

# AVALIAÇÃO DE DISPOSITIVOS PARA REDUÇÃO DA ICTIOFAUNA ACOMPANHANTE NA PESCA DE ARRASTO DIRIGIDA AO CAMARÃO SETE-BARBAS

Andre Pereira CATTANI <sup>1,2</sup>; Cristina BERNARDO <sup>2</sup>; Rodrigo Pereira MEDEIROS <sup>3</sup>; Lilyane de Oliveira SANTOS <sup>2</sup>; Henry Louis SPACH <sup>2</sup>

## RESUMO

A pesca do camarão, realizada com rede de arrasto pelo sistema de portas, causa grande impacto no ecossistema marinho, especialmente no estrato demersal-bentônico. Para diminuir esse impacto, alguns países testaram e implementaram os dispositivos de redução de fauna acompanhante (BRD - "bycatch reduction device"). Para testar a eficiência de quatro BRD's (incluindo grelhas separadoras e ensacadores de malha quadrada) na pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral paranaense foram realizados 108 arrastos (uma hora cada), em nove meses de coleta, com um total de 27 arrastos para cada dispositivo. Duas redes foram arrastadas simultaneamente, uma em cada bordo da embarcação, sendo uma padrão para a pesca local e outra com BRD instalado no ensacador. No total, as redes modificadas capturaram 187,00 kg de peixes e 485,26 kg de camarão. Todos os dispositivos reduziram significativamente a ictiofauna (Teste t:  $P < 0,05$ ), sendo que a maior redução média ocorreu na rede com a grelha G24 (56,71%) e a menor ocorreu com a malha quadrada (MQ) (17,98%). A redução média na rede com a grelha G37 e na rede com janela de escape (JE) foi de 52,92% e 34,46%, respectivamente. Para o camarão, apenas com a MQ não houve diferença significativa entre as biomassas (Teste t:  $P = 0,57$ ). A maior redução na captura ocorreu com a G37 (32,08%). A redução média da G24 e da JE foi de 15,77% e 8,01%, respectivamente. Conclui-se que todos os dispositivos foram eficientes na exclusão da ictiofauna, mas apenas a MQ não reduziu significativamente a captura de camarão.

**Palavras chave:** Redes de arrasto modificadas; dispositivo para redução de fauna acompanhante (BRD); ictiofauna; *Xiphopenaeus kroyeri*

## BYCATCH REDUCTION DEVICE ASSESSMENT IN THE TRAWLING FISHING FROM SEA-BOB SHRIMP FISHERY

### ABSTRACT

The shrimp fishery is done by otter trawls, with a great impact on marine ecosystems. To reduce these impacts, a few countries have implemented and tested devices to reduce bycatch (collectively termed 'bycatch reduction devices' or 'BRDs'). The effectiveness of four BRDs (including separating grids and square-mesh codends) were assessed in a sea-bob shrimp fishery off the coast of Paraná. A total of 108 hauls (1 hour each) were done over nine months of sampling, with 27 hauls for each BRD. Two identical nets were deployed simultaneously on each side of the vessel. In one net, a standard codend was used, while in the other net, a BRD was inserted anterior to the codend. In total, the four modified nets caught 187.00 kg of fish and 485.26 kg of shrimp. For the fish, there were significant reductions by all BRDs (Test t:  $P < 0.05$ ), with the largest mean reduction in weight by a grid G24 (56.71%) and the lowest reduction by a square-mesh codend (MQ) (17.98%). The grid (G37) and a square-mesh panel (JE) reduced bycatch by 52.92 and 34.46%, respectively. For the shrimp, only the MQ caught similar quantities of shrimp as the control (Test t:  $P = 0.57$ ). The largest reduction in shrimp occurred in the trawl containing the G37 (32.08%). The mean reductions in shrimp by the G24 and JE were 15.77 and 8.01%, respectively. It was concluded that the four BRDs were effective in excluding fish bycatch, but only the MQ did not significantly reduce the shrimp catch.

**Key words:** Trawling; bycatch reduction devices (BRD); fishes; *Xiphopenaeus kroyeri*

---

**Artigo Científico:** Recebido em 05/01/2012 – Aprovado em 04/12/2012

<sup>1</sup> Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar. Universidade Federal do Paraná. Av. Beira-mar, s/n – Caixa Postal: 50.002 – CEP: 83.255-971 – Pontal do Sul – Pontal do Paraná – PR – Brasil. e-mail: cattani.andre@gmail.com (autor correspondente)

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia de Peixes, Centro de Estudos do Mar. Universidade Federal do Paraná.

<sup>3</sup> Núcleo de Estudos em Sistemas Pesqueiros e Áreas Marinhas Protegidas – NESPAMP, Centro de Estudos do Mar. Universidade Federal do Paraná.

\* Apoio financeiro: Bolsa de mestrado REUNI

## INTRODUÇÃO

A captura de camarões realizada com o uso de redes de arrasto de fundo com portas é uma modalidade de pesca que causa grande impacto ambiental pela fragmentação de habitats de espécies bentônicas de substrato inconsolidado e pela mortalidade de fauna acompanhante (*bycatch*), ou seja, de organismos sem interesse comercial que são capturados junto com as espécies-alvo (ANDREW e PEPPERELL, 1992; BROADHURST, 2000; KELLEHER, 2005; CADDY, 2008). A partir da década de 1990, uma preocupação global surgiu entre os gestores: encontrar uma maneira de diminuir o impacto sobre a fauna acompanhante (ANDREW e PEPPERELL, 1992).

O reconhecimento desse impacto vem direcionando algumas medidas de gestão, entre as quais a criação de áreas de exclusão à pesca e a definição de períodos de proibição da atividade; alterações na operação e/ou pós-captura para reduzir a mortalidade dos descartes; e modificações tecnológicas para aumentar a seletividade e o escape de organismos durante a pesca (BROADHURST *et al.*, 2006b; BROADHURST *et al.*, 2012). Porém, tais medidas trazem implicações para a dinâmica da atividade pesqueira de camarões (BROADHURST, 2000). Em algumas regiões, o desembarque de parte da fauna acompanhante tem sido utilizado para diminuir o desperdício de proteína, e, sobretudo, para compensar a queda na captura das espécies-alvo, o que acabou valorizando espécies da fauna acompanhante, antes descartadas. Na costa Sudeste e Sul do Brasil, em épocas de baixa produção de camarão pela frota industrial, a fauna acompanhante é aproveitada de forma a compensar o baixo rendimento das capturas (GRAÇA LOPES *et al.*, 2002).

Atualmente, a frota camaroeira industrial tem se caracterizado como multiespecífica, tanto pelo aproveitamento de uma parcela maior da fauna acompanhante, como também pelo direcionamento para novos ambientes de pesca (UNIVALI/CTTMAR, 2010). Todavia, o impacto ecológico é grande e pode se tornar irreversível.

No Brasil, captura-se uma grande quantidade de fauna acompanhante, oriunda principalmente da frota de arrasto dirigida ao camarão (MORAIS

*et al.*, 1995; VIANNA e ALMEIDA, 2005; KEUNECKE *et al.*, 2007; MOREIRA *et al.*, 2011), sendo que a composição dos desembarques evidencia a participação de peixes nessa fauna (KOTAS, 1998; ISAAC, 1999; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002 e VIANNA e ALMEIDA, 2005). No litoral do Paraná, onde a captura de camarão é a atividade mais rentável para os pescadores, os peixes também oferecem a maior contribuição percentual à composição da fauna acompanhante (CATTANI *et al.*, 2011).

No Brasil, a regulamentação da pesca de camarões é estabelecida em termos de ambiente de operação (pesca no interior dos estuários e sistemas lagunares e a pesca em ambiente marinho) e pescarias. A pesca de arrasto, por sua vez, possui restrições específicas para as dimensões da rede (comprimento e tamanho de malha) e das embarcações (comprimento, arqueação bruta e potência do motor), áreas de atuação, e períodos de proibição de captura (defeso). No litoral Sudeste-Sul do Brasil esta última medida regulatória é unificada para todas as espécies de camarão de interesse comercial. Sua finalidade é reduzir, pela via temporal, o esforço total anual da frota camaroeira, suspendendo as capturas entre 1º de março e 31 de maio, uma vez que outras pescarias são permitidas durante o período em ambiente marinho (p.ex. pesca com redes de deriva).

