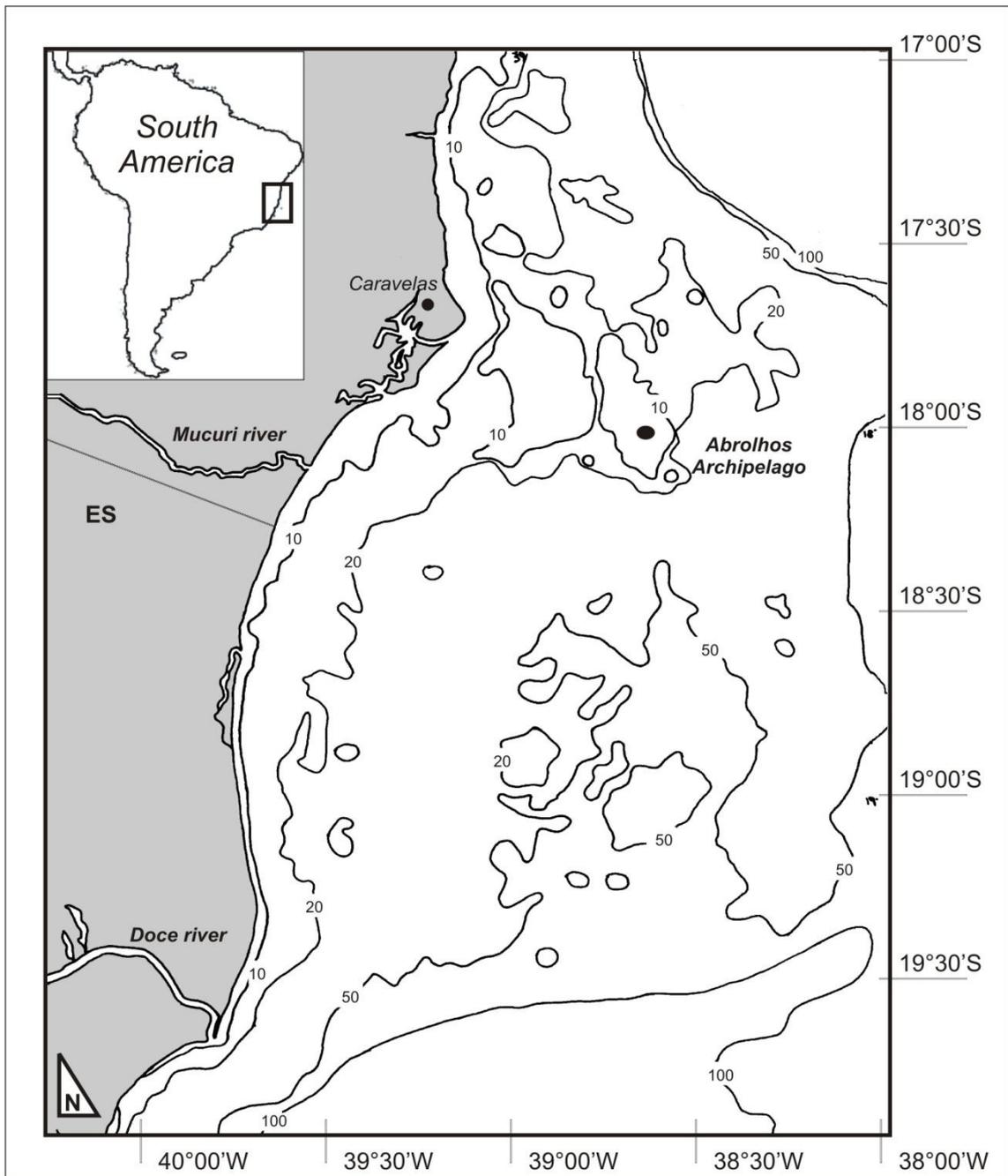


Figura 1 - Localização da região denominada “Largo dos Abrolhos” situado entre o Norte do Estado do Espírito Santo e Sul do Estado da Bahia, sudeste do Brasil.

Metodologia

A COOPEVES mantém registros mensais das espécies e quantidade de pescado capturado desde 2003. Esses dados foram compilados e classificados por famílias de espécies de valor comercial capturadas por mês, a fim de detectar prováveis variações sazonais da quantidade da captura do pescado desembarcado. Os dados foram quantificados compreendendo os períodos entre janeiro de 2003 a agosto de 2005. Para o presente trabalho, após a triagem do pescado desembarcado pelos funcionários da COOPEVES, estes eram categorizados em caixas pelo seu nome vulgar. Sub-amostras dessas caixas eram tomadas a cada dia que havia desembarque para identificação das espécies capturadas através das literaturas Figueiredo e Menezes (1978), Figueiredo e Menezes (1980), Menezes e Figueiredo (1980), Menezes e Figueiredo (1985), Carvalho-Filho (1999), Figueiredo e Menezes (2000) e Azevedo (2003).

Resultados

As embarcações da COOPEVES empregam três técnicas de pesca: pargueira, jogada e espinhel. A Pargueira é um tipo de artefato direcionado a cardumes, composta por uma linha principal e linhas secundárias, onde ficam os anzóis, utilizada na maioria das vezes para pesca de peixes demersais, associados a fundos rochosos. A jogada é constituída basicamente por 1 linha vertical, presa ao fundo com uma chumbada, a partir da qual partem linhas secundárias onde se prendem anzóis. Esse artefato é direcionado a espécies demersais, especialmente Lutjanídeos e Serranídeos. O espinhel é o artefato mais utilizado pela frota pesqueira de Vila Velha, sempre em conjunto com a pargueira e a jogada, maximizando o esforço de pesca, sendo que outros detalhes do modo de operação e dos artefatos de pesca praticados no Espírito Santo estão disponíveis em Freitas Netto e Di Benedetto (2007).

Em relação a média de produção durante o triênio, em 2003 a média foi de aproximadamente 60 ton., em 2004 houve um aumento para aproximadamente 79 ton., enquanto que em 2005, a média de produção chegou a 82 ton. (Figura 2). Através da aplicação de uma análise de variância foi possível identificar diferença significativa entre os anos ($F=5,15$, $P=0,01$), sendo que o Teste *a posteriori* de

Tukey (HSD) identificou diferença entre 2003 e 2004 ($P=0,029$), 2003 e 2005 ($P=0,029$), mas não entre 2004 e 2005 ($P=0,91$).

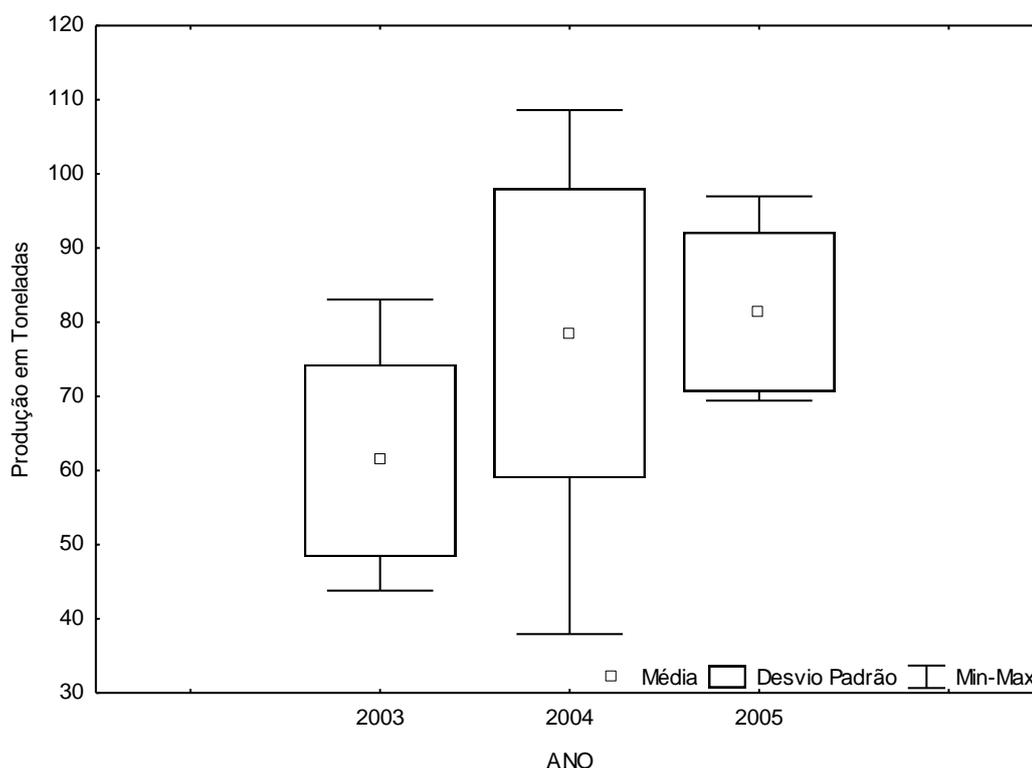


Figura 2: Média da produção total entre os períodos (2003, 2004 e 2005) na COOPEVES, Vila Velha, Espírito Santo.

Durante o período de amostragem foram encontradas 10 famílias que se destacaram nos desembarques. A família com maior número de espécies foi a Carangidae, representadas por *Selene setapinnis* (galo), *Caranx crysos* (guarajuba), *Seriola* spp (olho de boi), *Seriola* spp (olhete), *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta), *Trachinotus* spp (pampo), *Caranx* spp (xaréu), *Decapterus* spp (xixarro) (Tabela 2).

A segunda família com maior número de espécies foi a Lutjanidae, representadas por *Lutjanus* spp (caranha), *Lutjanus analis* (cioba), *Lutjanus jocu* (dentão), *Lutjanus apodus* (mulata), *Rhombolites aurorubens* (realito), *Lutjanus* spp (vermelho) (Tabela 2).

A família Scombridae foi representada por *Thunnus* spp (albacora), *Thunnus obesus* (atum), *Auxis thazard* (bonito), *Scomberomorus brasiliensis* e *Sarda sarda* (sarda), enquanto que os Serranídeos foram representados por *Mycteroperca* spp (badejo), *Cephalopholis* spp (catuá), *Epinephelus* spp (xerne), *Epinephelus* spp (garoupa) e *Ephinephelus itajara* (mero) (Tabela 2).

A família Sciaenidae foi representada por *Micropogonias furnieri* (corvina), *Cynoscion* spp (pescada), *Macrodon ancylodon* (pescadinha) e *Menticirrhus americanus* (papa terra). As demais famílias apresentaram poucas espécies capturadas pela frota pesqueira, como a Balistidae, com duas espécies (*Balistes capricus* - peroá branco e *Balistes vetula* - peroá preto), a Coryphaenidae com apenas a espécie *Coryphaena hippurus* (dourado), além da Scaridae e Sparidae, representadas por *Sparisoma* spp (budião) e a *Pagrus pagrus* (pargo), respectivamente.

Devido ao costume da comunidade pesqueira retirar as víceras e cabeça dos elasmobrânquios, as espécies dessa ordem foram agrupadas, representadas pelas seguintes espécies, que eventualmente desembarcaram no entreposto ainda inteiro: *Carcharhinus leucas* (cabeça-chata), *Carcharhinus maculipinnis* (galha-preta), *Galeocerdo cuvieri* (tintureira), *Isurus oxyrinchus* (anequim) e *Ginglymostoma cirratum* (cação-lixia) (Tabela).

Tabela 2: Principais Famílias e espécies pescadas no triênio 2003-2005, e nome vulgar das espécies de pescado capturado pela frota pesqueira na COOPEVES, Vila Velha, Espírito Santo.

Categoria Comercial	Espécies	Família
Peroá	<i>Balistes capriscus</i> e <i>B. vetula</i>	Balistidae
Galo	<i>Selene setapinnis</i>	Carangidae
Guarajuba	<i>Caranx crysos</i>	Carangidae
Olhete e Olho de boi	<i>Seriola</i> spp	Carangidae
Palombeta	<i>Chloroscopus chrysurus</i>	Carangidae
Pampo	<i>Trachinotus griseus</i>	Carangidae
Xaréu	<i>Caranx</i> spp	Carangidae
Xixarro	<i>Decapterus</i> spp	Carangidae
Cação	*	Chondrichthyes
Cação-viola	<i>Rhinobatus</i> sp.	Chondrichthyes
Dourado	<i>Coryphaena hippurus</i>	Coryphaenidae
Caranha	<i>Lutjanus</i> spp	Lutjanidae
Cioba	<i>Lutjanus analis</i>	Lutjanidae
Dentão	<i>Lutjanus jocu</i>	Lutjanidae
Mulata	<i>Lutjanus</i> sp.	Lutjanidae
Realito	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	Lutjanidae
Vermelho	<i>Lutjanus</i> spp	Lutjanidae
Budião	<i>Sparisoma</i> spp	Scaridae
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae
Pescada	<i>Cynoscion</i> spp	Sciaenidae
Pescadinha	<i>Macrodon ancylodon</i>	Sciaenidae
Papa terra	<i>Menticirrhus americanus</i>	Scianidae
Albacora	<i>Thunnus</i> spp	Scombridae
Atum	<i>Thunnus obesus</i>	Scombridae
Bonito	<i>Auxis thazard</i>	Scombridae
Sarda	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> e <i>Sarda sarda</i>	Scombridae
Badejo	<i>Mycteroperca</i> spp	Serranidae
Catuá	<i>Cephalopholis</i> spp	Serranidae
Cherne	<i>Epinephelus</i> spp	Serranidae
Garoupa	<i>Epinephelus</i> spp	Serranidae
Mero	<i>Ephinephelus itajara</i>	Serranidae
Pargo	<i>Pagrus pagrus</i>	Sparidae

*Cação: *Carcharhinus leucas* (cabeça-chata), *Carcharhinus maculipinnis* (galha-preta), *Galeocerdo cuvieri* (tintureira), *Isurus oxyrinchus* (anequim) e *Ginglymostoma cirratum* (cação-lixia).

No ano de 2003, as famílias mais representativas foram Lutjanidae e Serranidae., que apresentaram um desembarque total de 377,12 ton. e 122,92 ton. respectivamente. Tais famílias representaram 51,38% e 16,75% da produção total para o ano de 2003. As demais famílias corresponderam com aproximadamente 22% do total de capturas para o período. O mesmo padrão de captura foi observado nos anos de 2004 e 2005 (Figura 3 e Tabela 3).

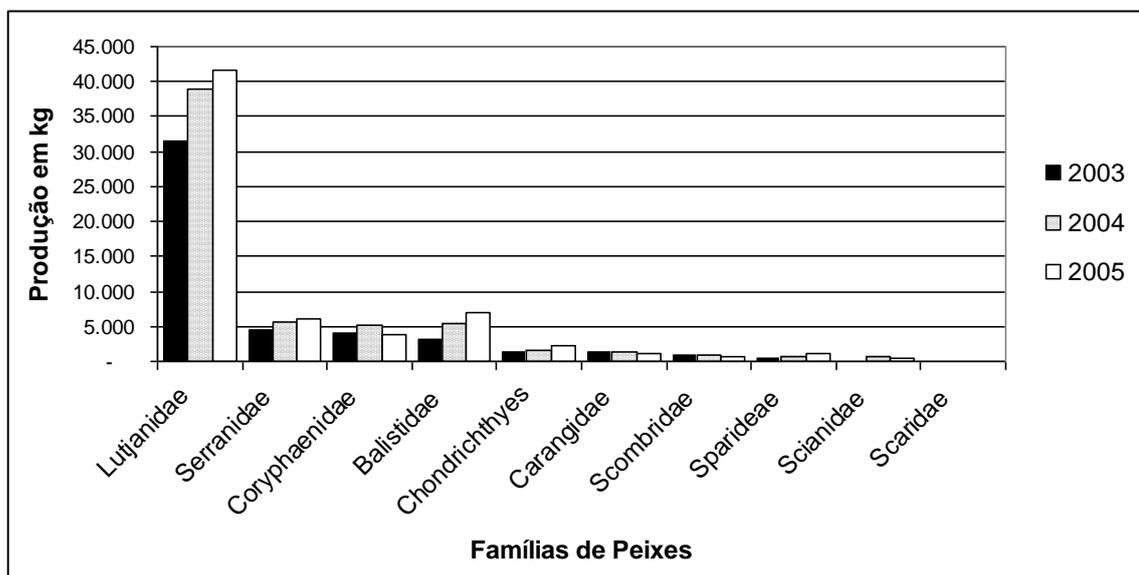


Figura 3: Produção anual em toneladas das principais famílias desembarcadas na COOPEVES, Vila Velha, Espírito Santo, entre 2003 e 2005.

Tabela 3 - Produção total em toneladas, média de produção mensal, desvio padrão e porcentagem das principais famílias registradas na COOPEVES, Vila Velha, Espírito Santo, durante os anos de 2003 a 2005.

Ano de 2003				
Famílias	Produção total	Média	DP	%
Lutjanidae	377,12	31,43	9,49	51,58
Serranidae	122,92	10,24	3,54	16,81
Coryphaenidae	47,84	3,99	5,23	6,54
Balistidae	34,23	2,85	1,40	4,68
Scombridae	33,71	2,81	2,26	4,61
Chondrichthyes	32,24	2,69	1,49	4,41
Carangidae	15,28	1,27	0,67	2,09
Sparidae	6,75	0,56	0,26	0,92
Sciaenidae	0,98	0,08	0,05	0,13
Scaridae	0,12	0,06	0,00	0,02
Outros	60,25	5,02	1,65	8,24
Total	731,44			100

Ano de 2004				
Famílias	Produção total	Média	DP	%
Lutjanidae	464,38	38,70	8,37	49,66
Serranidae	161,45	13,45	2,74	17,27
Balistidae	64,85	5,40	3,20	6,94
Coryphaenidae	61,22	5,10	8,36	6,55
Scombridae	43,26	3,60	2,29	4,63
Chondrichthyes	39,91	3,33	2,45	4,27
Carangidae	15,93	1,33	0,79	1,70
Sparidae	9,21	0,77	0,41	0,99
Scianidae	8,84	0,74	1,72	0,94
Scaridae	0,01	0,01	0,00	0,00
Outros	65,97	5,50	2,42	7,06
Total	935,03			100

Ano de 2005				
	Produção total	Média	DP	%
Lutjanidae	524,41	43,26	10,82	52,94
Serranidae	152,85	12,61	4,90	15,43
Balistidae	81,32	6,71	3,09	8,21
Chondrichthyes	50,71	4,18	2,44	5,12
Coryphaenidae	42,48	3,51	5,74	4,29
Scombridae	23,97	1,98	0,83	2,42
Carangidae	14,24	1,18	0,37	1,44
Sparidae	12,77	1,05	0,42	1,29
Scianidae	6,18	0,51	0,69	0,62
Scaridae	0,02	0,01	0,00	0,00
Outros	81,70	6,74	2,10	8,25
Total	990,65			100

A família Balistidae, apesar de representar 6,6% da produção média no triênio, merece atenção em virtude da espécie *Balistes capriscus*, importante recurso pesqueiro no Estado do Espírito Santo, ter apresentado capturas apenas em junho do ano de 2003 (90 kg), frente à produção de *B. vetula*, espécie de menor valor econômico na região.

