

UNIVERSIDADE DE ÉVORA
&
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA
UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA

**Impacto da pesca com explosivos na comunidade piscícola marinha no município
de Salinas da Margarida, Brasil.**

Terencio Rebello de Aguiar Junior

Orientador: Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida
Co-orientador: Doutor José Maria Horta e Costa Silva Santos

*Dissertação de mestrado, apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do grau de mestre em Gestão e
Conservação de Recursos Naturais do curso de pós-
graduação da Universidade de Évora em parceria com o
Instituto Superior de Agronomia (ISA-UTL).*

MESTRADO EM GESTÃO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS

Évora
2010

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer e dedicar essa dissertação a minha família e em especial aos meus pais pelo exemplo de dignidade, honestidade e por ter me tornado a pessoa que sou. A Antonia Aguiar, personificação de sensatez e fortaleza nos momentos mais difíceis.

Aos meus orientadores Professor Pedro Raposo de Almeida e José Maria Horta, pela sua constante disponibilidade e supervisão do meu trabalho.

A professora Maria Teresa Ferreira pela sua disponibilidade, apoio e ajuda ao longo da minha estadia no ISA.

Aos meus colegas do curso pela ajuda, carinho, força e companheirismo que vai ficar para sempre no meu coração.

A Kátia Raser pelo incentivo e apoio dispensados desde o início, como nos compreender em muitos momentos difíceis, bem como pelas leituras, discussões acerca da pesquisa e ajustes no texto final.

E por fim um agradecimento especial ao International Fellowships Program-IFP e a Fundação Carlos Chagas pela bolsa concedida, pois sem a mesma não teria vivido essa grande experiência de estudar no exterior.

Impacto da pesca com explosivos na comunidade piscícola marinha no município de Salinas da Margarida, Brasil.

RESUMO

A utilização crescente da pesca com bomba em regiões como a Baía de Todos os Santos, maior baía navegável do Brasil, representa uma grande ameaça ao ecossistema marinho local. A extensão do efeito provocado por esta prática destrutiva e seus impactos sobre os recifes de coral e comunidades de peixes não é totalmente conhecida. Visando contribuir para uma melhor compreensão das práticas de pesca destrutiva e com especial referência à pesca com explosivos, este trabalho teve como objetivo principal avaliar o impacto que este tipo de exploração pode provocar ao ecossistema piscícola marinho, no município de Salinas da Margarida, Brasil, verificando a composição e estrutura, bem como o período de tempo necessário a sua recuperação. Foram detectadas diferenças significativas na composição da comunidade piscícola após a primeira e a quarta explosão. Após a quarta explosão das 9 espécies coletadas inicialmente foram observadas somente 5 espécies: *Chloroscombrus chrysurus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Lutjanus synagris*, *Mugil lisa* e *Sardinella brasiliensis*, sendo que a espécie *Mugil lisa* esteve em maior abundância. Avaliando-se o tempo necessário para que o ecossistema possa chegar ao seu estado inicial, nota-se uma boa regeneração dos locais impactados 90 dias após a última explosão.

PALAVRAS-CHAVE: Pesca com explosivos; Comunidade piscícola; Ecossistema marinho; Baía de Todos os Santos; Brasil.

Impact of fishing with explosives in the marine fish community in the city of Salinas da Margarida, Brazil.

ABSTRACT

The increased use of bomb fishing in regions like the Bay of All Saints, Brazil's largest navigable bay, represents the major threat to local marine ecosystem. The extent of the effect caused by this destructive practice and its impacts on coral reefs and fish communities isn't fully known. To contribute to a better understanding of the effects caused by destructive fishing practices, with special reference to fishing with explosives, this study aimed to assess the impact that this type of exploration can generate to marine ecosystem in the city of Salinas da Margarida, Brazil assessing the composition and structure as well as the time required to recover. There were significant differences in the composition of the fish community after the first and fourth explosion. After the fourth explosion of nine species initially collected were observed only five species: *Chloroscombrus chrysurus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Lutjanus synagris*, *Mugil lisa* and *Sardinella brasiliensis*, and the species *Mugil lisa* was highest abundant. By assessing the time needed for the ecosystem to reach its initial state, was observed a good regeneration of impacted sites 90 days after the last explosion.

KEYWORDS: Fishing with explosives; Fish community; Marine ecosystem; Bay of All Saints; Brazil.

1. INTRODUÇÃO

A pesca é uma importante atividade socioeconômica para muitos países em desenvolvimento. Práticas de pesca destrutivas são comuns em regiões tropicais e em áreas de recifes de coral, onde se alia uma grande densidade populacional a índices socioeconômicos baixos. Estes são fatores que ajudam a promover um estado de desespero entre os pescadores que, ao tentar aumentar sua produtividade, terminam por praticar métodos de pesca ilegais, a fim de aumentar a renda familiar (Schweitzer, 1992; Shephard *et al.*, 1992). Segundo o estudo de Myers & Worm (2003) a utilização de métodos de pesca destrutiva tem provocado um declínio das comunidades piscícolas e, como consequência, da atividade pesqueira a nível mundial. A pesca destrutiva teve início em 1950, com a introdução da pesca industrial. Em 1965, quinze anos após o início da pesca industrial, foram registados declínios até 80% das comunidades piscícolas e, nos últimos anos, 95% das comunidades piscícolas sofreram uma redução de biomassa entre 5% e 24% quando comparadas com comunidades pré-industriais.

Existem três categorias de sobrepesca: crescimento, recrutamento e biológica. A sobrepesca de crescimento envolve indivíduos fora dos tamanhos ideais de reprodução; a sobrepesca de recrutamento consiste na apanha de indivíduos ainda juvenis, reduzindo assim, o rendimento do sistema; a sobrepesca biológica é uma combinação da sobrepesca de crescimento com a de recrutamento levando à diminuição das capturas mesmo com o aumento dos esforços (Pauly, 1994).

O estado dos ecossistemas de recife de coral agrava-se também com os métodos de pesca excessivos e destrutivos encontrando-se em estado preocupante na escala global (Eakin *et al.*, 1997; Jackson, 1997; McManus, 1997b). Alguns dos impactos provêm de causas naturais (e.g. tempestades, ventos, doenças), outros impactos mais indiretos resultam também de ações antrópicas, como a poluição decorrente da industrialização. Sendo a exploração de recursos piscícolas o impacto maior e mais direto. A utilização de venenos (e.g. cianeto de sódio), rede de arrasto e explosivos na captura dos peixes são normalmente definidas como práticas de pesca destrutivas, no sentido de não permitirem o correto funcionamento do sistema, causando a destruição do habitat e das comunidades piscícolas (Schweitzer, 1992; Saila *et al.*, 1993).

A extensão destas práticas destrutivas e seus impactos sobre os recifes de coral e comunidades de peixes não é totalmente conhecida (Saila *et al.*, 1993). Sabe-se, contudo, que este tipo de pesca destrutiva tem efeitos importantes sobre os peixes e outras comunidades presentes nestes habitats, devido à perda da cobertura de coral que por sua vez causa a perda da diversidade de espécies ao longo

do tempo (Schweitzer, 1992; Shephard *et al.*, 1992; Saila *et al.*, 1993).

Alguns estudos permitem uma análise abrangente acerca dos efeitos da sobrepesca e pesca predatória, bem como algumas estimativas do seu rendimento (Russ, 1991; Casey & Myers, 1998; Ransom & Boris, 2003). No entanto, esses estudos não descrevem a prática de pesca com explosivos, não citam modificações do habitat ou alterações no comportamento das comunidades piscícolas, nem o período necessário para recuperação destas áreas.

Os efeitos adversos das técnicas de pesca destrutiva (Alcala & Gomez, 1979, 1987; Salvat, 1987; Galvez & Sadorra, 1988; McAllister, 1988; Rubec, 1988; Pauly *et al.*, 1989; McManus, 1997b; Saila *et al.*, 1993) e da pesca com explosivos (Alcala & Gomez, 1987; Galvez & Sadorra 1988; Young, 1991; Saila *et al.*, 1993) têm recebido atenção considerável por variados autores. No entanto esses estudos não trabalharam exclusivamente com as comunidades piscícolas nem observaram explosões diretas, mais sim foram baseadas em possíveis locais detonados, sendo em sua totalidade destinadas ao Sudeste Asiático (Alcala & Gomez, 1987; Galvez & Sadorra 1988; Young, 1991; Saila *et al.*, 1993). Embora seja sugerido que essas práticas podem ter consequências adversas, nenhuma das referências acima mencionadas fornecem informações para avaliar quantitativamente os efeitos destas práticas nas comunidades piscícolas.

No Brasil e na América do Sul, estudos sobre a pesca com explosivos e seus respectivos efeitos na composição e estrutura das comunidades piscícolas são ainda muito escassos.