A definição do período de defeso tem sido uma das causas dos inúmeros conflitos na atividade. A inadequação do período e o tratamento unificado para as espécies têm sido destacados entre cientistas e pescadores (BRANCO, 2005; D'INCAO *et al.*, 2002; FOPPA, 2009; MEDEIROS, 2009; PEREZ *et al.*, 2001; GRAÇA LOPES *et al.*, 2007). Apesar de contribuir indiretamente para a redução do impacto sobre a fauna acompanhante, a falta de reconhecimento da legitimidade da norma pelos usuários acaba por acentuar o seu não cumprimento, especialmente porque a adoção dos períodos de defeso está mais influenciada por outras demandas do que por padrões ecológicos das espécies (FRANCO *et al.*, 2009). Diante deste cenário e visando a diminuição do impacto sobre a ictiofauna acompanhante, uma possível alternativa complementar ao modelo tradicional de gestão é a modificação das redes de arrasto

convencionais para minimizar a captura de espécies indesejáveis (BROADHURST, 2000).

A implementação de dispositivos de redução da captura incidental, conhecidos como BRDs – “Bycatch Reduction Devices”, tem ocorrido em países como Noruega, Estados Unidos e Austrália. No Brasil a avaliação da eficiência destes dispositivos é incipiente. Em Santa Catarina existem apenas experiências de modificação dos tamanhos e das malhas dos ensacadores na frota camaroeira industrial (CONOLLY, 1992). No Rio Grande do Sul foram testadas grelhas redondas na pesca artesanal dirigida ao camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos (VIANNA e D'INCAO, 2006). Mais recentemente, no litoral do Paraná, foram testados modelos de grelhas do tipo *Nordmøre-grid* (SILVA *et al.*, 2011).

De qualquer forma, o uso de BRDs nas redes da frota camaroeira pode ser uma alternativa promissora para a mitigação do impacto da pesca sobre espécies de peixe descartadas. O sucesso na sua aplicação pode contribuir para a adoção de uma perspectiva mais ecossistêmica de gestão (CROWDER e MURAWSKI, 1998; BELLIDO *et al.*, 2011), onde a fauna acompanhante também seja considerada.

Assim, neste estudo, testou-se a eficiência de dispositivos para redução da captura de ictiofauna acompanhante na pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) do litoral do Paraná, Brasil.

## MATERIAL E MÉTODOS

A pesca de arrasto é uma atividade de destacada importância econômica no litoral do Paraná, realizada por diferentes tipos de embarcações. Dentre elas, uma frota característica constituída por canoas que utilizam motores com potência entre 18 e 24 HP, confeccionadas em madeira ou fibra de vidro (CHAVES e ROBERT, 2003), que realizam o arrasto simples ou duplo, sem o uso de guinchos para facilitar o recolhimento do petrecho.

Todos os arrastos experimentais foram realizados em canoa com motor de 21 HP e 10 m de comprimento, contando-se com a experiência de pescadores do Balneário de Barrancos, município de Pontal do Paraná (Figura 1), que definiram os locais de arrasto. Portanto, amostrou-se em condições similares à faina usual de pesca.

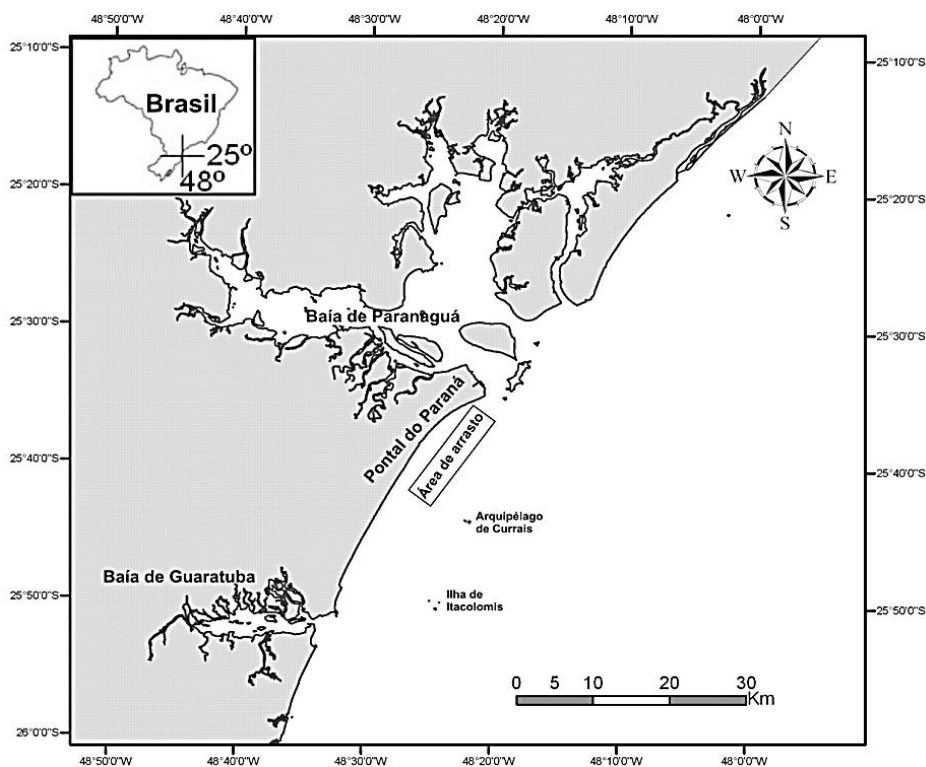


Figura 1. Área de estudo com detalhe do local onde ocorreram os arrastos (delimitado pelo retângulo).

As duas redes de arrasto utilizadas foram semelhantes, com malha diamante de 26 mm de poliamida (PA) entre nós opostos, com aproximadamente 8 m de distância entre as mangas e 8 m de comprimento, semelhantes às utilizadas pelos pescadores artesanais nos arrastos de camarão. As redes foram utilizadas simultaneamente, uma a cada bordo da embarcação, sendo o lado definido aleatoriamente a cada dia de experimento, com o propósito de minimizar a interferência de possível vício operacional, ocasionado por particularidades da embarcação ou da faina de arrasto. Por um bordo arrastou-se uma rede com ensacador padrão, utilizado na pesca local, e do outro, uma rede equipada com dispositivo para redução de captura incidental, adaptado no ensacador. Desta forma, a eficiência de exclusão de cada dispositivo foi avaliada pela comparação da produção obtida pelas redes com ensacador modificado em relação à obtida pela rede com ensacador padrão.

A profundidade média dos arrastos foi de  $8,7 \pm 1,59$  m, com os extremos de 6,5 e 16 m. A velocidade de arrasto variou de 1,1 a 1,8 nós. Após cada arrasto, os peixes e camarões foram separados e pesados com um dinamômetro, com precisão de 10 g. Os peixes, levados ao laboratório, foram identificados ao nível de espécie, sendo as dominantes pesadas para o cálculo de biomassa utilizada na estimativa da eficiência de exclusão de cada dispositivo.

À exceção de novembro de 2008, em que não foi possível pescar em razão das condições meteorológicas, entre julho de 2008 e abril de 2009 foram realizados 12 arrastos duplos por mês (distribuídos em dois dias), ou seja, três por mês e 27 no total com cada tipo de rede modificada, totalizando 108 arrastos, com duração de 1 hora cada. No mês de dezembro houve apenas 11 arrastos devido a problemas na embarcação. As repetições mensais buscaram diminuir o efeito da casualidade em eventual maior captura por uma das redes.

Foi obtida uma licença de coleta de material biológico junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA (número 10.876-1), que possibilitou a realização de arrastos nos meses de março e abril, período do defeso do camarão regulamentado pela Instrução Normativa Interministerial nº. 03, de 28 de janeiro

de 2011 do Ministério da pesca e do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2011).