Discussão

A tendência crescente na produção pesqueira oriunda dos desembarques da Cooperativa de Pesca de Vila Velha nos anos de 2003 a 2005 pode ser reflexo, entre outros aspectos, do aumento do esforço de pesca no local de estudo. No ano de 2003 existiam 80 embarcações na Cooperativa de pesca de Vila Velha (Freitas Netto, 2003), sendo que atualmente existem 100 embarcações em operação, sendo que as embarcações mantiveram suas operações em seu campo de pesca de pesca preferencial, o “Largo dos Abrolhos”. Em caravelas, litoral sul da Bahia, a frota pesqueira cresceu 16,5% entre os anos de 2004 e 2005. As embarcações dessa região atuam nas áreas adjacentes ao Banco de Abrolhos, empregando a pesca com linhas-de-mão e espinheis (Santos, 2005).

Dados estatísticos do IBAMA (2004) mostraram uma produção de 12.784 ton. no Estado Espírito Santo para o ano de 2003. Deste total a Cooperativa de Pesca de Vila Velha participou com 4,2% (734 ton.). O desempenho do Setor Pesqueiro Nacional em relação ao ano de 2003 foi de 484.592 ton. para a pesca extrativista marinha, e o Espírito Santo representou 2,6% deste total. O estado que mais contribuiu com a produção neste ano foi Santa Catarina, com 115.579 ton., seguido do Pará (93.305 ton.). A baixa representatividade da COOPEVES pode estar relacionada à característica pesqueira artesanal do Estado, onde as embarcações apresentam baixa autonomia e capacidade de carga, além de estarem distantes do principal campo de pesca na região leste do Brasil (Freitas Netto, 2003). Entretanto, os dados da produção nacional podem estar sub-avaliados visto que, Segundo Paiva (1997), registros estatísticos da produção desse sistema são precários devido a descentralização dos desembarques pesqueiros, o que está associado ao elevado número de pontos de desembarque situados ao longo da costa.

A frota da Cooperativa de Pesca de Vila Velha em sua grande maioria realiza as

pescarias no Banco dos Abrolhos, o qual fica próximo ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos que se estende por cerca de 60.000 Km². É um local propício para pescarias devido a complexa formação de recifes de corais servindo como abrigo de diversas espécies (IEAPM, 2002). Além disso, é sabido o efeito benéfico de reservas marinhas sobre a produção pesqueira em seu entorno (Hastings e Botsford, 2003; Shanks *et al.*, 2003, Roberts *et al.*, 2003, Fournier e Panizza, 2003). No entanto, existe uma forte pressão pesqueira no local, o que é evidenciado pelo grande número de embarcações que saem de várias localidades da região sudeste para pescar no Banco de Abrolhos (Paiva e Andrade-Tubino, 1998).

Na COOPEVES foram registradas 37 espécies que melhor representam a produção local, enquanto Freitas Netto (2003) registrou 56 espécies de importância comercial para o Espírito Santo. Apesar da grande variedade de espécies-alvo, apenas algumas famílias e espécies de pescado apresentam uma alta produção específica, como os lutjanídeos (*Lutjanus analis*, *L. jocu* e *L. synagris*) e serranídeos (*Epinephelus* spp. e *Mycteroperca* spp.), além do peroá (*Balistes vetula*), conforme observado no presente trabalho. Paiva (1997) apresentou considerações sobre esse problema. Devido à biodiversidade das águas tropicais brasileiras, a pesca artesanal é responsável pela captura de elevado número de espécies, mas, em geral, a biomassa específica dos estoques explorados não é representativa. Além disso, há o fato da identificação das espécies capturadas ser fundamentada em denominações comuns, principalmente. Esse último aspecto conduz a dois problemas fundamentais: (i) espécies distintas que ocorrem numa mesma área podem ser designadas sob o mesmo nome comum ou, (ii) atribuição de vários nomes comuns a uma mesma espécie (Paiva, 1997).

No presente estudo constatou-se uma captura crescente para a Família Lutjanidae na cooperativa em Vila Velha. Porém, a situação no Nordeste é contrária, a captura dos Lutjanídeos está decrescendo (Rezende *et al.*, 2003). Esta é uma Família comercialmente importante e em geral são pescados e consumidos em todas regiões onde ocorrem (Figueiredo e Menezes, 1980).

Os Serranídeos apresentaram a segunda maior produção. As espécies desta família destacam-se pela importância comercial que possuem, especialmente o badejo, espécie mais representativa das cinco pertencentes a família (Carvalho-

Filho, 1999). A espécie *Ephinephelus itajara* (mero), é protegida por lei ambiental pela portaria n° 121 de 20 de setembro de 2002. Entretanto, esteve presente nos desembarques de 2003, não sendo mais capturadas nos anos seguintes. Tal fato pode ser devido a ações fiscais, sensibilização ante a proibição da sua captura, ou mesmo, a uma diminuição nos estoques da espécie devido a sobrepesca.

Segundo Paiva e Andrade-Tubino (1998), as espécies dominantes nas águas tropicais na região Sudeste, entre as latitudes 18°-20°S, são o badejo e garoupa. Tal resultado corrobora o presente estudo, que mostrou a dominância para o badejo dentro da família dos Serranídeos, visto que constituem um dos principais habitantes das águas costeiras tropicais, vivendo quase sempre sobre fundos rochosos e coralinos (Figueiredo e Menezes, 1980).

A família Scaridae representada apenas pela *Sparisoma* spp, apresentou uma produção extremamente reduzida além de uma diminuição dos estoques durante o triênio. Estudos como o de Floeter *et al.*, (2006), corroboram a idéia de que esta espécie está desaparecendo. Em um período de 10 anos na região de Arraial do Cabo esta espécie desapareceu completamente. Trabalhos como o de Haimovici e Velasco (2001), mostram o efeito da sobrepesca realizada com espinhel de fundo no sul do Brasil, onde ocorreu uma diminuição na população de duas espécies-alvo: *Polyprion americanus* e *Lopholatilus villari*. A captura por dia de pesca de *P. americanus* em 1998 foi 66% inferior à de 1995, e a pesca dirigida *L. villari* praticamente se extinguiu, já que se tornou anti-econômica.

A família Balistidae é representada na costa Brasileira pelos gêneros *Canthidermis* e *Balistes*, sendo apenas o último gênero, composto por duas espécies - *B. capriscus* (peroá branco) e *B. vetula* (peroá preto), capturados comercialmente. De acordo com Figueiredo e Menezes (2000), *B. vetula* é mais comum no Nordeste, aparecendo raramente no mercado na região Sudeste. No entanto, o que foi observado no presente estudo é que a frota pesqueira do Espírito Santo está capturando a espécie *B. vetula* para suprir a carência do *B. capriscus* no mercado consumidor do sudeste do Brasil, visto que apesar da última espécie ter melhor aceitação de mercado, apresentou apenas um desembarque pontual ao longo de três anos de monitoramento, quando na década de 80 representava 31% das capturas totais do Espírito Santo (SUDEPE, 1988).

O estudo da biologia pesqueira de *B. vetula* é de suma importância para subsidiar futuras estratégias de conservação e manejo de recursos pesqueiros na região do Largo de Abrolhos, especialmente porque a espécie vem sofrendo pressão a pesqueira que levou *B. capriscus* a ser uma espécie anti-econômica. De acordo com a estatística pesqueira apresentada pelo IBAMA, atualmente a produção de *B. vetula* ocorre entre os Estados do Ceará e Espírito Santo (~19°S-21°S), sendo o último o que apresenta a maior produção nacional da espécie, em torno de 4,5 toneladas por ano. Entretanto, a produção da espécie no Brasil está em declínio entre os anos de 2001 (7,774 ton.) e 2006 (732 ton.) (IBAMA 2004; 2006), apesar da frota pesqueira que atua no “Largo dos Abrolhos” ter aumentado 16,5% na Bahia e 25% no Espírito Santo (Santos, 2005; Freitas Netto e Di Benedetto, 2007).

Conclusão

O presente estudo sugere que o aumento do esforço de pesca (número de embarcações) pode ter levado ao aumento nas capturas totais, entretanto, com bases nas informações apresentadas, e nos dados disponíveis neste manuscrito, é prematuro tecer qualquer comentário a respeito do aumento do esforço e indicá-lo como o único causador do aumento da produção.

As informações obtidas nesse estudo também possibilitaram registrar a eliminação em termos de mercado de uma espécie importante da pesca Espírito Santense, o peroá branco (*Balistes capriscus*), e redirecionamento para outra espécie do gênero, o peroá preto (*Balistes vetula*).

Agradecimentos

A COOPEVES por contribuir com acesso aos dados da instituição. Ao CNPq 305160/06-0 e FAPERJ JCNE E-26/103.038/08, pela Bolsa de Pesquisa para A.P.M. Di Benedetto, e Financiamento para pesquisa: FAPERJ APQ1 E-26/110.286/07, CNPq Universal 470021/08-0, CNPq INCT 573.601/08-9 e FENORTE/TECNORTE.

Referências Bibliográficas (Capítulo 1)

- Azevedo, G. V. (2003). *Aspectos Biológicos e Dinâmica das capturas do Tubarão – Azul (Prionace Glauca) realizadas pela frota espinheleira de Itajaí – SC, Brasil*. Dissertação (Mestrado. Instituto Oceanográfico, USP). São Paulo.
- Carvalho-Filho, A. (1999). *Peixes da Costa Brasileira*. 3ª ed. São Paulo: Merlo. 320p.
- Di Benedetto, A. P. Ramos, R. M. A. Lima, N. R. W. (1998). Fishing activity on Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its relation with small cetaceans. *Brazilian Archives of Biological Technology*. 41(3):296-302.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2002). The state of the world fisheries and aquaculture: <http://www.fao.org/fi/Prodin.asp> em 11/08/04.
- Figueiredo, L. Menezes, N. A. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1)*. 1ª ed. São Paulo: Museu de Zoologia de São Paulo. 110 p.
- Figueiredo, L. Menezes, N. A. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)*. 1ª ed. São Paulo: Museu de Zoologia de São Paulo. 90 p.
- Figueiredo, L. Menezes, N. A. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)*. 1ª ed. São Paulo: Museu de Zoologia de São Paulo. 90 p.
- Floeter, S. R. Halpern, B. S. Ferreira, C. E. L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biology Conservation*. 128:391-402.
- Fournier, J. Panizza, A. C. (2003). Contribuições das Áreas Marinhas Protegidas para a Conservação e a Gestão do Ambiente Marinho. *RA'E GA*, Curitiba, 7:55-62.
- Freitas Netto, R. Di Benedetto, A. P. M. (2007). Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. *Biotemas*, 20 (2):107-119.

- Freitas Netto, R. (2003). *Levantamento das Artes de pesca no litoral do estado do Espírito Santo e suas interações com cetáceos*. Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia). Campos dos Goytacazes-RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF. 116p.
- Haimovici, M., Velasco, G. (2001). A pesca de espinhel de fundo no sul do Brasil. *Documento Técnico do Departamento de Oceanografia da Fundação Universidade do Rio Grande*, 11:1-26.
- Hastings, A., Botsford, L. W. (2003). Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications*, 1(13):65-70.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis. (2004). *Recursos Pesqueiros*: http://www.ibama.gov.br/recursospesqueiros/documentos_tecnicos/downloads/estatistica em 17/09/05.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis. (2006). *Recursos Pesqueiros*: http://www.ibama.gov.br/recursospesqueiros/documentos_tecnicos/downloads/estatistica em 10/01/09.
- IEAPM - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira. (2002). O ambiente marinho e costeiro do Brasil: vetores de pressão, situação, impactos e respostas. *Relatório Perspectivas do Meio Ambiente para o Brasil - Marinha do Brasil*. 46p.
- Knoppers, B. Ekau, W. Figueiredo Junior, A. G.; Soares-Gomes, A. (2002). Zona costeira e plataforma continental do Brasil. In: Pereira, R. C. Soares-Gomes, A. *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro: Editora Interciência. p.382,
- Menezes, N. A. Figueiredo, L. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)*. 1ª ed. São Paulo: Museu de Zoologia de São Paulo. 96 p.
- Menezes, N. A. Figueiredo, L. (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)*. 1ª ed. São Paulo: Museu de Zoologia de São Paulo.

105 p.

Paiva, M. P. (1997). *Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil*. 1ª ed. Fortaleza: UUFC. 278 p.

Paiva, M. P. Andrade-Tubino, M. F. (1998). Distribuição e abundância de peixes bentônicos explorados pelos linheiros ao largo do Sudeste do Brasil (1986-1995). *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4):619-632.

Rezende, S. M. Ferreira, B. P. Fredou, T. (2003). A pesca de Lutjanídeos no Nordeste do Brasil: Históricos das pescarias, características das espécies, e relevância para o manejo. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 11(1):257-270.

Roberts, C. M. Andelman, S. Branch, G. Bustamante, R. H. Castilla, J. C. Dugan, J. Halpern, B. S. Lafferty, K. D. Leslie, H. Lubchenco, J. Cardle, D. Possingham, H. P. Ruckelshaus, M. Warner R. R. (2003). Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1):199-214.

Santos, M. C. F. (2005). *Avaliação de impacto ambiental na pesca motorizada de camarões marinhos e de sua fauna acompanhante devido a construção do terminal Luciano Villas Boas Machado, em Ponta de Areia – Caravelas / Bahia*. Relatório Final, IBAMA, CEPENE, 60p.

Shanks, A. L. Grantham, B. A. Carr, M. H. (2003). Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1):159-169.

SUDEPE – Superintendência do Desenvolvimento de Pesca. (1988). *Relatório técnico sobre a atividade de pesca no Espírito Santo*. 104 p.

CAPÍTULO 2 – GROWTH, MORTALITY AND EXPLOITATION RATES OF QUEEN TRIGGERFISH (*BALISTES VETULA* - TETRAODONTIFORMES: BALISTIDAE) IN THE BRAZILIAN EAST COAST

Referência do artigo em revisão na Cahiers de Biologie Marine:

Ricardo de Freitas Netto e Ana Paula Madeira Di Benedetto. Growth, mortality and exploitation rates of Queen Triggerfish (*Balistes vetula* - Tetraodontiformes: Balistidae) in the Brazilian east coast. *Cahiers de Biologie Marine*, 00:000-000.

Abstract

The objective of the present study is to evaluate the biology of the Queen triggerfish fishery (*Balistes vetula*) through a landing point in Vila Velha, Espírito Santo State, Brazil (20°19'S, 40°18'W). During 2007, specimens of *B. vetula* were monthly collected and the standard length were measured. A total of 470 specimens were analyzed: the smallest one was 25,1cm and the biggest one 49,7cm length. The growth parameters (L_{∞}) and (k) were 50,4cm and 0,76 year⁻¹, respectively. The mortality coefficient was 2,64 (IC: 0,81 < Z < 4,43), the natural mortality (M) was 1,15 and the fishery mortality was 1,49. The model estimated the maximum exploitation coefficient by the fishery activity in 0,38; opposing to the coefficient of 0,56 that this study had predicted for the species. The results indicate that the species is under fishery pressure once the fishery exploitation coefficient is superior to what this population can resist to, in spite of the fact that the growth parameters are bigger now than in previous studies done in the central region of Brazil.

Key words: Artisanal fishery, Brazil, Espírito Santo, FiSAT II and Queen Triggerfish.

Résumé

L'étude en référence a comme objective évaluer la biologie de la pêche de « peroá » (*Balistes vetula*) par l'intermédiaire de débarquement du poisson au port de Vila Velha, Espírito Santo, Brésil (20°19'S, 40°18'W). Pendant l'année 2007, échantillons de *B. Vetula* furent collectées mensuellement et le longuer standard de chaque spécimen fut mesuré en centimètre. Au total, 470 spécimens fut analysés: le mineur était 25,1 cm et le majeur 49,7 cm. Les paramètres de la courbe de von Bertalanffy signalerent un métrage asymptotique (L_{∞}) pour le spécimen en 50,4 cm et la constant de croissance (k) en 0,76 année⁻¹. La mortalité total fut de 2,64 (IC : 0,81 < Z < 4,43), la mortalité naturelle (M) de 1,15, et la mortalité pour la pêche (F) de 1,49. Le modèle a estimé la taxe d'exploration dicton, pour la pêche, en 0,38, et, au présent étude la taxe de exploration prédit, pour le spécimen, était de 0,56. Les résultats indiquent que le spécimen est sous pression de pêche avec la taxe d'exploration pour la pêche supérieur à que la population supporte malgré la taxe de croissance être majeur, au moment, qu'en études préalables du spécimen à la région centrale de Brésil.

Vocabulaire-clef: Pêche artisanal, Brésil, Espírito Santo, FISAT II et Peroá.

Introduction

Marine fishery is practiced along 8,500km of the Brazilian coast and in the last 20 years it has been increasing the over exploitation of commercial species. At the same time, the fast development of marine industrial activities has caused lots of concerns to society due to the incipient knowledge over the fauna in these areas. Furthermore, there are many problems associated to the way how these resources have been managed, focusing usually on target species instead on the environment, reflecting failures in conservation of marine resources (Larkin, 1996).

Over-exploitation, combined to an inefficient management, usually results in reduction of fish stocks. Begg e Waldman (1999), for example, affirms that the goal of a fishery management program is to achieve a sustainable production, not consumes the whole fish stocks. Within this context, of environmental degradation and reduction of natural populations through over-exploitation, there is a specific species of genus *Balistes* (*Balistes vetula* – Linnaeus, 1758 – Balistidae). This species is an important fishery resource for artisanal communities in the Brazilian east coast, and it's currently classified as vulnerable to extinction by *The World Conservation Union* - IUCN (IUCN, 2008).

In Brazil, the production of *B. vetula* occurs between Ceará and Espírito Santo States (~19°S-21°S), with the last one presenting the national biggest production, about 4,225 tons/year. However, the last fishery statistics report from Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA (Brazilian Environmental Agency) indicate a decrease in the national production of this species between the years 2001 (7,774 tons/year) and 2006 (732 tons/year) (IBAMA, 2006). Despite the decrease of production, the fleet that operates in this area has increased 25% in *Espírito Santo* State, and 16,5% in *Bahia* State, east coast of Brazil (Santos, 2005).

Menezes (1979, 1985) was the first author in Brazil who had carried out studies about this species regarding to fishery biology, reproduction, growth rate and feeding behavior in the northeast region. Almost 20 years later, Ribeiro (2004) studied the age and growth of the species in the central coast of Brazil from scientific prospection of REVIZEE Program (Brazilian Exclusive Economic Zone of Living Resources Evaluation Program). In Brazil, these were the only studies existent. In other parts of the world, as in Brazil, there are few studies about commercial species

from the Genus *Balistes*, especially *B. vetula*, almost from 1980 decade (Aiken, 1983; Johnson and Saloman, 1984; Manooch, and Drennon, 1987; Ismen, *et al.*, 2004).