Visando contribuir para uma melhor compreensão das praticas de pesca destrutiva e com especial referência à pesca com explosivos, este trabalho tem como objetivo principal avaliar o impacto que este tipo de exploração pode provocar ao ecossistema piscícola marinho, no município de Salinas da Margarida, Brasil, nomeadamente na composição e estrutura, bem como o período de tempo necessário a sua recuperação.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

1.1.1 Aspectos gerais

O município de Salinas da Margarida situa-se dentro da Baía de Todos os Santos (BTS), possui aproximadamente 927 km² e 184 km de extensão costeira continental (CSL, 1995). Apresenta-se como uma reentrância na costa, pela qual o mar penetra no interior do continente, a partir de um estreitamento principal entre a Cidade de Salvador e a Ilha de Itaparica. Este estreitamento possui cerca de 9 km de largura e uma profundidade máxima de 50 m, em situação livre de assoreamento.

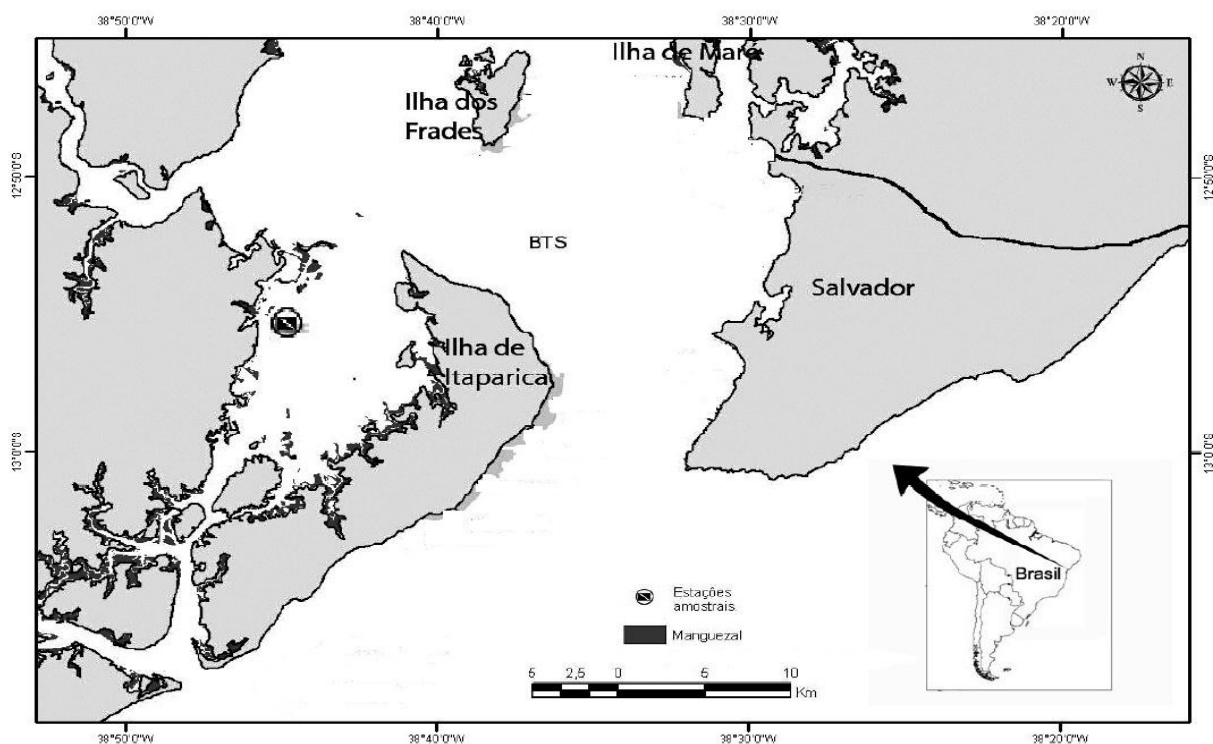


Fig. 1 – Mapa da Baía de Todos os Santos destacando o município de Salina das Margaridas, Bahia, Brasil (Cruz e Leão 2008).

O relevo na baía e no interior das ilhas é marcado por colinas rebaixadas com altitudes raramente superiores a 100 m, esculpidas nos arenitos, folhelhos, siltitos, calcários e conglomerados cretáceos do

grupo de ilhas da formação de São Sebastião, Santo Amaro e da formação Taipu-Mirim (parte norte da baía). A oeste e a sul aparecem folhelhos, arenitos e calcários das formações jurássicas Sergi e Aliança. Caracterizada pelas diversas planícies estuarinas, pequenas baías internas, estuários afogados e manguezais que a cercam, a baía possui também uma complexa rede de drenagem afluyente, com uma área total de aproximadamente 60.500 km². As bacias hidrográficas componentes deste sistema hídrico são de tamanhos variados, por exemplo, as Bacias dos Rios Paraguaçu (55.317 km²), São Paulo (37 km²), Mataripe (11,07 km²), Jaguaripe (1480 km²) e Subaé (465 km²).

Na BTS, os ecossistemas que se destacam pela sua importância ecológica incluem a mata atlântica, os manguezais e os recifes de coral. A importância destes ecossistemas reside tanto na sua diversidade biológica, como na sua elevada produtividade biológica. Essa produtividade biológica tem um papel fundamental no sustento das comunidades humanas no entorno da BTS, principalmente pela elevada produção de peixe e marisco nas áreas de manguezais e recifes de coral, bem como manutenção da biota aquática (CRA, 2000). A importância destes ecossistemas é reconhecida em Legislação Ambiental. Os manguezais são considerados Áreas de Preservação Permanente, contempladas pelo Código Florestal (Lei Federal nº 4.771 de 16/09/1965). A mata atlântica é legalmente protegida através do Decreto nº 750 de 10/02/1993.

A Área de Proteção Ambiental (APA) da BTS foi criada através do decreto nº 7595 de 05 de Junho de 1999. Com uma área de 800 km², envolvendo as águas e o conjunto de ilhas inseridas na poligonal formada pela linha da costa que delimita a baía e o estuário do Rio Paraguaçu. A APA é uma categoria de área protegida do Sistema Nacional de Unidades de Conservação brasileiro (SNUC) e é equivalente à categoria V, Proteção da Paisagem, da International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Dudley, 2008; Rylands & Brandon, 2005). Esse tipo de área protegida tem como finalidade criar uma base legal para gerir os recursos ambientais de maneira sustentável e conservar a biodiversidade (Presidência da República, 2000). A conservação ocorre por meio do estabelecimento de regras de restrições e proibições do uso dos seus recursos, e as normas para isto devem estar contidas em seu plano de manejo (Governo do Estado da Bahia, 1999). A APA tem como principais objetivos preservar os remanescentes de floresta ombrófila e os manguezais, proteger as águas doces, salobras e salinas; disciplinar o uso e ocupação do solo; combater a pesca predatória e promover o desenvolvimento de atividades económicas compatíveis com o Limite Aceitável de Câmbio do ecossistema (LAC).

Outro importante ecossistema da APA é o dos recifes de coral, que ocorrem principalmente, na costa das Ilhas de Itaparica, dos Frades e Maré. Estes recifes estão atualmente sujeitos a variadas pressões humanas em que a pesca com explosivos constitui uma das principais ameaças juntamente

com o branqueamento de corais (Leão *et al.*, 2008).

È também importante ressaltar que apenas implementar uma APA não garante efetividade na conservação. Após esta etapa, são necessários recursos para manutenção das atividades de gestão desta área protegida com uma contínua fiscalização e uma equipe técnica qualificada e comprometida com a conservação (Artaza-Barrios & Schiavetti, 2007; Assunção *et al.*, 2003). Contudo a implementação é uma fase decisiva para o sucesso da APA, pois ela pode fornecer as ferramentas necessárias para uma boa gestão.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2010 foi seguido um grupo de pescadores com explosivos que realizaram quatro detonações em uma área de controle no município de Salinas da Margarida. A primeira explosão foi efetuada a 2 de Janeiro de 2010, tendo as restantes ocorrido sequencialmente a cada dez dias, a fim de se analisar o impacto da pesca na comunidade piscícola local e analisar o posterior repovoamento da ictiofauna local.

Os indivíduos foram coletados após as explosões, através de mergulho em apnéia, capturando o maior número possível de peixes durante 90 minutos. Cada animal coletado pela pesca com uso de explosivos foi identificado e medido com paquímetro. A identificação das espécies foi realizada com base em chaves ictiológicas e estudo das características morfológicas dos animais utilizando os trabalhos: Manual de Peixes Marinhos do Brasil III (Figueiredo, 1980) e Guia de Identificação de Peixes Marinhos da Região Nordeste, Programa REVIZEE / SCORE-NE (Lessa, 2000). Cada animal coletado foi etiquetado com numeração individual, data e hora de coleta e fixado com formol a 10% para posterior conservação em álcool a 70%.

Foi realizada uma coleta controle antes da primeira explosão utilizando artes de pesca como covos, redes e linha a fim de comparar o estado inicial da comunidade piscícola. Após a quarta explosão foram realizadas coletas no mesmo local para analisar o possível repovoamento das espécies. As coletas ocorreram em períodos de 5, 10, 15, 20, 60 e 90 dias após a quarta explosão, utilizando as mesmas artes de pesca.

2.1 A técnica de pesca

A pesca com explosivos é extremamente agressiva, fazendo com que os peixes, mais próximos do ponto central da explosão sejam estilhaçados ficando impróprios para o consumo, sendo desprezados pelos pescadores. Os peixes mais afastados do centro da explosão, mas dentro do seu raio de impacto, são aproveitados para o consumo.