Os BRDs foram confeccionados com base no trabalho de BROADHURST *et al.* (1997a). No total, fabricaram-se quatro dispositivos (Figura 2), sendo duas grelhas de alumínio do tipo *Nordmøre* (G24 e G37), diferentes apenas no espaçamento entre as barras (G24 = 24 mm e G37 = 37 mm), e dois ensacadores com a malha quadrada, medindo 28 mm entre-nós-opostos, sendo que em um deles foi adicionado um painel denominado “janela de escape” na parte superior do ensacador, com tamanho de malha de 96 mm entre-nós-opostos. Nos ensacadores com grelhas foram adaptados painéis guia, de forma a direcionar o produto do arrasto para a parte inferior do ensacador, evitando assim a perda de camarão.

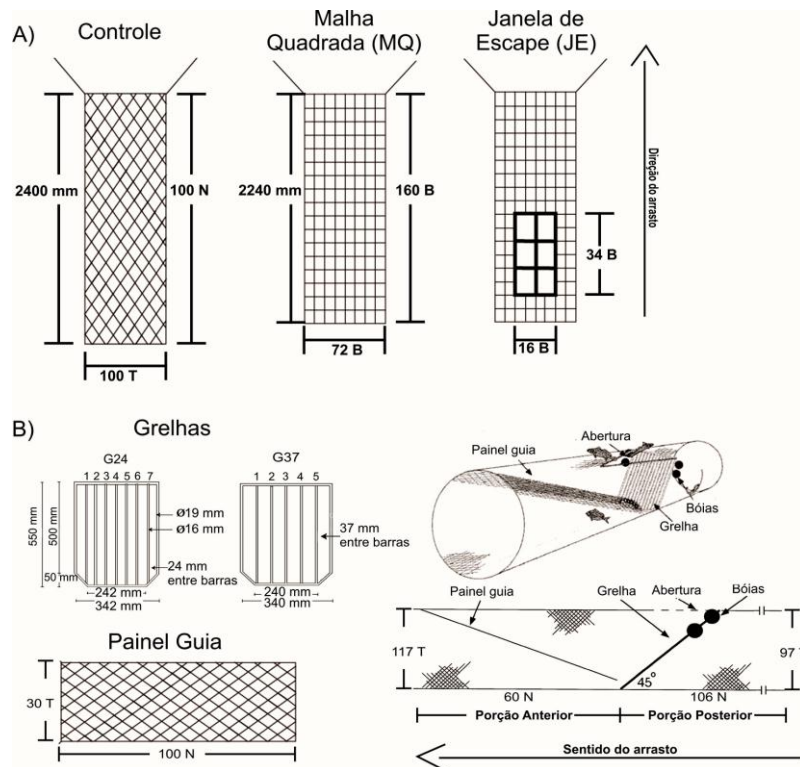
Com os dados totais de biomassa (somadas às capturas das redes controle e modificadas) obtidos nas operações de pesca calculou-se a CPUE (captura por unidade de esforço), ou seja,  $\text{kg h}^{-1}$  de arrasto para peixes e camarões capturados pelas redes com dispositivos de escape e pela rede-controle. Para avaliar se foi significativa a eficiência de cada dispositivo testado na redução da captura de ictiofauna acompanhante, aplicou-se o teste t de *Student* pareado (SOKAL e ROHLF, 1995) entre os dados de biomassa (g) total de peixes e camarões.

Também se avaliou a eficiência de exclusão para os peixes e camarões por meio de uma Análise de Variância Unifatorial (ANOVA) (SOKAL e ROHLF, 1995), tendo como fator os dispositivos (grelha 24 - G24, grelha 37 - G37, ensacador Janela de Escape - JE e ensacador Malha Quadrada - MQ) e variável dependente a porcentagem de exclusão em cada arrasto, calculada pela fórmula (ANDREW *et al.*, 1993):  $\%EX = (C\_BRD - BRD)/C\_BRD \times 100$  onde: EX = capacidade de exclusão do dispositivo, BRD = biomassa obtida pela rede com dispositivo e C\_BRD = biomassa obtida pela rede controle.

Valor de exclusão negativo (-EX%) significa que a rede com o dispositivo de escape capturou maior biomassa que a sua respectiva rede-controle. Existindo diferença significativa entre as médias de exclusão utilizou-se o teste *post hoc* de Fisher LSD para identificar quais médias eram diferentes. Os pressupostos da análise de variância:

normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias foram evidenciados por meio dos testes

Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente (SOKAL e ROHLF, 1995).



**Figura 2.** Representação esquemática: A) do ensacador controle e dos dispositivos janela de escape (JE) e malha quadrada (MQ). B) das grelhas G24 e G37, do painel guia e do ensacador acoplado às grelhas (adaptado de BROADHURST *et al.*, 1997a).

Para estimativa da eficiência de cada dispositivo na exclusão de biomassa em peso e número, foram consideradas as espécies *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *Stellifer brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralichthys brasiliensis* e *Cathorops spixii*, que representaram 80% da captura total em número e peso. Para avaliar a eficiência em peso dos dispositivos nessas espécies, foi aplicado o teste t de Student pareado para variâncias não homogêneas, comparando-se a captura das redes experimentais com a rede controle. Por outro lado, os dados de abundância total das espécies selecionadas também foram utilizados para comparar, de maneira descritiva, a eficiência dos dispositivos de exclusão.

## RESULTADOS

Considerando-se todos os arrastos (com as redes-controle e redes com dispositivos), a captura total de peixes foi de 514,09 kg e de camarões,

1.061,47 kg, com CPUEs de 4,8 kg h<sup>-1</sup> e 9,8 kg h<sup>-1</sup>, respectivamente. Deste total, as redes sem dispositivos de escape (controles) capturaram 576,21 kg de camarões e 327,09 kg de peixes, e as redes com dispositivos, 485,26 kg de camarões e 187,00 kg de peixes, ou seja, proporções entre camarões e peixes de 1:0,57 e 1:0,38, respectivamente.

Na avaliação da eficiência dos dispositivos, foram detectadas, para a captura de todas as espécies de peixes amostradas, diferenças significativas (Teste t:  $P < 0,05$ ) entre todos os dispositivos, sendo que a maior redução média de captura em biomassa ocorreu com a rede com a grelha 24 (G24) (56,71%) e a menor, com a rede com ensacador de malha quadrada (MQ) (17,98%) (Tabela 1). Na rede com a grelha 37 (G37) e na rede com o ensacador com janela de escape (JE) a redução média de captura foi de 52,92% e 34,46%, respectivamente.

**Tabela 1.** Biomassa média (g) e % de redução de peixe (P) e camarão (C) por mês, nas redes com dispositivos e suas respectivas redes-controle (C<sub>1</sub>). No final da tabela, os valores médios das capturas e o *p*-valor do teste T pareado da comparação global entre as capturas das redes-controle e redes com BRDs pelo teste T de Student. O sinal negativo indica maior captura no aparelho com BRD em relação à sua rede-controle (G24: rede com grelha de 24 mm; G37: rede com grelha de 37 mm; JE: rede com ensacador de malha quadrada e janela de escape; MQ: rede com ensacador de malha quadrada).

