

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE – FURG
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA

AVALIAÇÃO DAS CAPTURAS INCIDENTAIS
NA PESCA DE EMALHE NO SUL DO BRASIL:
DESCARTES E BYCATCH DE PINGUIM-DE-
MAGALHÃES

CARINE DE OLIVEIRA FOGLIARINI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Universidade Federal do Rio Grande - FURG, como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE.

Orientador: Prof. Dr. Luís Gustavo Cardoso

RIO GRANDE

Agosto de 2017

“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

José de Alencar

AGRADECIMENTOS

Ao orientador, Dr. Luís Gustavo Cardoso, pela oportunidade em trabalhar com este projeto, pela orientação, pelos ensinamentos, pela paciência, pela amizade e pela dedicação nessa jornada.

À banca, composta por Eduardo Resende Secchi, Leandro Bugoni, Luciano Fischer e Manuel Haimovici, por terem aceitado avaliar este trabalho.

À minha família, minha mãe Janeti Rodrigues, meu pai Evandro Fogliarini, meus irmãos Kamila Garaialdi e Lorenzo Fogliarini, pelo amor incondicional e por serem meu alicerce.

Ao meu namorado Vinícius Alende, pelo amor, pela paciência e por estar sempre presente.

Aos amigos da pós-graduação, em especial as minhas amigas Amanda Rovani, Fernanda Marques, Laís Lopes, Nathallia Salvador, Vinni Thykjær, por serem minha família em Rio Grande.

Aos meus colegas do Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes, Márcio, Guilherme, Abner, Davi por me receberem tão bem, pela ótima convivência, pelas conversas e risadas durante os cafés.

Ao professor Paul Kinas pela disponibilidade e ajuda com o modelo de regressão Beta.

À Rayd Ivanof pela ajuda na identificação dos condrictes e ao Charles Salame pela ajuda no QGis.

À FURG e ao PPGOB por terem me recebido como aluna durante dois anos e ao CNPq pela concessão da bolsa.

ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO 1.	4
Avaliação das capturas descartadas pela pesca de emalhe industrial no sul do Brasil	4
INTRODUÇÃO	5
MATERIAL E MÉTODOS	8
Coleta de dados.....	8
Identificação e quantificação da captura descartada.....	9
Captura por unidade de esforço e taxa de descarte.....	10
Taxa de retenção e biomassa total removida das espécies-alvo	11
RESULTADOS	13
Composição da captura descartada.....	13
Quantificação da captura descartada e taxas de descarte	17
Espacialização das taxas de descarte e biomassas descartadas	19
Taxas de descarte pela profundidade.....	23
Taxas de descarte por estação do ano	24
Efeito das variáveis ambientais, variáveis operacionais e abundância das capturas e nas taxas de descarte.....	26
Taxa de retenção e biomassa total removida das espécies-alvo	30
DISCUSSÕES	31
CONCLUSÕES	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
CAPÍTULO 2.	44
Captura incidental de pinguins-de-Magalhães (<i>Spheniscus magellanicus</i>) na pesca de emalhe industrial no sul do Brasil.....	44
INTRODUÇÃO	45
MATERIAL E MÉTODOS	46
Coleta de dados.....	46
Taxas de capturas incidentais de pinguins-de-Magalhães.....	46
Análises estatísticas	47
RESULTADOS	47
DISCUSSÕES	48
CONCLUSÃO	50

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
APÊNDICES	55
Apêndice 1. Composição dos táxons presentes na captura descartada na pesca de emalhe industrial no sul do Brasil	55
Apêndice 2. High mortality of adult female Magellanic penguins by gillnet fisheries in southern Brazil	62

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar a composição específica e as proporções das capturas descartadas pela pesca de emalhe de fundo e superfície do sul do Brasil e seu impacto sobre o pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*). Os dados foram coletados por observadores científicos a bordo de embarcações da frota de emalhe industrial sediada em Rio Grande, no Rio Grande do Sul, entre 2013 e 2015. Para avaliação das taxas de descartes foram monitorados 111 lances de emalhe de fundo direcionados à captura de peixes de fundo (*Cynoscion guatucupa* e *Umbrina canosai*), 32 lances direcionados à corvina (*Micropogonias furnieri*), e 36 lances de superfície direcionados à anchova (*Pomatomus saltatrix*). Para avaliar as taxas de captura e características (classe etária e sexo) dos pinguins capturados foram monitorados 80 lances de emalhe de fundo e 41 de emalhe de superfície durante o inverno austral. Foram identificadas 78 espécies nas capturas descartadas nos lances de emalhe de fundo compostas, em termos de biomassa, principalmente por peixes condrictes e teleósteos, seguidos de cnidários, crustáceos, uma espécie de mamífero, duas espécies de tartarugas marinhas, uma espécie de ave marinha e equinodermos. Nos descartes do emalhe de superfície foram identificadas 13 espécies, composta, em termos de biomassa, principalmente por peixes teleósteos, seguidos por uma espécie de mamífero, condrictes, uma espécie de ave marinha e uma espécie de tartaruga, cnidários e crustáceos. Na modalidade de emalhe de fundo, a taxa média de descarte foi maior nos lances direcionados à corvina (20%) em relação aos direcionados a peixes de fundo (6%). As maiores taxas foram registradas nos lances mais próximos à costa e durante o verão, e de modo geral as principais espécies descartadas foram a savelha (*Brevoortia pectinata*), o cação-anjo (*Squatina* sp.) e a raia-viola (*Pseudobatos* sp.). Nos lances de emalhe de superfície, a taxa média de descarte direcionada à anchova foi de 18% e a principal espécie descartada foi a savelha. As taxas de capturas incidentais de pinguins-de-Magalhães calculadas como de pinguins/km² de rede e pinguins/km².h⁻¹ foram maiores no emalhe de superfície. Isto pode ser explicado pela possível ocorrência conjunta de pinguins e anchovas (principal espécie-alvo do emalhe de superfície) predando sobre a anchoita (*Engraulis anchoita*). As taxas de capturas incidentais de pinguins-de-Magalhães calculadas como pinguins por dia de pesca e pinguins por lance foram maiores

em lances de emalhe de fundo. A maioria dos pinguins capturados nesta modalidade de pesca foram fêmeas adultas, o que pode ser considerado preocupante, uma vez que adultos têm um maior valor intrínseco para a manutenção em populações de vertebrados e a mortalidade desigual de indivíduos de um dos sexos em espécies monogâmicas pode exacerbar o efeito desta sobre a população. Os resultados desse estudo ressaltam a importância da utilização de dados coletados por observadores de bordo para estimar o real impacto da atividade pesqueira sobre as espécies afetadas.

PALAVRAS-CHAVE: Atlântico Sudoeste, megafauna marinha, mortalidade incidental, pescaria industrial, *Spheniscus magellanicus*.

ABSTRACT

The objective of this study aimed to evaluate the specific composition and proportions of the catches discarded by bottom and drift gillnet fishing in southern Brazil and their impact on the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). Data were collected by dedicated onboard observers of the industrial gillnet fleet based in Rio Grande, Rio Grande do Sul, between 2013 and 2015. To evaluate the discard rates 111 bottom gillnet sets directed to bottom fishes (*Cynoscion guatucupa* and *Umbrina canosai*), 32 sets directed to whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and 36 drift gillnet sets directed to bluefish (*Pomatomus saltatrix*) were monitored. To evaluate the catch rates and characteristics (age group and sex) of the captured penguins, 80 bottom gillnet sets and 41 drift gillnet sets were monitored during the austral winter. Catches discarded by the bottom gillnet fishery were composed by 78 species, mainly, in terms of biomass, teleost and elasmobranchs fishes, followed by cnidarians, crustaceans, a mammal species, two sea turtle species, a seabird species and echinoderms. In the discard of the drift gillnet fishery 13 species were identified, mainly teleost, followed by one mammal species, elasmobranchs fishes, one seabird and one sea turtle species cnidarians and crustaceans. In the bottom gill fishery, the mean discard rate was higher in the whitemouth croaker (20%) than in the bottom fishes (6%). The highest rates were recorded near the coast and during summer season, and in general the main discarded species were the Argentine menhaden (*Brevoortia pectinata*), the angelshark (*Squatina* sp.) and common guitarfish (*Pseudobatos* sp.). In the drift gillnet sets, the average discard rate directed to bluefish was 18% and the main species discarded was the Argentine menhaden. The bycatch rates

of Magellanic penguins calculated as penguins/km² and penguins/km².h⁻¹ were higher in the drift gillnet. This can be explained by the possible simultaneous occurrence of penguins and bluefish (the main target species of the drift gillnet) preying on Argentine anchovy. Incidental catch rates of Magellanic penguins calculated as penguins per day of fishing and penguins per set were higher in bottom gillnets. Most penguins caught in this gear of fishing were adult females, which is an additional cause for concern, since adults have a higher intrinsic value for the maintenance of vertebrate populations, as the sex-biased mortality of individuals in monogamous species may exacerbate its effect on the population. The results of this study emphasize the importance of the use of data collected by dedicated onboard observers to estimate the real impact of the fishing activity on the affected species. In order to estimate the magnitude and spatiotemporal dynamics of the catches discarded in the fisheries, additional evaluations are necessary to consider the specificities of each fishing modality.

KEYWORDS: industrial fishery, marine megafauna, mortality incidental, *Spheniscus magellanicus*, Southwestern Atlantic Ocean.

CAPÍTULO 1.

Avaliação das capturas descartadas pela pesca de emalhe industrial no sul do Brasil

INTRODUÇÃO

As capturas realizadas pelos pescadores podem ser classificadas em duas partes, a captura das espécies-alvo e a captura incidental (Hall *et al.*, 2000). A captura incidental (*bycatch*) é composta por espécies não-alvo que podem ou não possuir valor econômico. Espécies não-alvo com valor econômico podem ser retidas e desembarcadas, já as espécies sem valor comercial tais como espécies protegidas por lei e juvenis de espécies-alvo são descartadas ao mar após a seleção a bordo (Jennings, 2009). A captura incidental e o subsequente descarte são os principais impactos ambientais resultantes das pescarias modernas (Hall *et al.*, 2000). Em decorrência do aumento do esforço e da baixa seletividade das artes da pesca, muitas espécies são devolvidas ao mar (Davies *et al.*, 2009). As informações disponíveis sobre a mortalidade por pesca são baseadas em dados de desembarques que são utilizados para avaliação dos estoques e produção de estatísticas pesqueiras. No entanto, devido à escassez de informações sobre a fração descartada pouco se sabe sobre a mortalidade total causada pela pesca. A importância dos estudos que avaliem a fração da captura total descartada tem aumentado nas últimas décadas, isso porque grande parte dos estoques de recursos pesqueiros encontram-se plenamente explorados ou sobreexplorados e existe uma preocupação maior sobre o impacto da pesca sobre os ecossistemas (Alverson, 1994; Hall *et al.*, 2000).

O descarte pode afetar de diferentes maneiras os ecossistemas e organismos marinhos. Catchpole *et al.*, (2005) reportaram dois principais problemas resultantes do descarte: a perda de renda potencial (e fonte de proteína para a população humana) e os efeitos sobre o ecossistema marinho. Em relação a perda de renda, pode ocorrer como resultado da redução do crescimento potencial e contribuição para a reposição dos estoques de espécies comerciais. Isto ocorre quando, por exemplo, há intensa captura de juvenis de espécie-alvo. Entre os impactos ecológicos do descarte sobre o ecossistema estão o crescimento de população em espécies que utilizam os descartes como fonte de alimento e os efeitos da mortalidade incidental. A matéria orgânica proveniente da captura descartada pela pesca torna-se uma nova fonte de alimento para uma variedade de espécies. Estudos demonstraram que algumas espécies de aves marinhas utilizam os descartes como fonte de alimento e passam a seguir as embarcações atraídas pelas devoluções disponíveis na superfície (Marinao e Pablo-Yorio, 2011; Tasker *et al.*, 2000). O consumo do descarte pelas aves marinhas é um dos fatores que podem ter contribuído

para o rápido crescimento de algumas populações e que pode afetar a distribuição, condição corporal, sobrevivência e sucesso reprodutivo dos indivíduos (Dunnet *et al.*, 1990; Furness 2003). Os descartes que não são consumidos na superfície retornam a cadeia alimentar marinha como fonte de proteína para outras espécies, como peixes e caranguejos que vivem no fundo.

Os efeitos da mortalidade incidental podem resultar na redução da diversidade das espécies, alteração das interações predador-presa e mudança na abundância relativa das espécies (Catchpole *et al.*, 2005). A remoção dos predadores de topo que pode desencadear o “efeito cascata” sobre os níveis subsequentes da cadeia trófica comprometendo a estruturação das comunidades marinhas. Além disso, a mudança na abundância relativa das espécies que apresentam características de histórias da vida como longevidade, maturação tardia e baixas taxas reprodutivas têm resultado na condição atual de ameaça das populações da megafauna marinha (Heithaus *et al.*, 2008).