Geralmente, os “pescadores” ficam em barcos a remos, uma vez que barcos a motor espantam os cardumes, procurando cardumes de peixes em zonas de recifes de corais. Esta prática tornou-se um meio mais eficaz e barato de conseguir o pescado em grande quantidade.

O aspecto do pescado é relativamente diferente do obtido na pesca tradicional. O peixe, normalmente encontra-se estilhaçado, com o ventre mole e vísceras dilaceradas pela onda de choque da explosão, porém o que atrai os consumidores é o preço baixo desse pescado que chega a ser duas vezes mais barato que o da pesca tradicional, além disso, apesar dos danos físicos, o peixe capturado com bomba não apresenta riscos à saúde humana quando consumidos.

Na dissecação dos animais mortos pela pesca com explosivos, algumas características podem ser observadas com frequência, tais como: a parte superior da cabeça chamuscada, ruptura da espinha dorsal, hemorragia interna decorrente de lesões nos tecidos de órgãos e vasos sanguíneos, rompimento da bexiga gasosa dos peixes que a possuem e o desprendimento das vísceras.

2.2 Análise dos dados

Foi utilizado o teste de *Wilcoxon* (Zar, 1999) a fim de avaliar possíveis diferenças na composição da comunidade piscícola após a primeira (T1) e a quarta explosão (T4). Foi utilizado o teste de *Mann-Whitney* (Zar, 1999), para analisar a existência de diferenças significativas entre o comprimento das espécies após a primeira (T1) e a quarta explosão (T4).

Para analisar o possível repovoamento do local de estudo por parte da comunidade piscícola foi utilizado o teste de *Wilcoxon*, comparando-se as coletas de controle antes das explosões com as coletas realizadas após as explosões.

Para o tratamento dos dados foi utilizada o StatSoft, Statistica version 7.

2. RESULTADOS

Em relação ao número total de espécies capturadas, foi observado um decréscimo entre a primeira T1 (9 espécies) e a quarta T4 (5 espécies) (Fig. 2).

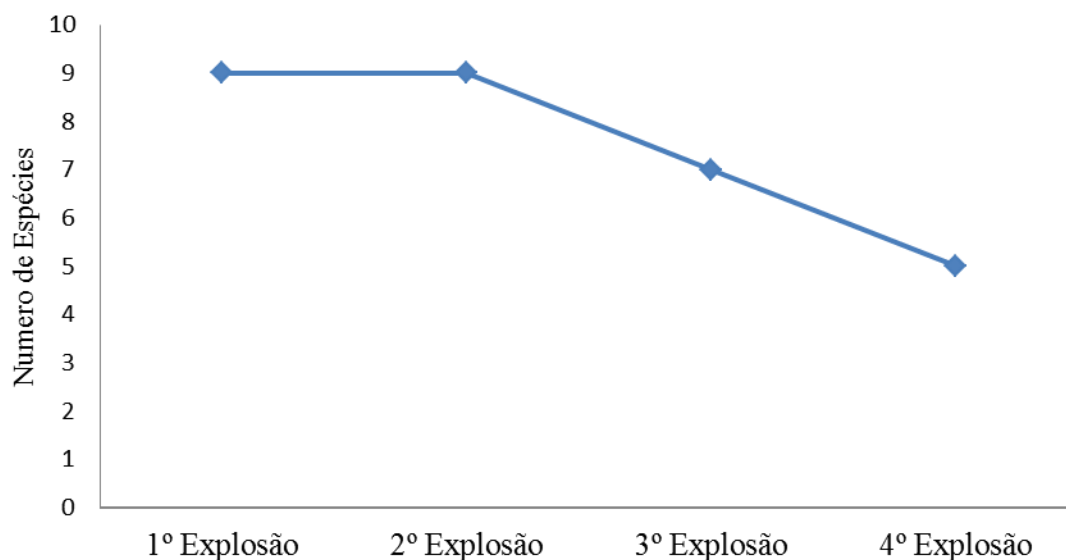


Fig. 2. Número de espécies coletadas versus número de explosões, Salinas da Margarida-Bahia, Brasil.

Na primeira explosão foram registadas 9 espécies: carapau, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766); garoupinha, *Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758); agulhinha, *Hemiramphus brasiliensis* (Linnaeus, 1758); cioba, *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828); dentão *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) e pargo-verdadeiro, *Lutjanus purpureus* (Poey, 1866); ariocó, *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758); tainha, *Mugil lisa* (Linnaeus, 1758) e sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) (Fig. 3).

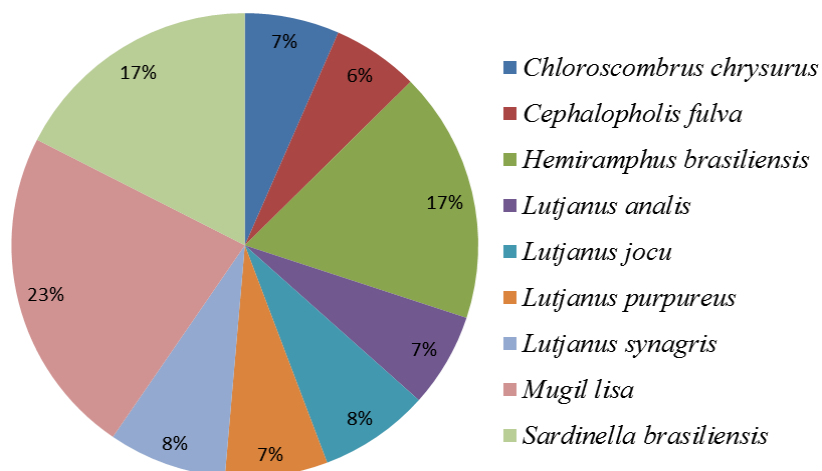


Fig. 3 - Proporção de espécies capturadas após a primeira explosão (T1), Salinas da Margarida-Bahia, Brasil.

Na segunda explosão não se verificou alteração no número de espécies (Fig. 4), permanecendo as 9 espécies iniciais.

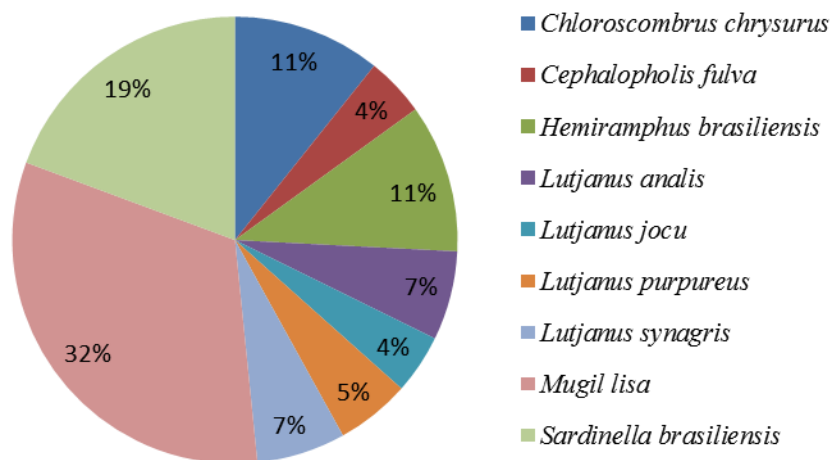


Fig. 4 - Proporção de espécie coletadas após a segunda explosão T2, Salinas da Margarida-Bahia, Brasil.

Na terceira explosão houve um decréscimo de duas espécies (*Lutjanus analis* e *Lutjanus jocu*). Houve também uma diminuição no número de espécies coletadas (Fig. 5).

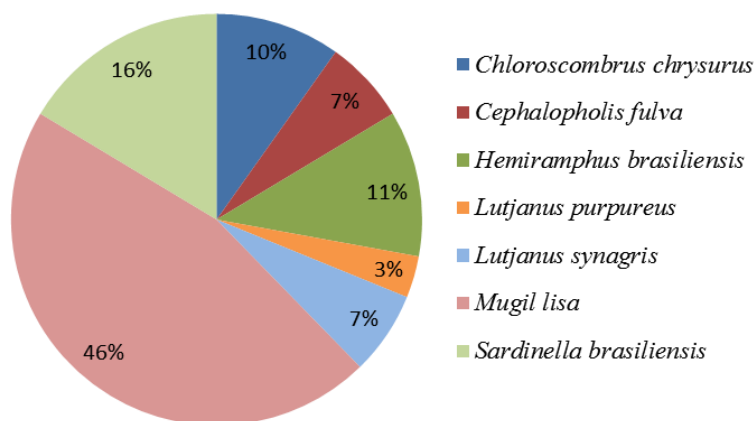


Fig. 5 - Proporção de espécie coletadas após a terceira explosão T3, Salinas da Margarida-Bahia, Brasil.

Na quarta explosão foram coletadas apenas 5 espécies, ocorrendo um decréscimo de 4 espécies em relação à primeira explosão. Observou-se também uma alteração na proporção de indivíduos coletados por espécie (Fig. 6).