This species has a tropical distribution, within 275 meter deep, from 43° north to 35° south latitude, and 98° west to 14° east longitude. In the West Atlantic is registered in Africa (Ascencion, Cabo Verde, Açores and Angola - Harmelin-Vivien and Quéro, 1990), while in the East Atlantic it is registered in Massachusetts, Rhode Island (USA) and México Gulf (Robins and Ray, 1986), reaching southeast of Brazil (Menezes, 1979; Freitas Netto *et al.*, 2002). It's habitat are coral reefs forming shoals but, eventually, can be find solitary over soft bottom substrate or marine vegetation. Feed's especially over benthic invertebrates such as echinoderms, crustaceans, mollusks, annelids, sponges and eventually other fishes species (Menezes, 1979; Tortonese, 1986; Cervigón *et al.*, 1992; Lieske and Myers, 1994).

Balistes capriscus (Gmelin, 1789 – Balistidae) once was the most important species in *Espírito Santo* production, but over-exploitation in the past brought it to extinction as a commercial species (Freitas Netto *et al.*, *in press*). Freitas Netto (2004) report as one of the impacts that may have reduced this fish stocks the use of gillnets. This technique was made to catch shoals, therefore, when fishermen set this gillnet, catches not only adult specimens, but juveniles as well. Usually hand-lines are used to fish this species, which select fish size by the kind of hook used.

Nowadays, the fishing pressure is driven to *B. vetula*, a species that occur in the same area, present same behavior (e.g. behavior, feeding, habitat), and it's captured with same fishing tackles. Besides this, the current environmental agency responsible for fishery management in Brazil had never provided any kind of management program, or even conservation measures for these two species (IBAMA, 2009).

Therefore, to avoid the same destiny of *B. capriscus*, the main goal of this study is to contribute with information about the present status of the queen triggerfish population (*B. vetula*) in the east coast of Brazil through the identification of its growth, mortality and exploitation coefficients in *Espírito Santo* State landings.

Material and Methods

Study area

Fishery boats that operates catching *B. vetula* is represented in this study by a vessel fleet located at Vila Velha landing point (20°19'S, 40°18'W), which concentrates its activities in a region denominated “Largo dos Abrolhos” – Abrolhos platform (~19°50'S e 18°00'S) (Fig. 1), east coast of Brazil. The reason we have chosen this landing point is because the fleet operates in this area during all the year with constant fishing effort and fishing tackles (long-lines and hand-lines). Despite the occurrence of other landing points along the shoreline between the mentioned coordinates, these all have small fleet (less than 10 boats with autonomy to operate more than 2 nautical miles away from the coast) and operates generally during summer season (Freitas Netto *et al.*, *in press*; Freitas Netto and Di Benedetto, 2007).

The study area presents geomorphologic features such as fringe reef's, where is located the biggest Brazilian carbonate shelf, “Abrolhos” Bank. Brazilian Current predominates along the region with little influence of colder waters of Central Waters of South Atlantic (ACAS) (Pereira and Soares-Gomes, 2002).

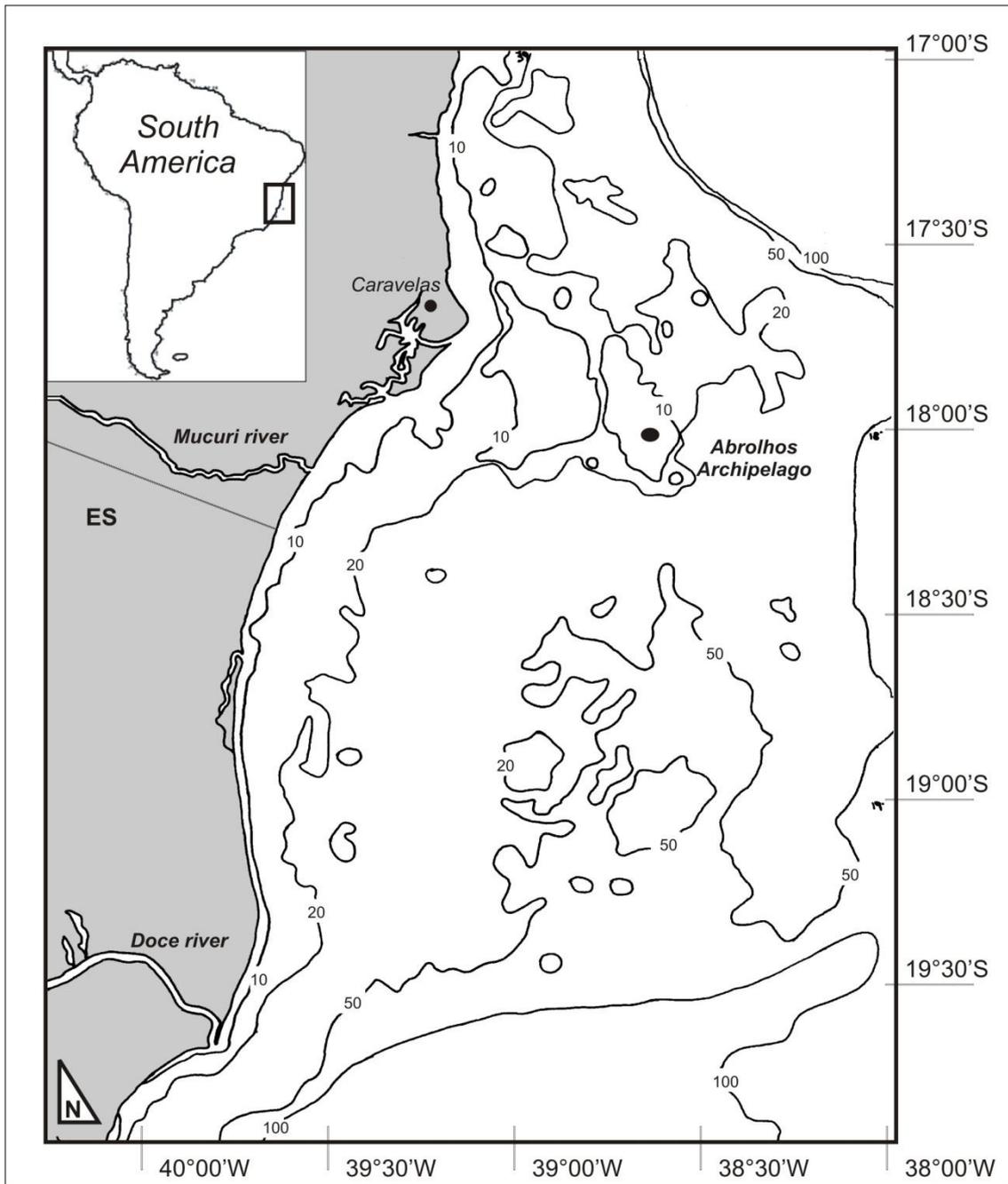


Figure 1 – Main fishing ground of *Balistes vetula* species in the east coast of Brazil. The area used by the vessel fleet studied in the present work range from 18°S to 19°50'S (Isolines represents the deepness in meters / Legend: N – north, W – west and S – south).

Sampling

The specimens of *B. vetula* were monthly collected during 2007 at Vila Velha landing point, where each sample was represented by standardized fish boxes (20 kg). Two boxes were sampled every month, except January, November and December, when landings of *B. vetula* weren't registered. From these samples the standard length of each specimen was measured. This landing point was chosen due to represent the only one with continuous landings of the studied species in the study area.

The electronic length-frequency analysis was applied to fit the Von Bertalanffy growth function $SL_t = SL_\infty (1 - \exp(-K(t - t_0)))$, where SL_t is the standard length at time t , SL_∞ is the asymptotic standard length, K the growth coefficient (year^{-1}) and t_0 the theoretical age at zero length. Total mortality (Z) was estimated by the length-converted catch curve method (Pauly, 1980). The instantaneous natural mortality (M) was computed using the empirical model of Pauly (1980): $\log M = -0.006 - 0.27 \log SL_\infty + 0.654 \log K + 0.463 \log T$, where T is the mean water temperature (C), with in the study area was considered around 22°C, according to Brazilian current studies developed by Silveira *et al.*, (2000). Finally, the fishery mortality (F) was calculated as: $F = Z - M$; and the exploitation rate (E) as: $E = F / Z$. Growth performance index was calculated through the function: $\log K + 2/3 \log SL_\infty$.

The relative yield-per-recruit (Y/R) using the Beverton and Holt model modified by Pauly and Soriano (1986) was applied to predict the exploitation rate when the Y/R is highest (E_{\max}). All indexes were calculated by FiSAT II program package (Gayaniilo *et al.*, 2005).

Results

During the year 2007, 470 specimens of *B. vetula* were collected in Vila Velha landing point from captures in the east coast of Brazil. Standard length ranges from 25.1 to 49.7cm (Table 1 and Fig. 2).

The Von Bertalanffy parameters estimated the asymptotic length (L_∞) for the species at 50.4cm and the growth coefficient (k) in 0.76 year^{-1} . The total mortality coefficient was estimated in 2.64 (IC: $0.81 < Z < 4.43$). The natural mortality coefficient (M) was 1.15, while the fishery mortality (F) coefficient registered was 1.49. The exploitation rate for this population was estimated in 0.56 by this study,

which is higher than the model predicted for this species as a maximum exploitation coefficient by fishery activity (0.38). Growth performance index was 3.29.

Table 1: Number of collected specimens of *Balistes vetula* by size class and values of standard length (minimum, maximum, media and standard deviation - SD).

Size class (cm)	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
23	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	-	17	12	6	10	2	1	1	4	4	-	-
29	-	18	16	8	9	4	4	3	7	8	-	-
32	-	14	14	8	13	6	17	19	17	13	-	-
35	-	9	8	11	9	13	26	24	13	8	-	-
38	-	2	2	11	4	4	6	5	10	7	-	-
41	-	-	-	4	0	6	1	-	2	1	-	-
44	-	-	-	1	1	4	2	2	5	2	-	-
47	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
50	-	-	-	-	-	-	2	2	3	2	-	-
N	0	61	53	50	46	39	59	56	61	45	0	0
%	0	12.9	11.2	10.6	9.7	8.3	12.5	11.9	12.9	9.5	0	0
Minimum	-	25.1	25.4	27.6	27.5	27.5	28.1	28.0	28.0	27.6	-	-
Maximum	-	39.4	39.8	49.7	44.2	46.7	51.4	51.4	51.4	51.4	-	-
Media	-	31.3	31.4	35.3	33.2	37.1	35.9	35.8	36.4	35.4	-	-
SD	-	3.3	3.6	4.9	3.9	5.1	4.2	4.2	5.6	5.4	-	-

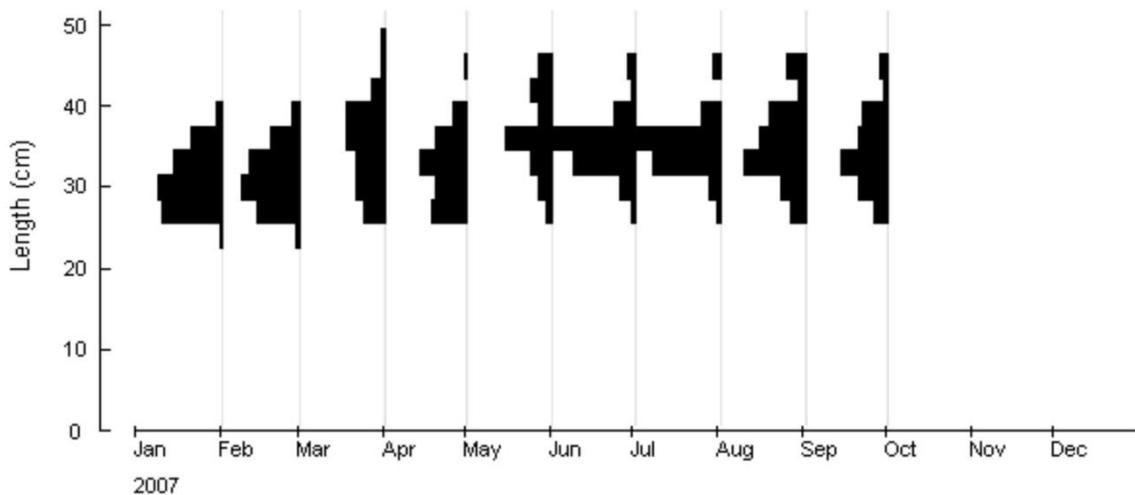


Figure 2 – Size class distribution of *Balistes vetula* specimens captured in the Brazilian east coast.

Discussion

Growth Coefficient

Menezes (1985), studying the species through specimens collected from artisanal fishery in the northeast of Brazil, find L_{∞} in 53.8cm, with specimens ranging from 11 to 45cm, and average of 24.3cm. The growth coefficient of this population was estimated in 0.15 year^{-1} , five times smaller than the results of the present study. The growth performance index registered was also smaller, 2.64. Ribeiro (2004), who studied the species from exploratory surveys of the REVIZZE Program in the central coast of Brazil (16°S-22°S), registered specimens between 18 and 49cm length, with L_{∞} in 39.8cm and k of 0.14 year^{-1} .

In Central America, Virgin Islands, and in Porto Rico, it has been determined for *B. vetula* an L_{∞} of 41.5cm, k of 0.3 year^{-1} and Φ' of 2.71 (Manooch and Drennon, 1987). Still on Virgin Islands, Randall (1962) registered an L_{∞} of 60cm, k of 0.23 year^{-1} and Φ' of 2.92 for this species. In Jamaica, the same parameters were L_{∞} of 45 cm, k of 0.57 year^{-1} and Φ' of 3.06 (Aiken, 1983). The results from this study show that *B. vetula* population in the east coast of Brazil presented bigger growth coefficients than the populations of the same species distributed at lower latitudes.

A fact that must be mentioned is that some of the results compared to this study were raised up through different methods, which may be generating an accentuated difference in relation to the growth index of *B. vetula* population. Overall, Silvestre and Garces (2004) studied 25 species of demersal fishes from Brunei Darussalam, in Malaysia, and they observed values of k ranging from 0.7 to 1.7 year^{-1} , attributing these results to the high growth index which is a characteristic of marine tropical fishes, such as *B. vetula*.

Mortality

The natural mortality of *B. vetula* in the study area was smaller than that attributed to fishery. According to Dulcic *et al.*, (2007), the natural mortality index can be attributed to the predation. In Brazil it was registered the predation of adults and juveniles of *B. vetula* by fishes of the Istiophoridae family (*Tetrapturus pfluegeri* - Robins and de Sylva, 1963 and *T. albidus* - Poey, 1860) (Júnior *et al.*, 2004). In Jamaica, with natural mortality was 2.6, it was registered the predation over *B. vetula* juveniles and adults by fishes of Scombridae family (*Katsuwonus pelamis* -

Linnaeus, 1758, *Thunnus alalunga* – Bonnaterre, 1788, *T. albacares* – Bonnaterre, 1788 and *Euthynnus alletteratus* – Rafinesque, 1810) and Serranidae family (*Epinephelus striatus* – Bloch, 1792) (Aiken, 1983).

The highest mortality index by fishery in relation to the natural mortality was expected due to fishery pressure of *B. vetula* in the east coast of Brazil (Freitas Netto *et al.*, *in press*), a common scenario for different target-species around the world. Dulcic *et al.*, (2007), for example, have find highest mortality index by fishery in the population of brown comber (*Serranus hepatus* – Linnaeus, 1758 – Serranidae) in the Adriatic Sea. Pajuelo and Lorenzo (2004), for the population of Moroccan white seabream (*Diplodus sargus cadenati* – de La Paz, Bauchot and Daget, 1974 – Sparidae) in the Canary Islands, in the Mediterranean Sea, also have find highest mortality index. Superior mortality by fishery in relation to natural mortality was observed for garpike (*Belone Belone euxini* – Linnaeus, 1761 – Belonidae) and bogue (*Boops boops* – Linnaeus, 1758 – Sparidae) in the Black sea and in Portugal, respectively (Samsun *et al.*, 2006; Monteiro *et al.*, 2006). Despite Monteiro *et al.*, (2006) have suggested that fishery through artifacts such as hand lines and long lines cause less impact over economically explored fish populations, the examples mentioned above include different fishing tackles and still presented high mortality indexes.

Exploitation index

The exploitation index for *B. vetula* population was higher than the value considered as the maximum exploitation rate. According to what had been discussed before, the over-exploitation seems to be common to several fishery resources around the world. Ozbilgin *et al.*, (2004) attribute to illegal fishing and predatory practices the high indexes of over-exploitation registered nowadays. In their study they have observed that the mortality by fishery was superior then the natural for the red mullet (*Mullus barbatus* – Linnaeus, 1758 - Mullidae) ($M=1.07$ and $F=2.36$). Al-Hosni and Siddek (1999) also registered the over-fishing of Spanish mackerel (*Scoberomorus commerson* - Lacepède, 1800 – Scombridae) in the coast of Omani, in the Arabian Peninsula.

Final Considerations

Walter and Hilborn (1976) states that when production parameters are uncertain, the harvest rates used should be lower than would be supposed if only the available parameter estimates were considered; and when the equilibrium stock size is uncertain, but production rates are well understood, the harvest rates should be lowered. But when the general form of the production relationship is uncertain, and when management control is limited, as is the case of the present study, formal optimization becomes impossible. The authors, however, affirm that a gaming procedure may help to devise and to evaluate alternative management strategies. The gaming procedure involves defining a series of possible models, selecting a series of effective experiments, and calculating the optimum experiment under subjective prior probabilities for all models. This technique is an immediately useable solution for complex fisheries problems. Future work is continuing to overcome the computational obstacles encountered in formal optimization of complex models.

Therefore, the results of the present study must be carefully considered for management purpose of this fishery recourse, especially due to the low number of collected specimens. Regarding to the use of the FiSAT program, some authors have some considerations as well. Dulcic *et al.*, (2003), for example, draw attention to the use of punctually collected data due to the target population spatial and temporal variations. Pajuelo and Lorenzo (2004), also considered about the application of the results for non-specific fishery artifacts, such as artisanal gillnets. Still, Dadzie *et al.* (2007) recommends caution for ample geographic distribution species, besides, draw attention to the inexistence of continuous studies to define strategies for a safer management.

However, in fishing scenarios like the Brazilian, where data collection is difficult due to an extent shoreline associated to decentralization of fishery landing points (Paiva, 1997; Freitas Netto and Di Benedetto, 2007), this kind of approach might facilitate the identification of eligible over-explored fishes to a more detailed study, as mentioned by Walter and Hilborn (1976). In this way, the present study be an alert to Brazilian fishery agency to establish management plans for target-species, including baseline research, to avoid the commercially extinction of *B. vetula*, such as it happens to *B. capriscus*.

Acknowledgments

To FACITEC (Fundo de Assistência a Ciência e Tecnologia do Município de Vitória) for financial support. A.P.M. Di Benedetto was also supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (nº Proc. nº 305160/2006-0). This is a contribution from the Graduate Program of Ecology and Natural Resources/UENF.