	Biomassa (g)			% REDUÇÃO			Biomassa (g)			% REDUÇÃO			
	C_G24	G24	% REDUÇÃO	C_G37	G37	% REDUÇÃO	C_JE	JE	% REDUÇÃO	C_MQ	MQ	% REDUÇÃO	
JUL	P	2560,00	1426,67	44,27	2500,00	1793,33	28,27	2320,00	646,67	72,13	3800,00	2700,00	28,95
	C	2866,67	2626,67	8,37	3366,67	2890,00	14,16	2566,67	2450,00	4,55	3000,00	2700,00	10,00
AGO	P	1066,67	516,67	51,56	1466,67	666,67	54,55	1033,33	950,00	8,06	733,33	616,67	15,91
	C	3133,33	2553,33	18,51	2400,00	1866,67	22,22	2433,33	2566,67	-5,48	2533,33	3033,33	-19,74
SET	P	1233,33	666,67	45,95	1233,33	716,67	41,89	983,33	900,00	8,47	1200,00	1500,00	-25,00
	C	2233,33	1633,33	26,87	1966,67	1783,33	9,32	2700,00	2166,67	19,75	3366,67	3266,67	2,97
OUT	P	3533,33	1833,33	48,11	2300,00	1066,67	53,62	1983,33	1633,33	17,65	2866,67	1933,33	32,56
	C	1900,00	2133,33	-12,28	990,00	1133,33	-14,48	1566,67	1266,67	19,15	633,33	500,00	21,05
DEZ	P	4700,00	1733,33	63,12	3866,67	2233,33	42,24	3066,67	2466,67	19,57	3050,00	3300,00	-8,20
	C	7866,67	6650,00	15,47	5766,67	3833,33	33,53	6166,67	5400,00	12,43	5700,00	5850,00	-2,63
JAN	P	1533,33	1166,67	23,91	1100,00	666,67	39,39	1716,67	966,67	43,69	1933,33	1866,67	3,45
	C	8400,00	7666,67	8,73	9333,33	4333,33	53,57	10833,33	9866,67	8,92	13933,33	13600,00	2,39
FEV	P	2333,33	1466,67	37,14	1700,00	583,33	65,69	1583,33	1183,33	25,26	2816,67	3300,00	-17,16
	C	6033,33	5866,67	2,76	6266,67	2833,33	54,79	6016,67	5766,67	4,16	7533,33	7950,00	-5,53
MAR	P	8166,67	2433,33	70,20	5666,67	2766,67	51,18	5633,33	3233,33	42,60	6166,67	4066,67	34,05
	C	8133,33	5866,67	27,87	6633,33	5133,33	22,61	7900,00	6966,67	11,81	8666,67	7600,00	12,31
ABR	P	7233,33	2766,67	61,75	7200	2233,33	68,98	4433,33	2933,33	33,83	5333,33	3600,00	32,50
	C	8500	6333,33	25,49	9566,67	7633,33	20,21	7196,67	7133,33	0,88	5866,67	5500,00	6,25
MÉDIA	P	3596,00	1557,00	56,71	3003,70	1414,07	52,92	2528,15	1657,04	34,46	3100,00	2542,59	17,98
	C	5452,00	4592,00	15,77	5143,33	3493,33	32,08	5264,44	4842,59	8,01	5692,59	5555,56	2,41
p-valor	P	0,00007			0,00004			0,0002			0,01		
TESTE T	C	0,0004			0,0005			0,003			0,57		

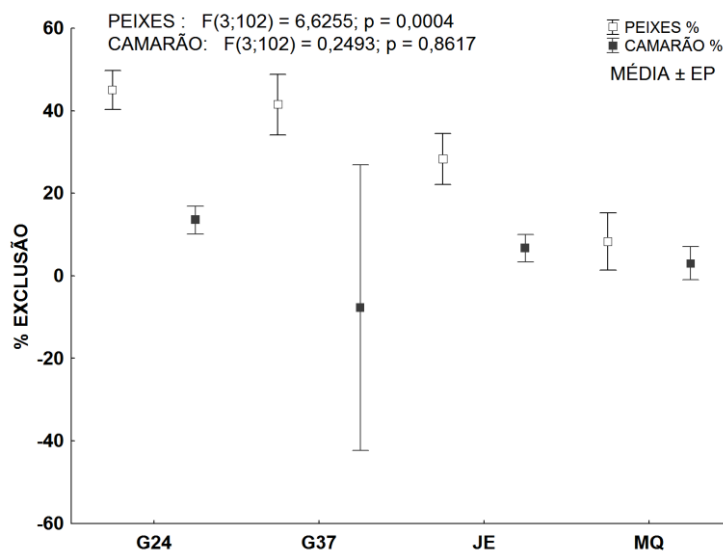
Para os camarões, apenas o ensacador com MQ não apresentou diferenças significativas entre as biomassas capturadas ( $P = 0,57$ ). O dispositivo que levou à maior redução na captura de camarões foi a grelha 37 (G37) (32,08%) e à menor, o ensacador MQ (2,41%) (Tabela 1). A redução média da G24 e da JE foi de 15,77% e 8,01%, respectivamente (Tabela 1).

Na captura mensal de peixes a maior redução foi observada em julho (72,13%) para a rede com o ensacador com Janela de Escape (JE) e a menor em janeiro para a MQ (3,45%). No entanto, em alguns arrastos, a rede com MQ capturou mais que a sua respectiva rede-controle: setembro (25%), dezembro (8,20%) e janeiro (17,16%) (Tabela 1).

Para os camarões, a maior redução ocorreu em fevereiro na rede com dispositivo G37

(54,79%) e a menor, em abril, na rede com JE (0,88%). Tal como nos peixes, também ocorreram arrastos em que redes com dispositivos de escape capturaram mais que suas respectivas redes-controle: G24 (12,28%) e G37 (14,48%) em outubro, JE em agosto (5,48%) e MQ em agosto (19,74%), dezembro (2,63%) e fevereiro (5,53%) (Tabela 1).

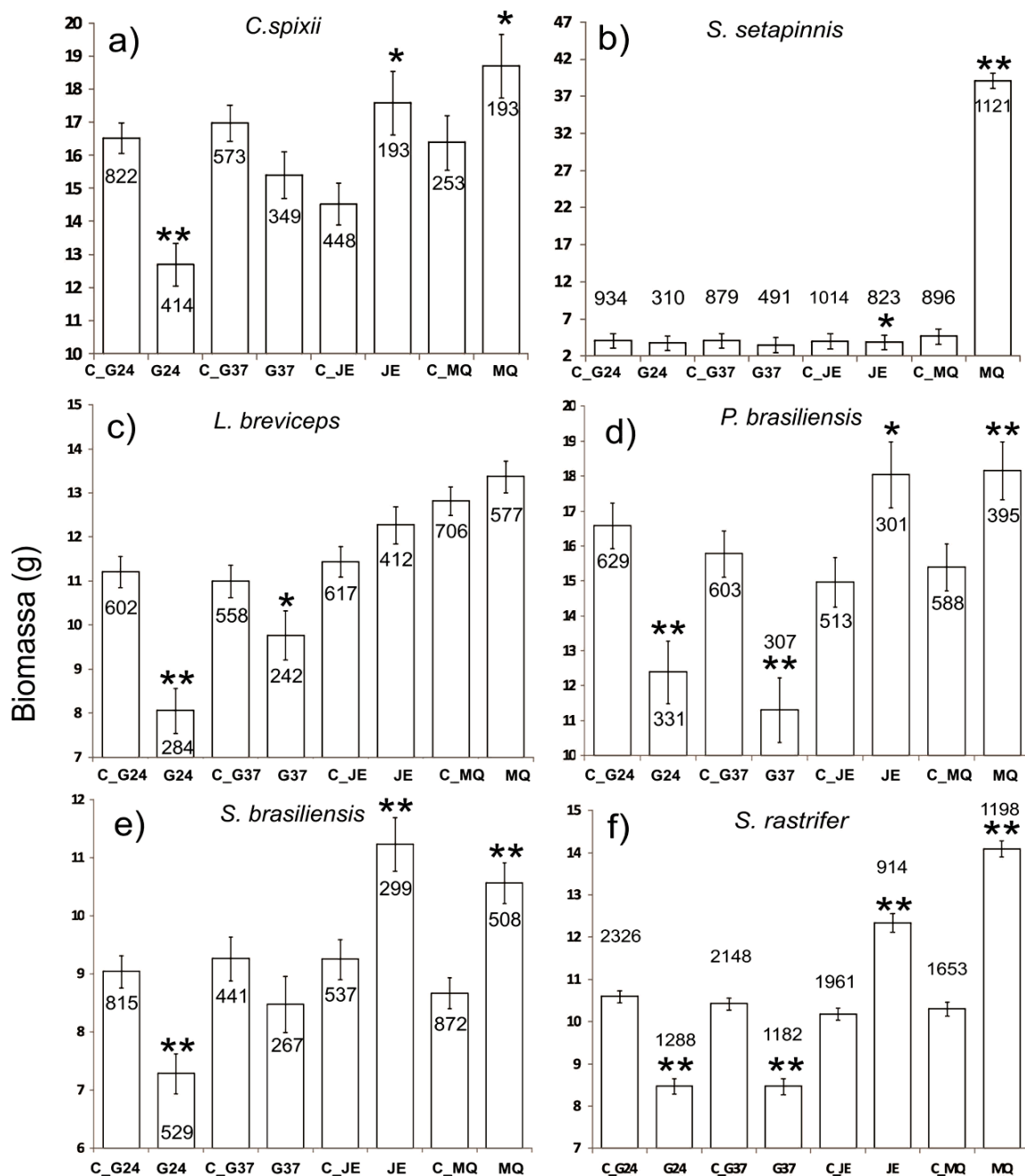
Na comparação entre os dispositivos quanto à redução na captura de peixes e camarões foram encontradas diferenças significativas para os peixes, não se observando o mesmo na redução da captura de camarões (Figura 3). Na análise *post hoc* (Fisher LSD), a rede com o dispositivo MQ excluiu significativamente menos peixes se comparada com as demais, observando-se o mesmo para a rede com JE em comparação com a equipada com o dispositivo G24.