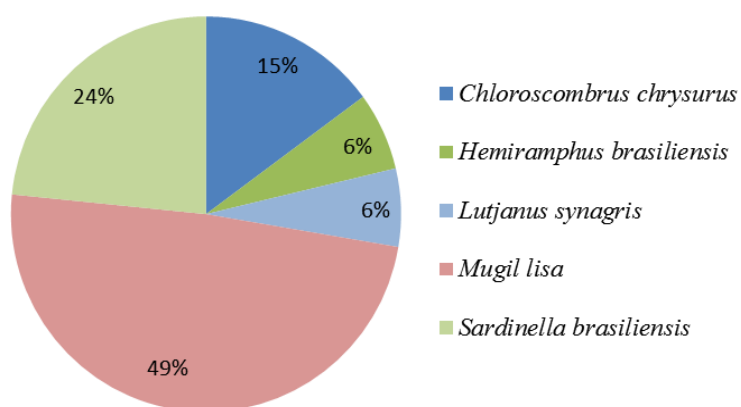


Fig. 6 - Proporção de espécie coletadas após a quarta explosão T4, Salinas da Margarida-Bahia, Brasil.

Foram detectadas diferenças significativas na composição da comunidade piscícola após a primeira (T1) e a quarta explosão (T4) (teste t ; $p = 0,0077$). Entre a primeira e a quarta explosão ocorreu um decréscimo de 4 espécies. Após a quarta explosão foram observadas as seguintes espécies: *Chloroscombrus chrysurus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Lutjanus synagris*, *Mugil lisa* e *Sardinella brasiliensis* (Fig. 7), sendo que a espécie *Mugil lisa* esteve em maior abundância.

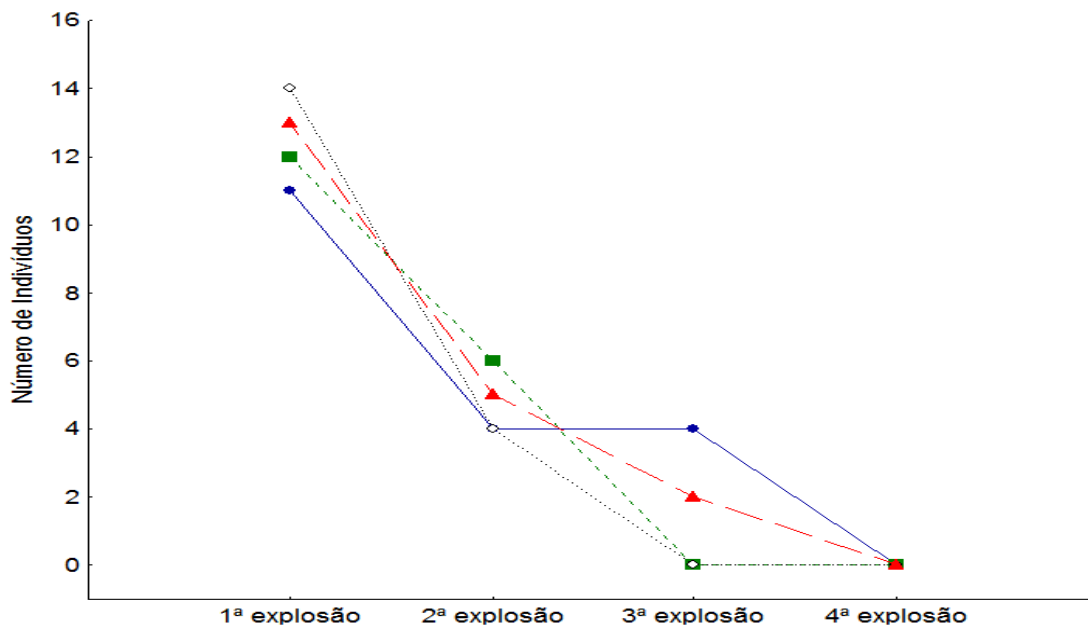


Fig. 7 – Análise avaliando as quatro espécies mais suscetíveis à pesca com explosivos, sendo: ● *Cephalopholis fulva*, ■ *Lutjanus analis*, ◇ *Lutjanus jocu*, ▲ *Lutjanus purpureus*

Para o teste de *Mann-Whitney*, avaliando os comprimentos furcais das cinco espécies em comum entre a primeira (T1) e a última explosão e (T4) foram detectadas diferenças significativas no respectivos comprimento das espécies. Para *Chloroscombrus chrysurus* foram inicialmente coletados indivíduos com comprimento médio de 14 cm, sendo que após a quarta explosão, ocorreu uma redução média de 2 cm no comprimento observado ($U= 14,5$; $p<0,05$) (Fig. 8a). Já para o *Sardinella brasiliensis*, a redução média observada no comprimento foi de 3 cm ($U= 89,5$; $p<0,05$). Para as espécies *Hemiramphus brasiliensis* ($U= 2,0$; $p<0,05$) (Fig. 8b), *Lutjanus synagris* ($U= 1,0$; $p<0,05$) (Fig. 8c) e *Mugil lisa* ($U= 301,0$) (Fig. 8d), obtivemos um $p< 0,01$ e a redução média observada no comprimento dos indivíduos de 6 cm, 4 cm e 2 cm, respectivamente. Pela análise dos resultados observados, conclui-se que para todas as espécies comuns entre as quatro explosões ocorreu uma diminuição no tamanho dos indivíduos estudados (Fig. 8).

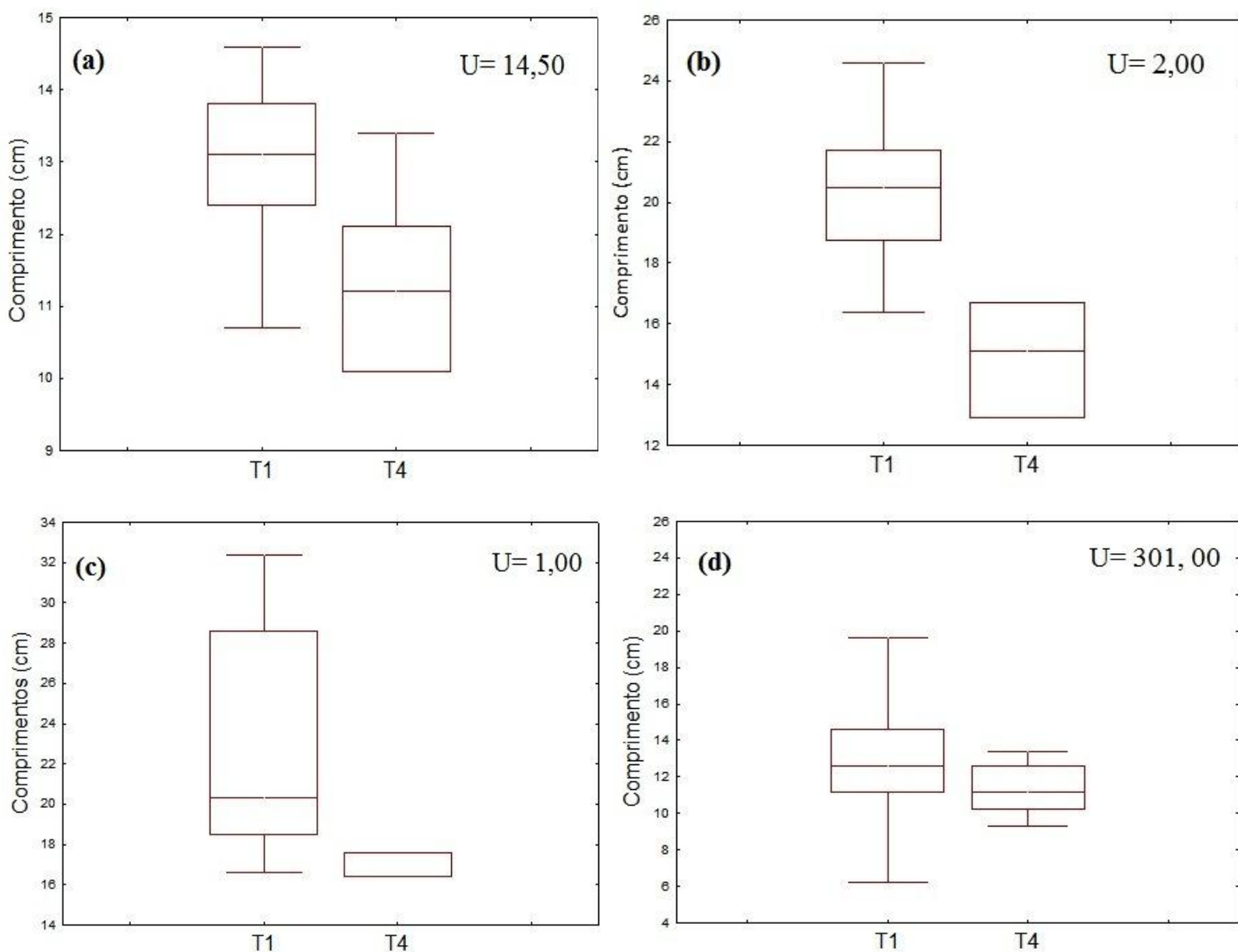


Fig. 8 - Teste de *Mann-Whitney* avaliando os comprimentos das cinco espécies em comum entre a primeira explosão (T1) e a última explosão (T4), (a) *Chloroscombrus chrysurus* ($p < 0,05$), (b) *Hemiramphus brasiliensis* ($p < 0,01$), (c) *Lutjanus synagris* ($p < 0,01$), (d) *Mugil lisa* ($p < 0,01$).