Estima-se que mundialmente, entre 1992 e 2001, tenham sido descartadas, em média, mais de 7 milhões de toneladas anuais (Kelleher, 2005). As taxas de descarte são altamente variáveis entre artes de pesca e regiões (Morizur *et al.*, 1999). Por exemplo, as pescarias de camarão apresentam as maiores taxas de descarte em biomassa (62,3%), sendo particularmente altas em regiões tropicais e subtropicais (Kelleher, 2005). Estima-se que em regiões temperadas, para cada 1 kg de camarão capturado são descartados 5 kg de fauna acompanhante. Em regiões tropicais esta proporção é ainda maior, sendo que para 1 kg de camarão capturado, 10 kg de fauna acompanhante são descartados (EJF, 2003). Já no arrasto dirigido a peixes demersais a taxa média de descarte foi estimada em 9,6%, porém, é considerada mundialmente a arte que mais descarta em termos absolutos devido ao maior número de embarcações que atuam nesta modalidade de pesca (Kelleher, 2005).

Em relação à pesca marinha e estuarina na região sul do Brasil, foram realizados diversos trabalhos nos quais o descarte foi quantificado (Dumont e D’Incao, 2011; Haimovici e Habiaga, 1982; Haimovici e Maceira, 1981, Haimovici e Mendonça, 1996; Perez e Wahrlich, 2005; Schroeder *et al.*, 2014; Verneti, 2013; Vieira *et al.*, 1996). O descarte na pesca de arrasto foi quantificado durante quatro cruzeiros de pesca comercial realizados entre os anos de 1978 e 1980 (Haimovici e Maceira, 1981). Na viagem

monitorada durante o verão de 1978, a captura total foi de 120.623 kg, dos quais 57% foram desembarcados para consumo, 18% para elaboração de farinha e 25% da captura total foi descartada a bordo. Em 1979, a segunda viagem realizada durante a primavera capturou 60.991 kg, dos quais 25% da captura foi descartada (Haimovici e Maceira, 1981). Outro estudo avaliou as taxas médias de descarte da pesca comercial de arrasto dirigida aos camarões *Pleoticus muelleri* e *Artemesia longinaris* e ao peixe linguado *Paralichthys patagonicus* em 73 e 144 lances de pesca de arrasto, respectivamente (Haimovici e Mendonça, 1996). Os lances foram monitorados em viagens de pesca realizadas ao longo da plataforma continental do sul do Brasil entre 1992 e 1993. Como resultado, o descarte médio no arrasto de tangones dirigido aos peixes foi estimado em 52,3% da captura total, enquanto que o descarte médio dirigido aos camarões foi 23,9% da captura total (Haimovici e Mendonça, 1996).

As taxas de descarte para as pescarias de emalhe de superfície e de fundo são pouco conhecidas. Uma estimativa global inicial demonstrou que esta arte de pesca pode ser responsável pelo descarte de menos de 30.000 toneladas anuais de organismos marinhos, com uma taxa média de descarte de 0,5% (Kelleher 2005). No entanto, as pescarias de emalhe são diversas e as taxas de capturas podem variar substancialmente entre as diferentes modalidades (Kelleher, 2005). Como por exemplo, Perez e Wahrlich (2005) avaliaram as capturas descartadas na pesca de emalhe do peixe-sapo (*Lophius gastrophysus*) no talude sudeste e sul do Brasil e constataram que, para cada indivíduo de peixe-sapo capturado, 1,02 organismos não-alvo foram descartados, resultando em uma taxa de descarte de 50% em número, o que classifica essa pescaria como uma das pescarias de emalhe com maiores taxas de descarte no mundo. Schroeder *et al.* (2014) avaliaram a composição das capturas da pesca de emalhe de fundo direcionada à corvina (*Micropogonias furnieri*) no sudeste e sul do Brasil, na qual foram descartados 0,27 organismos não-alvo para cada corvina capturada resultando em uma taxa de descarte de 21,2%.

O litoral do Rio Grande do Sul é uma das regiões do Brasil mais produtivas em termos biológicos, devido ao encontro das massas de água das Correntes do Brasil e das Malvinas formando a Convergência Subtropical (Piola *et al.*, 2008). Além disso, a região conta com a descarga continental de nutrientes oriundos do Rio da Prata e da Lagoa dos Patos. É também considerada uma importante zona de reprodução, desenvolvimento e

alimentação para diversas espécies (Castello *et al.*, 1998). Em virtude da alta produtividade, a região possui um grande número de recursos pesqueiros o que a torna uma das mais importantes áreas de pesca do Brasil (Haimovici *et al.*, 1997).

O processo de desenvolvimento da pesca industrial de emalhe costeiro no sul do Brasil teve início em 1983. No entanto, ganhou força a partir do ano de 1989 quando arrasteiros simples da frota industrial foram adaptados com a instalação de um guincho hidráulico, próximo à proa, para recolhimento das redes (Barcellos *et al.*, 1991; Haimovici, 1997). Na popa foi montado um “curral” para armazenamento da rede, de onde é lançada ao mar (Barcellos *et al.*, 1991). Ao longo do tempo, o emalhe tornou-se a principal modalidade de pesca demersal desembarcada na região (Vasconcellos *et al.*, 2014). A frota de pesca de emalhe sediada em Rio Grande, no sul do Brasil, é composta por cerca de 70 embarcações de emalhe de superfície e mais de 280 embarcações que operam com redes de emalhe de fundo. As que operam com redes de superfície são direcionadas à captura da anchova *Pomatomus saltatrix*, capturada durante os meses de outono e inverno (Brasil, 2013). As embarcações que operam com redes de emalhe de fundo são direcionadas à corvina *M. furnieri*, capturada principalmente nos meses de primavera e verão, pescada-olhuda *Cynoscion guatucupa*, e castanha *Umbrina canosai*, capturadas durante todo o ano, mas principalmente no outono e inverno (Pio *et al.*, 2016; Vasconcellos *et al.*, 2014). A fim de aprimorar o entendimento sobre a composição e magnitude das capturas descartadas pela pesca de emalhe industrial de superfície e de fundo no sul do Brasil, o presente estudo teve como objetivos: (1) identificar a composição da captura descartada em ambas as modalidades de pesca, (2) avaliar as taxas de descarte da pesca de emalhe de superfície e de fundo direcionadas às diferentes espécies-alvo e compará-las entre a profundidade do lançamento da rede e estações do ano, (3) analisar espacialmente as taxas de descarte dos lances monitorados com redes de emalhe de superfície e de fundo e (4) quantificar as biomassas totais removidas das espécies-alvo em ambas as modalidades de pesca.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada por observadores científicos a bordo de 11 embarcações da frota de emalhe industrial sediada em Rio Grande, no Rio Grande do Sul,

durante 16 viagens de pesca, entre agosto de 2013 e agosto de 2015 (Tabela 1). Foram observados 143 lances com redes de fundo, 111 direcionados à captura de peixes de fundo (castanha e pescada) e 32 direcionados à corvina, e 36 com redes de superfície, todos realizados na plataforma do sul do Brasil entre 9 e 115 m de profundidade. De cada lance registraram-se o comprimento e altura (m) e tamanho da malha entre nós opostos (mm) da rede, data, horário, posição (latitude e longitude) do início e fim do lançamento e do recolhimento da rede e as profundidades do local onde a rede foi lançada (Tabela 1).

Tabela 1. Resumo dos dados de pesca e características da frota de pesca industrial de emalhe de superfície de fundo sediada em Rio Grande, Rio Grande do sul do Brasil, coletados entre 2013 e 2015. Média $\pm$ desvio padrão.

Modalidades de pesca	Emalhe de fundo		Emalhe superfície
Espécies-alvo	Corvina	Peixes de fundo	Anchoa
Número de barcos de pesca	5	2	4
Min-Máx Comprimento dos barcos (m)	18-20	18-20	10-22
Potência do motor (Hp)	260	260	170-250
Capacidade de estocagem (toneladas)	35	35	10-35
Min-Max do tamanho da malha (mm)	9-14	9-14	9
Número de viagens de pesca	5	5	6
Média do número de lances por viagens	6,4 $\pm$ 2,07	22,2 $\pm$ 7,3	6 $\pm$ 3,7
Média do número de dias de pesca	6,2 $\pm$ 2,16	11,8 $\pm$ 2,16	3 $\pm$ 1
Média do comprimento da rede (km)	15,8	8,57 $\pm$ 4,04	2,7 $\pm$ 1
Min-Max comprimento da rede (km)	9,2-18,5	3,7-17,5	0,4-2,9
Média da altura da rede (m)	3,2 $\pm$ 0,3	2,4 $\pm$ 0,4	11,4 $\pm$ 1,1
Min-Max da altura da rede (m)	3-3,9	2-3	10-15
Média da área da rede (km ²)	0,05 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,009

Identificação e quantificação da captura descartada

O monitoramento da composição específica e biomassa por espécie das capturas retidas e descartadas foi realizado durante o recolhimento das redes. Os organismos

capturados foram identificados pelo observador científico ao menor nível taxonômico possível e após, dispostos em balaies para registro da biomassa. Quando a identificação a bordo não foi possível, os organismos foram registrados fotograficamente e a identificação final foi realizada em laboratório com auxílio de referências bibliográficas (Bernardes *et al.*, 2005; Buckup e Bond-Buckup, 1999; Cardoso e Haimovici, 2015, Fischer *et al.*, 2004; Froese e Pauly, 2016).

A captura total por espécie foi estimada multiplicando-se a massa de um balaio completo com indivíduos de uma determinada espécie pelo número total de balaies com indivíduos desta espécie na captura. Para espécies capturadas em menores quantidades a massa dos indivíduos foi aferida diretamente.

A biomassa dos componentes da megafauna tais como pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*), toninha (*Pontoporia blainvillei*) e tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) não foi aferida a bordo. Para estimar a biomassa dos pinguins foi utilizado o peso médio dos indivíduos trazidos para pesagem em laboratório, multiplicado pelo número total de pinguins capturados nas viagens monitoradas. A biomassa total de toninhas foi estimada multiplicando-se a biomassa média dos indivíduos amostrados na região (Botta *et al.*, 2006) pelo número total de toninhas capturadas nas viagens monitoradas. O comprimento curvilíneo das carapaças (CCC) das tartarugas capturadas nas viagens monitoradas foi medido a bordo com fita métrica flexível. A biomassa de tartarugas-verde foi estimada por meio de uma relação entre a massa dos indivíduos e o CCC calculado para 29 espécimes amostrados na região (Colferai, 2015).

Captura por unidade de esforço e taxa de descarte

A captura por unidade de esforço (CPUE) (kg/km²) foi calculada para cada lance de emalhe de fundo e de superfície segundo a relação abaixo:

$$CPUE_i = \frac{CR_i + CD_i}{A_i}$$

Onde CR_i é a captura retida no lance i , CD_i é a captura descartada (kg) e A_i é a área da rede no lance (km²).

A taxa de descarte (D) foi calculada segundo Alverson *et al.* (1994):

$$D_i = \frac{CD_i}{CR_i + CD_i}$$

Mapas de densidade kernel foram produzidos para análise espacial das taxas de descarte para ambas as modalidades. As taxas de descarte foram plotadas no ponto médio entre a posição geográfica do início e do final do lançamento da rede, doravante denominado ponto médio do lance. Os mapas de densidade foram gerados com o software *Quantum GIS*.

As taxas de descarte foram comparadas entre espécie-alvo, profundidade do local de lançamento da rede e estação do ano. Nos lances de emalhe de fundo as taxas de descarte calculadas para as espécies-alvo castanha e pescada foram agrupadas em uma categoria denominada “peixes de fundo”. Em lances de superfície as taxas de descarte comparadas entre as estações do ano foram calculadas somente para as duas estações em que a modalidade ocorre: outono e inverno.

Taxa de retenção e biomassa total removida das espécies-alvo

Para fornecer um estimador da biomassa total removida das espécies comercialmente mais importantes para o emalhe, calculou-se a taxa de retenção das capturas totais para estas espécies. Esta taxa de retenção foi calculada para cada lance e tipo de rede como segue:

$$R_e = \frac{CR_e}{CR_e + CD_e}$$

Onde R_e é a taxa de retenção da espécie e , CD_e é a captura descartada da espécie e e CR_e é a captura retida da espécie e .

As taxas de retenção foram utilizadas para estimar a biomassa total removida (capturas retidas + capturas descartadas) das quatro principais espécies desembarcadas (corvina, pescada-olhuda, castanha e anchova) pela pesca de emalhe industrial baseada em Rio Grande. Para tal foram utilizados dados de desembarque da pesca industrial de emalhe dos anos de 2015 a 2016 disponíveis nos Boletins Estatísticos de Pesca Marinha e Estuarina do sul do Rio Grande do Sul. A biomassa total removida de cada espécie (B_e) foi calculada como segue:

$$B_e = \frac{Des_e}{R_e}$$

Onde Des_e são das capturas retidas, desembarcadas e registradas pela estatística pesqueira de cada espécie.

Nos lances de pesca de emalhe de superfície, as taxas de descarte entre as estações outono e inverno foram comparadas por meio do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. As diferenças foram consideradas significativas quando o valor de p calculado foi menor que 0,05. Nos lances de pesca de emalhe de fundo, as taxas de descarte entre as 4 estações do ano e entre as espécies-alvo foram comparadas por meio do teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Dunn utilizando os pacotes PMCMR (Pohlert, 2014) e dunn.test (Dinno, 2016) disponíveis no software R (R Core Team, 2016) versão 3.3.1.

Para testar se houve relação entre a CPUE total e a taxa de descarte e entre as variáveis distância da costa e profundidade do lançamento da rede, em cada lance, foi utilizado o teste de correlação de Spearman.