**Figura 3.** Porcentagem (média  $\pm$  erro padrão) de biomassa total de peixe e camarão excluída por dispositivo de redução de captura (G24: rede com grelha de 24 mm; G37: rede com grelha de 37 mm; JE: rede com ensacador de malha quadrada e janela de escape; MQ: rede com ensacador de malha quadrada). Análise de variância unifatorial: resultados indicados no canto superior esquerdo.

Em média, a rede com a grelha de 24 mm capturou significativamente menos biomassa de *Cathorops spixii* (bagre amarelo) que a sua respectiva rede-controle (Figura 4a). Não houve diferença significativa entre a captura média, em peso, da rede com grelha de 37 mm e a de sua rede-controle (Figura 4a). Em número de indivíduos, as redes com grelhas de 24 mm e 37 mm capturaram menos que suas redes-controle

(Figura 4a). Ocorreram diferenças significativas na biomassa contida nas redes com JE e MQ em relação a seus controles, com as menores médias ocorrendo nos controles (Figura 4a). O número de indivíduos, porém, foi menor nas redes com ensacadores com JE e de MQ do que nas redes controle. A maior redução na captura de *C. spixii* ocorreu com a utilização do dispositivo G24, enquanto que a menor ocorreu com a utilização da MQ.



**Figura 4.** Médias de biomassa(g) total e erro padrão (barras) e os valores numéricos de abundância total de cada dispositivo e seus respectivos controles para (a) *Cathorops spixii*, (b) *Selene setapinnis*, (c) *Larimus breviceps*, (d) *Paralonchurus brasiliensis*, (e) *Stellifer brasiliensis* e (f) *Stellifer rastrifer*. (teste T; \* $p$ -valor<0,05; \*\* $p$ -valor<0,01).

Em relação à *Selene setapinnis* (peixe galo) não foram observadas diferenças significativas entre as médias de biomassa capturada pelas redes com as grelhas G24 e G37 em comparação ao produzido pelas respectivas redes-controle

(Figura 4b). Porém, para essa espécie, em relação às suas redes-controle, a biomassa média foi significativamente menor na rede com dispositivo de redução JE e muito maior na rede com o dispositivo MQ, sendo esta a única em que o



número de *S. setapinnis* capturado foi maior do que na rede controle (Figura 4b).

Nas redes com as grelhas G24 e G37 ocorreram diferenças significativas nas médias de biomassa de *Larimus breviceps* (oveva) em comparação com as redes-controle, com as menores médias obtidas nas redes com dispositivos de exclusão (Figura 4c). Entre as redes munidas dos dispositivos JE e MQ e suas respectivas redes-controle não foram constatadas diferenças significativas entre os valores de biomassa (Figura 4c). Todas as redes com dispositivos de exclusão capturaram menos exemplares de *L. breviceps* que suas respectivas redes-controle. A redução de biomassa foi maior na G24 e menor na MQ.

Em relação à rede-controle, as médias de biomassa de *Paralonchurus brasiliensis* (maria-luísia) obtidas foram significativamente menores nas redes com as grelhas G24 e G37 e maiores nas redes com ensacador de malha quadrada e ensacador com JE (Figura 4d). A captura em número de exemplares foi menor em todas as redes com dispositivos de exclusão em comparação às redes-controle.

Para *Stellifer brasiliensis* (cangoá) não houve diferença significativa entre as médias de biomassa obtidas com a rede munida da grelha G37 e sua rede-controle (Figura 4e). Nas demais redes, as médias foram significativamente diferentes das de seus controles, com a menor média obtida pela rede com dispositivo G24 e as maiores médias pelas redes com JE e MQ. Em número de exemplares, as capturas foram maiores em todas as redes-controle. A maior redução na captura de biomassa ocorreu na rede com JE e a menor na rede com G37 (Figura 4e).

Para *Stellifer rastrifer* (cangoá), a média de biomassa obtida em todas as redes com dispositivos de redução foram significativamente diferentes de suas redes-controle, com as menores médias nas redes com as grelhas G24 e G37 e as maiores médias nas redes com ensacadores munidos de JE e de MQ (Figura 4f). Em todas as redes com dispositivos de exclusão a captura em número de exemplares foi menor do que nas redes-controle. Ambas as grelhas tiveram reduções similares (Figura 4f).

## DISCUSSÃO

As grelhas do tipo *Nordmøre* proporcionaram maior exclusão da ictiofauna que os ensacadores com malha quadrada (MQ) e com malha quadrada com janela de escape (JE). No entanto, a perda de camarão nas redes munidas com ambas as grelhas também foi significativa, problema mais evidente com o uso da G37. Do ponto de vista econômico, a exclusão da espécie-alvo das capturas é sério obstáculo para uma eventual utilização de BRDs pela frota comercial.

Quanto ao desempenho das grelhas é possível observar, na literatura, resultados conflitantes em relação à exclusão das espécies-alvo. O estudo precursor da grelha *Nordmøre* foi realizado na Noruega por ISAKSEN *et al.* (1992), que constatou uma grande redução de fauna acompanhante (para algumas espécies houve exclusão total) e pequena redução (até 5%) na captura do camarão *Pandalus borealis*, o que culminou na obrigatoriedade do uso deste dispositivo de exclusão pela frota norueguesa.

Na avaliação da mesma grelha (*Nordmøre*) para a pesca dos camarões *Pandalus borealis* e *P. montagui*, no Canadá, BROTHERS (1992) observou uma redução, em peso, acima de 95% da fauna acompanhante e uma diminuição de 5% na captura do camarão, em alguns casos alcançando os 10%. De acordo com esse autor, a eficiência do dispositivo diminuía quando havia grande captura de algas marinhas e águas-vivas. HICKEY *et al.* (1993), ainda no Canadá, observaram uma porcentagem similar de exclusão (de 88 a 97%) de peixes da família Gadidae, mas também observaram alta redução em peso (3 a 41%) nas capturas das mesmas espécies de camarão. A justificativa apresentada pelos autores foi o pequeno ângulo de inclinação da grelha dentro do ensacador.

Na avaliação da pesca dos camarões *Penaeus plebejus* e *Metapenaeus macleayi* com a utilização da grelha *Nordmøre* pela frota arrasteira da Austrália, BROADHURST *et al.* (1996), BROADHURST e KENNELLY (1996a) e BROADHURST *et al.* (1997b) observaram uma redução, em peso, entre 58 e 90%. No entanto, a captura das espécies-alvo também apresentou grande variação. BROADHURST *et al.* (1996) encontraram uma

redução de 14 a 34% na captura de *P. plebejus* e de 10% para *M. macleayi*. Em ambas as espécies de camarão, BROADHURST e KENNELLY (1996b) constataram redução nas capturas de até 11%, mas sem significância estatística. Todavia, BROADHURST *et al.* (1997b) observaram um aumento acima de 41% na captura do camarão *M. macleayi*. De acordo com os autores, a capacidade da grelha em excluir algas marinhas e detritos foi responsável pelo incremento na produção.