Através das observações e registros fotográficos podemos observar os locais antes e depois do impacto das bombas, notando-se a forte degradação dos recifes e o aumento de entulhos (Fig. 9).



Fig. 9 - Fotos da área de estudos em uma profundidade de 4 m antes (A, C e E) e depois das explosões (B, D e F), como observamos houve uma diminuição significativa dos corais, com as explosões boa parte da estrutura do recife desmoronou comprometendo a sua estrutura que serve de abrigo para os peixes e local de alimentação bem como outras funções ecológicas.

Utilizando o teste de *Wilcoxon*, foram comparadas as coletas de controle anteriores às explosões com as coletas realizadas 5 dias após as explosões. Observou-se que as diferenças na composição da comunidade piscícola foram muito significativas ($p= 0,0077$). Para as coletas realizadas 20 e 60 dias após as explosões, também observamos um resultado significativo ($p= 0,0108$ e $p= 0,0508$, respectivamente). Já, após 90 dias não foram observadas diferenças significativas na composição da comunidade piscícola ($p= 0,779$).

Na primeira coleta realizada 5 dias após a primeira explosão, foram identificadas 5 espécies, sendo elas: *Chloroscombrus chrysurus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Lutjanus synagris*, *Mugil lisa* e *Sardinella brasiliensis*. Essas mesmas espécies foram registradas 5 dias após a última explosão. Vinte dias após a última explosão houve um acréscimo de uma espécie (*Cephalopholis fulva*), e 60 dias após mais duas espécies foram observadas (*Lutjanus jocu* e *Lutjanus purpureus*), na coleta realizada 90 dias após a última explosão foi observado um número de indivíduos semelhantes ao da coleta de controle realizada antes da primeira explosão, porém não houve aumento no número de espécies ($p= 0,779$). A espécie *Lutjanus analis* não mais foi registrada.

a predominância de quatro espécies menos resistentes a pesca com explosivos: *Cephalopholis fulva*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus purpureus* (fig.9).

3. DISCUSSÃO

Os resultados do estudo para comunidades piscícolas sugerem que os efeitos das explosões podem ser diferentes entre espécies. Essa diferença pode se dar devido a estratégias de vida distintas ou diferentes respostas biológicas aos impactos. A questão, portanto, não é apenas avaliar a quantidade de espécies impactadas, mas também qual será o tempo necessário para que o ecossistema possa chegar ao seu estado inicial. Nesse estudo notamos uma boa regeneração dos locais impactados 90 dias após a última explosão. Já, entre a segunda e a quarta explosão houve uma perda significativa de espécies e do número de peixes coletados por cada espécie, essa redução observada está de acordo com os dados da literatura onde os recifes dinamitados tiveram uma grande perda do número de peixes coletados, quando comparados com recifes que não sofreram esta perturbação (McAllister, 1988; Rubec, 1988).

Também foi observada uma redução na sobrevivência dos indivíduos juvenis, essa redução pode afetar o recrutamento de novos indivíduos tendo em vista que nessa fase os peixes ainda não se

reproduziram o que poderá levar ao colapso da população (Cury, 2000; Reid *et al.*, 2000; Schreck *et al.* 2001). Esta afirmação pode ser reforçada pelas coletas feitas após as explosões onde se evidenciou que algumas espécies deixaram de ser observadas nas coletas, incluindo a espécie *Lutjanus analis* observada na primeira explosão, espécie essa que consta na lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza, (IUCN) como vulnerável. Em termos reprodutivos, uma quebra no ciclo de reprodução ou proles formadas por poucos indivíduos e presença de indivíduos muito jovens, evidencia fragilidade e conseqüente suscetibilidade de algumas espécies por necessitarem de um período de tempo relativamente longo para que ocorra a reposição de estoques, conforme expõe Castro (1999).

A influência da queda populacional de espécies-chave de um ecossistema sobre as demais espécies é ressaltada por inúmeros autores, entre os quais Begon *et al.* (1986), Krebs (1989), Ricklefs (1996) e Odum (2007). Em ambiente marinho, autores como McConnaughey (1974), Nybakken (1982) e Alongi (1998) discorrem a respeito da importância das espécies-chave em diferentes níveis da cadeia trófica e a manutenção do equilíbrio ecológico neste ambiente.

Os distúrbios nos recifes de corais podem afetar determinados aspectos da estrutura das comunidades de peixes (Lewis, 1997a). Assim, após cada explosão que cause alteração na estrutura dos recifes, foi registrado um declínio significativo nas espécies de peixes que dependem dos recifes para sobreviver, causando uma redução significativa no número total de espécie de peixes e em sua abundância.

Todas as quatro espécies afetadas negativamente são dependentes diretas dos recifes, seja como local para alimentação, refugio ou habitat. Esse resultado demonstra que a perda da estrutura do habitat e a redução de recursos alimentares associados as perturbações dos recifes podem afetar tanto a abundância de peixes recifais como o número de espécies presentes. Segundo estudos de Sano *et al.*, (1984) e Williams, (1986), a perda da estrutura dos recifes de coral parece ser mais importante do que a redução na disponibilidade de alimento fornecida pelo coral.

Duas das espécies encontradas, a *Mugil lisa* e a *Sardinella brasiliensis* revelaram um aumento significativo no tamanho da população após a perturbação. Hart & Klump (1996) sugeriram que os peixes herbívoros, detritívoros, raspadores e planctônicos podem responder positivamente às perturbações causadas nos recifes, pois com a redução dos corais, pode ocorrer um aumento da biomassa de algas e dos detritos presentes. No entanto, alguns estudos sugerem que distúrbios naturais podem ocasionar aumento na abundância de herbívoros e planctônicos (Carpenter, 1990; Robertson, 1991) ou aumento no número de espécies, mas não aumento em sua abundância (Hart & Russ, 1996).

Os animais sobreviventes pela explosão e que continuam em áreas onde ocorre a pesca com uso de

explosivos sofrem estresse contínuo provocado pelas explosões e podem ter os seus estágios de desenvolvimento alterados, incluindo os estágios reprodutivos. Segundo Schreck *et al.* (2001) a maioria das situações estressantes, como a pesca com uso de explosivos, induzem a um conjunto de respostas comportamentais e fisiológicas, habilitando o animal a superar ameaças. Se um animal está submetido a estresse intenso e constante, a resposta fisiológica pode perder seu valor adaptativo e tornar-se disfuncional, acarretando danos permanentes à sua saúde e bem-estar (Carmichael, 1984).

Como os peixes dos recifes de coral vivem perto da superfície do recife, a estrutura espacial da composição da comunidade de corais pode afetar a associação da comunidade de peixes, reduzindo o número de espécies (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Bell & Galzin, 1984; Sale & Douglas, 1984; Hixon & Beets, 1993). Isso é evidente em grandes zonas de recifes, para corais com menos de um metro de diâmetro (Meekan *et al.*, 1995; Green, 1996; Ormond *et al.*, 1996), como na região estudada. Entretanto, a associação destes peixes com os corais geralmente altera a ontogenicidade. Muitas espécies estabelecem-se em diferentes habitats como larvas, enquanto que, após esta fase (Booth & Beretta, 1994; Tolimieri, 1995), movimentam-se possibilitando a escolha de novos habitats para o desenvolvimento das fases de juvenil e de adultas (McCormick, 1995; Lewis, 1997). Portanto a diminuição da cobertura dos recifes de coral quando os mesmos são danificados ou explodidos significa menos habitat e espaço de refúgio para os peixes com o objetivo de se reproduzirem, descansarem e procurarem abrigo contra predadores. Como podemos observar recifes que estão continuamente a ser explodidos, sofrem uma redução acentuada na abundância de peixes e diversidade.

Num estudo recente foram descritos os resultados de um trabalho experimental em que se analisa a perturbação em pequena escala realizada em recifes (Lewis, 1997).

Houve uma redução significativa no número total de espécies, na abundância e riqueza de algumas famílias de peixes (McCormick, 1995; Lewis, 1997). Estes estudos corroboram os resultados deste trabalho de forma a demonstrar que distúrbios de pequena escala e pontuais como a pesca com uso de explosivos podem afetar comunidades de peixes, reduzindo o número de espécies e sua abundância. A recuperação após distúrbios muitas vezes depende da gravidade do distúrbio e, em certas situações, a recuperação pode não chegar a um estado pré-perturbado (Carpenter *et al.*, 2001; Carr *et al.*, 2003). O resultado da perturbação provocada pela pesca com bomba dependerá da intensidade e frequência dessa perturbação, as condições que promovem ou retardam a recuperação do habitat, e das características de cada espécie é que definiram o seu repovoamento, algumas espécies mais sensíveis podem ser extintas nos locais mesmo com uma baixa intensidade e frequência.

4. CONCLUSÃO

Ao se analisar os dados obtidos verifica-se que as espécies mais afetadas pela pesca com bomba foram a *Cephalopholis fulva*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus purpureus*, *Lutjanus synagris* e as menos afetadas foram o *Mugil lisa* e *Sardinella brasiliensis*. Após o período de 90 dias desde a última explosão houve uma recuperação considerável sendo que somente uma espécie *Lutjanus analis* não foi mais vista entre as coletas.