O efeito das variáveis ambientais, da abundância das capturas e das características do petrecho sobre as taxas de descarte (D) foi analisado com o modelo de Regressão Beta com uma função *logit* (Ferrari e Cribari-Neto, 2004) para ambas as modalidades de emalhe. As variáveis ambientais incluíram profundidade média entre o início e final do lançamento da rede, distância do ponto médio do lance até a linha de costa e estação do ano. A variável de abundância das capturas foi CPUE total do lance. As variáveis relacionadas às características do petrecho foram tamanho da malha (apenas para o emalhe de fundo), altura e comprimento da rede utilizada no lance. Os valores de D são contínuos e restritos ao intervalo $[0,1]$, e assumiu-se que seguiram a distribuição Beta. Em alguns lances não houve descarte, ou seja, $D = 0$, enquanto em outros D foi igual a 1. Para que a variável resposta (D) ficasse restrita ao intervalo do modelo de regressão beta $0 < D < 1$, as taxas de descarte foram transformadas como segue:

$$D_i = \frac{CD_i + 0,001}{CR_i + CD_i + 0,002}$$

A seleção dos modelos foi realizada de acordo com o menor valor de AIC (*Akaike Information Criterion*) (Sakamoto *et al.*, 1986).

As variáveis explicativas foram padronizadas como segue:

$$Z_i = \frac{X_i - \mu}{\sigma}$$

Onde Z_i corresponde à variável padronizada no lance, X_i variável explicativa no lance, μ é a média do conjunto da variável e σ é a desvio padrão do conjunto de variável. Os modelos de regressão beta foram realizados através do pacote *betareg* (Cribari-Neto & Zeileis, 2009) disponível no software R (R Core Team, 2016) versão 3.3.1.

RESULTADOS

Composição da captura descartada

As capturas descartadas nos lances de redes de emalhe de fundo e de superfície foram compostas por 78 espécies além de equinodermos e cnidários não identificados em nível específico: 39 peixes teleósteos, 23 peixes condrites, 12 crustáceos, 2 répteis, 1 mamífero, 1 ave (Anexo 1).

As capturas descartadas nos lances de redes de emalhe de superfície foram compostas por 13 espécies além de crustáceos e cnidários não identificados em nível específico: 7 peixes teleósteos, 3 peixes condrites, 1 mamífero, 1 ave, 1 réptil (Anexo 1).

Nos lances de fundo os peixes condrites representaram 34% da biomassa total descartada. Do total, as espécies de *Squatina* spp. representaram 12,8% (Tabela 2). Os teleósteos compuseram cerca de 34% da biomassa, a savelha (*Brevoortia pectinata*) foi a espécie mais descartada (22,6% do total) (Tabela 2). O restante da proporção foi composto por cnidários (19%), crustáceos (8%), mamíferos (2%), répteis (2%) e equinodermos (1%).

Tabela 2. Composição da biomassa descartada pela pesca de emalhe de fundo estimada em um total de 143 lances coletados durante 10 viagens realizadas entre agosto de 2013 a março de 2015 no sul do Brasil. *CD* = Captura descartada; *FDT* = Fração descartada do táxon sobre a biomassa total; *FD* = Fração descartada do táxon sobre a biomassa do grupo taxonômico descartada.

Táxon	CD (kg)	FDT (%)	FD (%)	Nome comum
Filo Cnidaria	2664	19,19	100	Água-viva
Subfilo Crustacea				
Ordem Isopoda	0,05	0,00	0,00	-
Infraordem Brachyura	1050,5	7,60	96,64	-

<i>Dardanus</i> sp.	31	0,22	2,85	Ermitão
<i>Farfantepenaeus</i> sp.	0,05	0,00	0,00	Camarão-rosa
<i>Metanephrops rubellus</i>	0,02	0,00	0,00	Pitú
<i>Acanthocarpus alexandri</i>	5,55	0,00	0,51	Caranguejo-pontudo
Filo Echinodermata				
Classe Asteroidea	12,8	0,09	92,75	Estrela-do-mar
Classe Echinoidea	1	0,00	7,25	Ouriço-do-mar
Classe Chondrichthyes				
<i>Callorhynchus callorynchus</i>	2,5	0,02	0,05	Peixe-elefante
<i>Squalus</i> sp.	44,3	0,32	0,93	Cação-bagre
				Cação-anjo-
<i>Squatina guggenheim</i>	60	0,43	1,25	espinhoso
<i>Squatina</i> sp.	1778,1	12,81	37,18	Cação-anjo
<i>Isurus oxyrinchus</i>	3	0,02	0,06	Cação-anequim
<i>Mustelus</i> sp.	92	0,66	1,92	Cação
<i>Mustelus schmitti</i>	0,8	0,01	0,02	Cação-cola-fina
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	2,3	0,02	0,05	Cação-cortador
<i>Sphyrna lewini</i>	3,8	0,03	0,08	Cação-martelo
<i>Sphyrna</i> sp.	271	1,95	5,67	Cação-martelo
<i>Pseudobatos</i> sp.	1054	7,59	22,04	Raia-viola
<i>Atlantoraja</i> sp.	2	0,01	0,04	Raia
<i>Bathyraja</i> sp.	55	0,40	1,15	Raia-emplastro
<i>Sympterygia acuta</i>	7,7	0,06	0,16	Raia-emplastro
<i>Dasyatis hypostigma</i>	1	0,00	0,02	Raia-prego
<i>Myliobatis</i> sp.	969	6,98	20,26	Raia
Tubarão não identificado	321,2	2,31	6,72	-
Raia não identificada	114,3	0,82	2,40	-
Infraclasse Teleostei				
<i>Conger orbignianus</i>	9	0,06	0,19	Congro
<i>Brevoortia pectinata</i>	3146	22,67	66,44	Savelha

<i>Genidens</i> sp.	9,8	0,07	0,21	Bagre
<i>Urophycis brasiliensis</i>	3,5	0,03	0,07	Abrótea
<i>Porichthys porosissimus</i>	479,7	3,46	10,13	Mamangava
<i>Lophius gastrophysus</i>	57,5	0,41	1,21	Peixe-sapo
<i>Zenopsis conchifer</i>	0,3	0,00	0,01	Peixe-galo-de-fundo
<i>Prionotus nudigula</i>	2,3	0,02	0,05	Cabrinha
<i>Prionotus</i> sp.	29,3	0,21	0,62	Cabrinha
<i>Epinephelus marginatus</i>	2	0,01	0,04	Garoupa-verdadeira
<i>Hyporthodus niveatus</i>	2,5	0,02	0,05	Garoupa-pintada
<i>Priacanthus arenatus</i>	0,2	0,00	0,00	Olho-de-cão
<i>Lopholatilus villarii</i>	1,3	0,01	0,03	Batata
<i>Pomatomus saltatrix</i>	11,5	0,08	0,24	Anchova
<i>Parona signata</i>	14	0,10	0,30	Peixe-tábua
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	15,6	0,11	0,33	Palombeta
<i>Trachinotus marginatus</i>	3,3	0,02	0,07	Pampo
<i>Pagrus pagrus</i>	1	0,00	0,02	Pargo-rosa
<i>Cynoscion guatucupa</i>	61,8	0,45	1,31	Pescada-olhuda
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	1,05	0,00	0,02	Goete
<i>Menticirrhus</i> sp.	0,5	0,00	0,01	Papa-terra
<i>Umbrina canosai</i>	136,6	0,98	2,88	Castanha
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	1,8	0,01	0,04	Maria-luiza
<i>Nemadactylus bergi</i>	229,5	1,65	4,85	Lambreta
<i>Astroscopus sexspinosus</i>	31	0,22	0,65	Miracéu
<i>Percophis brasiliensis</i>	0,4	0,00	0,01	Tira-vira
<i>Trichiurus lepturus</i>	16	0,12	0,34	Peixe-espada
<i>Katsuwonus pelamis</i>	1,8	0,01	0,04	Bonito-listrado
<i>Paralichthys patagonicus</i>	20	0,14	0,42	Linguado-branco
<i>Paralichthys</i> sp.	266,2	1,92	5,62	Linguado
Família Balistidae	179,4	1,29	3,79	Peixe-porco

Classe Reptilia

<i>Dermochelys coriácea</i>	120	0,86	84	Tartaruga-de-couro
<i>Chelonia mydas</i>	23,01	0,17	16	Tartaruga-verde
Classe Aves				
<i>Puffinus griseus</i>	1,3	0,0	14,6	Pardela-escura
Classe Mammalia				
<i>Pontoporia blainvillei</i>	305	2,20	100	Toninha

Nos lances de pesca de emalhe de superfície os peixes teleósteos representaram 98% da biomassa total descartada e a principal espécie de peixe descartada também foi a savelha (94,8% do total) (Tabela 3). O grupo dos mamíferos representou aproximadamente 1% da captura descartada, composto por uma única espécie, *Pontoporia blainvillei*. Quanto aos grupos de condrictes, cnidários, crustáceos e aves, representaram menos de 1% da biomassa total descartada em cada grupo.

Tabela 3. Composição da biomassa descartada pela pesca de emalhe de superfície estimada em 36 lances coletados durante 6 viagens realizadas entre agosto de 2013 a agosto de 2015 no sul do Brasil. *CD* = Captura descartada; *FDT* = Fração descartada do táxon sobre a biomassa total; *FD* = Fração descartada do táxon sobre a biomassa do grupo taxonômico.

Táxon	CD (kg)	FDT (%)	FD (%)	Nome comum
Filo Cnidaria	3,12	0,1	100,0	Água-viva
Subfilo Crustacea				
Infraordem Brachyura	2,36	0,0	100,0	Caranguejo
Classe Chondrichthyes				
<i>Squatina</i> sp.	14,5	0,3	62,5	Cação-anjo
<i>Lamna nasus</i>	3,5	0,1	15,1	Cação-marracho
<i>Pseudobatos horkelli</i>	1,2	0,0	5,2	Raia-viola
Raia não identificada	4	0,1	17,2	-
Infraclasse Teleostei				
<i>Engraulis anchoita</i>	0,05	0,0	0,0	Anchoita

<i>Brevoortia pectinata</i>	4988,9	94,8	96,4	Savelha
<i>Prionotus punctatus</i>	1,1	0,0	0,0	Cabrinha
<i>Trachinotus marginatus</i>	0,7	0,0	0,0	Pampo
<i>Thyrsitops lepidopoides</i>	0,02	0,0	0,0	Cavalinha
<i>Trichiurus lepturus</i>	181	3,4	3,5	Peixe-espada
<i>Scomberomorus</i>				
<i>brasiliensis</i>	0,5	0,0	0,0	Serrinha
Família Balistidae	3,05	0,1	0,1	Peixe-porco
Classe Reptilia				
<i>Chelonia mydas</i>	4,2	0,1	100,0	Tartaruga-verde
Classe Aves				
<i>Spheniscus magellanicus</i>	7,61	0,1	85,4	Pinguim-de-Magalhães
Classe Mammalia				
<i>Pontoporia blainvillei</i>	46,9	0,9	100,0	Toninha

Quantificação da captura descartada e taxas de descarte

Nos 32 lances de emalhe de fundo direcionados à corvina a captura total foi 42,9 toneladas (t) de organismos marinhos e destas 4,9 foram descartadas. Para esta modalidade, quando a espécie-alvo foi corvina, a taxa média de descarte por lance foi de 20% (IC = 13-27%) e a biomassa média descartada foi de 154,9 kg (IC = 97,4-212,5 kg) (Tabela 4). Nos 111 lances direcionados às espécies-alvo agrupadas na categoria peixe de fundo a captura total foi 191,7 t e destas, 8,9 t foram descartadas, a taxa média de descarte por lance foi de 6% (IC = 5-7%) e a biomassa média descartada foi de 80,3 kg (IC = 59-101,6 kg).

Tabela 4. Resumo da captura total, captura descartada e taxas de descarte realizadas pela pescaria com redes de emalhe de fundo e superfície sediada em Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil, entre 2013 e 2015. IC_{95%} = Intervalo de confiança de 95%.

	Emalhe fundo				Emalhe superfície	
	Corvina	IC95%	Peixe de fundo	IC95%	Anchova	IC95%

Número de lances	32	111	36			
Total da Captura (t)	42,9	191,7	26,7			
Captura descartada (t)	4,9	8,9	5,2			
Taxa média descarte (%)	20	13-27	6	5-7.0	18	12-24.0
Média descarte por lance (kg)	154,9	97,4-212,5	80,3	59-101,6	146	63,5-228,5

Nos 36 lances de emalhe de superfície a captura total foi 26,7 t e destas, 5,2 t (19% do total) foram descartadas. A taxa média de descarte por lance foi de 18% (12-24%) e a biomassa média descartada foi de 146 kg (63,5-228,5 kg) (Tabela 4).

A taxa média de descarte por espécie-alvo foi significativamente maior em lances de fundo para captura da corvina do que para a categoria peixes de fundo ($H = 29,07$, $p < 0,05$) (Figura 1). Quando comparadas as taxas médias de descarte entre as espécies-alvo capturadas em lances de fundo e superfície, a taxa média na pesca da anchova foi significativamente maior do que a categoria peixes de fundo ($H = 29,07$, $p < 0,05$). Entretanto, as taxas médias comparadas entre corvina e anchova não apresentaram diferenças significativas ($H = 29,07$, $p = 0,24$).