References (Capítulo 2)

- Aiken, K. A. (1983). The biology, ecology and bionomics of the triggerfishes, Balistidae. *In: Caribbean coral reef fishery resources*, Vol. 7. (ed Munro J.L.), ICLARM, pp.191-205.
- Al-Hosni A. H. S. Siddeek, S. M. (1999). Growth and mortality of the narrowbarred Spanish Mackerel, *Scomberomorus commerson* (Lacepède), in Omani waters. *Fisheries Management and Ecology*, 6:145-160.
- Begg, G. Waldman, J. R. (1999). An holistic approach to fish stock identification. *Fisheries Research*, 43: 35-44.
- Cervigón, F. R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. J. Lemus, R. Márquez, J. M. Poutiers, G. Robaina B. Rodriguez. (1992). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América.. FAO, Rome. 513 p. *Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD*.
- Dadzie, S. Abou-Seedo, F. Moreau, J. (2007). Population dynamics of *Parastromateus niger* in Kuwaiti waters as assessed using length–frequency analysis. *Journal of Applied Ichthyology*, 23:592–597
- Dulcic, J. Matic-Skoko, S. Paladin, A. Kraljevic, M. (2007). Age, growth and mortality of brown comber, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Serranidae), in the eastern Adriatic (Croatian coast). *Journal of Applied Ichthyology* 23:195–197.
- Dulcic, J. Pallaoro, A. Cetinic P. Kraljevic, M. Soldo, A. Jardas, I. (2003). Age, growth and mortality of picarel, *Spicara smaris* (Pisces: Centracanthidae), from the eastern Adriatic (Croatian coast). *Journal of Applied Ichthyology*, 19:10–14.
- Freitas Netto, R. Di Benedetto, A. P. M. (2007). Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. *Biotemas*, 20 (2):107-119.
- Freitas Netto, R. (2004). Descrição dos impactos sofridos pela comunidade de pescadores artesanais de Santa Cruz – ES, Brasil. *Bioikos*, 18(1):51-62
- Freitas Netto, R. Nunes, A. G. A. Albino, J. (2002). A pesca realizada na comunidade de pescadores artesanais de Santa Cruz / ES – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1):93-100.
- Freitas Netto, R. Krohling, K. Rocha, M. B. DI Benedetto, A. P. M. (*in press*) Produção

- pesqueira no triênio 2003-2005 na Cooperativa de pesca de Vila Velha, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 00:000-000.
- Gayanilo, F.C. Jr. Sparre, P. Pauly, D. (2005). *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II). User's Guide*. Revised version. (Computerized Information Series Fisheries, N. 8). FAO, Rome.
- Harmelin-Vivien, M. L. J. C. Quéro. (1990). Balistidae sp. 1055-1060. In Quero, J. C. Hureau, J. C. Karrer, C. Post, A. Saldanha, L. (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. (2006). *Estatísticas Pesqueiras (Fishery Statistics)*: http://www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77 em 21/08/06.
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. (2009). *Legislação Pesqueira (Fishery Legislation)*. Available online at: <http://www.ibama.gov.br/recursos-pesqueiros/documentos/portarias/> em 28/06/09.
- Ismen, A. Turkoglu, M. Yigin, C.C. (2004). The age, growth and reproduction of gray triggerfish (*Balistes capriscus*, Gmelin, 1789) in Iskenderun Bay. *Journal of Biology Science*, 7(12):2135-2138.
- IUCN. (2008). *List of Threatened Species IUCN*: http://www.iucnredlist.org/search/search.php?freetext=balistes+vetula&modifier=phrase&criteria=wholedb&taxa_species=1&redlistCategory%5B%5D=all&country%5B%5D=all&cty_default=1&aquatic%5B%5D=all&aqu_default=1®ions%5B%5D=all®_default=1&habitats%5B%5D=all&threats%5B%5D=all&redlistAssessyear%5B%5D=all&growths%5B%5D=all em 15/04/08.
- Johnson, A. G. Saloman, C. H. (1984). Age, growth, and mortality of gray triggerfish, *Balistes capriscus* from the northeastern Gulf of Mexico. *Fishery Buletin*, 82(3):485-492.
- Júnior, T. V. Vooren, C. M. Lessa, R. P. (2004). Feeding habits of four species of Istiophoridae (Piscea: Perciformes) from northeastern Brazil. *Environmental Biology Fishery*, 70:293-304.
- Larkin, P. A. (1996). Concepts and issues in marine ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6:139-164.

- Lieske, E. Myers, R. (1994). *Collins Pocket Guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea*. Haper Collins Publishers, 400 p.
- Manooch, C. S. Drennon, C. L. (1987). Age and growth of yellowtail snapper and queen triggerfish collected from the U.S. Virgin Islands and Puerto Rico. *Fishery Research*, 6:53-68.
- Menezes, M. F. (1979). Aspectos da biologia e biometria do Cangulo, *Balistes vetula* Linnaeus, no nordeste brasileiro. *Arquivo de Ciências do Mar*, 19 (1/2):57-68.
- Menezes, M. F. (1985). Biologia pesqueira do Cangulo, *Balistes vetula* LINNAEUS: reprodução e crescimento. *Arquivo de Ciências do Mar*, 24:53-59.
- Monteiro, P. Bentes, L. Coelho, R. (2006). Age and growth, mortality, reproduction and relative yield per recruit of the bogue, *Boops boops* Linneu, 1758 (Sparidae), from the Algarve (south of Portugal) longline fishery. *Journal of Applied Ichthyology*, 22:345–352.
- Ozbilgin, H. Tosunoglu, Z. Bilecenoglu, M. Tokac, A. (2004). Population parameters of *Mullus barbatus* in Izmir Bay (Aegean Sea), using length frequency analysis. *Journal of Applied Ichthyology*, 20:231–233
- Paiva, M. P. (1997). *Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil*. 1st edn. UUFC, Fortaleza. 278p.
- Pajuelo, J. G. Lorenzo, J. M. (2004). Basic characteristics of the population dynamic and state of exploitation of Moroccan white seabream *Diplodus sargus cadenati* (Sparidae) in the Canarian Archipelago. *Journal of Applied Ichthyology*, 20:15–21.
- Pauly, D. Soriano, M. L. (1986). Some practical extensions Bevertons and Holt's relative yeald-per-recruit model. *In: The first Asian Fisheries Forum*. (Eds J. L. Maclean, L. B; Dizon, L. V. Hosillo). Asian Fisheries Society, Manila, pp. 491-496.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock. *J. Cons. Inter. Explor. Mer.* 39(3):175-192.
- Pereira, R. C. Soares-Gomes, A. (2002). *Biologia Marinha*, 1st edn. Interciência, Rio de Janeiro. 382p.
- Randall, J. E. (1962). Tagging reef fishes in the Virgin Islands. *In: (J.B. Higman ed) Gulph and Caribbean Fisheries Institute, Proceedings of the 14th Annual Session, University of Miami., Florida, November 1961. 201-241.*

- Ribeiro, A. M. (2004). *Idade e crescimento do peroá, Balistes vetula, LINNAEUS, 1758 (TELEOSTEI: BALISTIDAE) da costa central do Brasil*. Graduation Monograph (Oceanography) Vitória-ES. Universidade Federal do Espírito Santo, 34 p.
- Robins, C. R. Ray. G. C. (1986). A field guide to Atlantic coast fishes of North America. *Houghton Mifflin Company*, Boston, U.S.A. 354 p.
- Samsun, O. Samsun, N. Bilgin, S. Kalayci, F. (2006). Population biology and status of exploitation of introduced garfish *Belone belone* euxini (Günther, 1866) in the Black Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 22:353–356.
- Santos, M. C. F. (2005). *Avaliação de impacto ambiental na pesca motorizada de camarões marinhos e de sua fauna acompanhante devido a construção do terminal Luciano Villas Boas Machado, em Ponta de Areia – Caravelas / Bahia*. Relatório Final, IBAMA, CEPENE, 60p.
- Silveira, I. C. A. Schimidt, A. C. K. Campos, E. J. D. Godoi, S. S. Ikeda, Y. (2000). A Corrente do Brasil ao Largo da Costa Leste Brasileira. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 48(2):171-183.
- Silvestre, G. Garces, L. R. (2004). Population parameters and exploitation rate of demersal fishes in Brunei Darussalam (1989–1990). *Fisheries Research*, 69:73–90.
- Tortonese, E. (1986). Balistidae. sp. 1335-1337. In Whitehead, P. J. P. Bauchot, M.-L. Hureau, J.-C. Nielsen, J. Tortonese, E. (eds.) *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. Vol. III.
- Walters, C. J. Hilborn, R.. (1976). Adaptive control of fishing systems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33:145-159.

Capítulo 3 – IDENTIFICAÇÃO DE POPULAÇÕES DA ESPÉCIE *Balistes vetula* (TETRAODONTIFORMES: BALISTIDAE) EXPLORADAS PELA PESCA ARTESANAL NA COSTA DO BRASIL POR MEIO DE TÉCNICAS DE MORFOMETRIA GEOMÉTRICA

Resumo

Durante o período de verão do ano 2008 amostras da espécie *Balistes vetula* (Tetraodontiformes: Balistidae) foram coletados, a partir de operações de pesca artesanais, com o objetivo de identificar distintas populações (estoques pesqueiros) da espécie entre a costa sudeste e nordeste do Brasil. Para tanto, foram selecionados quatro pontos relevantes de desembarque da espécie na área de estudo: Fortaleza - CE (2° - 6° S), Salvador - BA (12° - 14° S), Caravelas “Abrolhos” – BA (18° - 20° S) e Vitória - ES (20° - 22° S). Em cada um desses pontos foram coletados 25 organismos, submetidos a metodologia de morfometria geométrica para comparar a variação de forma entre os espécimes de cada hipotética população. A partir do programa TPSDig, foram plotados 17 marcos anatômicos para cada espécime, caracterizando o espaço da figura em um eixo cartesiano. Para análise da forma intra e inter populacional de *B. vetula* foi empregada a função “*thin plate splines*”, através do programa TPSRelw, sendo a análise de variáveis canônicas empregada para verificar as diferenças intra e inter populacional. Os resultados obtidos indicaram a formação de quatro grupos, compostos pelas populações de Fortaleza, Salvador e Abrolhos/Vitória, se mostrando significativa através do teste de Wilks’ Lambda ($F= 18,964$, $P= 4.13478E-049$). A partir dos dados do presente estudo é possível indicar estratégias de manejo específicas para cada região, possibilitando a obtenção de melhores resultados em relação a conservação e sustentabilidade do recurso pesqueiro.

Palavras-chave: Peroá, Cangulo, Queen Triggerfish, Manejo Pesqueiro e Conservação.

Abstract

During 2008 summer, samples of *Balistes vetula* (Tetraodontiformes: Balistidae) were collected from fishery operations to identify distinct populations (fish stocks) of this species between northeast and southeast Brazilian coast. Therefore, were selected four relevant landing points in the study area: Fortaleza - CE (2° - 6° S), Salvador - BA (12° - 14° S), Caravelas “Abrolhos” – BA (18° - 20° S) and Vitória - ES (20° - 22° S). In each one of this landing points were collected 35 specimens and submitted to geometric morphometric methodology to compare form variation between each hypothetical population. Using TPSDig program, 17 anatomical landmarks for each specimen were set to configure the figure space in a Cartesian axe. To analyze the form variation inside and between *Balistes vetula* populations, “thin plate splines” function was used through TPSRelw program, while canonical analyzes was used to verify differences between the hypothetical populations. Results has indicated the formation of four groups, Fortaleza, Salvador and Abrolhos/Vitória, significantly different as confirmed by Wilks’ Lambda test ($F=18,964$, $P=4.13478E-049$). From these results it is possible to indicate management strategies for each region, according to its population characteristics, in order to achieve better results in terms of conservation and sustainability of this fishery resource.

Key-words: Peroá, Cangulo, Queen Triggerfish, Fishery management and Conservation.

Introdução

A 'morfometria geométrica' foi desenvolvida para analisar a variação da forma em estruturas biológicas através de marcos anatômicos permitindo inferências mais claras a respeito das mudanças na forma do corpo e sua possível adaptação ecológica (Klingenberg, 2002). De acordo com Adams *et al.*, (2004), na década de 90 do século XX ocorreu o início da revolução dessa técnica, definida por Bookstein (1991) como a análise estatística da covariância entre forma e fatores causais.

Os caracteres morfológicos e ecológicos dos organismos são estritamente relacionados. A morfologia normalmente determina características ecológicas como o desempenho alimentar ou locomotor, enquanto os fatores ambientais (*p.ex.* temperatura, salinidade, radiação, oxigênio dissolvido, profundidade e correntes predominantes) podem induzir a seleção de fenótipos e diversificação ecológica, promovendo a seleção direcional de traços morfológicos (Klingenberg e Ekau, 1996; O'Reilly e Horn, 2004). A diversidade morfológica pode estar baseada tanto na diferenciação genética quanto na plasticidade fenotípica, sendo que ambas podem representar respostas adaptativas à seleção natural e resultar em mudanças microevolutivas entre espécies. Acredita-se que a diferenciação entre populações surge a partir de diferentes regimes de seleção, e ambientes distintos normalmente geram ou sustentam a diversidade fenotípica (Langerhans *et al.*, 2004). De acordo com Rüber e Adams (2001), a partição de recursos tróficos e a segregação de micro habitats podem representar fatores importantes na divergência intra e inter populacional. Nesse sentido, adaptação a diferentes nichos tróficos através da modificação da morfologia trófica, da forma do corpo e do comportamento alimentar podem contribuir para o alto grau de diversidade morfológica em peixes.

Begg e Waldman (1999) afirmam que o estudo fenotípico é mais aplicável ao manejo pesqueiro, pois detectam mudanças nas populações em um período curto de tempo, enquanto estudos genotípicos normalmente detectam variações de longo prazo, muito úteis no estudo da evolução ou extinção de espécies. Dessa forma, o estudo da variação da forma pode auxiliar na distinção de populações de peixes que ocorrem em grandes áreas de distribuição (Walker, 1997; Cavalcanti *et al.*, 1999; Benvenuti, 2000). Apesar da facilidade com que as técnicas morfométricas podem ser empregadas e do grande número de estudos que diferenciam populações de peixes a partir desses métodos, poucos resultados são aplicados a um ordenamento

pesqueiro (Begg *et al.*, 1999).

No caso da atividade pesqueira, a unidade de manejo é o estoque de pesca de uma determinada espécie e/ ou grupo de espécies. O conceito de “estoque” é fundamental para o manejo efetivo da pesca. Inicialmente, a ciência pesqueira se referia a “estoque” como todo e qualquer grupo de espécies disponível para exploração em uma determinada área. Entretanto, a identificação de estoques é atualmente uma abordagem multidisciplinar que pode envolver investigações sobre genética, biometria e história de vida das espécies (Pawson e Jennings, 1996; Begg *et al.*, 1999; Cadrin, 2000). Uma definição geral de estoque envolve um grupo de indivíduos grande o bastante para manter a sua reprodução por um determinado período de tempo (Begg e Waldman, 1999; Cadrin, 2000). Nesse caso, a variação morfológica pode ser usada para discriminar “estoques fenotípicos”, reconhecidos como grupos de indivíduos com padrões de crescimento, mortalidade e taxas reprodutivas similares (Cadrin, 2000).

Na década de 80 do século XX, a espécie *Balistes vetula* era considerada de importância comercial mediana no litoral brasileiro (Menezes, 1979). Atualmente, a espécie vem sendo sobre-explorada por frotas pesqueiras artesanais ao longo de sua área de distribuição (Freitas Netto, 2002), entre os Estados do Ceará e do Espírito Santo, com o último apresentando a maior produção nacional, em torno de 4.225,5 t/ano, seguido da Bahia com 148 t/ano, Ceará com 30,5 t/ano, Rio Grande do Norte com 10,6 t/ano e Pernambuco com apenas 2,6 t/ano. Dados da última estatística pesqueira oficial indicam um decréscimo na produção nacional desta espécie entre os anos de 2001 (7.774 t) e 2006 (732 t) (IBAMA, 2006).

O presente estudo tem por objetivo a identificação de distintos estoques da espécie *Balistes vetula* através de sua variação morfométrica na costa leste do Brasil, a partir da hipótese de que existe apenas um estoque ao longo da costa brasileira (H_0). Os resultados desse estudo permitirão a definição de estoques fenotípicos da espécie possibilitando a elaboração de estratégias de conservação e manejo pesqueiro adequados as características dessa população, região e comunidade pesqueira associada.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo compreende a costa leste e nordeste brasileira sob influência climática tropical e apresenta distintas características ecológicas e geomorfológicas, que podem influenciar na variação morfométrica dos indivíduos presentes nas populações hipotéticas de *B. vetula* (Figura 1).

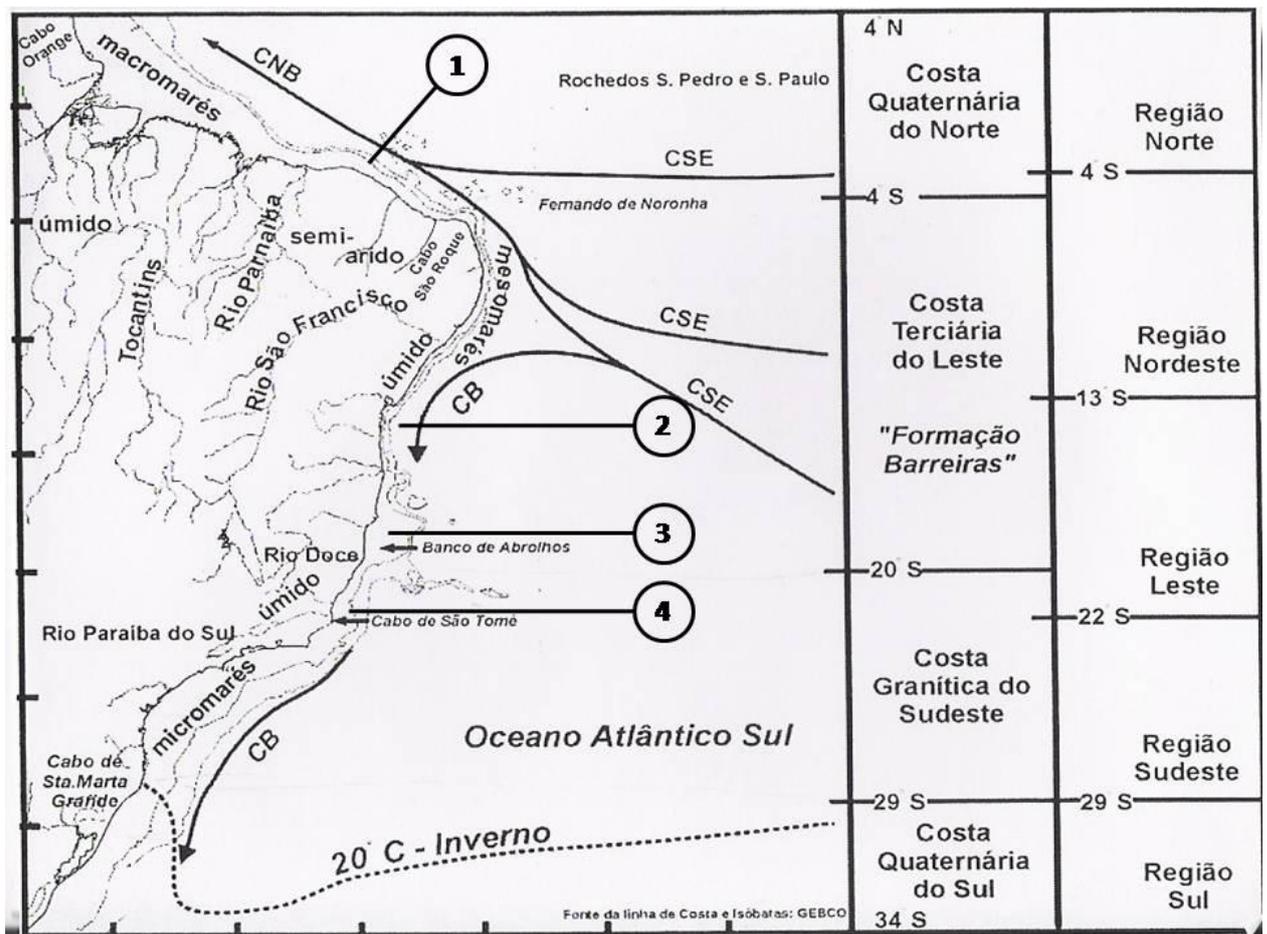


Figura 1 – Mapa da área de estudo resumindo as principais características da costa brasileira com a indicação das regiões onde os espécimes foram coletados (1 – Fortaleza, 2 – Salvador, 3 – Abrolhos e 4 – Vitória) (adaptado de Pereira e Soares-Gomes, 2002).