O resultado da perturbação provocada pela pesca com bomba dependerá da intensidade e frequência desse distúrbio, das condições que promovem ou retardaram a recuperação do habitat, e das características de cada espécie.

5. BIBLIOGRAFIA

Alcala, A. C. and Gomez, E. D. 1979. Recolonization and growth of hermatypic corals in dynamite-blasted coral reefs in central Visaya, Philippines. *Proceedings of the International Symposium Marine Biogeography Evolution Southern Hemisphere*, **2**: 645-661.

Alcala, A. C. and Gomez, E. D. 1987. Dynamiting coral reefs for fish: a resource destructive method. In: *Human impacts in coral reefs: facts and recommendations*, ed. B. Salvat, Antenne Museum EPHE, Moorea, French Polynesia: 51-60.

Alongi, D. M. 1998. *Coastal ecosystem processes*. New York: CRC Press, 419 p.

Artaza-Barrio, O.H. & Schiavetti, A. 2007. Análise da Efetividade do Manejo de duas Áreas de Proteção Ambiental do Litoral Sul da Bahia. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, **7**(2):117-128.

Assunção, P.V., Lima, V.F.S., Schiavetti, A., Moreau, M., Moraes, M.E.B. 2003. Área de proteção ambiental municipal da península de Marau (Bahia): uma análise da situação de gestão atual. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, **3**:55-47.

Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. 1986. *Ecology: individuals, populations and communities*. London: Blackwell Scientific Publications, 1045 p.

Bell, J.D., Galzin, R. 1984. Influence of live coral cover on coral reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **15**: 265–274.

Booth, D.J., Beretta, G.A. 1994. Seasonal recruitment, habitat associations and survival of pomacentrid reef fish in the US Virgin Islands. *Coral Reefs*, **13**: 81–89.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, M., Abel, N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, **4**: 765–781.

Carmichael G.J. 1984. Long distance truck transport of intensively reared largemouth bass. *Prog Fish Cult.*, **46**: 111-115.

Carr, M.H., Neigel, J.L., Estes, J.A., Andelman, S., Warner, R.R., Largier, J.L. 2003. Environmental and ecological differences between terrestrial and marine systems: implications for the objectives and design of protected areas. *Ecological Applications*, **13**: S90-107.

Casey, J. M. & Myers, R. A. 1998. Near extinction of a large, widely distributed fish. *Science*, **281**., 690–692.

Castro, J. I. A. 1999. Preliminary evaluation of the status of shark species. Rome: FAO, *Fish. Tech. Paper*, 73 p.

CRA. 2000. *Avaliação da Qualidade das Águas da Baía de Todos os Santos*. Relatório Técnico / Avaliação Ambiental – Período ano 2000. Salvador, 120p.

CSL. 1995. *Estudo de Impacto Ambiental do Programa de Saneamento Ambiental da Baía de Todos os Santos*. Salvador, 152p.

Cruz, I.C.S., Kikuchi, R.K.P., Leão, Z.M.A.N. 2008. Use of Video Transect Method for Characterizing the Itacolomis Reefs, Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **56**(4): 271-280.

Cury, P. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural change in “wasp-waist” ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 603–618.

Dudley, N. (ed.) 2008. – *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN - International Union for Conservation of Nature, Gland, Suíça. (ISBN: 978-2-8317-1086-0). 86p.,

Eakin, C. M., McManus, J. W., Spalding, M. D. and Jameson, S. C. 1997. Coral reef status around the world: where are we and where do we go from here? *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, **1**: 277-282.

Figueiredo, J. L. & N. A. Menezes. 1980. *Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)*, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90p.

Galvez, R. & Sadorra, M. S. M. 1988. Blast fishing: a Philippine case study. *Tropical Coastal Area Management*, **311**: 9-10.

Governo do Estado da Bahia, 1999. Decreto de Lei do Estado da Bahia Nº 7.595 de 05 de Junho de 1999. Cria a Área de Proteção Ambiental - APA da Baía de Todos os Santos e dá outras providências. Publicado no *Diário Oficial do Estado* em 09.06.99, Salvador, BA, Brasil.

Green, A.L. 1996. Spatial, temporal and ontogenetic patterns of habitat use by coral reef fishes (family Labridae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **133**: 1–11.

Hixon, M.A. & J.P. Beets. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecol. Monogr.*, **63**: 77–101.

Jackson, J. B. C., 1997. Reefs since Columbus. *Coral Reefs* **16**, Suppl.: S23-S39.

Leão, Z. M. A., Kikuchi, R. K., Oliveira, M. D. 2008. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropical*: 3-8.

Lewis, A.R. 1997. Effects of experimental coral disturbance on the structure of fish communities on large patch reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **161**: 37–50.

Luckhurst, B.E. & K. Luckhurst. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.*, **49**: 317–323.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper & Row Publishers, 654 p.

McAllister, D. E. 1988. Environmental, economic, and social costs of coral reef destruction in the

Philippines. *Galaxea*, **7**:161-178.

McCormick, M.I. 1995. Fish feeding on mobile benthic invertebrates: influence of spatial variability in habitat associations. *Mar. Biol.*, **121**: 627–637.

McManus J.W., Reyes R.B., Nañola C.L., 1997a. Effects of some destructive fishing methods on coral cover and potential rates of recovery. *Environm. Manage.*, **21**: 69-78.

McManus, J. W. 1997b. Tropical marine fisheries and the future of coral reefs: a brief review with emphasis on Southeast Asia. *Coral Reefs* **16**, Suppl.: S121-S127.

McConnaughey, B. H. 1974. *Introduction to marine biology*. 2nd ed. Saint Louis: The C.V. Mosby Company, 544 p.

Meekan, M.G., Steven A.L.D., M.J. Fortin. 1995. Spatial patterns in the distribution of damselfishes on a fringing coral reef. *Coral Reefs*, **14**: 151–161.

Nybakken, J. W. 1982. *Marine Biology: na ecological approach*. New York: Harper & Row, 446 p.

Myers, R., and Worm, B. 2003, 'Rapid worldwide depletion of predatory fish communities' , *Nature*, vol. 423, pp. 280-283.

Odum, E. P., Barrett, G. W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora: Thomson Pioneira, 434 p.

Ormond, R.F.G., Roberts, J.M. 1996. Behavioural differences in microhabitat use by damselfishes (Pomacentridae): implications for reef fish biodiversity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*, **202**: 85–95.

Pauly, D., Silvestre, G. and Smith, I. R. 1989. On development, fisheries, and dynamite: A brief review of tropical fisheries management. *Natural Research Modelling*, **3** (3): 307-329.

Pauly D. 1994. From growth to Malthusian overfishing: stages of fisheries resources misuse. *SPC Trad. Mar. Resour. Manage. Knowl. Bull.*, **3**: 7-14.

Presidência da República, 2000. *Lei Federal Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências*. Publicado no Diário Oficial da União de 19.7.2000, Brasília, DF, Brasil.

Ransom A. Myers & Boris Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities, *Nature*, **423**: 280-283.

Reid, P.C., Battle, E. J.V. 2000. Impacts of fisheries on plankton community structure. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**., 495–502.

Ricklefs, R. E. 1996. *A economia da natureza*. 3rd. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 470 p.

Rylands, A.B. & Brandon, K. 2005. Unidades de Conservação Brasileiras. *Megadiversidade*, **1**(1):27- 35.

Rosangela, L. 2000. *Guia de identificação de peixes marinhos da região Nordeste*, Programa REVIZEE/ SCORE-NE.

Rubec, P. J. 1988. The need for conservation and management of Philippine coral reefs. *Environmental Biology*, **23**: 141-54.

Russ, G. R. 1991. Coral reef fisheries: efforts and yields. In: Sale, P. F (ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, New York: 601-635.

Sale, P.F. & W.A. Douglas. 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs and the relation of community structure to reef structure. *Ecology*, **65**: 409–422.

Saila, S. B., Kocic, V. L. J., McManus J. W. 1993. Modelling the effects of destructive fishing practices on tropical coral reefs. *Marine Ecology Programming Series*, **94**: 51-60.

Salvat, B. 1987. *Human impacts on coral reefs: facts and recommendations*. Antenne Museum E. P. H. E., French Polynesia. 253p.

Shephard, A. R. D., Warwick, R. M., Clarke, R. R., Brown, B. E. 1992. An analysis of fish community responses to coral mining in the Maldives. *Environ. Biol. Fish*, **33**: 367-380.

Schweitzer, J. 1992. Conserving biodiversity in developing countries. *Fisheries*, **17**(3): 31-34.

Schreck, C.B.; Contreras-Sanchez, W.; Fitzpatrick, M.S. 2001. Effects of stress on fish reproduction, gamete quality, and progeny. *Aquaculture*, **197**(1): 3-24.

Statsoft, Inc., 2004. *Statistica (data analysis software system)*, version 7. www.statsoft.com.

Tolimieri, N., 1995. Effects of microhabitat characteristics on the settlement and recruitment of a coral reef fish at two spatial scales. *Oecologia*, **102**: 52–63.