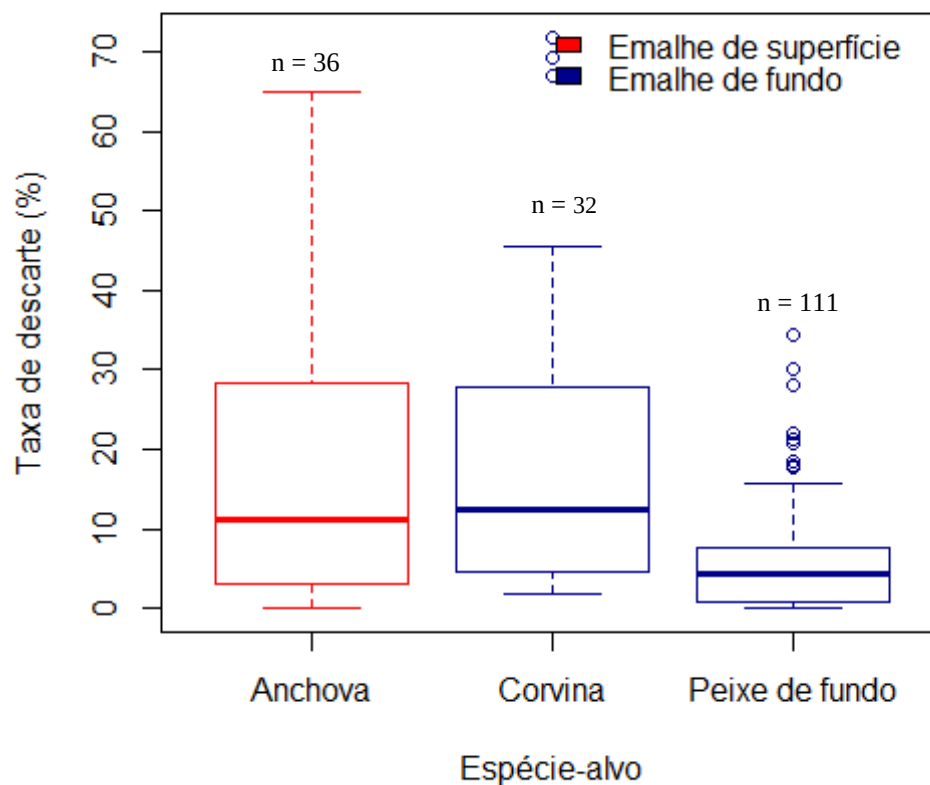


Figura 1. Taxa média de descarte da pesca de emalhe pela espécie-alvo no sul do Brasil entre 2013 e 2015. As caixas são representadas pelos primeiro e terceiro quartil e a linha grossa representa a mediana. As linhas horizontais representam os limites inferior e superior. Os pontos fora acima dos limites superiores representam os *outliers*. A letra n representa o número de lances.

Espacialização das taxas de descarte e biomassas descartadas

A espacialização das taxas de descarte em lances de emalhe de fundo mostrou que áreas próximas à costa e áreas próximas a isóbata de 50 m apresentam maiores taxas (Figura 2). Dentre os lances monitorados, as maiores densidades de biomassa descartada ocorreram em lances realizados ao norte de Rio Grande e próximos a isóbata de 50 m (Figura 3).

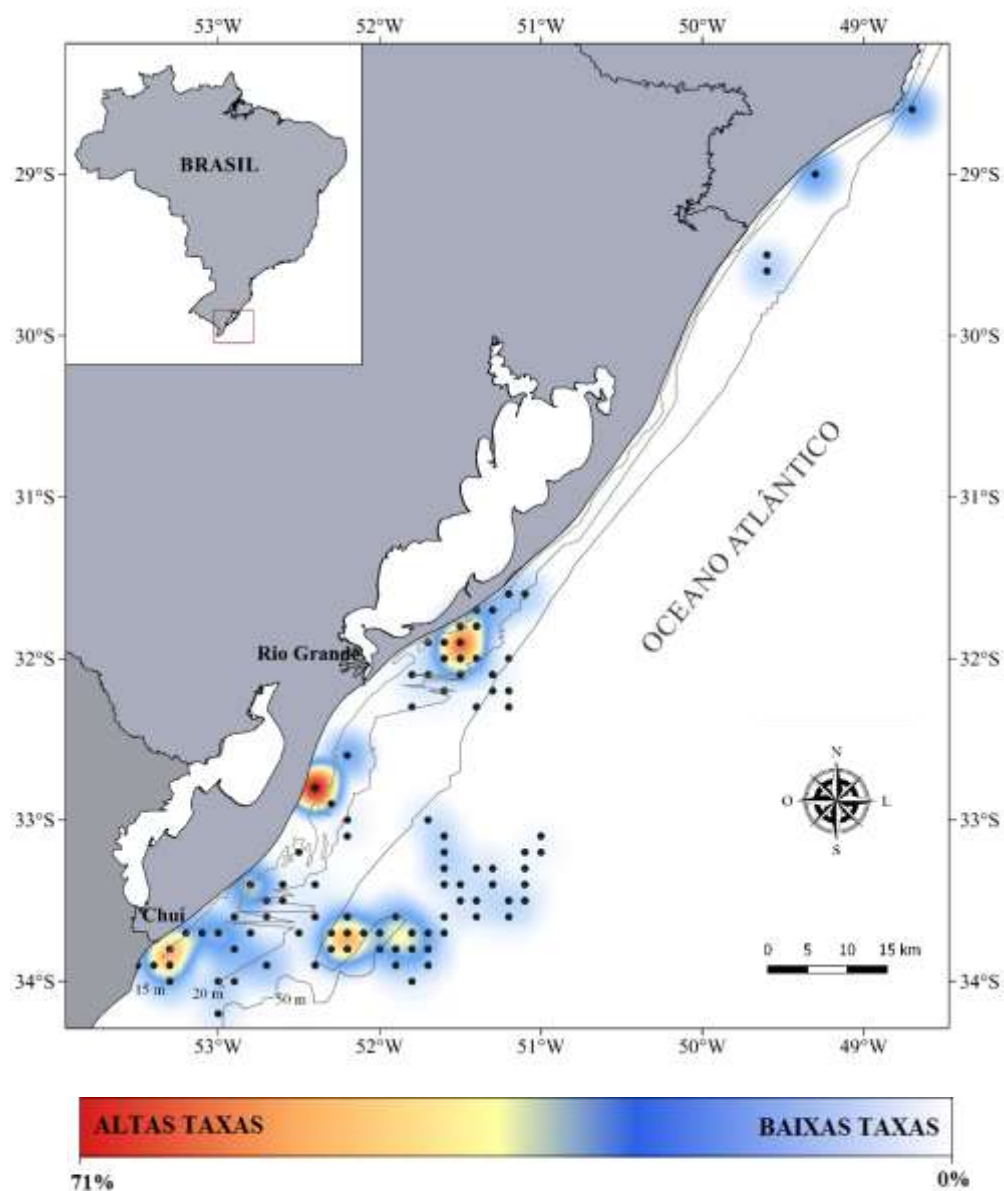


Figura 2. Mapa de densidade das taxas de descarte dos 143 lances de emalhe de fundo realizados na costa sul do Brasil, entre 2013 e 2015.

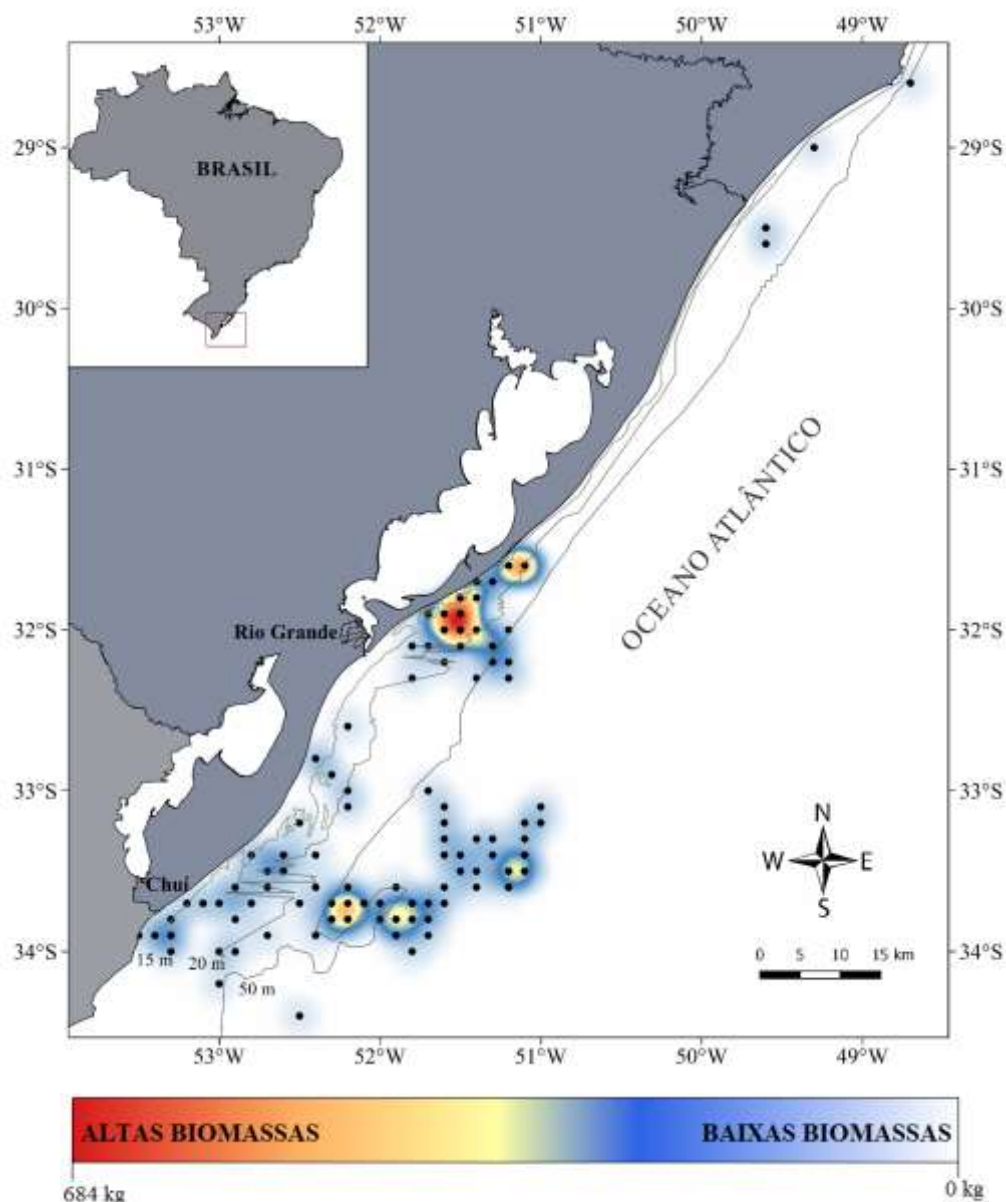


Figura 3. Mapa de densidade das biomassas descartadas nos 143 lances de emalhe de fundo realizados na costa Sul do Brasil, entre 2013 e 2015.

A distribuição espacial das taxas de descarte em lances de emalhe de superfície mostrou uma alta taxa de descarte em lances realizados próximo à costa e ao farol de Albardão (Figura 4). A biomassa descartada também foi alta próximo ao farol de Albardão e próximo ao Chuí (Figura 5).

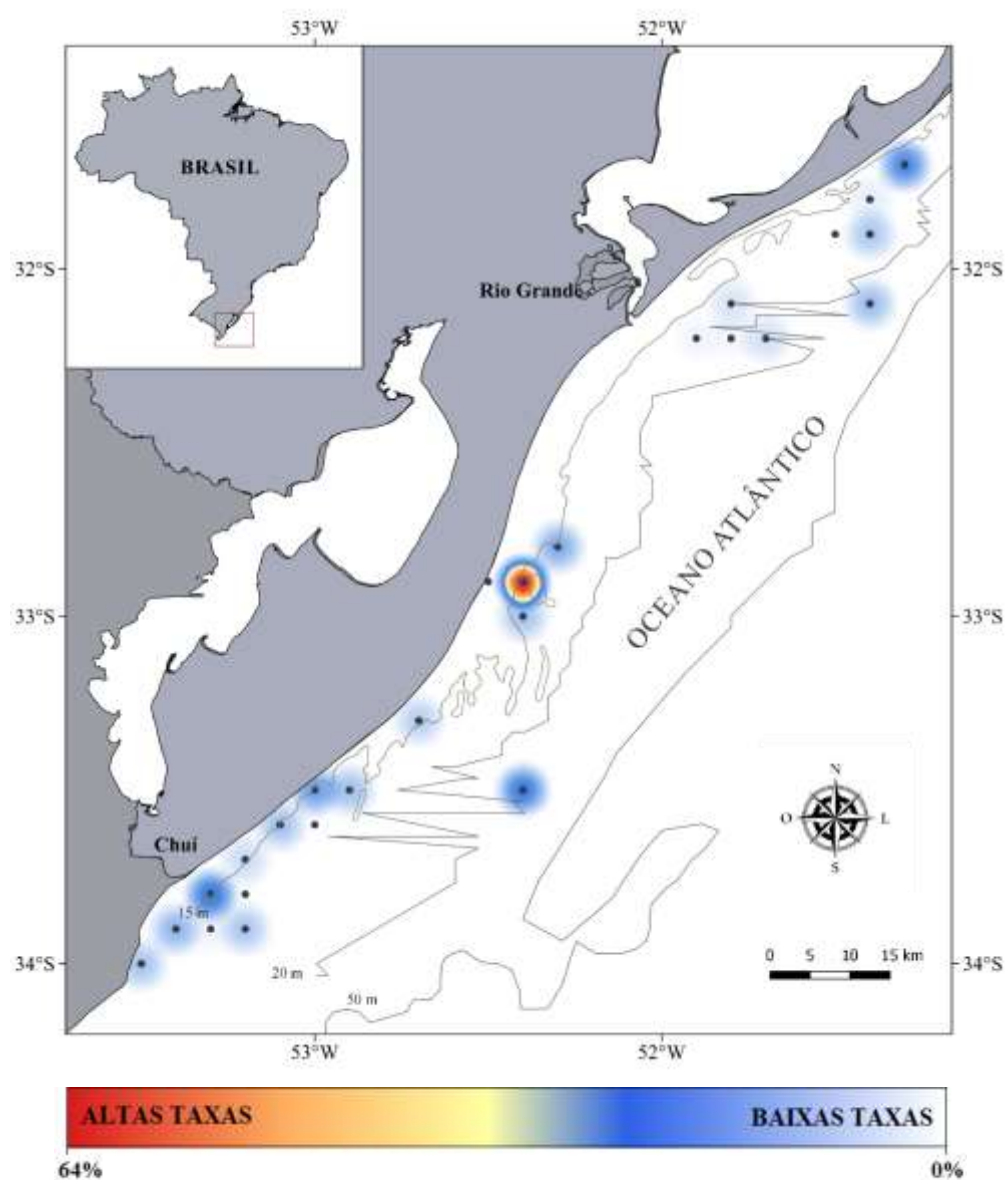


Figura 4. Mapa de densidade das taxas de descarte nos 36 lances de emalhe de superfície realizados na costa sul do Brasil, entre 2013 e 2015.