BREWER *et al.* (1998) e BROADHURST *et al.* (2002) constataram redução entre 40 e 70% na captura de camarões do gênero *Penaeus*. Em relação aos camarões, BREWER *et al.* (1998) observaram desde uma redução de 50% na biomassa até um aumento de 20%, enquanto BROADHURST *et al.* (2002) observaram uma redução de até 15% na captura de *Penaeus*. Ambos os autores alegaram problemas na eficiência do dispositivo por influência de condições climáticas e oceanográficas, sendo que BREWER *et al.* (1998) também alegaram que a demora no recolhimento das redes pode ter influenciado na perda de camarão.

No Brasil, VIANNA e D'INCAO (2006) utilizaram três tipos de grelhas (25, 30 e 35 mm) na captura de *F. paulensis*, por meio de uma técnica passiva de pesca denominada "aviãozinho". A maior eficiência na exclusão da espécie dominante *Micropogonias furnieri* (corvina) ocorreu em exemplares adultos maduros pela grelha com menor espaçamento (25 mm entre barras), em função de uma maior largura do corpo dos animais.

Ao avaliar esses estudos relativos à eficiência das grelhas *Nordmøre-grid* foi possível verificar que o desempenho das duas grelhas utilizadas no presente estudo (G24 e G37) foi similar aos resultados registrados em literatura: alta redução da ictiofauna acompanhante e alguma redução do camarão nas grelhas com menor espaçamento entre barras, o que não ocorreu neste estudo, pois a maior eficiência de exclusão da ictiofauna acompanhante ocorreu na G37. Destaca-se que, quanto menor o espaçamento, menor a possibilidade dos peixes entrarem no ensacador através da grelha. Além da separação mecânica, é possível que algumas espécies de peixe tenham

escapado através da grade de 37 mm pelo mecanismo de exclusão por comportamento, no qual o tipo de natação possibilita o escape pela rede (BROADHURST, 2000; SILVA *et al.*, 2011). No entanto, o maior espaçamento na G37 ocasionou maior perda de camarão.

BROADHURST (2000) salienta que as condições oceanográficas, a alta abundância de algas marinhas e águas-vivas e o atraso no recolhimento das redes, podem contribuir para o escape de camarões em redes com BRDs. Neste estudo, o atraso no recolhimento das redes parece ter sido a principal causa para o escape de camarões, tendo em vista que a embarcação utilizada não possuía guincho e a rede era puxada manualmente pelos pescadores após os arrastos. Desta forma, futuros estudos com a frota camaroeira devem considerar a existência de guincho, contornando um dos fatores que comprometem o desempenho dos BRD's.

Em relação à eficiência dos ensacadores munidos de malha quadrada (MQ) e malha quadrada com janela de escape (JE), apesar da redução na captura de fauna acompanhante ter sido menor que a obtida com as redes armadas com grelhas, a perda de camarão foi bem menor no ensacador de malha quadrada com janela de escape (JE) e não foi significativa no ensacador apenas com malha quadrada (MQ). A maioria dos estudos com BRDs referem-se a modificações na orientação das malhas em função da simplicidade de intervenção na rede e do menor custo (BROADHURST, 2000). No entanto, sabendo-se que há mecanismo mais eficiente cujo custo não é tão grande, é preciso, em prol da sustentabilidade, optar pelo melhor.

No Brasil, o estudo pioneiro de CONOLLY (1992) avaliou o efeito da malha quadrada em ensacadores com diferentes comprimentos na exclusão de peixes. A redução dessa fauna variou de 17% a 48%, mas, paralelamente, a biomassa de camarão foi reduzida em até 27%, embora esse autor tenha registrado um aumento de 5% na captura de camarões, em peso, nos ensacadores mais curtos.

Na Austrália, além de avaliarem o efeito exclusor da MQ na produção de biomassa de camarão e de ictiofauna acompanhante, BROADHURST *et al.* (1999) e BROADHURST *et al.*

(2006a) também avaliaram o efeito do dispositivo no tamanho dos indivíduos capturados. Os autores, além de constatarem uma redução da ictiofauna acompanhante acima de 67% e redução na abundância de uma espécie de peixe da família Sillaginidae acima de 96%, verificaram que o dispositivo reduziu em 12% a abundância de camarões abaixo do tamanho comercial, predominando no produto da pesca indivíduos de tamanho comercial. Em testes com a malha quadrada associada com o diâmetro do ensacador, BROADHURST *et al.* (2004) observaram uma redução de até 99% dos peixes capturados e uma seleção do camarão *M. macleayi*, com incremento no tamanho dos indivíduos da espécie nas capturas.

Constatou-se que a rede munida de MQ testada no presente estudo apresentou os resultados mais promissores, em razão de não excluir significativamente os camarões das capturas e reduzir a ictiofauna acompanhante.

Na avaliação da eficiência da malha quadrada com a janela de escape (JE), BROADHURST e KENNELLY (1994; 1995) testaram o escape do Sciaenidae *Agyrosomus hololepidotus* na pesca dirigida a camarões da família Penaeidae e constatarem uma redução de 34% a 95% na abundância dessa espécie de peixe, com simultânea redução de 5% a 52% da biomassa dos camarões. BROADHURST *et al.* (1996) registraram uma exclusão de até 70% de peixes da família Sciaenidae, com redução de até 34% de camarões da família Penaeidae. BROADHURST *et al.* (1996), BROADHURST e KENNELLY (1996a; 1997) também testaram a eficiência da janela de escape e observaram a exclusão de 23% a 45% na redução de peixes da família Sillaginidae. No presente estudo a exclusão de peixes e camarões foi menor, possivelmente em função das dimensões reduzidas da janela de escape (JE), se comparado com outros modelos testados (BROADHURST *et al.*, 1996, BROADHURST e KENNELLY, 1996a; 1997).

Neste trabalho, verificou-se um mesmo padrão de exclusão para a maioria das espécies de peixes dominantes na fauna acompanhante. Houve redução de biomassa e de abundância numérica para as redes com grelhas (G24 e G37), enquanto nas redes com ensacadores com MQ e JE

observou-se um aumento na biomassa capturada e uma redução do número de exemplares das espécies dominantes. Mesmo nos casos em que as médias não foram significativamente diferentes, observou-se este padrão. Todavia, isso não foi observado para *S. setapinnis*, que teve redução da biomassa média e abundância numérica total nas capturas das redes com grelhas G24 e G37 e na rede com ensacador com JE, enquanto que no aparelho com ensacador com MQ houve um aumento de biomassa e da abundância, o que demonstra a ineficiência da MQ utilizada na redução da captura desta espécie. Isto porque, desde os estágios iniciais de desenvolvimento, o *S. setapinnis* tem corpo alto, o que dificulta o escape através das malhas.

Por outro lado, independentemente da eficiência de um determinado dispositivo na exclusão da fauna acompanhante, há necessidade de verificar se os indivíduos que escapam das redes com o auxílio de BRDs sobrevivem, pois durante a captura são submetidos a forte estresse, que pode debilitá-los, facilitando a sua predação ou mesmo o ataque de parasitas, especialmente pela perda de escamas. BROADHURST *et al.* (2006b) compilaram mais de 80 publicações que quantificam a mortalidade de bivalves, cefalópodes, crustáceos, equinodermos, elasmobrânquios e teleósteos após escape por dispositivo de exclusão e/ou descarte pós captura. Também analisaram estudos que testaram variáveis fisiológicas indicativas de situações extremas ou de estresse nesses animais, e concluíram que, apesar da variabilidade na resposta ao estresse e na capacidade de sobrevivência entre as espécies da fauna acompanhante, o número de indivíduos que sobrevivem após o escape pelos BRDs é muito maior que o de indivíduos que morrem, não sendo possível afirmar o mesmo para os organismos de descarte pós captura.