Young, G. A. 1991. Concise methods for predicting the effects of underwater explosions on marine life Naval Surface Warfare Center, Dahlgren, Virginia 22448. *NAVSWC MP*: 220p.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey. 663p.

ANEXO

Aspectos Socioeconômicos da pesca com uso de explosivos

Situada no meio da Costa do Brasil, a 12°58'250" Sul e 38°29'100" Oeste, a Baía de Todos os Santos possui uma entrada com 30 km de largura, no sentido Leste – Oeste e 36 km de comprimento, no sentido Norte – Sul. Com uma superfície de 1000 km² de espelho d'água navegável e um contorno com 238 km de extensão, a Baía possui paisagens tropicais com natureza exuberante, onde se destacam as praias de areias claras e os manguezais (Rosangela, 2006). Com três grandes ilhas – Itaparica, Frades e Maré – e dezenas de outras menores, recebe as águas de três grandes rios: Jaguaripe, Paraguaçu e Subaé.

Descoberta e nomeada pelos portugueses em 1501, foi escolhida como o principal porto do Atlântico Sul para as naus que exploravam o litoral do Brasil e que faziam a “rota das especiarias”, explorando o transporte de mercadorias entre os portos da Europa e a Índia (Tavares, 2001). Isso se deve às suas águas abrigadas e tranquilas, às correntes marinhas descendentes da costa brasileira e aos ventos favoráveis que, praticamente, conduzem as embarcações à vela desde a Linha do Equador até a entrada da Baía (Marinha do Brasil, 2007). Outra rota marítima bastante utilizada no passado para trazer os escravos da África para o Brasil começava em Angola e chegava a Salvador, pela Baía de Todos os Santos (IGHB, 2001).

Historicamente, a pesca predatória com explosivos na Baía de Todos os Santos estabeleceu-se a partir da Segunda Guerra Mundial, quando a explosão de artefatos militares despertou a atenção dos povos ribeirinhos para a possibilidade prática de utilizar esse mecanismo na captura de peixes. (A Tarde, 2009). Em 1935, o naturalista Olivério Pinto registrou pela primeira vez o uso de bombas de dinamite na região do Suape – BA (Bahia de Todos os Santos):

[...] nos nossos passeios quase diários pelo Suape, era infalível que ouvíssemos, com o coração compungido e íntima revolta, os estampidos das grandes bombas,

lançadas umas após outras pelos pescadores. Assim, era e é provável que assim, continue a ser, até que o empobrecimento definitivo d'aquellas águas, out'ora tão piscosas, vem por um paradeiro natural à inqualificável usança. (Pinto, 1935, p. 32)

A consolidação da prática da pesca predatória com explosivos na região ocorreu na década de 50, em decorrência da prospecção sísmica do petróleo na Baía de Todos os Santos (BTS). (A Tarde, 2009).

O primeiro acidente com explosivo mutilando pescador aconteceu em 1953 na Ilha de Maré. A partir da década de 80 a imprensa falada e escrita começa a divulgar acidentes, perigos e prejuízos da pesca com explosivos. (A Tarde, 2009; Correio da Bahia, 2009).

A pesca predatória com explosivos é considerada ato ilícito no âmbito da legislação federal, estadual e municipal. A lei federal 7.653/88 dispõe sobre a proteção à fauna, com pena prevista de até três anos de reclusão. A Constituição do Estado da Bahia, no seu Capítulo IV, da política pesqueira, Art. 197, trata de forma genérica a pesca predatória, sem definição de seus tipos ou modalidades. O Código Municipal do Meio Ambiente, Art. 171, prevê ações contra a pesca predatória e similares.

Embora os bombistas utilizem como argumentos para a prática de pesca com explosivos, o aumento da produtividade do pescado, o aumento da renda familiar e a ausência de financiamento para atividades pesqueiras, os impactos desta prática têm profundas consequências ambientais de naturezas biológica, econômica e social. Os impactos de natureza biológica são: a destruição da fauna e da flora, levando à quebra da cadeia alimentar (Lula, 1996); os danos ao patrimônio natural representado pelos mangues, praias e recifes de coral; a redução da quantidade de peixes (no Brasil, mais de 80% dos estoques pesqueiros estão esgotados ou super-explorados) (Rosangela, 2006); os danos à saúde (mutilação, morte, surdez e cegueira) de banhistas, mergulhadores e dos próprios bombistas, em consequência das ondas de choque provenientes da explosão; os prejuízos de ordem econômico-social, como a baixa produtividade e o declínio da pesca; a redução do potencial de trabalho (mutilação) e os danos ao patrimônio público e privado (A Tarde, 2009; Correio da Bahia, 2009).



Fig. A1 – Peixes mortos pela pesca com explosivo, ao lado direito bombas utilizadas pelos pescadores, Salinas da Margarida, Bahia – Brasil.

Diante do declínio da biodiversidade e da pesca em muitas regiões dos oceanos em função da exploração, poluição e degradação ambiental (Kelleher, 1999) a comunidade internacional, através da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), estabeleceu normas para a utilização e conservação dos recursos marinhos.

Para atender os compromissos definidos pela CNUDM e propiciar o reordenamento da atividade pesqueira nacional, entre 1995 e 2001 o Brasil realizou o Programa Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE). Os resultados do REVIZEE para a região sudeste-sul e nordeste são preocupantes, indicando que muitas espécies importantes para a indústria pesqueira como a corvina e o cherne-poveiro encontram-se intensamente explorados.

Este estudo de longa duração contou com a participação de centenas de pesquisadores de diversas instituições com o apoio do poder público. O projeto realizou um inédito inventário de todos os recursos vivos, características ambientais, biomassa das populações marinhas e potencial de captura das espécies (quantidade de pescado por embarcação pesqueira ao longo da costa) (REVIZEE, 2006).

Os dados indicaram que ações mais efetivas no controle do esforço pesqueiro são essenciais. Todos os trabalhos científicos e análises, reunidos em diversos relatórios, são categóricos: salvo poucas exceções, a pesca na Zona Econômica Exclusiva (ZEE) do Brasil, faixa de 200 milhas a partir da costa, está sendo feita de forma insustentável. O REVIZEE mostra com clareza a inexistência de estoques de pescado capazes de gerar ou sustentar um aumento significativo da produção. Os recursos tradicionais apresentam biomassas muito reduzidas (Rosangela, 2006). Sobre a plataforma continental, a lista de espécies próximas do colapso é mais longa. Os camarões, entre os invertebrados, a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), cações, tubarões, arraias e a corvina (*Micropogonias furnieri*) estão todos sendo explorados acima dos limites possíveis (Rosangela, 2006).

Nas águas brasileiras, biodiversidade e abundância não navegam juntas. (Rosangela, 2006) O fato de existir grande variedade de espécies se deslocando pelo fundo do mar não significa que elas estejam presentes em quantidades suficientes para pesca. É um quadro até certo ponto comum em sistemas ecológicos já analisados em outras regiões do mundo (Geraque, 2005; Rosangela, 2006).

É totalmente inverídica a noção de que, por contar com uma extensa área costeira, o Brasil dispõe

de recursos pesqueiros ilimitados (Geraque, 2005). No mar, o estoque de peixes é limitado e, com o uso de bomba, muitas espécies correm risco de extinção.

O extenso litoral brasileiro, recortado por enseadas e baías, pode muito bem comportar, desde que bem regulamentadas, atividades que tragam desenvolvimento econômico e social, em complementação à atividade pesqueira tradicional. Isso, claro, desde que se leve em conta o uso de águas públicas e o interesse de seus múltiplos usuários, o destino dos efluentes, o controle sanitário e assim por diante (Rosangela, 2006; Geraque, 2005).

A melhoria da qualidade de vida é uma responsabilidade conjunta dos poderes públicos, entidades privadas, do cidadão e da sociedade como um todo (Dallari, 2003). A sustentabilidade das ações e a potencialização das intervenções do poder público pressupõem um comprometimento da comunidade diretamente atingida, único agente capaz de, no seu cotidiano, desenvolver ações que possam multiplicar e potencializar os investimentos realizados (Fernandes, 2003).

O destino dos oceanos está inevitavelmente ligado aos interesses econômicos e de segurança nacional da ONU (Geraque, 2005). Os oceanos são uma fonte de emprego e de rendimento para milhões de pessoas no mundo todo. Quando o manejo sustentável dos recursos marinhos é ignorado, os interesses das comunidades costeiras são afetados no longo prazo e o motor econômico do qual muitas pessoas dependem deixa de funcionar. Nas principais áreas de pesca do mundo, importantes recursos estão sendo esgotados, ameaçando a economia das comunidades costeiras. O manejo sustentável dos recursos marinhos, no entanto, pode maximizar o retorno econômico, fortalecendo as comunidades locais e a economia nacional (Rosangela, 2006).

A pesca predatória no Brasil é incontida. Não há espaço para relatar a pesca marginal em todo território nacional, mas existem alguns exemplos notáveis que refletem o panorama geral, como a pesca com uso de explosivos e a de arrastão. Mais incrível ainda é o fato de que não existe, ao longo de todo o litoral brasileiro, uma guarda costeira. E quando o assunto é fiscalização, vemos que os órgãos competentes, embora tenham profissionais qualificados, se encontram no mais absoluto estado de penúria e abandono (DAUDT et al., 2007).