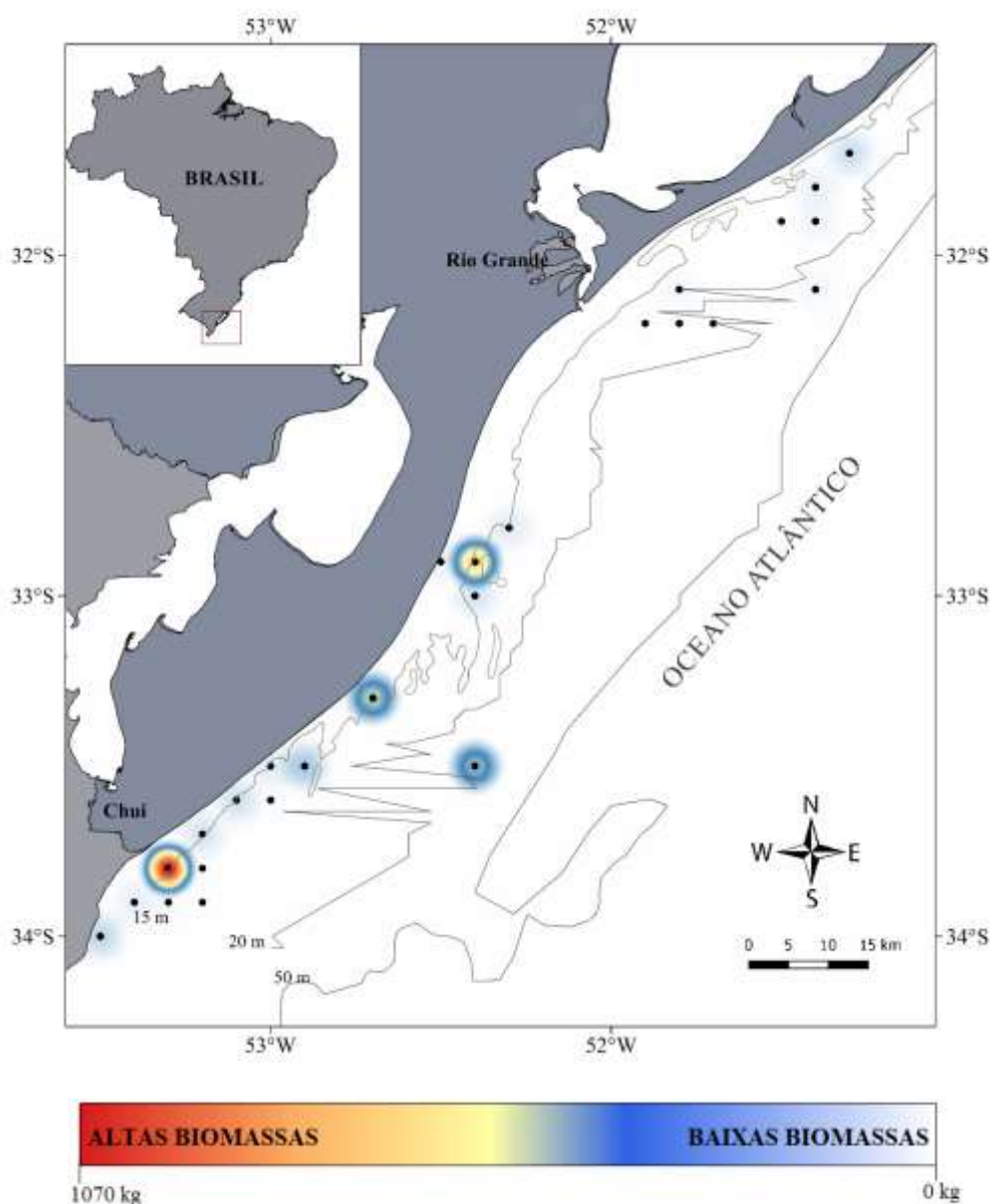


Figura 5. Mapa de densidade dos 36 lances de emalhe de superfície e biomassas descartadas na costa Sul do Brasil, entre 2013 e 2015.

Taxas de descarte pela profundidade

O estrato de profundidade de 0 a 20 m apresentou as maiores taxas de descarte para ambos os tipos de pescaria. Em redes de fundo, foi observada uma diminuição na taxa até o estrato de 20-40 m e, em seguida, manteve-se relativamente constante até as profundidades de 60-80 m, quando então a taxa diminuiu até o estrato entre 80-100 m de profundidade (Figura 6).

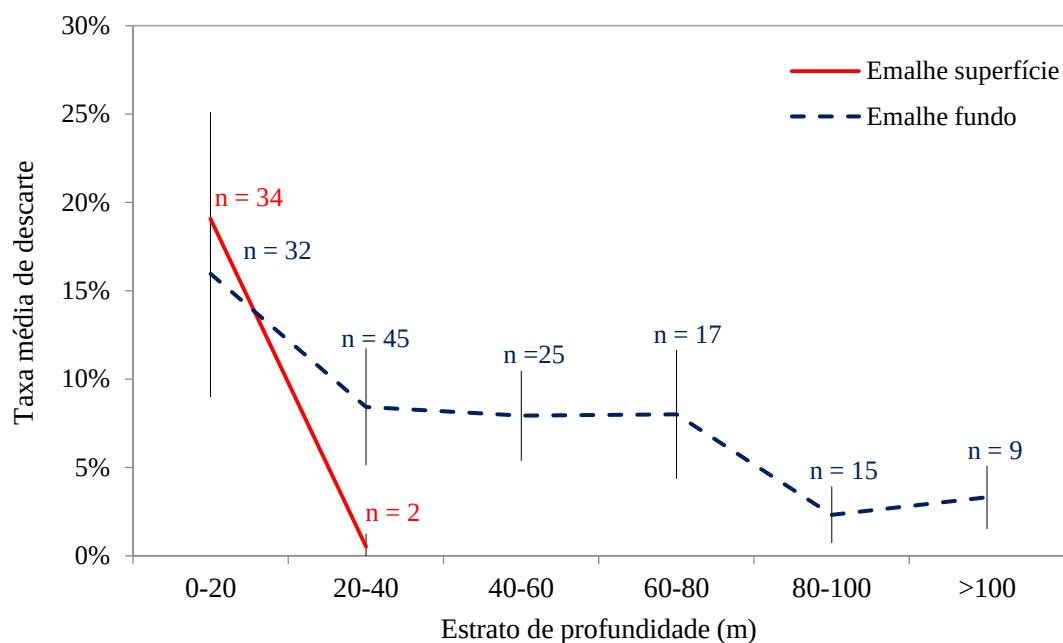


Figura 6. Taxa média de descarte da pesca de emalhe por estrato de profundidade. A linha pontilhada representa os valores das taxas para rede de emalhe de fundo e a linha contínua o valor da taxa para rede de emalhe de superfície. As barras verticais denotam o intervalo de confiança de 95% e o n = número de lances.

Taxas de descarte por estação do ano

Nos lances de redes de fundo, as taxas médias de descarte durante o verão foram significativamente maiores do que as demais estações (Tabela 5; Figura 7). As taxas médias de descarte durante o inverno foram significativamente menores que as demais estações (Tabela 5; Figura 7). As taxas de descarte entre as estações primavera e outono não apresentaram diferenças significativas (Tabela 5; Figura 7).

Tabela 5. Resultados da análise estatística Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Dunn para lances de pesca com redes de fundo.

Teste de Kruskal-Wallis			
Qui-quadrado = 38,498; gl = 3			
	Outono	Primavera	Verão
	<i>P</i>	<i>P</i>	<i>p</i>
Primavera	0,3672		

Verão	0,0129	0,0006	
Inverno	0,0061	0,0032	< 0,0001

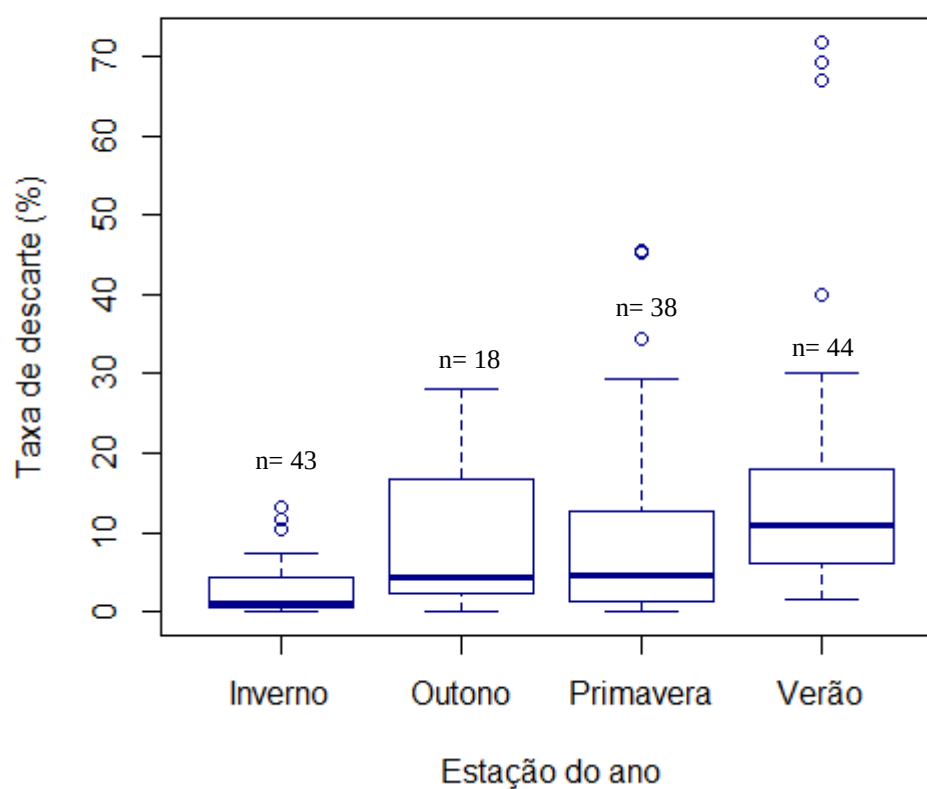


Figura 7. Taxa média de descarte de rede de emalhe fundo pela estação do ano no sul do Brasil, entre 2013 e 2015. As caixas são representadas pelos primeiro e terceiro quartil e a linha grossa representa a mediana. As linhas horizontais representam os limites inferior e superior. Os pontos fora acima dos limites superiores representam os *outliers*. A letra n representa o número de lances.

Nos lances com redes de superfície as taxas médias de descarte nas estações de outono e inverno não apresentaram diferenças significativas (Teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, $W = 47$; $p = 0,18$) (Figura 8).