Do ponto de vista da gestão da pesca, sistemas pesqueiros são estruturas complexas cuja dinâmica não linear gera incertezas sobre seu comportamento. Neste sentido, as estruturas rígidas e com baixa capacidade de resposta dos modelos convencionais de gestão enquadram-se como componentes da crise atualmente observada (HOLLING e MEFFE, 1996; HOLLING *et al.*, 1998). Para superar esta condição, a gestão

pesqueira pode ser tratada como um conjunto de possibilidades (GUNDERSON e HOLLING, 2002), onde os seus instrumentos possam ser flexibilizados e adaptados à medida que são experimentados e avaliados (ARMITAGE *et al.*, 2007). Trata-se, também, de ir além da visão operacional de criar e implementar regras, mas de incorporar novas concepções e valores sobre a governança dos ecossistemas costeiros (BERKES, 2011; JENTOFT, 2006). A perspectiva de uso de BRDs vai ao encontro dos esforços que têm sido empreendidos para a adoção de uma abordagem ecossistêmica de gestão, que tem entre seus princípios a redução do impacto da atividade pesqueira sobre os ecossistemas marinhos (FAO, 2005; GARCIA *et al.*, 2003; GARCIA e COCHRANE, 2005).

Ainda que no Brasil a discussão sobre uma abordagem ecossistêmica de gestão pesqueira seja incipiente, as experiências apresentadas neste artigo, em conjunto com outros resultados já obtidos (SILVA *et al.*, 2011), constituem etapa de um processo que pode resultar no uso do BRD como instrumento de gestão pesqueira, sendo essencial ter clareza quanto aos desenhos mais efetivos em função de cada frota, para então se construir um diálogo consistente com o setor que viabilize a sua operacionalização (BROADHURST *et al.*, 2012; BREWER *et al.*, 1998).

Não obrigatoriamente, a perda de biomassa da espécie-alvo (ainda que com indivíduos de tamanho comercial) pelo uso de mecanismos de exclusão mais eficientes para diminuir a captura de fauna acompanhante é deletéria à atividade pesqueira. Na gestão da crise dos recursos disponíveis à pesca que o mundo atravessa não se pode descartar a possibilidade de sacrificar parte da produção da espécie-alvo, especialmente na pesca camaroeira, para poupar a fauna acompanhante, em particular os peixes, pelo seu potencial como espécies-alvo de outras pescarias.

As análises desenvolvidas com canoas motorizadas servem de ponto de partida para a construção de novos desenhos de BRDs e experimentos com outros tipos de embarcação que atuam na pesca camaroeira. A aplicação desse tipo de mecanismo para a gestão pesqueira dependerá da construção de um diálogo entre os atores da cadeia produtiva pesqueira acerca das implicações ecológicas e socioeconômicas de sua

adoção. Há que se desenvolver, portanto, um processo de “desconstrução e reconstrução” de objetivos e de interesses para uma melhor gestão da atividade pesqueira. Deve-se dar novo significado para os benefícios da redução da captura de fauna acompanhante, apesar de possíveis perdas na captura da espécie-alvo, visualizando alternativas que torne viável a sua adoção. Como parte das razões para o cumprimento das medidas de gestão está na relação custo/benefício em aderir à regra, o desafio reside em encontrar o ponto de equilíbrio em sacrificar parte da produção da espécie-alvo e poupar uma parcela da fauna acompanhante. Além disso, há casos em que os exemplares de camarão excluídos pelos dispositivos de exclusão são pequenos, abaixo do tamanho comercial, tornando esse escape de jovens positivo, favorecendo, a curto prazo, a atividade.

## CONCLUSÕES

As redes equipadas com grelhas do tipo *Nordmøre-grid* apresentaram maior eficiência na redução da captura de fauna acompanhante, se comparadas às redes com ensacadores com malha quadrada com ou sem janela de escape. No entanto, apenas a rede com ensacador com malha quadrada não reduziu significativamente a captura de camarões. Em relação às espécies de peixe, à exceção de *Selene setapinnis*, observou-se uma desejável redução de biomassa e de abundância numérica nas capturas das redes equipadas com as grelhas G24 e G37. E para as redes com ensacadores com MQ e JE, observou-se um aumento na biomassa capturada e uma redução na abundância numérica.

## AGRADECIMENTOS

Aos pescadores Jair Crisanto da Silva, Florismar Santana da Silva, Ismail Santana da Silva, Atair Santana da Silva e Alex Nascimento da Silva pelo uso da embarcação e por toda faina de pesca.

## REFERÊNCIAS

- ANDREW, N.L. e PEPPERELL, J.G. 1992 The bycatch of shrimp trawl fisheries. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Boca Raton, 30: 527-565.

- ANDREW, N.L.; KENNELLY, S.J.; BROADHURST, M.K. 1993 An application of the Morrison soft TED to the offshore prawn fishery in New South Wales, Austrália. *Fisheries Research*, Amsterdam, 16: 101-111.
- ARMITAGE, D.; BERKES, F.; DOUBLEDAY, N. 2007 *Adaptive co-management: collaboration, learning and multi-level governance*. Vancouver: UBC Press. 360p.
- BELLIDO, J.M.; SANTOS, M.B.; PENNINO, M.G.; VALEIRAS, X.; PIERCE, G.J. 2011 Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, Amsterdam, 670: 317-333.
- BERKES, F. 2011 Implementing ecosystem-based management: evolution or revolution? *Fish and Fisheries*, Vancouver, 13(2): 1-12.
- BRASIL 2011 Instrução Normativa Interministerial nº03, de 28 de janeiro de 2011. *Diário Oficial da União*, seção 1, página 147, de 31 de janeiro de 2011. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/cepsul>> Acesso em: 15 de abril de 2011.
- BREWER, D.; RAWLINSON, N.; EAYRS, S.; BURRIDGE, C. 1998 An assessment of bycatch reduction devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. *Fisheries Research*, Amsterdam, 36: 195-215.
- BRANCO, J.O. 2005 Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 22(4): 1050-1060.
- BROADHURST, M. 2000 Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Anchorage, 10: 27-60.
- BROADHURST, M.K. e KENNELLY, S.J. 1994 Reducing the bycatch of juvenile fish (mulloway) in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery using square-mesh panels in codends. *Fisheries Research*, Amsterdam, 19: 321-331.
- BROADHURST, M.K. e KENNELLY, S.J. 1995 A trouser-trawl experiment to assess codends that exclude juvenile mulloway (*Argyrosomus hololepidotus*) in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery. *Marine Freshwater Research*, Collingwood, 46: 953-958.
- BROADHURST, M.K. e KENNELLY, S.J. 1996a Effects of the circumference of codends and a new design of square-mesh panel in reducing unwanted bycatch in the New South Wales oceanic prawn-trawl fishery, Australia. *Fisheries Research*, Amsterdam, 27: 203-214.
- BROADHURST, M.K. e KENNELLY, S.J. 1996b Rigid and flexible separator-panels in trawls that reduce the bycatch of small fish in the Clarence River prawn-trawl fishery, Australia. *Marine Freshwater Research*, Collingwood, 47: 991-998.
- BROADHURST, M.K. e KENNELLY, S.J. 1997 The composite squaremesh panel: a modification to codends for reducing unwanted bycatch and increasing catches of prawns throughout the New South Wales oceanic prawn-trawl. *Fisheries Bulletin*, Seattle, 95: 653-664.
- BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; ISAKSEN, B. 1996 Assessments of modified codends that reduce the bycatch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, *Fisheries Research*, Amsterdam, 27: 89-111.
- BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; O'DOHERTY, G. 1997a Specifications for the construction and installation of two bycatch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. *Marine Freshwater Research*, Collingwood, 48: 485-489.
- BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; WATSON, J.; WORKMAN, I. 1997b Evaluations of the Nordmøre-grid and secondary bycatch reducing devices (BRDs) in the Hunter River prawn-trawl fishery, Austrália. *Fisheries Bulletin*, Seattle, 95: 210-219.
- BROADHURST, M.K.; LARSEN, R.B.; KENNELLY, S.J.; MCSHANE, P.E. 1999 Use and success of composite square-mesh codends in reducing bycatch and in improving size-selectivity of prawns in Gulf St. Vincent, South Australia. *Fisheries Bulletin*, Seattle, 97: 434-448.
- BROADHURST, M.K.; KANGASC, M.I.; DAMIANOD, C.; BICKFORDC, S.A.; KENNELLY, S.J. 2002 Using composite square-mesh panels and the Nordmøre-grid to reduce