A costa brasileira é banhada pela Corrente do Brasil (CB), associada ao Giro Sub-Tropical do Atlântico Sul, que se origina ao sul de 10° S, na região onde o ramo mais ao sul da Corrente Sul Equatorial se bifurca formando também a Corrente do Norte do Brasil. Assim, a Corrente do Brasil flui para o sul, bordejando o continente

sul-americano até a região de Convergência Subtropical (33-38° S), quando conflui com a Corrente das Malvinas e se separa da costa (Silveira *et al.*,2000).

Dentro da área de estudo, a plataforma continental brasileira apresenta distintas regiões geomorfológicas. A região nordeste é caracterizada pela mais estreita plataforma continental no país, delineada por dunas, rias, recifes de franja e pela “Formação Barreiras”, e é banhada pela Corrente Norte do Brasil e Sul Equatorial. A região leste também apresenta recifes de franja, deltas e ainda parcéis, onde se encontra a maior plataforma carbonática no país, o Banco de Abrolhos. A Corrente do Brasil banha essa região com pequena influência da Água Central do Atlântico Sul. A região sudeste é uma costa granítica com baías e lagunas, banhada pela Corrente do Brasil e caracterizada pela ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (Pereira e Soares-Gomes, 2002).

Coleta dos espécimes de B. vetula

De forma a verificar a existência de populações distintas da espécie na costa do Brasil, as coletas dos espécimes foram realizadas em regiões onde ocorre a pesca extrativista de *B. vetula*, e que apresentam distintas características ecológicas da costa que podem influenciar na variação morfométrica dessas possíveis populações. Assim, 25 espécimes de *B. vetula* foram coletados para cada população amostrada a partir de desembarques pesqueiros, conforme indicado na Tabela 1, totalizando 100 indivíduos amostrados. De acordo com Monteiro (1999), devido à alta sensibilidade do método de morfometria geométrica, um número reduzido de espécimes permite resultados satisfatórios em relação à morfometria tradicional. EM relação aos pontos de coleta, os portos pesqueiros foram selecionados a partir dos dados de estatística pesqueira do IBAMA (2004), sendo selecionados os que se apresentam como os mais expressivos em termos de produção de *B. vetula* ao longo do litoral brasileiro (Figura 1).

Tabela 1 – Localização dos pontos de coleta dos espécimes de *Balistes vetula*.

Pontos de Coleta	Região POPULAÇÃO	Amostras por Área	Limites geográficos aproximados	Porto de Pesca Referência
1	NORDESTE	(n=25)	2° - 6° S	Fortaleza – CE
2	LESTE	(n=25)	12° - 14° S	Salvador – BA
3		(n=25)	18° - 20° S	Caravelas – BA
4	SUDESTE	(n=25)	20° - 22° S	Vitória – ES

Análises morfométricas

Os marcos anatômicos são considerados os dados mais ricos em informação utilizados pelos métodos morfométricos, pois formam o mapeamento de pontos que apresentam correspondência biológica em toda a amostra. Os marcos utilizados nesse estudo foram do tipo I, onde ocorre a justaposição de tecidos (Monteiro, 1999).

Os espécimes coletados foram posicionados em pranchas de cera, sempre sobre seu flanco esquerdo, e fotografados com uma câmera CANON 7.1 *Megapixels* com auxílio de um tripé. Todas as amostras fotografadas mantiveram a mesmo ângulo e distância focal, de modo a evitar alterações de “forma” advindas do posicionamento da amostra (paralaxe). A partir dessas imagens, 17 marcos anatômicos foram plotados em cada imagem através do programa TPSDig (Rohlf, 1996), que corresponderão a coordenadas em um eixo cartesiano, caracterizando o espaço da figura do espécime (Figura 2).

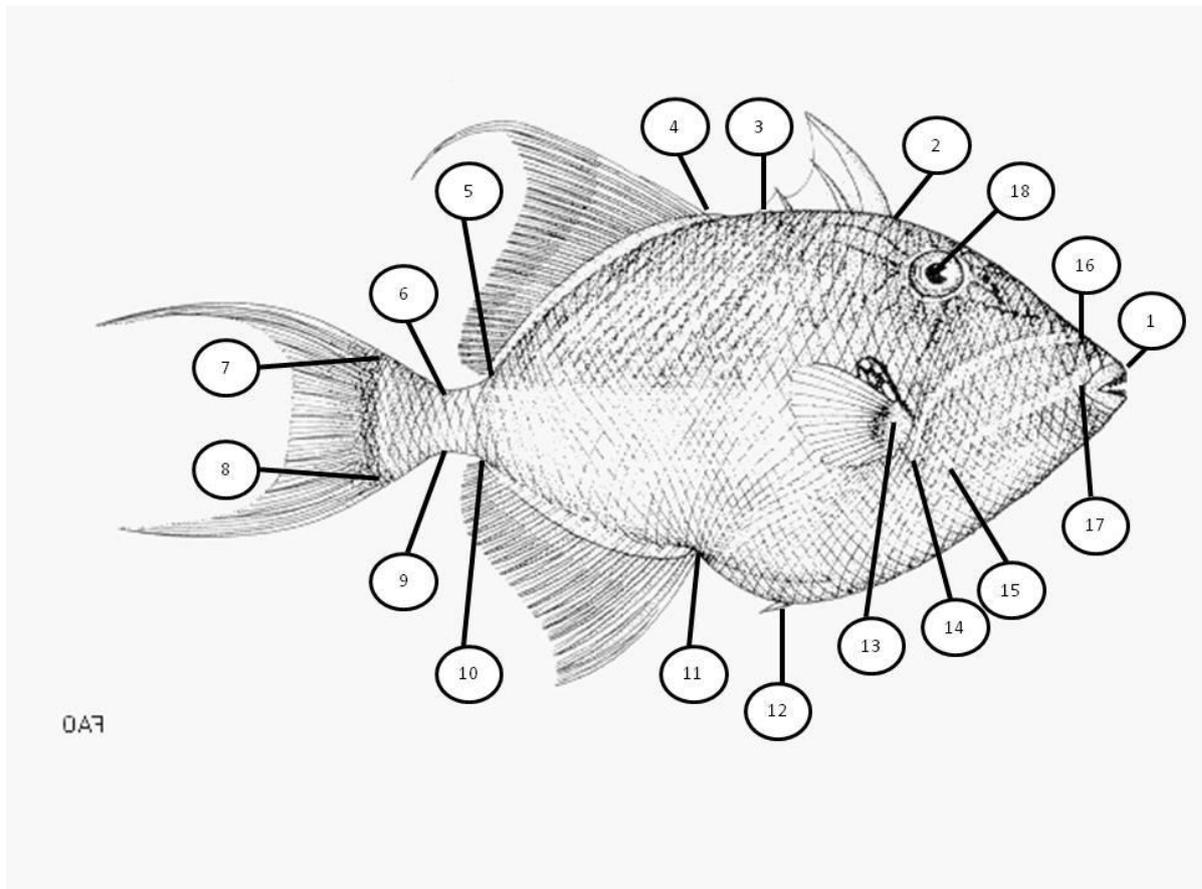


Figura 2 – Marcos anatômicos distribuídos no *Balistes vetula*.

A fim de analisar apenas a forma dos espécimes de cada população, os efeitos indesejáveis (tamanho, orientação e posição) foram retirados da configuração de pontos. O método utilizado para atingir esse objetivo foi o de Procrustes, que sobrepõe a configuração de marcos anatômicos sobre uma configuração de referência (Configuração Média da Amostra), de modo que a soma dos quadrados mínimos das distâncias entre os pontos correspondentes em ambas configurações seja a menor possível. Para isso, as configurações passaram por um processo de translação, proporcionalização e rotação através do programa TPSRelw (Rohlf e Slice, 1990; Monteiro, 1999). A superposição das coordenadas permitiu a estimativa de formas médias para cada população e uma média geral a partir de todos os indivíduos. A média geral foi utilizada como referência na análise de deformações. As estatísticas multivariadas lineares utilizadas para a análise de variação da forma devem ser realizadas em espaços de forma lineares (Euclidianos) que são obtidos a partir da análise de deformações (Rohlf, 1996).

A análise de deformações (Bookstein, 1991) a partir da função “*thin plate spline*” decompõe a configuração de referência (no caso, a média de todas as

populações) em possíveis variáveis de forma chamadas deformações principais, que se organizam segundo uma hierarquia determinada pela estrutura latente da matriz de energia de deformação (uma matriz simétrica quadrada cujos elementos são funções da distância entre os pontos da configuração média). A projeção das coordenadas alinhadas pela superposição de Procrustes nos vetores de forma (deformações principais) resulta nas deformações parciais, cujos escores representam em conjunto as transformações necessárias para transformar a configuração média de referência em cada uma das configurações de pontos da amostra, e onde cada deformação parcial pode descrever uma particularidade da variação de forma total encontrada pela análise. Além das deformações parciais, a descrição da variação de forma total em figuras bidimensionais necessita de duas variáveis chamadas componentes uniformes, que quantificam as mudanças de forma globais ou *afines* (que atingem a configuração de pontos como um todo) (Rohlf e Bookstein, 2003).

A matriz com os escores gerados pelas deformações parciais e componentes uniformes foi submetida a uma análise de variáveis canônicas para a análise da estrutura de variação inter-populacional. Esta análise buscou os eixos que descrevam diferenças de forma maximizando a variação entre os grupos relativa à variação dentro dos grupos (Monteiro, 1999). Os eixos canônicos descreveram as direções de maior variação morfológica entre grupos, e permitiram a ordenação destas populações em um espaço canônico multidimensional em termos de similaridade de forma.

Resultados

Os resultados obtidos através dos eixos canônicos indicaram a formação de quatro grupos, compostos pelas populações de Fortaleza (▲), Salvador (○) e Abrolhos (●) e Vitória (■), se mostrando significativa através do teste de Wilks' Lambda ($F= 18,964$, $P= 4.13478E-049$). O primeiro eixo representa 57,29% do total de variação de forma, e separa a população de Salvador das demais, enquanto o segundo eixo, que representou 38,99% do total de variação de forma, separou a população de Fortaleza e as de Abrolhos e Vitória, sendo que as duas últimas apresentam uma sobreposição parcial (Figura 3).

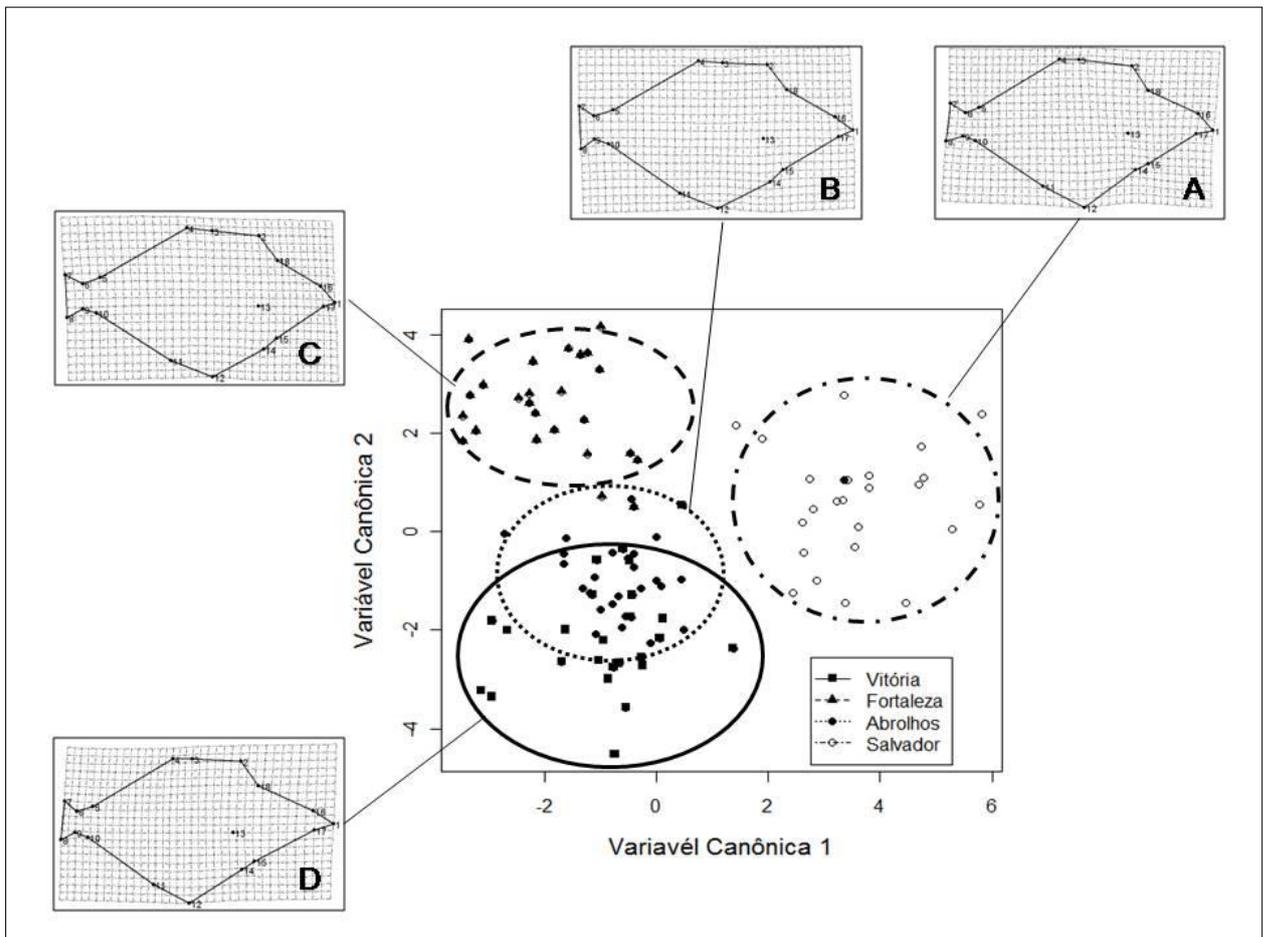


Figura 3 – Ordenação dos indivíduos de *Balistes vetula* coletados na costa brasileira para os dois primeiros eixos canônicos. As grades de deformações correspondem a desvios (A) positivos e (B) negativos para o primeiro eixo canônico, e (C) positivos e (D) negativos para o segundo eixo canônico.

De maneira geral, pode se observar que houve separação mais clara entre as populações que se localizam no extremo norte da área de estudo (Fortaleza), onde se inicia a Corrente Norte do Brasil, e a de Salvador, localizada no início da formação da Corrente do Brasil. Essas duas populações também se encontram em ambientes distintos, sendo a primeira em um ambiente rico em formações recifais, enquanto a segunda em um ambiente com plataforma estreita e formações de recifes rochosos. As populações localizadas ao sul da área de estudo já se encontram em um ambiente onde se localiza a maior plataforma carbonática do Brasil, sendo que a população de Vitória se encontra em um ambiente de plataforma estreita e recifes rochosos, predominantemente.

Em relação a forma média dos organismos de cada população, é possível observar que a primeira variável canônica separa peixes (A) que apresentam o

corpo mais curto, especialmente na região do rosto, enquanto os peixes localizados a esquerda do eixo (B) apresentam a forma sem uma tendência forte de deformação. A partir do segundo eixo de variação canônica é possível observar que a população localizada na porção superior do eixo (C), assim como em (B), apresenta forma do corpo sem forte deformação, com maior altura do corpo, enquanto que a população localizada na porção inferior do eixo (D) apresenta forma mais estreita.

Discussão

Floeter *et al.*, (2001) afirmam que os padrões de distribuição da ictiofauna recifal na costa brasileira ainda não são bem conhecidos, determinando uma lacuna na compreensão dos processos biogeográficos, entretanto, as causas da composição ictiofaunística podem ser relacionadas entre outros fatores a variação dos diferentes gradientes ambientais. Esses mesmos autores correlacionaram assembléias de peixes ao longo da costa do Brasil em função dessas variações costeiras. Na região Nordeste foi observado a dominância de espécies tropicais com várias delas ocorrendo também no mar do Caribe, mas não se expandindo em direção ao sul. Nessa região se localiza o maior recife de coral do país, porém o mesmo não apresenta a maior riqueza de espécies. Na região sudeste também são registradas espécies do mar do Caribe, que surpreendentemente não ocorrem no nordeste brasileiro. Além disso, os autores supracitados também fazem referência a espécies que se estendem ao longo de todo o litoral brasileiro.

Teoricamente, grande número de espécies apresenta processo de dispersão larval capaz de alcançar grandes distâncias e colonizar novas áreas, inclusive realizar migrações entre o Atlântico Oeste e Leste (Joyeux *et al.*, 2001). Dessa forma, fatores ecológicos como disponibilidade de alimento, competição espacial, temperatura ou condições apropriadas ao recrutamento larval são aqueles que provavelmente influenciam no padrão de distribuição descontínuo de assembléias de peixes (Floeter *et al.*, 2001).

O cenário descrito pode estar influenciando, em simultâneo, a interrupção ou a redução de fluxo gênico entre essas populações de peixes recifais, tornando-as mais sensíveis às variações ambientais e a redução populacional. Harper e McClellan (1997) observaram que as larvas de *B. caprisacus* permanecem em

substratos consolidados e os animais se distanciam da costa apenas quando adultos, apresentando grande fidelidade espacial. *B. vetula*, apesar de se distanciar mais da costa em relação a *B. capriscus*, aparentemente não realiza migrações. Dessa forma, populações de *B. vetula* da costa brasileira, devido a diversidade de suas feições ecológicas, podem estar apresentando variações em suas características morfométricas definindo distintos estoques pesqueiros.