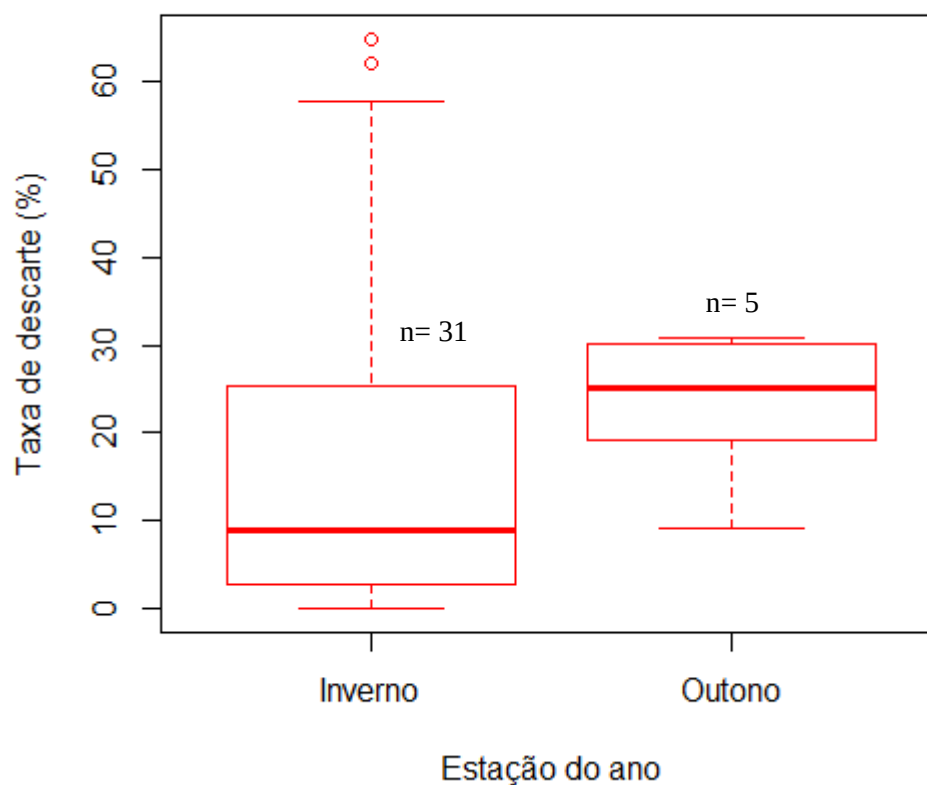


Figura 8. Taxas médias de descarte dos lances de emalhe superfície pelas estações outono e inverno. As caixas são representadas pelos primeiro e terceiro quartil e a linha grossa representa a mediana. As linhas horizontais representam os limites inferior e superior. Os pontos fora acima dos limites superiores representam os *outliers*. A letra n representa o número de lances.

Efeito das variáveis ambientais, variáveis operacionais e abundância das capturas e nas taxas de descarte

A seleção do modelo iniciou com cálculo dos coeficientes de correlação de Spearman (ρ) entre a taxa de descarte e a CPUE total (kg/km^2) e entre a distância da costa e a profundidade do local de lançamento da rede para testar as possibilidades de covariações. Em redes de emalhe de fundo, os resultados mostraram que a correlação entre as variáveis taxa de descarte e CPUE total foi negativa e moderada ($\rho = -0,45$, $p < 0,001$). Com isto a variável CPUE foi incluída nos modelos. Entretanto, em lances com redes de superfície,

a correlação foi positiva e fraca ($\rho = 0,06$, $p = 0,69$), sendo a variável CPUE total excluída dos modelos.

Quanto aos resultados da análise de correlação entre a distância da costa e a profundidade. Em lances de emalhe de fundo, a correlação foi positiva e forte ($\rho = 0,91$, $p < 0,001$). Assim, a variável profundidade do lançamento da rede não foi incluída nos modelos. Em contrapartida, em lances de emalhe de superfície, a correlação entre as variáveis foi negativa e fraca ($\rho = -0,08$, $p = 0,61$), sendo mantida nos modelos de Regressão Beta.

Dos modelos de regressão Beta testados para explicar a variabilidade da taxa de descarte em lances de pesca com redes de fundo, o modelo com melhor ajuste (AIC= -555,2) apresentou como variáveis explanatórias a CPUE total e a altura da rede (m) (Tabela 6). Nas menores classes de valores da CPUE total (0-40.000 kg/km²) foram encontradas as maiores taxas de descarte (15%) em comparação com as outras classes (Figura 9). Quanto à altura da rede, a taxa de descarte foi maior em redes de 3,5 m de altura (45%) (Figura 10).

Tabela 6. Estimativas das variáveis explicativas do modelo de regressão Beta selecionado para explicar o efeito das variáveis sobre as taxas de descarte em lances de pesca com redes de emalhe de fundo no sul do Brasil entre 2013 e 2015. Os valores significativos são indicados por “***” ($p < 0,0001$) e “*” ($p < 0,05$).

	Estimado	Erro padrão	z-valor	Pr (> z)
Intercepto	< 0,0001	< 0,0001	-1,502	0,1332
CPUE total (kg/km ²)	< 0,0001	< 0,0001	-2,296	0,0217*
Altura da rede (m)	< 0,0001	< 0,0001	6,382	< 0,0001***

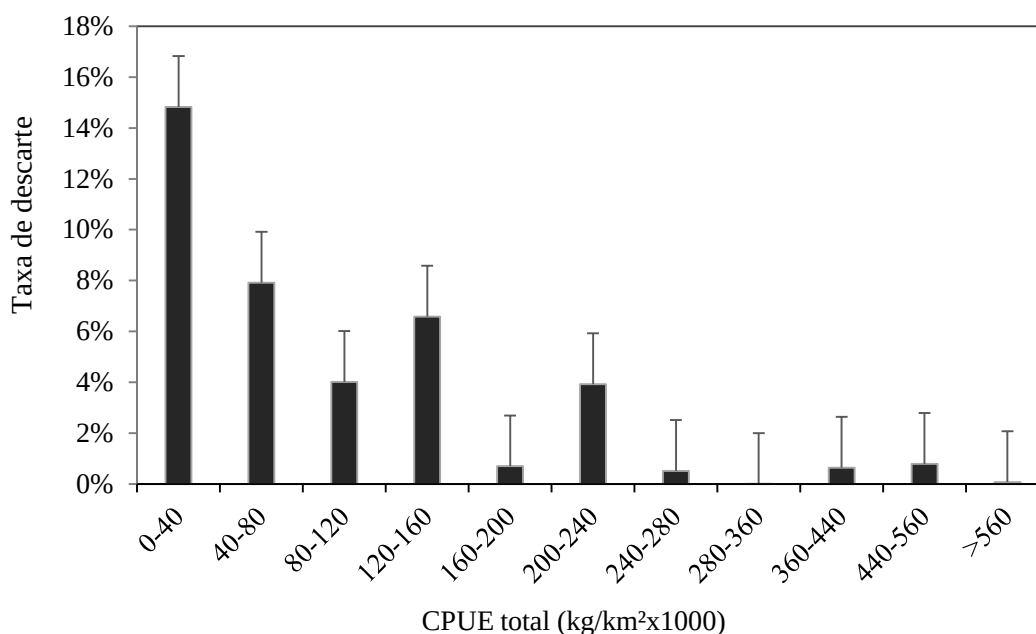


Figura 9. Taxa média de descarte da pesca de emalhe de fundo pela CPUE total (kg/km²) no sul do Brasil, entre 2013 e 2015. As barras pretas representam as taxas médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.

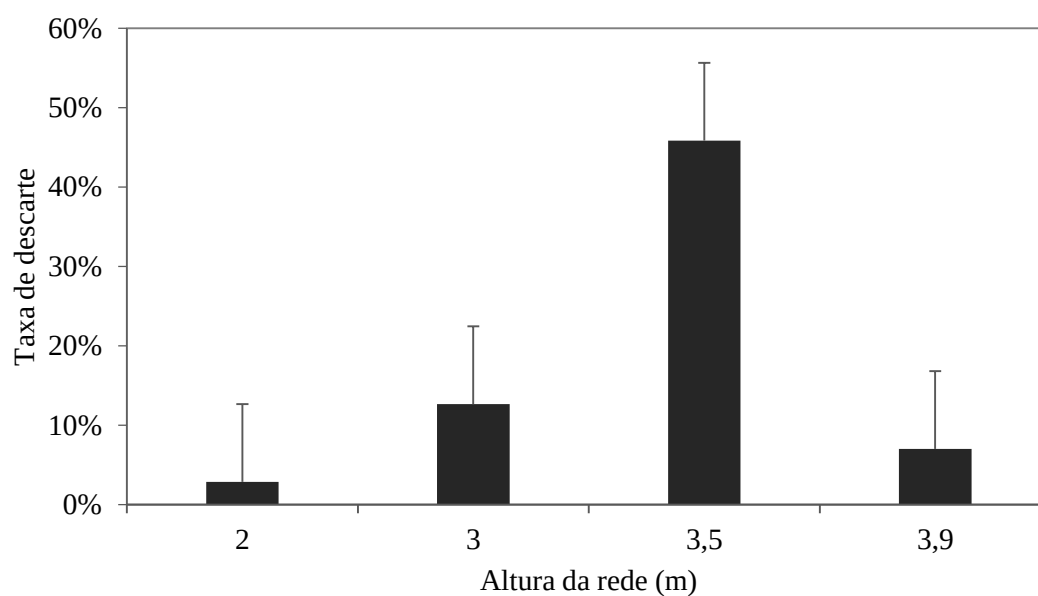


Figura 10. Taxa média de descarte da pesca de emalhe fundo pela altura da rede em metros, no sul do Brasil, entre 2013 e 2015. As barras pretas representam as taxas médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.

Dos modelos de regressão Beta testados para avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a taxa de descarte em lances de pesca com redes de superfície, o modelo com melhor ajuste (AIC= -61,2) apresentou como variáveis a distância da costa (km) e comprimento da rede (km) (Tabela 7). Os lances com menor distância da costa (0-20 km) apresentaram a maior taxa de descarte (17%) (Figura 11) comparados aos lances realizados de 20- 40 m de distância da costa. Em relação ao comprimento da rede, as taxas foram maiores (22%) em redes de comprimento de 2-3 km do que em comprimentos de 0-1 e 1-2 m (Figura 12).

Tabela 7. Estimativas das variáveis explicativas do modelo de regressão Beta selecionado para explicar a variação da taxa de descarte em redes de emalhe de superfície no sul do Brasil, entre 2013 e 2015. Os valores significativos são indicados por “****” ($p < 0,0001$), “***” ($p < 0,001$) e “*” ($p < 0,05$).

	Estimado	Erro padrão	z-valor	$p (> z)$
Intercepto	-2,12484	0,3032	-7,008	< 0,0001****
Distância da costa (km)	0,04754	0,01842	2,580	0,00988**
Comprimento da rede (km)	0,40964	0,16787	2,440	0,01468*

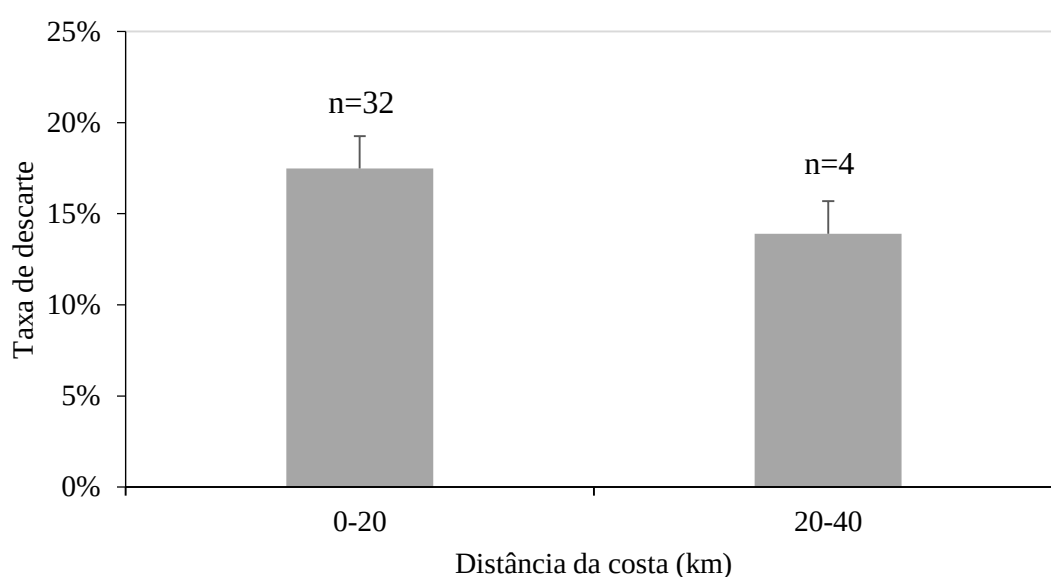


Figura 11. Taxa média de descarte da pesca de emalhe de superfície pela distância da costa. As barras cinzas representam as taxas médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.

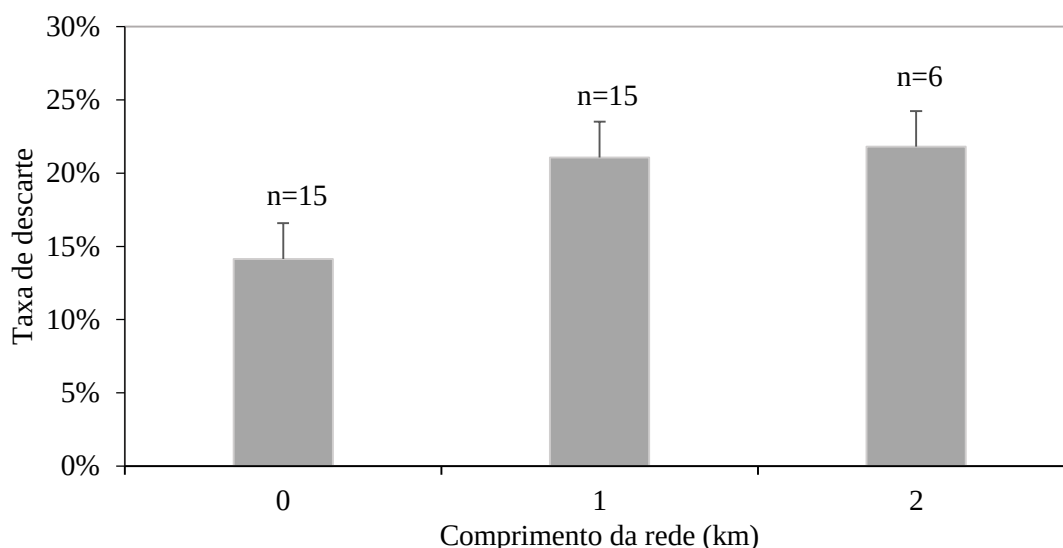


Figura 12. Taxa média de descarte da pesca de emalhe de superfície pelo comprimento da rede. As barras cinzas representam as taxas médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.