Infelizmente no Brasil os números não são animadores e o Instituto brasileiro do meio ambiente e dos recursos naturais renováveis (IBAMA), órgão responsável pela fiscalização e controle das

atividades pesqueiras, prevê que ainda existe uma quantidade considerável de pescadores trabalhando de forma incorreta e, conseqüentemente, predatória. Entre os principais instrumentos legais para o controle da pesca no Brasil está a Lei Federal nº 7.661/88, que ordena o Gerenciamento Costeiro, a lei federal nº 7.679/88, que dispõe sobre a proibição da pesca de espécies em períodos de reprodução, e o Decreto-Lei nº 221/67, que estabelece o Código de Pesca.

No momento em que o desenvolvimento das forças produtivas do capital foi “surpreendido” pelos primeiros sinais de que os recursos ambientais, entre eles os pesqueiros, não eram inesgotáveis. A partir de então teve início um processo de ressignificação da natureza, que de externa passa a ser entendida como interna ao próprio capital, sendo seus bens agora vistos como estoques e “classificados como elementos de uma natureza considerada como capital para a finalidade da reprodução expandida do capital” (O’Connor, 1994a), chamados de capital natural. Tal ressignificação ocorre na fase que (O’Connor, 1994b) denomina de “fase ecológica do capital” e constitui base ideológica para uma nova etapa de acumulação e crescimento, sob os argumentos da gestão e conservação dos elementos da natureza, cuja regeneração agora se faz “(...) pelo controle dos regimes de investimento (...) integrados no cálculo racional da produção e troca, através do milagre do sistema de preços (...)” (O’Connor, 1994b). Diferentemente de outros setores produtivos, a pesca encontra-nos próprios recursos de que se apropria algumas características muito especiais que atuam de forma contrária à racionalidade que hoje a preside (Marrul, 2001).

Conclusão

Embora os bombistas utilizem como argumentos para a prática de pesca com explosivos o aumento da produtividade do pescado, o aumento da renda familiar e a ausência de financiamento para atividades pesqueiras, os impactos desta prática têm profundas conseqüências ambientais, de natureza biológica e econômico-social. Os impactos de natureza biológica são a destruição da fauna e da flora, levando à quebra da cadeia alimentar; os danos ao patrimônio natural, representado por mangues, praias e recifes de coral; a redução da quantidade de peixes (no Brasil mais de 80% dos estoques pesqueiros estão esgotados ou super-explorados) e os danos à saúde (mutilação, morte, surdez e cegueira) de banhistas, mergulhadores e dos próprios bombistas, em conseqüência das ondas de choque provenientes da explosão. Os prejuízos de ordem econômico-social são: a baixa produtividade, o declínio da pesca, a redução do potencial de trabalho (mutilação) e os danos ao patrimônio público e

privado (Aguiar, 2007).

Cabe destacar que os recursos pesqueiros não surgem como produto do trabalho humano, pois "(...) ao contrário da produção industrial, a reprodução dos objetos de trabalho – o pescado - se realiza segundo leis de reprodução biológica dos cardumes, as quais escapam ao controle do homem" (Diegues, 1993). No plano mais geral, O'Connor (1994a) afirma que "(...) é um fato que o capital não controla nem pode controlar a reprodução e modificações das condições naturais de produção no mesmo plano em que regula a produção industrial de mercadorias". Desta forma, tanto na atividade pesqueira como na apropriação capitalista dos recursos ambientais explicita-se o surgimento das mercadorias fictícias, ou seja, "(...) coisas que não são produzidas como mercadorias mas são tratadas como se o fossem" (O'Connor, 1988).

A atividade pesqueira encontra nos ecossistemas marinhos que explora suas próprias condições naturais de produção - os recursos pesqueiros, categorizados na literatura econômica como recursos naturais renováveis. No entanto, tais recursos são na realidade potenciais até que sejam transformados em objeto de trabalho ou em meio de subsistência pelo trabalho humano.

A reprodução biológica e o crescimento dos indivíduos, fenômenos indispensáveis à renovação dos estoques, são limitados pela capacidade de carga do ambiente no qual ocorrem, impondo limites ao tamanho dos estoques capturáveis. Constrói-se assim, naturalmente, um teto máximo sob o qual a atividade pesqueira pode operar - fato contrário à própria dinâmica do capitalismo em sua tendência ao desenvolvimento infinito, ou seja "(...) um limite biofísico ao processo de acumulação" (O'Connor, 1994a).

As flutuações no tamanho dos estoques exploráveis, provocadas tanto por fatores naturais como por aquelas decorrentes de desequilíbrios ambientais ocasionados por atividades antrópicas, causam imensas dificuldades na previsão de rendas futuras, resultando em altas incertezas econômicas para a atividade pesqueira.

A mobilidade dos organismos aquáticos, a distribuição geográfica das populações, a extensão territorial onde acontece a pesca e a ocorrência de várias espécies em um mesmo ambiente explorado são propriedades que circunscrevem os recursos pesqueiros em "uma classe de recursos em que a

exclusão é difícil e o uso comum implica rivalidade" (Berkes *et al.*, 1997).

As características de rivalidade e não exclusividade, aliadas à incerteza econômica, são responsáveis pelos conflitos entre as racionalidades individuais e coletivas na apropriação dos recursos pesqueiros, fazendo predominar, quase sempre, a visão e a prática entre os pescadores, de que tudo aquilo que não é pescado agora por ele, outro o fará, logo em seguida, criando assim a corrida pelo peixe.

6. BIBLIOGRAFIA

Anônimo. 2009. A TARDE. *Pesca predatória na Baía usa 40 quilos/dia de explosivos*. Disponível em: <http://www.atarde.com.br/materia.php3?mes=01&ano=2001&id_materia=3933>. Acesso em: 20 jan 2009.

Anônimo. 2009. CORREIO DA BAHIA *Ação visa combater pesca com bomba*. Disponível em: <http://ibahia.globo.com/plantao/noticia/default.asp?id_noticia=166847id_secao=32>. Acesso em: 17 out. 2009.

Aguiar, T.R., Dias, E.R. 2007. Comunidades litorâneas afetadas pela pesca com explosivos na baía de todos os santos – BA: uma análise da condição sócio-econômico-ambiental. *Revista Candombá*, **6**: 12p.

Becker, E. 1997. Sustainability: A Cross-Disciplinary Concept for Social Transformations. Paris: UNESCO/Institut für Sozial-Ökologische Forschung. *Policy Papers*, **6**: 25p.

Dallari, D. A. 2003. *Elementos de teoria geral do Estado*. 24. ed. São Paulo: Saraiva. 85p.

Daudt, F. 2007. *Fishing*. Publisher of Fine Fishing EUA, 12, 22p.

Diegues, A. C. S. 1993. *Pescadores, Camponeses e Trabalhadores do Mar*. São Paulo: Ática, 287p.

Fernandes, R. S. 2003. *Uso da percepção ambiental como instrumento de gestão em aplicações ligadas às áreas educacional, social e ambiental*. UNIVIX, Vitória, 15p.

Geraque, R. A. 2005. Exuberante fauna marinha brasileira. São Paulo: Universidade de São Paulo/Museu de Zoologia.

Sardinha, W. 2001. *Anais do IV Congresso de História da Bahia: Salvador 450 anos*, Fundação Gregório de Mattos, Instituto Geográfico e Histórico da Bahia (IGHB). Salvador, 1107-1116.

Kelleher, G. 1999. *Guidelines for marine protected areas*. Cambridge: IUCN, 107p.

LULA, A. 1996. *Pesca predatória com uso de explosivos na Baía de Todos os Santos*. Salvador: UFBA. (Monografia Bacharelado em Ciências Biológicas), 110p.

MARINHA DO BRASIL, < https://www.mar.mil.br/menu_v/ccsm/srpnm.htm > acesso em 21 de outubro de 2009.

MARRUL F. S., *Crise e Sustentabilidade no Uso dos Recursos Pesqueiros*. Universidade de Brasília. 2001, 108p.

O'CONNOR, J., 1988. Capitalism, Nature, Socialism: A Theoretical Introduction. *Capitalism, Nature, Socialism*. **1** (1): 11-38.

O'CONNOR, M., 1994a. Codependency and Interdependency: A Critique of Theory of Production. In O'CONNOR, M (Ed.), *Is Capitalism Sustainable? Political Economy and the Politics of Ecology*. New York: The Guilford Press, 150p.

O'CONNOR, M., 1994b. On the Misadventures of Capitalist nature. In O'CONNOR, M (Ed.), *Is Capitalism Sustainable? Political Economy and the Politics of Ecology*. New York: The Guilford Press,

PINTO, O. 1935. *Pesca ilegal na Bahia de Todos os Santos*. *Revista do Museu Paulista*, **8**(9): 14-38.

ROSANGELA, L. *Guia de Identificação de Peixes Marinhos da Região Nordeste*, Programa REVIZEE / SCORE-NE, 128p.

TAVARES, L.H.D. 2001, *História da Bahia*. 10^a. ed. São Paulo: UNESP, 542p.