O estudo dos padrões de forma é relativamente recente, e teve início com o que se denomina hoje de 'morfometria tradicional'. Nas décadas de 60 e 70 do século XX, as ferramentas estatísticas multivariadas eram empregadas a um grupo de variáveis morfológicas, normalmente lineares, e, no presente, essas técnicas ainda são as mais empregadas na distinção de populações (Adams *et al.*, 2004). Benvenuti (2000), por exemplo, empregou-a na distinção de dois grupos de peixe-rei (*Odontesthes argentinensis*), um marinho e outro estuarino, distribuídos no extremo sul do Brasil. A autora relatou que as diferenças encontradas se deviam ao crescimento das populações sob diferentes condições ambientais. O'Reilly e Horn (2004), empregando caracteres morfológicos e merísticos, distinguiram populações de peixe-rei (*Atherinops affinis*) na costa do Pacífico que se distanciavam apenas 10 Km uma da outra. Corti e Crosetti (1996) também encontraram diferenças morfológicas suficientes para permitir a identificação de diferentes populações de tainha, *Mugil cephalus*. Pawson e Jennings (1996) observaram em seus estudos experimentais que o ambiente em que o peixe vive pode afetar a expressão dos genes responsáveis por suas características, definindo de modo satisfatório estoques pesqueiros.

Embora Begg e Waldman (1999) e Cadrin (2000) apresentem considerações quanto a necessidade da abordagem holística na distinção de estoques pesqueiros, a partir do uso de uma variedade de técnicas, a sensibilidade inerente a técnica de morfometria geométrica aplicada no presente estudo permite maior segurança na análise de variações morfológicas de populações de peixes e, conseqüentemente, maior poder de distinção de estoques pesqueiros.

Silva (2003) estudou a sardinha (*Sardina pilchardus*) no sudeste do Atlântico e no oeste do Mediterrâneo, empregando a técnica de morfometria geométrica, identificar duas populações distintas em um ambiente onde a hipótese inicial era de que havia apenas uma população panmítica e fechada. Essa hipótese estava baseada em evidências de que não havia descontinuidade na distribuição de ovos

da espécie entre os limites da região de estudo. Junquera e Perez-Gandáras (1993), também a partir dessa técnica, observaram a segregação da população de anchova (*Engraulis encrasicolus*) no interior da baía de Biscay, na costa francesa, e em águas adjacentes, relacionando isso a retenção de ovos na baía pelo característico fluxo de correntes na região.

A diferenciação genética e/ou fenotípica é esperada em espécies de ampla distribuição geográfica e que ocorrem em ambientes heterogêneos. Em peixes, a diferenciação genotípica pode aumentar caso as espécies possuam baixo poder de dispersão. Por outro lado, em espécies de peixes marinhos a diversidade genética é comumente relatada como baixa, provavelmente associada ao grande fluxo gênico encontrado em ambientes contínuos como os mares e oceanos (O'Reilly e Horn, 2004).

A sobre-pesca e a poluição representam as principais ameaças à manutenção dos estoques pesqueiros ao longo da costa brasileira. Há necessidade da promoção de um 'ordenamento pesqueiro' no intuito de se obter a sustentabilidade no uso dos recursos, equilíbrio no ecossistema onde ocorre a atividade de pesca, garantias de preservação do banco genético das espécies exploradas e rentabilidade da atividade. Para tanto, a identificação de diferentes unidades populacionais (estoques) de espécies comerciais se torna um aspecto fundamental (Geo Brasil, 2002).

Conclusão

Os resultados do presente estudo rejeitaram a hipótese nula, dessa forma, de acordo com a hipótese alternativa, pelo menos três estoques pesqueiros podem ser distinguidos na costa do Brasil. Essa informação permite estudar o estoque da espécie na região do largo dos Abrolhos sob uma nova ótica, possibilitando a obtenção de melhores resultados em relação à conservação e produtividade desse recurso.

Agradecimentos

Aos colegas pesquisadores que auxiliaram nas coletas em campo: Priscila Malafaia, Francisco Pedro Fonseca Neto (Coruja), Claudio Sampaio (Buia), Vicente Faria e o mergulhador Neca. Ana Paula Madeira Di Benedetto recebeu apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (nº Proc. nº 305160/2006-0). Essa é uma contribuição do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte do Fluminense - UENF.

Referências Bibliográficas (Capítulo 3)

- Adams, D. C. Rohlf, F. J. Slice, D. E. (2004). Geometric morphometrics: ten years of progress following the 'revolution'. *Ital. Journal of Zoology*, 71:5-16.
- Begg, G. Friedland, K. D. Pearce, J. B. (1999). Stock identification – its role in stock assessment and fisheries management. *Fisheries Research*, 43:1-8.
- Begg, G. Waldman, J. R. (1999). An holistic approach to fish stock identification. *Fisheries Research*, 43:35-44.
- Benvenuti, M. A. (2000). Diferenciação geográfica do peixe-rei *Odontesthes argentinensis* (Atherinopsidae) no extremo sul do Brasil, através de morfometria multivariada. *Atlântica*, 22:71-79.
- Bookstein, F. L. (1991). *Morphometrics tools for landmark data. Geometry and biology*. Cambridge University Press, New York.
- Cadrin, S. X. (2000). Advances in morphometric identification of fisheries stocks. *Fisheries Research*, 10:91-112.
- Cavalcanti, M. J. Monteiro, L. R. Duarte Lopes, P. R. (1999). Land-mark-based morphometric analysis in selected species of serranid fishes (Perciformes: Teleostei). *Zoological Studies*, 38:287-294.
- Corti, M. Crosetti, D. (1996). Geographic variation in the grey mullet: a geometric morfometric analisys using partial warp scores. *Journal of Fish Biology*, 48:255-269.
- Floeter, S. R. Guimarães, R. Z. P. Rocha, L. A. Ferreira, C. E. L. Rangel, C. A. Gasparini, J. L. (2001). Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecology & Biogeography*, 10:423-431.
- Freitas Netto, R. Nunes, A. G. A. Albino, J. (2002). A pesca realizada na comunidade de pescadores artesanais de Santa Cruz / ES – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1):93-100.
- Geo Brasil. 2002. *Perspectivas em Meio Ambiente*. 1 ed. Brasília: Ed. IBAMA, 447 p.
- Harper, D. E. McClellan, D. B. (1997). A review of the biology and fishery for Gray Triggerfish, *Balistes capriscus*, in the Gulf of Mexico. *Miami Laboratory Contribution Report*, N° MIA-96/97-52.
- IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. (2004). *Estatísticas Pesqueiras*: http://www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77 em

15/05/04.

- IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. (2006). *Estatísticas Pesqueiras*. Available online at: http://www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77.
- Joyeux, J. C. Floeter, S. R. Ferreira, C. E. L. Gasparini, J. L. (2001). Biogeography of tropical reef fishes: the South Atlântic puzzle. *Journal of Biogeography*, 28:831-841.
- Junquera, S. Perez-Gandáras, G. (1993). Populations diversity in the Biscay Bay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L. 1758) as revealed by multivariate analysis of morphometric and meristic characters. *ICES Journal of Marine Science*, 50:383-391.
- Klingenberg, C. P. (2002). Morphometrics and the role of the phenotype in studies of the evolution of development mechanism. *GENE*, 287:3-10.
- Klingenberg, C. P. Ekau, W. (1996). A combined morphometric and phylogenetic analysis of an ecomorphological trend: pelagization in Antarctic fishes (Perciformes: Nototheniidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 59:143-177.
- Langerhans, R. B. Layman, C. A. Shokrollahi, A. M. Dewitt, T. J (2004). Predator-driven phenotypic diversification in *Gambusia affinis*. *Evolution*, 38(10):2305-2318.
- Menezes, M. F. (1979). Aspectos da biologia e biometria do Cangulo, *Balistes vetula* LINNAEUS, no nordeste brasileiro. *Arquivo de Ciências do Mar*, 19 (1/2):57-68.
- Monteiro, L. R. (1999). Multivariate regression models and geometric morphometrics: the search for causal factors in the analysis of shape. *Systematic Biology*, 48(1):192-199.
- O'Reilly, K. M. Horn, M. H. (2004). Phenotypic variation among populations of *Atherinops affinis* (Atherinopsidae) with insights from a geometric morphometric analysis. *Journal of Fish Biology*, 64:1117-1135.
- Pawson, M. G. Jennings, S. (1996). A critique of methods for stock identification in marine capture fisheries. *Fisheries Research*, 25:203-217.
- Pereira, R. C. Soares-Gomes, A. (org.). (2002). *Biologia Marinha*. Interciência. Rio de Janeiro – RJ.
- Rohlf, F. J. (1996). TPSDIG, version 1.19. Geometric morphometric software for the PC. <http://www.life.bio.sunysb.edu/morph/software.html>

- Rohlf, F. J. Slice, D. (1990). Extensions of the procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Zoology*, 39: 40–59.
- Rohlf, F. J. Bookstein, F. L. (2003). Computing the uniform component of shape variation. *Systematic Biology*, 52(1), 66-69.
- Rüber, L. Adams, D. C. (2001). Evolutionary convergence of body shape and trophic morphology in cichlids from Lake Tanganyka. *Journal of Evolution Biology*, 14:325-332.
- Silva, A. (2003). Morphometric variation among sardine (*Sardina pilchardus*) populations from the northeastern Atlantic and western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 60:1352-1360.
- Silveira, I. C. A. Schmidt, A. C. K. Campos, E. J. D. Godoi, S. S. Ikeda, Y. (2000). A corrente do Brasil ao largo da Costa Leste Brasileira. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 48(20):171-183.
- Walker, J. A. (1997). Ecological morphology of lacustrine threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. (Gasterosteidae) body shape. *Biological Journal of the Linnean Society*, 61:3-50.

Discussão Geral

A plataforma continental brasileira se caracteriza pela baixa produtividade de suas águas, com exceção da região ao largo da foz do Amazonas, litoral do Amapá, e do Rio Grande do Sul, onde as concentrações de clorofila *a*, expressão indireta da produtividade primária, apresentam valores superiores a 2 mg/m³. Na região da plataforma continental que compreende a costa leste do Brasil, área do presente estudo, as concentrações de clorofila *a* apresentam valores inferiores a 0,1 mg/m³ (McClain *et al.*, 1998). Essa característica está relacionada com a circulação oceânica, ineficiente na indução de efeitos de ressurgência com consequente aporte de nutrientes, e com uma rede hidrográfica que, apesar de importante, deságua quase em sua totalidade nas extremidades norte e sul da plataforma brasileira (Muehe e Garcez, 2005). O resultado é uma produção de pescado marinho inferior a regiões onde a produtividade é maior. No ano de 2006, por exemplo, a produção de pescado marinho no Brasil foi de 527 mil toneladas (IBAMA, 2006). Quando comparado a produção do Peru, segundo maior produtor mundial, a produção nacional representa aproximadamente 7,5% da produção daquele país (FAO, 2006), cuja linha de costa apresenta 3.080 km de extensão frente aos 8.500 km de costa do Brasil.

De acordo com Muehe e Garcez (2005), considerando a morfologia do fundo e tipo de petrecho de pesca utilizado, a plataforma continental brasileira pode ser dividida em duas regiões: a norte de Cabo Frio (RJ), com águas quentes e fundo irregular, carbonático, onde predomina largamente a pesca por meio de espinhel e covos; e a sudoeste de Cabo Frio (RJ), de águas frias e fundo liso, onde predomina a pesca por meio de rede. As principais famílias de crustáceos e peixes exploradas nessas regiões são: Peneidae (camarões), que habita fundos moles, de lama ou areia; Paniluridae (lagostas), em fundos de águas claras, quentes e oxigenadas, com formações coralíneas ou de algas calcáreas; Lutjanidae (pargo), encontrada em fundos arenosos e rochosos, bancos oceânicos e plataforma continental das regiões norte e nordeste; Pimelodidae (piramutaba), que habita estuários, no delta dos rios Amazonas e Pará; Clupeidae (sardinhas), peixes pelágicos que habitam ambientes costeiros; Branchiostegidae (batata), Pinguipedidae (namorado) e Serranidae (badejo, cherne, garoupa), peixes pelágicos costeiros, em fundos lodosos, arenosos, coralíneos ou rochosos e plataforma de Abrolhos; Sciaenidae (corvina, castanha,

pescadas), peixes demersais que habitam ecossistemas costeiros de fundos moles da plataforma continental; e Thunnidae e Scombridae (atuns e afins), peixes pelágicos oceânicos.

O que se observa como característica da atividade pesqueira brasileira é uma grande diversidade de espécies de importância comercial, mas com baixa produção, especialmente em termos específicos. Na área do presente estudo, Freitas Netto e Di Benedetto (2007) demonstraram a diversidade de artefatos de pesca e espécies capturadas na plataforma de Abrolhos, incluindo como importantes artefatos de pesca utilizados na região as linhas-de-mão, sendo a “*pargueira*” e a “*jogada*” as de maior relevância. Segundo Paiva e Andrade-Tubino (1998), os principais recursos ali pescados são os peixes batata (*Lopholatilus villarii*), namorado (*Pseudoperca numida*), cherne (*Epinephelus niveatus*), garoupa (*Epinephelus guaza*) e badejo (*Mycteroperca bonaci*).

A região ao norte de Cabo Frio, especialmente a plataforma de Abrolhos, reúne em sua grande maioria embarcações de pesca artesanal que praticam diversas formas de pesca concomitantemente (Freitas Netto e Di Benedetto, 2007). Freitas Netto *et al.*, (2002), trabalhando com o conhecimento tradicional de uma comunidade de pesca artesanal que pratica suas atividades nessa região, registraram que estes, em suas operações de pesca, faziam uso de pelo menos três artefatos de pesca ao mesmo tempo (e.g. espinhel, “*pargueira*” e “*jogada*”).

Paiva (1997) resumiu as características da pesca artesanal e industrial no Brasil. O autor afirma que devido à biodiversidade das águas tropicais brasileiras, a pesca artesanal é responsável pela captura de elevado número de espécies, mas, em geral, a biomassa específica dos estoques explorados não é representativa. Registros estatísticos desta produção também são precários devido a descentralização dos desembarques pesqueiros, o que está associado ao elevado número de pontos de desembarque situados ao longo da costa. Esse cenário se inverte quando se trata da pesca industrial, especialmente a praticada ao sul de Cabo Frio (RJ), pois nessa região existe a seleção das espécies a serem exploradas e a concentração dos desembarques em portos com melhor infra-estrutura.

No primeiro capítulo desse estudo é demonstrada a característica artesanal da atividade, quando 10 famílias e pelo menos 40 espécies de peixes foram capturadas nas atividades praticadas com a pesca de linha na região da plataforma de Abrolhos (BA). A família que apresentou a maior produção (Lutjanidae) tem pelo

menos seis espécies em sua composição. Dessa forma, o convencional modelo de gestão dos recursos pesqueiros importado de países do hemisfério norte encontra uma série de limitações, especialmente no campo de pesca supracitado.

A seguir são discutidos três aspectos relativos ao manejo da pesca marinha no Brasil: (i) as limitações do uso dos modelos convencionais para pesca artesanal de pequena escala brasileira; (ii) a proteção de áreas marinhas para recuperação de estoques pesqueiros e conservação da biodiversidade; e (iii) uma proposta de gerenciar a pesca, empregando os aspectos positivos das medidas supracitadas e a abordagem participativa das comunidades de pesca artesanal.

(i) Limitações do uso dos modelos convencionais para pesca artesanal de pequena escala brasileira:

Berkes *et al.*, (2006) afirmam que a caixa de ferramentas do gestor pesqueiro no padrão do hemisfério norte ainda é empregada em diversos países do hemisfério sul, onde o processo de gestão deveria focar as necessidades socioeconômicas com formas mais colaborativas de governança. No Brasil, o modelo de gerenciamento pesqueiro é adotado, na maioria dos casos, através de *uma* série de Leis, Portarias e Instruções Normativas, geralmente moldadas nas ferramentas citadas por Berkes *et al.*, (2006). A seguir é avaliada a eficiência dessas ferramentas, algumas delas ainda praticadas atualmente no Brasil.

Período de Defeso e Área de Exclusão da Pesca

O objetivo dessa medida de manejo é proteger uma parte específica do estoque que ocorre em determinado local ou época, normalmente juvenis e desova. A medida também pode ser usada para controlar o esforço total, eliminando a pesca em uma área específica ou período do ano.

Quando a medida é usada como meio para controlar o esforço total, a pesca normalmente aumenta na área aberta e na época permitida do ano. Assim, a redução do esforço não é diretamente proporcional ao período de defeso ou a área de exclusão. Os períodos de defeso são mais fáceis de monitorar do que as áreas de exclusão, a menos que elas não sejam muito grandes. No caso brasileiro, o número de pontos de desembarque na costa limita o poder de fiscalização, assim como a extensa costa a ser regulada. Como exemplo disso há a proibição da pesca por 60 dias no litoral da Bahia (Instrução Normativa nº157, de 28 de março de 2007) ou a proibição da pesca com arrasto rebocado a menos de 500 metros em toda a

costa do Espírito Santo (Portaria IBAMA nº 17, de 30 de maio de 2008).

Entretanto, o defeso é a ferramenta mais empregada pelo órgão público de gestão dos recursos pesqueiros no Brasil, como os períodos de proibição da pesca para o camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*, *F. brasiliensis* e *F. subtilis*), camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), camarão branco (*Litopenaeus schmitti*), santana ou vermelho (*Pleoticus muelleri*) barba ruça (*Artemesia longinaris*), lagosta vermelha (*Panulirus argus*), lagosta verde (*P. Laevicauda*), robalo (*Centropomus parallelus*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus* spp.) (Anexo I), enquanto as moratórias de pesca existem para apenas duas espécies de peixe, o mero (*Epinephelus itajara*) e o cherne (*Polyprion americanus*) (Portaria Nº 42, de 19 de setembro de 2007 e Instrução Normativa MMA nº 37, de 6 de outubro de 2005, respectivamente).

Limites de Tamanho

O objetivo dessa medida é limitar diretamente o tamanho do pescado desembarcado para reduzir a sobrepesca e garantir que indivíduos imaturos não sejam capturados.

Além do problema de fiscalizar o contingente de embarcações artesanais ao longo da costa brasileira, o monitoramento em terra dos limites de tamanho muitas vezes leva ao descarte de tamanhos menores no mar pelo pescador. Como os indivíduos descartados normalmente morrem isso anula o propósito da norma, gerando pressão sobre o recurso pesqueiro da mesma forma. Atualmente, existe a imposição de limites de tamanho de captura apenas para quatro espécies, normalmente associadas a pesca de características industriais, a saber: sardinha verdadeira - *Sardinella brasiliensis* (Instrução Normativa nº 16, de 22 de maio de 2009), lagosta vermelha - *Panulirus argus* e cabo verde - *Panulirus laevicauda* (Instrução Normativa MMA nº 8, de 29 de abril de 2005 e Instrução Normativa nº 138, de 06 de dezembro de 2006), e pargo - *Lutjanus purpureus* (Instrução Normativa MMA nº 28, de 9 de setembro de 2005).