Taxa de retenção e biomassa total removida das espécies-alvo

As taxas médias de retenção analisadas para as espécies comercialmente mais importantes nos lances de redes de fundo foram de 87% (IC = 81-92%) para a pescada-olhuda e 97% (IC = 94-98%) para a castanha. Para a anchova, espécie-alvo do emalhe de superfície, foi de 97% (IC = 94-99%) retida em lances de emalhe de fundo. Para a corvina não houve descarte. As taxas de retenção foram utilizadas para estimar a remoção total de biomassa das principais espécies comerciais. Os dados de estatística pesqueira de desembarque de emalhe industrial nos portos de Rio Grande foram apresentados na tabela 8. Os resultados da estimativa da biomassa total removida nos anos de 2015 e 2016 foram apresentadas na tabela 8. Através das taxas de retenção das espécies mais comercializadas e dos dados de monitoramento dos desembarques das pescarias foi possível estimar a remoção total da biomassa dessas espécies pela pesca de emalhe industrial para os anos de 2015 e 2016. Segundo os valores deste trabalho, a remoção de biomassa foi maior do que o registrado nos desembarques em 2015 e 2016. A biomassa total removida foi de

aproximadamente 205 e 199 t para a pescada-olhuda, 26,2 e 42,5 t para a castanha e 2,9 e 13,3 t para a anchova durante os respectivos anos.

Tabela 8. Dados de desembarques e remoção total da biomassa da frota de pesca de emalhe industrial por espécie retida. (Fonte: Boletim Estatístico de Pesca Marinha e Estuarina do sul do Rio Grande do Sul).

	Desembarque (kg)		Remoção de biomassa (kg)	
	2015	2016	2015	2016
Pescada-olhuda	1.370.917	1.337.078	1.575.767	1.536.871
Castanha	849.639	1.376.985	875.916	1.419.572
Anchova	95.486	432.018	98.439	445.379

DISCUSSÕES

O presente estudo contribuiu para ampliar o conhecimento sobre o total de espécies capturadas pela pesca de emalhe, no sul do Brasil, ao registrar aquelas que não são desembarcadas, mas sim descartadas a bordo logo após a captura. A norma vigente que autoriza as embarcações atuarem com redes de pesca de emalhe costeiro, nas regiões sudeste e sul do Brasil, lista 84 espécies componentes da captura retida, fauna acompanhante e captura incidental para o emalhe de superfície (BRASIL, 2011). No entanto, neste estudo, 78 espécies foram identificadas além de 3 grupos taxonômicos (cnidários equinodermos e crustáceos) não identificados ao nível específico. Destas, foram identificadas 46 espécies que não estão presentes na lista da normativa oficial (Apêndice 1). No emalhe de superfície, 36 espécies foram listadas na norma como componentes da captura retida, fauna acompanhante e captura incidental (BRASIL, 2011). Neste trabalho, foram registradas 13 espécies, além de 2 grupos taxonômicos (cnidários e crustáceos) não identificados ao nível específico. Destas, 8 espécies não constam na normativa para essa modalidade de pesca (Apêndice 1). Com isso, sugere-se a inclusão destas espécies na referida normativa.

Entre as espécies descartadas pelo emalhe de fundo os peixes condrictes representaram grande parte da biomassa descartada (34%). A raia-viola *Pseudobatos horkeli* e o cação-anjo *Squatina* spp. representaram 20,4% da biomassa total. A raia-viola distribui-se desde a costa de São Paulo até o norte da Argentina, sendo que a costa do Rio Grande do Sul é considerada uma área crítica (Miranda e Vooren, 2003). Entre os meses de dezembro e fevereiro, as fêmeas grávidas concentram-se nas águas costeiras para darem à luz e os neonatos permanecem nessas áreas durante os primeiros meses de vida (Vooren e Klippel, 2005). Já as 3 espécies de cação-anjo *S. guggenheim*, *S. occulta* e *S. argentina* distribuem-se do Rio de Janeiro à Argentina (Vooren e Klippel, 2005). Na Plataforma do sul do Brasil as espécies realizam todo seu ciclo de vida. *Squatina occulta* foi considerada como uma espécie com pouca mobilidade que ocupa as águas da plataforma média e externa, enquanto que *S. guggenheim* migra sazonalmente entre a plataforma interna e as águas costeiras do sul do Brasil (Miranda e Vooren, 2003). As sobreposições das áreas de pesca com as áreas de reprodução e berçário da raia-viola e as áreas de ocorrência do cação-anjo explicam suas capturas de forma incidental. Além disso, grande parte dos lances que capturaram *Squatina* spp. as redes permaneceram na água durante algum período da noite, quando estas espécies estão mais ativas (Miranda e Vooren, 2003), o que explicaria sua captura elevada. Schroeder *et al.* (2014) estudando o descarte da pesca de emalhe direcionada à corvina no sudeste e sul do Brasil, registraram o descarte de cação-anjo *S. guggenheim*. A espécie apresentou importantes índices de captura dentro da pescaria costeira de emalhe de fundo. Em outro estudo realizado na região, Perez e Wahrlich (2005) registraram a captura de *Squatina* spp. na pesca dirigida ao peixe-sapo no talude sul. As espécies de cação anjo capturadas incidentalmente corresponderam a 49% em número da captura total. Há 40 anos a raia-viola e o cação-anjo foram importantes recursos explorados pelas frotas pesqueiras no sul do Brasil (Miranda e Vooren, 2003). A intensa exploração pesqueira diminuiu a abundância destas espécies, cujos desembarques foram proibidos pela Instrução Normativa MMA N°. 5/2004 (Brasil, 2004) e, atualmente, seguem proibidos pela Portaria MMA N°. 445/2014 (Brasil, 2014). Essas legislações proíbem a pesca e a comercialização dessas espécies, o que determinam que sejam descartadas a bordo, mesmo tenham alto valor comercial. Esta proibição desestimula a pesca dirigida e a comercialização destas espécies embora

pequenas quantidades possam ser estocadas para consumo próprio da tripulação ou em pequena escala.

Entre as espécies descartadas pelo emalhe de fundo os peixes teleósteos representaram 34% da biomassa total descartada. A savelha *Brevoortia pectinata* foi uma das espécies mais descartada 22,6 % da biomassa total. A espécie pelágica ocorre desde São Paulo até o Rio da Prata na Argentina, onde é bastante abundante. Possui distribuição costeira com seu ciclo de vida associado aos estuários do sul do Brasil. Nessa região, a savelha ocorre durante todo o ano, porém sua maior abundância está associada aos meses de primavera e verão (Muelbert e Weiss, 1991). Grande parte do descarte da espécie ocorreu nos meses de primavera e está relacionado com o baixo valor econômico.

Nos lances de emalhe de superfície, os teleósteos compuseram a maior proporção da biomassa total descartada (98%), a savelha *B. pectinata* foi a principal espécie, compondo 94,8% do total descartado nessa modalidade de pesca. No sul do Brasil, *B. pectinata* desova próximo do estuário da Lagoa dos Patos e posteriormente ocorre um transporte para dentro da região estuarina nos estágios iniciais de vida (Weiss e Krug, 1977). Após, os juvenis retornam para a região costeira no outono (Malanski, 2011). A espécie é comumente encontrada em cardumes próximos à costa em águas superficiais (Fischer *et al.*, 2004). No sul do Brasil, nessa estação do ano, as embarcações de pesca de emalhe são direcionadas à captura da anchova com redes de superfície, quando simultaneamente ocorre a captura não intencional de savelha que, por possuir baixo valor econômico, é descartada ao mar.

As espécies da megafauna marinha mais vulneráveis ao *bycatch* são as que possuem distribuição costeira, isso porque essas áreas sobrepõem com as principais áreas de atuação da pesca. No presente estudo, foram registradas as capturas incidentais de tubarões, mamíferos, tartarugas e aves marinhas. Muitas dessas espécies encontram-se em algum nível de ameaça. Foram registradas as capturas de 7 toninhas em lances de emalhe de fundo direcionados à corvina e 6 indivíduos em lances direcionados aos peixes de fundo. Em lances de emalhe de superfície foram capturados 2 indivíduos. Todos os lances que apresentaram captura da espécie foram realizados próximos à costa para ambos tipos de redes. A toninha tem distribuição restrita ao Oceano Atlântico Sul Ocidental ocorrendo principalmente em águas abaixo da isóbata de 30m (Secchi e Ott 2000). A

espécie é considerada uma das mais ameaçadas pela atividade pesqueira, sendo a costa do Rio Grande do Sul a região que apresenta níveis mais elevados de mortalidade por pesca (Secchi *et al.*, 1997). Também foram registradas as capturas incidentais de 4 indivíduos de tartaruga-verde em lances de emalhe de fundo direcionados à corvina e 1 nos lances direcionados aos peixes de fundo. Em lances de superfície 1 tartaruga-verde foi capturada. As águas costeiras do litoral sul do Brasil, Uruguai e Argentina são importantes áreas de alimentação e desenvolvimento de juvenis de tartarugas-verde e de juvenis e adultos de tartarugas-de-couro (Bugoni *et al.*, 2003; Carman *et al.*, 2012; López Mendilaharsu *et al.*, 2009). No sul do Brasil, a sobreposição entre a área de alimentação das tartarugas marinhas e a área de atuação da pesca de emalhe costeira torna a captura incidental dessas espécies uma importante fonte de mortalidade (Monteiro *et al.*, 2016). Dentre as aves capturadas incidentalmente pela pesca de emalhe, os pinguins-de-Magalhães foram registrados em redes de emalhe de fundo. A captura de dois indivíduos de pardela-escura *Puffinus griseus* foi registrada nos lances de emalhe de fundo. Esta espécie é capturada incidentalmente por diversas artes de pesca no Oceano Pacífico Norte (Ogi *et al.*, 1993) e Sul (Uhlmann, 2003) e pelo arrasto de fundo ao sul do continente Africano (Watkins *et al.*, 2008). No Atlântico Norte, foi registrada a mortalidade de *P. griseus* em pescarias de emalhe (Benjamins *et al.*, 2008). No Atlântico Sul foram relatadas as capturas nas pescarias de arrasto e de espinhel (Favero *et al.*, 2003; González-Zevallos *et al.*, 2007; Jiménez *et al.*, 2011). No entanto, este parece ser o primeiro registro de captura incidental em pescarias de emalhe no Atlântico Sul. Assim, o monitoramento contínuo das diferentes artes de pesca através de observadores de bordo possibilita estimar o impacto da captura incidental dos componentes da megafauna marinha na qual desempenham um papel importante na estrutura da cadeia alimentar e na função do ecossistema (Lewison *et al.*, 2004).

Comparando-se as taxas de descarte das pescarias de emalhe aqui estudadas com as taxas de descarte de pescarias de arrasto de fundo no sul do Brasil, pode-se constatar que o descarte do emalhe direcionado a peixes de fundo foi menor. No entanto, o descarte do emalhe direcionado à corvina assemelha-se às taxas de algumas modalidades de pesca de arrasto de fundo. Entre os anos de 1992 e 1993, Haimovici e Mendonça (1996) registraram taxas de descarte de 23,2% em lances monitorados de pesca de arrasto de tangones dirigidos aos camarões *Pleoticus muelleri* e *Artemesia longinaris* e de 52,3%

em lances de pesca dirigidos a peixes, principalmente o linguado *Paralichthys patagonicus*, na plataforma continental do Rio Grande do Sul. Na mesma região, entre os anos de 2011 e 2012, Cardoso e Haimovici (dados não publicados) observaram uma taxa de descarte de 24% do total capturado pela pesca de arrasto de fundo de parelha.

Quanto à distribuição espacial das taxas de descarte nos lances de emalhe de superfície e de fundo foi possível observar que as maiores taxas ocorreram próximo à costa, ou seja, em menores profundidades. No entanto, esta análise não levou em consideração a variação sazonal e tampouco teve uma cobertura espacial amostral satisfatória, o que diminui o alcance das conclusões a serem extraídas destes resultados.

As taxas médias de descarte para ambas as modalidades de pesca de emalhe foram maiores nas profundidades de 0 a 20 m e em alguns lances realizados em profundidades de 50 m. Nos lances de emalhe de fundo e superfície, o descarte nesse estrato foi composto principalmente por teleósteos, sendo a savelha a principal espécie descartada em ambas as modalidades. Nos lances de emalhe de fundo, neste estrato de profundidade também foi registrado o descarte de uma grande quantidade de condrictes, principalmente de cação-anjo (*Squatina* spp.).

As taxas médias de descarte por estação do ano, em lances de emalhe de fundo, foram maiores durante o verão do que nas demais estações. No verão, grande parte do descarte foi composto por cnidários e condrictes. Algumas espécies de cnidários ocorrem em maior quantidade nos meses de verão, quando são registradas grandes agregações próximas à costa sul do Brasil (Cristiano, 2011, Vanucci 1957). As espécies de condrictes mais descartadas foram a raia-viola e o cação-anjo. Durante esta estação, as águas costeiras do sul do Brasil (< 20 m) abrigam a maior parte da biomassa da população de raia-viola que utiliza a região como uma importante área de cópula, gestação e parto (Vooren e Klippel, 2005). O cação-anjo *S. guggenheim* também utiliza estas águas como berçário e habitat para juvenis e adultos. Nos lances de emalhe de superfície não houveram diferenças entre as taxas médias de descarte durante o outono e o inverno.