- bycatch in the Shark Bay prawn-trawl fishery, Western Australia. *Fisheries Research*, Amsterdam, 58: 349-365.
- BROADHURST, M.K.; MILLAR, R.B.; KENNELLY, S.J.; MACBETH, W.G.; YOUNG, D.J.; GRAY, C.A. 2004 Selectivity of conventional diamond- and novel square-mesh codends in an Australian estuarine penaeid-trawl. *Fisheries Research*, Amsterdam, 67(2): 183-194.
- BROADHURST, M.K.; MILLAR, R.B.; WOODEN, M.E.L.; MACBETH, W.G. 2006a Optimising codend configuration in a multispecies demersal trawl fishery. *Fisheries Management and Ecology*, Hull, 13: 81-92.
- BROADHURST, M.K.; SUURONEN, P.; HULME, A. 2006b Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish and Fisheries*, Vancouver, 7: 180-218.
- BROADHURST, M.K.; BRAND, C.P.; KENNELLY, S.J. 2012 Evolving and devolving bycatch reduction devices in an Australian penaeid-trawl fishery. *Fisheries research*, Amsterdam, 112: 68-75.
- BROTHERS, G. 1992 Shrimping with sorting panels and modified trawls. In: JONES, R.P. *International Conference on Shrimp Bycatch*. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee, p.303-324.
- CADDY, J.F. 2008 The importance of cover in life histories. *Bulletin of Marine Science*, Miami, 83(1): 7-52.
- CATTANI, A.P.; SANTOS, L. de O.; SPACH, H.L.; BUDEL, B.R.; GONDIM-GUANAIS, J.H.D. 2011 Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do Município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 37(3): 235-246.
- CHAVES, P.T. e ROBERT, M.C. 2003 Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 25(1): 53-59.
- CONOLLY, P.C. 1992 Bycatch activities in Brazil. In: JONES, R.P. *International Conference on Shrimp Bycatch*. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee. p.291-302.
- CROWDER, L.B. e MURAWSKI, S.E. 1998. Fisheries Bycatch: Implications for Management *Fisheries*, Philadelphia, 23(6): 8-17.
- D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. 2002 Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 103-116.
- EAYRS, S.A. 2007 *Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Revised edition, Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO Rome. 108p.
- FAO - FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS 2005 *Putting into practice the ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, Roma, 4(2<sup>nd</sup> ed.): 1-86.
- FOPPA, C.C. 2009 Comunidades pesqueiras e a construção de territórios sustentáveis na zona costeira: uma leitura a partir da Área de Proteção Ambiental da Costa Brava em Balneário Camboriú. Florianópolis. 247p. (Dissertação de mestrado. Programa de Mestrado Profissional em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socio-Ambiental. Universidade do Estado de Santa Catarina). Disponível em: <[http://www.pergamumweb.udesc.br/biblioteca/index.php?resolution2=1024\\_1#posicao\\_dados\\_acervo](http://www.pergamumweb.udesc.br/biblioteca/index.php?resolution2=1024_1#posicao_dados_acervo)>
- FRANCO, A.C.N.P.; SCHWARZ, R.J.; PIERRI, N.; SANTOS, G.C. 2009 Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões sudeste e sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 35(4): 687-699.
- GARCIA, S. e COCHRANE, K. 2005 Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science*, Storebø, 62(3): 311-318.
- GARCIA, S.M.; ZERBI, A.; ALIAUME, C.; DO CHI, T. 2003 *The ecosystem approach to fisheries: Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, 43: 71p.
- GRAÇA-LOPES, R. da; TOMÁS, A.R.G.; TUTUI, E.S.R.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; PUZZI, A. 2002 Comparação da dinâmica de Desembarques de frotas camaroeiras do Estado

- de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 28(2): 163-171.
- GRAÇA-LOPES, R. da; SANTOS, E.P. dos; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BRAGA, F.M. de S.; Puzzi, A. 2007 Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 33(1): 63-84.
- GUNDERSON, L.H. e HOLLING, C.S. 2002 *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington: Island Press. 532p.
- HICKEY, W.M.; BROTHERS, G.; BOULOS, D.L. 1993 Bycatch reduction in the northern shrimp fishery. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science*, Ottawa, 1964: 41p.
- HOLLING, C.S. e MEFFE, G.K. 1996 Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, Washington, 10: 328-337.
- HOLLING, C.S.; BERKES, F.; FOLKE, C. 1998 Science, sustainability and resource management. In: BERKES, F. e FOLKE, C. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press. p.342-362.
- ISAAC, V.J. 1999 Fisheries bycatch in the northern coast of Brazil. In: CLUCAS, I.D. e TEUTSCHER, F. *Report and proceedings of Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO/DFID expert consultation on bycatch utilization in tropical fisheries*. Beijing. p.273-294.
- ISAKSEN, B.; VALDEMARSEN, J.W.; LARSEN, R.B.; KARLSEN, L. 1992 Reduction of fish bycatch in shrimp trawl using a rigid separator grid in the aft belly. *Fisheries Research*, Amsterdam, 13: 335-352.
- JENTOFT, S. 2006 Beyond fisheries management: The phronetic dimension. *Marine Policy*, Vancouver, 30(6): 671-680.
- KELLEHER, K. 2005 *Discards in the world's marine fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, 470: 131p.
- KEUNECKE, K.A.; VIANNA, M.; FONSECA, D.B.; DINCAO, F. 2007 The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. *Nauplius*, Porto Alegre, 15(2): 49-55.
- KOTAS, J.E. 1998 *Fauna Acompanhante nas pescarias de camarão em Santa Catarina*. Ibama. Coleção Meio-Ambiente, Série Estudos Pesca, Brasília, 24: 76p.
- MEDEIROS, R.P. 2009 Possibilidades e obstáculos à co-gestão adaptativa de sistemas pesqueiros artesanais: estudo de caso na área da Baía de Tijucas, litoral centro-norte do Estado de Santa Catarina, no período de 2004 a 2008. Florianópolis. 337p. (Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Sociologia Política. Universidade Federal de Santa Catarina). Disponível em: <<http://www.tede.ufsc.br/teses/PSOP0354-T.pdf>>
- MORAIS, C.; VALENTINI, H.; ALMEIDA, L.A.S.; COELHO, J.A.P. 1995 Considerações sobre a pesca e aproveitamento industrial da ictiofauna acompanhante da captura do camarão sete-barbas, na costa sudeste do Brasil. *Boletim do Instituto da Pesca*, São Paulo, 22(1): 103-104.
- MOREIRA, F.N.; VIANNA, M.; LAVRADO, H.P.; SILVA-JUNIOR, D.R.; KEUNECKE, K.A. 2011 Survival and physical damage in swimming crabs (Brachyura, Portunidae) discarded from trawling fisheries in the estuarine ecosystem in southeastern Brazil. *Crustaceana*, Regensburg, 84(11): 1295-1306.
- PEREZ, J.A.; PEZZUTO, P.R.; RODRIGUES, L.F.; VALENTINI, H.; VOOREN, C.M. 2001 Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, Itajaí, 5: 1-24.
- SILVA, C.N.S.; BROADHURST, M.K.; SCHWINGEL, A.; GONDIM-GUANAIS, J.H.D.; CATTANI, A.P.; SPACH, H.L. 2011 Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fisheries Research*, Amsterdam, 109(1): 168-178.
- SOKAL, R.R. e ROHLF, F.J. 1995 *Biometry; the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Co., 3<sup>rd</sup> ed. San Francisco. 887p.
- UNIVALI/CTTMAR 2010 *Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina - Ano 2009 e panorama 2000-2009*. Universidade do Vale do Itajaí,

Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Itajaí. 97p.

VIANNA, M. e ALMEIDA, T. 2005 Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 48(4): 611-623.

VIANNA, M. e D'INCAO, F. 2006 Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, Amsterdam, 81: 331-336.