Limitação de Esforço

O objetivo dessa medida é limitar diretamente o número de unidades de esforço, como por exemplo: horas de pesca, armadilhas colocadas ou jogos de arrasto.

Limitar o esforço é uma medida mais direta, entretanto, os pescadores normalmente encontram maneiras de compensar os limites impostos ao esforço

aumentando aspectos que não são limitados, como o uso de armadilhas ou embarcações maiores. A fiscalização dessa medida no Brasil é virtualmente impossível devido ao grande número de pontos de desembarque, o que direciona a medida apenas para os portos onde as embarcações estão registradas, ou seja, deixa um grande contingente de embarcações artesanais livres da limitação. A medida acaba sendo aplicada para embarcações de pesca industrial, assim como o controle dos limites de tamanho.

Essa medida é aplicada para a sardinha-verdadeira (*S brasiliensis*) na área compreendida entre os paralelos 22°00´S (Cabo de São Tomé, RJ) e 28°36´S (Cabo de Santa Marta, SC) (Instrução Normativa nº 15 de 21 de maio de 2009) e para as lagostas vermelha (*P. argus*) e cabo verde (*P. laevicauda*) (Instrução Normativa Nº144, de 3 de janeiro de 2007).

Licenciamento

O objetivo dessa medida é limitar diretamente o número de participantes da pescaria. As licenças podem ser usadas como meio para recuperar a renda das pescarias, no entanto, o licenciamento como medida isolada raramente é suficiente para controlar a quantidade de esforço pesqueiro.

No Brasil existe um Grupo de Trabalho para a elaboração de uma proposta de licenciamento ambiental aplicado ao uso dos recursos pesqueiros (Portaria nº 144 de 21 de maio de 2008). A Instrução Normativa nº 01 de 28 de fevereiro de 2005 é a única medida de licenciamento vigente, direcionada a embarcações de captura de pargo (*L. purpureus*) na região norte do país.

Cotas de Captura (Captura Máxima Permitida)

O objetivo dessa medida é determinar cotas de captura que limitam diretamente a quantidade de peixe capturada de um estoque. A captura máxima permitida é a forma mais simples de cota de captura.

As cotas de captura variam com a abundância do recurso e devem ser re-estimadas em intervalos de tempo regulares. Isso exige quantidades substanciais de dados detalhados sobre a biologia pesqueira da espécie alvo. A regulação por cotas de captura também exige que os desembarques de peixe sejam monitorados em tempo real, para que a pescaria possa ser fechada quando a cota for alcançada. Uma captura máxima permitida única resulta, muitas vezes, em uma corrida para obter a cota e, conseqüentemente, em sobre-capitalização. Entretanto, o maior problema dessa medida no Brasil é a escassez de dados relativos a biologia

pesqueira das espécies de interesse comercial, sem contar a impossibilidade de monitorar em tempo real a captura dos estoques dos inúmeros entrepostos de pesca distribuídos ao longo da costa.

Cotas Transferíveis Individuais

O objetivo dessa medida é permitir que as cotas de captura possam ser transferidas, trocadas ou vendidas. A transferência de cotas facilita a operação dos efeitos normais do mercado sobre a indústria pesqueira. Companhias mais eficientes podem comprar cotas e, assim, aumentar a sua parte no recurso. Uma proporção básica da transferência de cotas é distribuída em longo prazo, para que as empresas possam planejar suas operações. As cotas remanescentes são distribuídas ou vendidas todos os anos, sendo a quantidade disponível dependente da abundância do recurso.

No caso do Brasil, essa opção acabaria por beneficiar apenas a pesca industrial que com essa medida poderia adquirir a maior parte das cotas e levar a monopólios no setor. Apenas na região norte do país existe uma medida de manejo semelhante, direcionada a captura do pargo (*L. purpureus*). A Instrução Normativa Nº 168, de 4 de setembro de 2007, permite a transformação do saldo do número de embarcações motorizadas da frota que opera na captura do pargo, de embarcações com comprimento total menor ou igual a 15 m para embarcações com comprimento total acima dessa dimensão.

Restrições em Artes de Pesca

O objetivo dessa medida é controlar o tamanho ou as espécies de peixes capturadas, regulando por exemplo o tamanho da malha usada nas redes.

Essa seria uma medida um pouco mais fácil de regular frente a característica da pesca artesanal brasileira, visto que as restrições em artes de pesca podem ser monitoradas por inspeção em terra, embora a relação entre as artes de pesca e os peixes capturados seja muito imprecisa.

Impostos ou Tarifas

O objetivo dessa medida é incluir a taxaço sobre o pescado desembarcado de forma a reduzir a quantidade de pescado capturado. Essa medida aumenta o custo de pescar, direcionando o equilíbrio entre o custo e a renda para um esforço menor. Entretanto, isso tornaria a pesca inviável para grande parte das comunidades de pescadores artesanais no Brasil.

O conjunto de medidas discutidas até o momento é aplicado, normalmente, a

atividade de pesca organizada, ou seja, a industrial. O reflexo disso, como já mencionado, é o enfraquecimento da pesca artesanal e a sobre-exploração das espécies-alvo da pesca.

O segundo capítulo desse estudo mostra os níveis de sobrepesca sobre a espécie *B. vetula*, resultantes da inexistência de medidas de manejo direcionadas a espécie na região. A ausência de medidas de manejo e / ou a sua inadequação fazem com que a atividade de pesca artesanal seja direcionada para a total informalidade, desviando do propósito principal que é recuperar a pesca artesanal ambiental e socialmente.

(ii) Proteção de áreas marinhas para recuperação de estoques pesqueiros e conservação da biodiversidade:

Devido a uma série de limitações em relação às ferramentas convencionais de gestão pesqueira, discutidas no item anterior, Roberts *et al.*, (2005) sugerem formas alternativas de recuperação dos estoques pesqueiros aliado a conservação da biodiversidade marinha, através do manejo de ecossistemas marinhos por meio da criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP). Dentro dos limites das AMP's, habitats e espécies marinhas são protegidos, enquanto além dos seus limites a pesca pode se beneficiar do aumento da biomassa pesqueira através da emigração de peixes e exportação de larvas (Murray, 1999; Roberts e Hawkins, 2000; Russ, 2002; Roberts *et al.*, 2005).

Apesar de alguns autores demonstrarem que a abundância de peixes dentro ou próximo as AMP's é significativamente maior (Halpern, 2003; Botsford *et al.*, 2003; Floerter *et al.*, 2006), a maior parte dos estudos é realizada comparando-se reservas marinhas e pontos controle depois da sua criação. A comparação entre as condições anteriores e posteriores a criação de AMP's é raramente possível pela falta de dados prévios sobre a região. Ao mesmo tempo, poucos são os estudos que mostram os efeitos da criação de reservas no seu entorno (Botsford *et al.*, 2003). Russ e Alcalá (1996), por exemplo, registraram a produção excedente de espécies comerciais a partir de uma AMP (*spillover*) nas Filipinas. Entretanto, McClanahan e Kauna-Arara (1996) não observaram o mesmo efeito no Quênia.

Para se avaliar o uso de AMP's como ferramenta na gestão pesqueira é preciso saber como serão comparados os resultados advindos da criação de uma área de proteção com as técnicas mais empregadas pelo manejo pesqueiro

convencional (controle de tamanho de captura e esforço pesqueiro), assim como é preciso identificar o desenho da AMP que melhor se adapta ao padrão de movimentação das espécies protegidas dentro da Unidade de Conservação (UC) (Botsford *et al.*, 2003). Uma questão que provavelmente seria levantada pelos gestores da atividade pesqueira é se as AMP's serão mais fáceis ou difíceis de manejar em relação às técnicas convencionais descritas anteriormente.

Considerando ainda os aspectos que comprometem a quantificação da produção no Brasil, como a imprecisão de limites na distinção dos sistemas artesanal e industrial e a carência de recursos das agências governamentais encarregadas das estatísticas pesqueiras, o esforço para desenvolver um programa de manejo fundamentado em limites de tamanho de captura e esforço de pesca, capaz de ser fiscalizado, é considerável. Botsford *et al.*, (1997), devido a fatores semelhantes aos descritos acima, consideraram o manejo por meio de reservas marinhas como a melhor opção. Atualmente, os gestores de recursos pesqueiros visualizam a gama de possibilidades de produção a partir da implementação do manejo por meio de AMP's (Botsford *et al.*, 2003).

Em termos de produção por recruta, onde a sobre pesca apresenta-se como questão importante no manejo pesqueiro, adicionar áreas de exclusão de pesca promove resultado semelhante ao aumento da idade da primeira captura ou do seu tamanho mínimo. Esse fato pode ser observado a partir da análise de Beverton e Holt (1957), em seu modelo de taxa de produção por recruta versus mortalidade pela pesca, demonstrando que quando transferidas frações da área total de pesca para a AMP o resultado é praticamente idêntico ao efeito de aumentar a idade da primeira captura.

Um dos benefícios de se aumentar tanto áreas de exclusão de pesca quanto idade da primeira captura é que a produção por recruta se torna menos sensível ao esforço de pesca. Em função da remoção de pescado ser menor, é sugerido que o impacto da pesca sobre os ovos por recruta também seja reduzido em relação a uma taxa ordinária de mortalidade, fazendo com que toda a atividade de pesca seja menos sensível ao esforço pesqueiro (Botsford *et al.*, 2003).

Outro benefício para a atividade de pesca, independentemente de ser sustentável ou promover a sobre pesca de recrutas, seria que o adicionamento de AMP pode promover uma redução na taxa de mortalidade pela pesca. Os modelos de Holland e Brazee (1996) e Sladek Nowliss e Roberts (1999) incluem relações

entre estoque e recrutamento, descrevendo a fase larval como um reservatório. Em ambos os modelos, o adionamento de reservas marinhas aumenta a produção apenas quando a população foi previamente exaurida pela pesca em seu nível de produção máxima.

Esse efeito é ilustrado por um modelo desenvolvido a partir de estudos com o ouriço marinho vermelho (*Strongylocentrotus franciscanus*), no norte da Califórnia, EUA, onde reservas marinhas apresentam efeito positivo na produção apenas quando a taxa de pesca é alta (Quinn *et al.*, 1993). Em contraste com os modelos de Holland e Brazee (1996) e Sladek Nowliss e Roberts (1999), esse modelo inclui dispersão larval e considerou uma metapopulação de 24 subpopulações, onde larvas de cada subpopulação dispersaram o equivalente ao dobro da distância entre subpopulações vizinhas.

Quando as reservas marinhas estão ausentes, com o aumento da taxa de exploração a captura, a princípio, aumenta, mas depois diminui e a população é extinta próximo a uma taxa de exploração de $0,6 \text{ ano}^{-1}$. Adicionando uma reserva a cada seis subpopulações, a área potencial de pesca é reduzida, diminuindo também a captura máxima possível. No entanto, mesmo assim a população chega a extinção a uma taxa de exploração de $0,6 \text{ ano}^{-1}$. Com uma reserva a cada três subpopulações, a captura aumenta a uma alta taxa de exploração, enquanto que com uma reserva a cada subpopulação é promovida maior produção sustentável a uma alta taxa de exploração.

Hastings e Botsford (1999) subsidiaram esse efeito demonstrando que em populações com características densidade-dependente de pós-dispersão, apenas (dispersão via estoque de larvas e adultos sedentários), o problema de definir uma fração ideal da linha de costa em AMP's é matematicamente o mesmo para se definir taxas ótimas de mortalidade pela pesca. Apesar dessa equivalência ser aplicada a condições específicas, o resultado pode ser aproveitado para situações diferentes. Para populações densidade-dependentes à pré-dispersão, por exemplo, o manejo convencional produzirá melhores resultados em termos de produção pesqueira, já que as reservas aumentam essa característica.

Um outro fator importante a ser considerado também é que a implementação de AMP promove variabilidade espacial na taxa de mortalidade, e as características biológicas das espécies que levam a mudança nas distribuições espaciais, como movimentos durante as fases larval, juvenil ou adulta, apresentam importantes

implicações no desenho da reserva. Espécies distintas apresentam diferentes padrões de movimento, podendo apresentar dispersão aleatória ou migração direcionada, e as reservas podem afetá-las de diferentes maneiras. Dessa forma, os gestores precisam conhecer como as AMP's vão afetar os padrões de movimentação das diferentes espécies, a fim de antecipar os seus efeitos sobre as espécies-alvo e prever os efeitos entre espécies (Botsford *et al.*, 2003).

Em espécies com altas taxas de juvenis e movimentação de adultos, por exemplo, os indivíduos passam muito tempo fora dos limites da AMP para que esta promova proteção suficiente. Em espécies com baixíssimas taxas de movimentação, tais como as sésseis ou sedentárias, os indivíduos raramente deixam os limites da AMP e, como consequência, são raramente capturados. O benefício à pesca é promovido apenas por meio de transporte das larvas para fora da reserva. Assim, os benefícios à produção pesqueira a partir da captura de juvenis e adultos serão maiores para espécies com taxas intermediárias de juvenis e movimentação de adultos, ou seja, com amplitude de movimentação menor do que o tamanho da reserva, seguindo o modelo da dependência da produção pesqueira por recrutamento e de ovos por recruta localizados dentro dos limites da AMP (Polacheck, 1990; DeMartini, 1993). Esses estudos analisaram as consequências de AMP para espécies com diferentes taxas de movimento de adultos e juvenis.

Em relação às espécies com dispersão larval de longa distância, estas vão normalmente requerer maiores porções de linha de costa em AMP para que a população persista ao longo do tempo. Um benefício direto desse princípio é que uma AMP de qualquer tamanho específico promoverá sucesso reprodutivo em espécies com dispersões larvais de menores amplitudes de distância. Esse princípio segue a análise de Botsford *et al.*, (2001) sobre o efeito da configuração da reserva e a distância da dispersão larval na sustentabilidade de uma população. Esses autores calcularam a fração de assentamento natural resultante a partir da distribuição de várias combinações de espaçamento e largura de AMP's, assumindo um decaimento exponencial em ambas as suas direções, em uma linha de costa hipotética infinita. O resultado foi que para espécies de longa dispersão, a fração de assentamento natural foi igual a fração de linha de costa dentro de reservas, enquanto para espécies de curta dispersão larval, a fração de assentamento natural poderia ser alcançada com menores porções de costa dentro de AMP's. Dessa forma, uma questão que emerge é qual seria a fração de assentamento larval

necessária para sustentar uma população. Essa quantidade é a mesma que a fração de ovos naturalmente produzidos durante o ciclo de vida de um recruta para sustentar uma população – método usado na biologia pesqueira para diagnosticar a sobre pesca.

A fração de assentamento natural considerada pela biologia pesqueira aplica valores próximos a 35%. Entretanto, valores mais altos são necessários para algumas espécies (Clark, 1991; Mace e Sissenwine, 1993). A adoção desse valor provê uma série de desenhos de reservas sustentáveis, desde grandes porções da linha de costa (35%) em pequenas AMP's, relacionadas a distância de dispersão larval, a menores porções da costa em grandes AMP's.

Os modelos convencionais de manejo pesqueiro, conforme discutido anteriormente, apresentam sérias limitações quanto a sua aplicação na pesca artesanal e, embora a aplicação do modelo de gestão por AMP aparente ser uma solução mais simples, é importante salientar a carência de recursos financeiros e humanos na fiscalização das UC marinhas brasileiras. A partir dessas premissas, resta avaliar: 1) qual o resultado do uso das AMP's no manejo pesqueiro em comparação com as técnicas convencionais?, e 2) considerando a conservação da biodiversidade e manejo da pesca, como o padrão de movimentação das espécies dentro das reservas de configurações diferentes influenciará na configuração das AMP's? Essas são as duas questões mais importantes no desenho de AMP's, fundamentadas nos princípios descritos acima.

De maneira simples, a questão pode ser colocada dessa forma: o manejo através de reservas produz a mesma captura que o manejo convencional, sendo que com o aumento da reserva o esforço de pesca diminui e o limite de tamanho das espécies aumenta. Apesar dessa premissa exigir certa cautela em virtude das incertezas advindas dos modelos, o controle de esforço pesqueiro também apresenta restrições, especialmente pela limitação das capturas. Em relação à resistência por parte da comunidade de pesca à criação de reservas, Rieser (2000) observou o mesmo efeito considerando a limitação de capturas. Dessa forma, os dois modelos de gestão da pesca apresentam obstáculos similares. Já que os efeitos das AMP's na estrutura etária da população e, conseqüentemente, na produção ao longo de seu ciclo de vida (i.e. produção por recruta) e na reprodução (i.e. ovos por recruta), são os mesmos que os produzidos pelo aumento do tamanho de captura das espécies, os efeitos sobre a produção total em função do aumento

do tamanho mínimo de captura e da criação de reservas são similares em curto e longo prazo (Sladeck Nowliss, 2000).

O efeito das diferentes taxas de movimento entre as espécies faz com que o desenho de uma reserva se torne complexo, tanto para manejo pesqueiro quanto para a conservação da biodiversidade. Para o manejo da pesca, a criação de reservas para espécies com altas taxas de movimentação de adultos não é recomendada, e se for usada para espécies sedentárias os benefícios serão apenas pela exportação de larvas. Martell *et al.*, (2000), por exemplo, demonstraram que reservas maiores seriam necessárias para as populações de bacalhau (*Ophiodon elongatus*) com pequenas taxas de movimentos. Em relação aos efeitos da movimentação apenas da fase larval, diz-se que para a sustentabilidade da população de uma espécie por meio da criação de uma reserva necessitará de pelo menos 35% da linha de costa. Se isso não for possível, o esforço de pesca deverá ser controlado para que a produção de larvas não seja comprometida nos campo de pesca, ou reservas maiores deverão ser criadas de forma a ocupar menores porções da linha de costa.

O objetivo de conservar a biodiversidade, levando em consideração os princípios relativos a movimentação, é mais fácil de se atingir, visto que o desenho da reserva visa atingir condições de persistência e não de maximizar a produção para atender a demanda da pesca (Hastings e Botsford, 2003). Entretanto, esse objetivo é mais complexo por considerar um maior número de espécies. Reservas que procuram conservar a biodiversidade natural de espécies falharão em preservar as espécies com altas taxas de movimentação de juvenis e adultos, ao mesmo tempo em que manterão espécies com dispersões larvais de curtas distâncias em detrimento das espécies de dispersão larval a longas distâncias. Esse comportamento pode levar, como consequência secundária, a seleção de espécies com menores taxas de movimentação de juvenis e adultos e de dispersão larval curtas. A solução para esses problemas seria a criação de AMP's que ocupariam maiores frações da linha de costa. Entretanto, é improvável que reservas maiores que 35% da linha de costa sejam implementadas em futuro próximo, especialmente no Brasil.

Além das restrições orçamentárias das agências que administram as UC's brasileiras, ainda existe o interesse econômico, especialmente por parte do desenvolvimento de atividades industriais em águas oceânicas brasileiras,

pressionando contra a criação de UC's marinhas. No litoral do Espírito Santo, por exemplo, é observada atualmente a expansão da atividade portuária e das operações de prospecção e exploração de óleo e gás. Acredita-se em possíveis efeitos cumulativos dos impactos dessas atividades sobre as comunidades biológicas devido a essas atividades estarem sendo desenvolvidas simultaneamente na região norte da Bacia do Espírito Santo.

Embora o manejo da pesca por meio da criação de AMP esteja ganhando espaço em relação ao manejo por técnicas convencionais (Clark, 1996, Botsford *et al.*, 1997), o primeiro ainda é visto com restrição em função das incertezas inerentes a qualquer modelo. Entretanto, a criação de reservas reduz o risco de colapso da pesca devido a incerteza do esforço da pesca. A sustentabilidade das populações em reservas depende da distância de dispersão e da fração de tempo necessária para a persistência das populações, ambas pouco conhecidas. Quando as reservas são usadas para o manejo pesqueiro, o seu desempenho vai sempre depender de quão intensivo é o esforço da pesca corrente, incluindo como as pescarias mudam em relação à implementação da AMP (Ex., Wilen *et al.*, 2002).

As incertezas quanto ao manejo da pesca por técnicas convencionais, assim como pela criação de AMP, dependem da fração da reprodução ao longo do ciclo de vida de uma espécie necessária à persistência da população. Enquanto os modelos com AMP's são mais sensíveis às incertezas quanto à dispersão, o manejo por técnicas convencionais é mais sensível às incertezas quanto ao esforço de pesca. Isso leva a conclusão de que o ideal é uma combinação entre os dois modelos. Em suma, o manejo por meio de AMP's aparenta ser uma técnica promissora para a compreensão inicial de como definir desenhos de reservas e estimar seus benefícios para os ecossistemas costeiros.

iii) Proposta de gerenciar a pesca, empregando os aspectos positivos das medidas supracitadas e a abordagem participativa das comunidades de pesca artesanal:

Dada a realidade brasileira de uma pesca predominantemente artesanal e descentralizada em 8.500 km de linha de costa, além de maus resultados no manejo de seus recursos, a gestão através de AMP's conciliada a uma abordagem comunitária deveria ser considerada.

Berkes *et al.*, (2006) reuniram em seu estudo a freqüência de uso das diferentes formas de regulação pesqueira em 32 sociedades de características artesanais de pequena escala em todo mundo, e observaram que áreas controladas por comunidades predominaram, enquanto que ferramentas tradicionais de manejo pesqueiro como limitação de tamanhos de captura e de esforço de pesca, defesos e proteção de juvenis foram pouco registradas.

Desde a década de 80 do século XX, a documentação relativa a sistemas duradouros de gestão da pesca comunitária vem sendo registrada. No Oceano Pacífico, onde essa prática predomina, a medida de conservação marinha mais disseminada é uma combinação de tabus e direitos de posse sobre o uso de recifes e lagoas, baseados no interesse pessoal e na sustentabilidade do recurso. O direito de coletar os recursos de uma determinada área é controlado por um grupo social, como família ou clã, que regula a exploração de seus próprios recursos marinhos (Berkes *et al.*, 2006).

Nesse sentido, nem os modelos convencionais e nem a implementação de AMP's serão capazes de resgatar sozinhos os estoques de pesca no Brasil. Para a reversão deste quadro, o governo brasileiro precisa consolidar um Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro, com forte participação dos estados e dos municípios, de forma que as comunidades pesqueiras possam ser assistidas de forma participativa, não paternalista, para garantir a sua auto-suficiência através da agregação de valor ao produto, administração de entrepostos de pesca, construção de uma cadeia produtiva e etc.

Muehe e Garcez (2005) ainda afirmam que não basta ampliar os estudos e buscar uma redução da degradação ambiental. Melhorias da estatística pesqueira, racionalização e controle do esforço de pesca, inclusive através da criação de atividades complementares ou substitutivas pelos pescadores, com aperfeiçoamento dos instrumentos de captura, redução dos desperdícios devido às más ou inadequadas condições de conservação e maior aproveitamento da fauna acompanhante, bem como implementação de processos de gestão compartilhada dos recursos, representam ações fundamentais a serem implementadas (Paiva, 1997; Dias Neto, 2003; Marrul Filho, 2003).

Finalmente, o grande desafio será o entendimento entre dois segmentos do setor público, o IBAMA (conservação da biodiversidade) e a SEAP (conservação direcionada aos recursos pesqueiros), para aproximar as comunidades pesqueiras

no processo de gestão e solucionar esses problemas, que apresentam interface expressiva com a sociedade.

Conclusão

Os resultados do presente estudo demonstram a diversidade da produção pesqueira na costa leste do Brasil, especialmente na plataforma de Abrolhos, enfocando a espécie *B. vetula* como recurso pesqueiro característico dessa região. Através dos resultados obtidos ao longo dos três capítulos foi possível observar que a espécie encontra-se sobre-explorada, estado que também pode ser verdadeiro para outras espécies-alvo capturadas na mesma região. Além disso, a área denominada “Largo dos Abrolhos”, importante campo pesqueiro situado entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, abriga um estoque populacional de *B. vetula*.

Dessa forma, medidas de manejo pesqueiro aplicadas a realidade das pescarias praticadas pela comunidade artesanal que utilizam esse campo de pesca podem ser elaboradas utilizando-se ferramentas convencionais adaptadas a realidade da pesca artesanal brasileira de pequena escala, implementando-se áreas de proteção marinhas também direcionadas a atividade e elaborando-se junto as comunidades de pescadores modelos de gestão participativa de maneira a conquistar a auto-suficiência da atividade de pesca.

Referências bibliográficas (Discussão)

- Berkes, F. Mahon, R. McConney, P. Pollnac, R. Pomeroy, R. (autores da versão original em inglês). Kalikoski, D. C. (Org. edição em português). (2006). *Gestão da pesca de pequena escala: diretrizes e métodos alternativos*. Ed. Furg, Rio Grande. 360p.
- Beverton, R. J. H. Holt, S. J. (1957). *On the dynamics of exploited fish populations fishery investigations*. Fisheries Investigations, London (series II) 19:1–533.
- Botsford, L. W. Hastings, A. Gaines, S. D. (2001). Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distances. *Ecology Letters*, 4:144–150.
- Botsford, L. W. Castilla, J. C. Peterson, C. H. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277:509–515.
- Botsford, L. W. Micheli, F. Hastings, A. (2003). Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications*, 13, S25–S31.
- Clark, C. W. (1996). Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecological Applications*, 6:369–370.
- Clark, W. G. (1991). Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48:734–750.
- DeMartini, E. E. (1993). Modeling the potential for fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. *Fishery Bulletin*, 91(3):414–427.
- Dias Neto, J. (2003). *Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil*. Brasília: IBAMA. 242 p.
- FAO. (2006). Información sobre la ordenación pesquera de la república del Perú: <http://www.fao.org/fi/fcp/es/PER/body.htm> em 22/06/09.
- Floeter, S. R. Halpern, B. S. Ferreira, C. E. L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128:391-402.
- Freitas Netto, R. Di Benedetto, A. P. M. (2007). Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. *Biotemas*, 20 (2):107-119.
- Freitas Netto, R. Nunes, A. G. A. Albino, J. (2002). A pesca realizada na comunidade de pescadores artesanais de Santa Cruz / ES – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1):93-100.
- Halpern, B. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does size matter? *Ecol. Appl.* 13, S117–S137.

- Hastings, A. Botsford, L. W. (1999). Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284:1537–1538.
- Hastings, A. Botsford, L. W. (2003). Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications*, 13:S65–S70.
- Holland, D. S. Brazee, R. J. (1996). Marine reserves for fishery management. *Marine Resource Economics*, 11:157–171.
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. (2006). *Estatísticas Pesqueiras*: http://www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=77 em 28/08/06.
- Mace, P. M. Sissenwine, M. P. (1993). *How much spawning per recruit is enough?* Pages 101–118 *In*: Smith, S. J. Hunt, J. J. Rivard, D. (editors). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences No. 120. National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario, Canadá.
- Marrul Filho, S. (2003). *Crise e sustentabilidade no uso dos recursos pesqueiros*. Brasil: IBAMA. 148 p.
- Martell, S. J. D. Walters, C. J. Wallace, S. S. (2000). The use of marine protected areas for conservation of lingcod (*Ophiodon elongatus*). *Bulletin of Marine Science*, 66:729–744.
- McClain, C. R. Cleave, M. L. Feldman, G. C. Gregg, W. W. Hooker, S. B. (1998). Science quality SeaWiFS data for global biosphere research. *Sea Technology*, 39(9):10-16.
- McClanahan, T. R., Kaunda-Arara, B. (1996). Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology*, 10:1187–1199.
- Muhue, D. Garcez, D. S. (2005). A plataforma continental brasileira e sua relação com a zona costeira e a pesca. *Mercator*, 4(8):69-88.
- Murray, S. N. (1999). No-take reserve networks: sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries*, 24, 11–25.
- Paiva, M. P. (1997). *Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil*. 1st edn. UUFC, Fortaleza. 278p.
- Paiva, M. P. Andrade-Tubino, M. F. (1998). Distribuição e abundância de peixes

bentônicos explotados pelos linheiros ao largo do Sudeste do Brasil (1986-1995). *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4):619-632.

- Polachek, T. (1990). Year round closed areas as a management tool. *Natural Resource Modeling*, 4(3):327–354.
- Quinn, J. F. Wing, S. R. Botsford. L. W. (1993). Harvest refugia in marine invertebrate fisheries: models and applications to the redsea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*. *American Zoologist*, 33:537–550.
- Rieser, A. (2000). Essential fish habitat as a basis for marine protected areas in the U.S. Exclusive Economic Zone. *Bulletin of Marine Science*, 66:889–900.
- Roberts, C. M. Hawkins, J. P. (2000). *Fully-protected marine reserves: a guide*. Washington, DC and University of York, UK: WWF - Endangered Seas Campaign.
- Roberts, C. M. Hawkins, J. P. Gell, F. R., (2005). The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phill. Trans. R. Soc.* 360:123-132.
- Russ, G. R. (2002). Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. *In Coral reef fishes*. Dynamics and diversity in a complex ecosystem (ed. P. F. Sale), pp. 421–443.
- Russ, G. R. Alcala, A. C. (1996). *Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines*. Marine Ecology Progress Series 132:1–9.
- Sladek Nowlis, J. Roberts, C. M. (1999). Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin*, U.S. 97:604–616.
- Sladek Nowliss, J. (2000). Short- and long-term effects of three fishery-management tools on depleted fisheries. *Bulletin of Marine Science*, 66:651–662.
- Wilens, J. E., Smith, M. D. Lockwood, D. Botsford, L. W. (2002). Avoiding surprises: incorporating fishermen behavior into management models. *Bulletin of Marine Science*, 70:553–575.

Anexo I - Relação da legislação relacionada a períodos de defeso e exclusão de áreas de pesca (Fonte: www.ibama.gov.br)

- Instrução Normativa MMA nº 25, de 8 de julho de 2005 - Estabelece o período de defeso do camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) e do camarão-branco (*Litopenaeus schmitti*) na região do complexo lagunar Sul do estado de Santa Catarina.
- Instrução Normativa MMA nº 28, de 9 de setembro de 2005 - Estabelece o tamanho mínimo de captura do pargo (*Lutjanus purpureus*), na área compreendida entre o limite Norte do Amapá até a divisa dos Estados de Alagoas e Sergipe (Foz do Rio SãoFrancisco).
- Instrução Normativa MMA nº 37, de 6 de outubro de 2005 - Estabelece a proibição da pesca do cherne poveiro (*Polyprion americanus*), nas águas jurisdicionais brasileiras, por um período de 10 anos.
- Instrução Normativa MMA nº 8, de 29 de abril de 2005 - Proibir a captura de lagostas das espécies *Panulirus (lagosta vermelha)* e *Panulirus laevicauda (lagosta cabo verde)* com tamanho mínimos abaixo do permitido.
- Instrução Normativa MMA nº14, de 14 de outubro de 2004 - Proibir, anualmente, o exercício da pesca de camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* e *Farfantepenaeus brasiliensis*), camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e camarão branco (*Litopenaeus schmitti*), com quaisquer artes de pesca.
- Instrução Normativa nº 01, de 28 de fevereiro de 2005 - Licenças para embarcação de captura de Pargo.
- Instrução Normativa Nº 10, de 27 de abril de 2009 - Proibir, anualmente, no período de 1º de maio a 30 de junho, o exercício da pesca do robalo, robalo branco e camurim ou barriga mole (*Centropomus parallelus*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus* spp.), com qualquer tipo de petrecho de pesca, no litoral e águas interiores do estado do Espírito Santo.
- Instrução Normativa nº 11, de 14 de julho de 2005 - Fixar, para a estação de pesca do exercício de 2005, o limite máximo permitido de captura, nas águas jurisdicionais brasileiras e alto-mar, para as espécies consideradas altamente migratórias.

- Instrução Normativa nº 15 de 21 de maio de 2009 - Manter limitado o esforço de pesca para a captura de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) e respectiva fauna acompanhante, pela modalidade de cerco, na área compreendida entre os paralelos 22°00'S (Cabo de São Tomé, Estado do Rio de Janeiro) e 28°36'S (Cabo de Santa Marta, Estado de Santa Catarina), às embarcações devidamente permissionadas e inscritas no Registro Geral da Pesca - RGP, com base na Portaria IBAMA nº 96/97, de 22 de agosto de 1997.
- Instrução Normativa Nº 16, de 22 de maio de 2009 - Permitir a captura da sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) de comprimento total inferior a dezessete centímetros, exclusivamente às embarcações permissionadas para a captura de atuns e afins pelo sistema de vara e anzol com isca-viva, para uso próprio, unicamente como isca viva, na área compreendida entre os paralelos 22°00' Sul (Cabo de São Tomé, Estado do Rio de Janeiro) e 28°36' Sul (Cabo de Santa Marta, Estado de Santa Catarina).
- Instrução Normativa nº 170, de 25 de março de 2008 - Altera a Instrução Normativa IBAMA n.º 138, de 06 de dezembro de 2006, nos artigos 6º e 7º e Prorroga, em caráter excepcional, até 31 de maio de 2008, o termo final do período de defeso para a pesca de lagostas de que trata o artigo 1.º da Portaria IBAMA n.º 137, de 12 de dezembro de 1994, publicada no Diário Oficial da União de 13 de dezembro de 1994.
- Instrução Normativa nº 171 de 9 de maio de 2008 - Critérios e padrões para o exercício da pesca em áreas determinadas e, especificamente, para a captura de tainha (*Mugil platanus* e *M. Liza*), Sudeste e Sul do Brasil.
- Instrução Normativa Nº 189, de 23 de Setembro de 2008 - Proibir o exercício da pesca de arrasto com tração motorizada para a captura de camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*, *F. brasiliensis* e *F. subtilis*), camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), camarão branco (*Litopenaeus schmitti*), santana ou vermelho (*Pleoticus muelleri*) e barba ruça (*Artemesia longinaris*), anualmente, nas seguintes áreas e períodos....
- Instrução Normativa Nº 206, de 14 de novembro de 2008 - Proibi, nas águas sob jurisdição brasileira, o exercício da pesca das lagostas vermelha (*Panulirus argus*) e verde (*P. Laevicauda*), anualmente, no período de 1º de dezembro a 31 de maio.

- Instrução Normativa nº 32, de 16 de dezembro de 2004 - Proibição da pesca no mar territorial no estado do Paraná por um período de 60 dias.
- Instrução Normativa Nº144, de 3 de janeiro de 2007 - Fixar, nas águas jurisdicionais brasileiras, em 30 milhões de covos-dia, o esforço de pesca máximo anual, para a pesca de lagostas das espécies *Panulirus argus* (lagosta vermelha) e *Panulirus laevicauda* (lagosta cabo verde).
- Instrução Normativa nº157, de 28 de março de 2007 - Proibe a pesca no litoral da Bahia por 60 dias
- Instrução Normativa Nº168, de 4 de setembro de 2007 - Permitir a transformação do saldo do número de embarcações motorizadas da frota que opera na captura do pargo (*Lutjanus purpureus*), conforme definido na Instrução Normativa MMA n.º 004, de 11 de março de 2004, de embarcações com comprimento total menor ou igual a quinze metros para embarcações com comprimento total maior que quinze metros.
- Instrução Normativa nº29, de 6 de dezembro de 2004 - Proibição de pesca de arrasto com portas no litoral do estado do Paraná.
- Instrução Normativa nº91, de 6 de fevereiro de 2006 - Proibi anualmente, no período de 1º de outubro a 31 de dezembro, o exercício da pesca de arrasto com tração motorizada para a captura de camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), na área compreendida entre os paralelos 18º20'S (divisa dos estados da Bahia e Espírito Santo) e 33º40'S (Foz do Arroio Chuí, estado do Rio Grande do Sul).
- Instrução Normativa nº92, de 7 de fevereiro de 2006 - Proibi, anualmente, no período de 1º de março a 31 de maio, o exercício da pesca de arrasto com tração motorizada para a captura de camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*, *F. brasiliensis* e *F. subtilis*), na área compreendida entre os paralelos 18º20'S (divisa dos estados da Bahia e Espírito Santo) e 33º40'S (Foz do Arroio Chuí, estado do Rio Grande do Sul). Parágrafo único. O desembarque das espécies mencionadas no caput deste artigo, será tolerado somente até o terceiro dia útil após o início do defeso.
- Instrução Normativa SEAP nº- 12, de 14 de Julho de 2005 - Estabelecer normas e procedimentos para captura e comercialização dos agulhões brancos (*Tetrapturus albidus*), agulhões negros (*Makaira nigricans*), agulhões verdes

(*Tetrapturus pfluegeri*) e agulhões vela (*Istiophorus albicans*), nas águas jurisdicionais brasileiras e alto-mar.

- Intrusão Normativa nº 135, de 04 de dezembro de 2006 - Definição de espécies sob controle listada na In 05/2004 nas normas de gestão de pesca, do MMA e do IBAMA, que estabelecem medidas como limitação quantitativa da frota ou dos meios de produção, tamanho mínimo de captura, moratória, períodos de defeso, proibição espacial de pesca (por área) e limitação das características dos petrechos e métodos de pesca.
- Intrusão Normativa nº 138, de 06 de dezembro de 2006 - Proibi a captura, o desembarque, a conservação, o beneficiamento, o transporte, a industrialização, a comercialização e a exportação sob qualquer forma, e em qualquer local de lagostas das espécies *Panulirus argus* (lagosta vermelha) e *Panulirus laevicauda* (lagosta cabo verde) abaixo do tamanho permitido.
- Portaria IBAMA nº 17, de 30 de maio de 2008 - Proibir, qualquer tipo de pesca de arrasto motorizado, a menos de 500 metros da costa do estado do Espírito Santo.
- Portaria nº 14, 14 de outubro de 2004 - Proibição de Pesca de Camarão rosa, camarão sete barbas, camarão branco
- Portaria nº 144 de 21 de maio de 2008 - GT para o licenciamento ambiental aplicado ao uso dos recursos pesqueiros no Brasil.
- Portaria N°1, de 28 de janeiro de 2008 - Defeso Camarão Sete barbas
- Portaria N°42, de 19 de setembro de 2007 - Proibição de Captura de Mero por 5 anos.