Entre as espécies-alvo da pesca de emalhe, a pescada-olhuda apresentou uma taxa de retenção 87% menor do que as outras espécies. Entre as razões que motivaram o descarte podem estar indivíduos danificados por predação durante sua permanência na rede, os danos do pescado durante sua retirada do petrecho, visto que é uma espécie com pouca

“rigidez” corporal e ainda a captura de juvenis com tamanho menor do que o comercializável. Através das taxas de retenção das espécies mais comercializadas e dos dados de monitoramento dos desembarques das pescarias foi possível estimar a remoção total da biomassa dessas espécies pela pesca de emalhe industrial para os anos de 2015 e 2016. Dados de desembarques são amplamente utilizados como valores inseridos em diversos modelos para avaliação de estoques pesqueiros (King, 2007). Porém, como demonstrado neste trabalho, caso não considerem as capturas descartadas e as capturas não reportadas, os valores podem subestimar o grau de exploração dos estoques e comprometer estratégias de manejo pesqueiro. As informações deste trabalho contribuem para esforços atuais de reconstrução das capturas totais das espécies-alvo da pesca (Pauly e Zeller, 2016). Estudos recentes demonstraram capturas não reportadas altas devido a diversos problemas, como falta de declaração nas capturas, falta de estatística pesqueira, capturas ilegais e entre elas capturas descartadas e não reportadas (Zeller *et al.*, 2017).

As variáveis CPUE total e a altura da rede foram as que mais contribuíram para explicar a variabilidade das taxas de descarte no emalhe de fundo. As taxas de descarte estiveram inversamente relacionadas à CPUE total do lance. Nos lances com menores valores de CPUE as capturas descartadas foram compostas principalmente por cnidários e cações-anjo e savelha (> 52% da biomassa descartada). Estes lances configuram situações de baixas capturas que resultam em altas taxas de descarte. Entre os lances monitorados esta situação pode ser considerada frequente, visto que contemplou aproximadamente 57% do total de lances. Quanto à altura da rede, a taxa média de descarte foi maior em lances que utilizaram redes de 3,5 m de altura (45%), e dois dos lances com esta altura de rede apresentaram mais de 70% da captura descartada, ou seja, estes lances influenciaram o poder de explicação desta variável no modelo. Não há razões plausíveis para que uma certa altura de rede resulte em maiores taxas de descarte.

Para o emalhe de superfície as variáveis distância da costa e comprimento da rede foram as que mais contribuíram para explicar a variabilidade das taxas de descarte. As menores distâncias da costa (0-20 km) apresentaram maiores taxas de descarte, esse resultado está de acordo com as maiores taxas de descarte encontradas em menores profundidades. Redes de maiores comprimentos também tendem a resultar em maiores taxas de descarte, principalmente em eventos de grandes capturas de savelha. Uma

possível explicação para as altas taxas de descarte poderia ser que redes maiores têm maiores probabilidades de entrar em contato com cardumes de savelha.

CONCLUSÕES

As análises da composição quali-quantitativa da captura descartada permitiram avaliar o impacto da pesca de emalhe atuante na região sul do Brasil sobre a comunidade biológica marinha vulnerável. Além disso, foram quantificadas as taxas de carte da pesca de emalhe direcionada as principais espécies comerciais de ambas modalidades de pesca. A taxa média de descarte da pesca de emalhe de fundo foi maior para a espécie-alvo corvina do que as taxas registradas para a categoria peixes de fundo. No entanto, as taxas médias da corvina foram semelhantes as registradas na pesca de emalhe de superfície direcionada à anchova. Além disso, as avaliações das taxas médias de descarte mostraram que as maiores taxas de descarte foram registradas próximas a áreas costeiras e em menores profundidades. Nos lances de pesca de emalhe de fundo, as taxas médias de descarte durante o verão foram significativamente maiores do que as demais estações. Este estudo também mostrou que ambas modalidades de pesca impactaram um maior número de espécies do que previamente conhecido como captura retida, fauna acompanhante e captura incidental. Ainda, foram relatadas as capturas de condrictes, aves, tartarugas e mamíferos marinhos, alguns em risco de extinção, demonstram a necessidade de medidas de manejo que resultem em uma diminuição do esforço pesqueiro nestas áreas, por meio de, por exemplo, uma ampliação das áreas de exclusão de pesca atualmente existentes. Por fim, os resultados encontrados neste trabalho podem contribuir para complementar o conhecimento existente sobre o impacto da pesca de emalhe nos estoques de espécies com interesse comercial, visto que reporta capturas maiores do que as registradas nas estatísticas pesqueiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alverson DL, Freeberg MH, Murawski SA, Pope JG (1994) A global assessment of the fisheries by-catch and discards. FAO Fish Tech Pap 339.

- Barcellos LJP, Peres MB, Wahrlich R, Barison MB (1991) Relatório sobre a otimização bioeconômica dos recursos pesqueiros marinhos do Rio Grande do Sul. Rio Grande: Editora da FURG, 58p.
- Benjamins S, Kulka DW, Lawson J (2008) Incidental catch of seabirds in Newfoundland and Labrador gillnet fisheries, 2001–2003. *Endanger Species Res*, 5: 149-160.
- Bernardes RA, Figueiredo JL, Rodrigues AR, Fischer LG, Vooren CM, Haimovici M, Wongtschowski CLDBR (2005) Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil. Levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo. São Paulo: Edusp, 295p.
- Boletins Estatísticos de Pesca Marinha e Estuarina do sul do Rio Grande do Sul (2015) Disponível em: <http://www.imef.furg.br/> (acessado em 12 de maio de 2017).
- Boletins Estatísticos de Pesca Marinha e Estuarina do sul do Rio Grande do Sul (2016) Disponível em: <http://www.imef.furg.br/> (acessado em 12 de maio de 2017).
- Botta S, Muelbert MMC, Secchi ER (2006) Morphometric relationships of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea) off Rio Grande do Sul coast, southern Brazil. *LAJAM*. 5: 117-123.
- Brasil (2004). Instrução Normativa Nº 5, de 21 de maio de 2004.
- Brasil (2011). Instrução Normativa MPA/MMA Número 10, de 10 de junho de 2011.
- Brasil (2014). Portaria MMA Número 445, de 17 de dezembro de 2014.
- Buckup L, Bond-Buckup G (1999) Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Editora da Universidade, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Bugoni L, Krause L, Petry MV (2003) Diet of sea turtles in southern Brazil. *Chelonian Conserv Biol* 4: 685-687.
- Castello JP, Haimovici M, Odebrecht C, Vooren CM (1998) A plataforma e o talude continental. Os ecossistemas costeiros e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia. 189-197.
- Cardoso LG, Haimovici M (2015) Peixes marinhos e estuarinos inclusos na Portaria 445/2014 MMA que ocorrem no sul do Brasil. Rio Grande: Publicação avulsa do Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes - IO/F.
- Carman VG, Falabella V, Maxwell S, Albareda D, Campagna C, Mianzan H (2012) Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *J Exp Mar Biol Ecol* 429: 64-72.

- Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS (2005) Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Mar Policy* 29: 421-430.
- Colferai AES (2015) Resíduos sólidos antropogênicos ao longo do trato gastrointestinal de *Chelonia mydas* no sul do Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Rio Grande – FURG.
- Cribari-Neto F, Zeileis A (2009) Beta regression in R. *J Stat Soft* 34: 1-24.
- Cristiano SC (2011) Levantamento de ocorrências e acidentes causados por cnidários pelágicos no município de Imbé, litoral norte do Rio Grande do Sul-Brasil. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- Davies RWD, Cripps SJ, Nickson A, Porter G (2009) Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Mar Pol* 33: 661-672.
- Dinno A (2016) Dun.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.3.2. Disponível em: www.CRAN.R-project.org/package=dunn.test (Acessado 23 de Fevereiro de 2017).
- Dumont LFC, D'Incao F (2011) By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, Southern Brazil: effects of different rainfall. *J Mar Bio Ass* 91: 1-14.
- Dunnet GM, Furness RW, Tasker ML, Becker PH (1990) Seabird ecology in the North Sea. *Neth J Sea Res* 26: 387-425.
- EJF (2003) Squandering the seas: how shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world? Environmental Justice Foundation. London, 48p.
- Favero M, Khatchikia CE, Arias A, Rodriguez MPS, Cañete G, Mariano-Jelicich R (2003) Estimates of seabird by-catch along the Patagonian Shelf by Argentine longline fishing vessels, 1999–2001. *Bird Conservation International* 13: 273-281.
- Ferrari S, Cribari-Neto F (2004) Beta regression for modelling rates and proportions. *J Appl Stat* 31: 799-815.
- Fischer LG, Pereira LED, Vieira JP (2004) Peixes estuarinos e costeiros. Editora? Ou então menciona a cidade e “Edição dos autores”.
- Froese R, Pauly D (2016) FishBase. www.fishbase.org, version (acessado em 10 de janeiro de 2016).
- Furness, R. W. (2003). Impacts of fisheries on seabird communities. *Sci Mar* 67: 33-45.

- González-Zevallos D, Yorio P, Caille G (2007) Seabird mortality at trawler warp cables and a proposed mitigation measure: A case of study in Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Biol Conserv* 136: 108-116.
- Haimovici M, Maceira RP (1981) Observações sobre a seleção a bordo e rejeição na pesca de arrasto de fundo no Rio Grande do Sul. In: Congresso brasileiro de engenharia de pesca. 11: 401-412.
- Haimovici M, Habiaga RGP (1982) Rejeição a bordo na pesca de arrasto de fundo no litoral de Rio Grande do Sul num cruzeiro de primavera. *Série Documentos Técnicos em Oceanografia FURG*. Rio Grande. 2: 1-14.
- Haimovici M, Mendonça JT (1996) Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica* 18: 161-177.
- Haimovici M (1997) Recursos pesqueiros demersais da região sul. FEMAR, Rio de Janeiro, p80.
- Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI (2000) By-catch problems and solutions. *Mar Pollut Bull* 41: 204-219.
- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Worm B (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol Evol* 23: 202-210.
- Jennings S, Kaiser NJ, Reynolds JD (2009) *Marine fisheries ecology*. John Wiley & Sons.
- Jiménez S, Domingo A, Abreu M, Brazeiro A (2011) Structure of the seabird assemblage associated with pelagic longline vessels in the southwestern Atlantic: implications for bycatch. *Endanger Species Res* 15: 241-254.
- Kelleher K (2005) Discards in the world's marine fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap* 470.
- King M (2007) *Fisheries biology, assessment and management*. John Wiley & Sons p382.
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA (2004) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol Evol* 19: 598-604.
- López-Mendilaharsu M, Rocha CF, Miller P, Domingo A, Prosdocimi L (2009) Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean. *J Exp Mar Biol Ecol* 378: 31-39.
- Malanski E (2011) Os primeiros estágios de vida da savelha (*Brevoortia pectinata*) no estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

- Marinao CJ, Yorio P (2011) Fishery discards and incidental mortality of seabirds attending coastal shrimp trawlers at Isla Escondida, Patagonia, Argentina. *Wilson J Ornithol* 123: 709-719.
- Miranda LV, Vooren, CM (2003) Captura e esforço da pesca de condrictes demersais no sul do Brasil nos anos de 1975 a 1997. *Frente Marítimo*, 19: 217–231.
- Morizur Y, Caillart B, Tingley D (1999) The problem of discards in fisheries. EOLSS.
- Muelbert JH, Weiss G (1991) Abundance and distribution of fish larvae in the Channel of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. In: Hoyt, RD (Ed.). *Larval Fish Recruitment and Research in the Americas: Proceeding of the 13th Annual Fish Conference*. NOAA Technical Report NMFS 95, Mérida, México. pp43-54.
- Ogi H, Yatsu A, Hatanaka H, Nitta A (1993) The mortality of seabirds by driftnet fisheries in the north Pacific. *INPFC Bull* 53: 499-518.
- Pauly D, Zeller D (2016) Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nat Commun* 7: 10244.
- Perez JAA, Wahrlich R (2005) A bycatch assessment of the gillnet monkfish *Lophius gastrophysus* fishery off southern Brazil. *Fish Res* 72:81-95.
- Pio VM, Pezzuto PR, Wahrlich R (2016) Only two fisheries? Characteristics of the industrial bottom gillnet fisheries in southeastern and southern Brazil and their implications for management. *Lat Am J Aquat Res* 5: 882.
- Piola AR, Möller Jr OO, Guerrero RA, Campos EJD (2008) Variability of the subtropical shelf front of eastern South America: winter 2003 and summer 2004. *Cont Shelf Res* 28: 1639–1648.
- Pohlert T (2014) The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). R package. www.CRAN.R-project.org/package=PMCM. (Acessado em 23 fevereiro 2017).
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. www.R-project.org/ (acessed 15 Nov 2016).
- Sakamoto Y, Ishiguro M, Kitagawa G (1986) Akaike Information Criterion Statistics 1515-1524.
- Secchi, E. R., & Ott, P. H. (2000). A profundidade como um fator determinante da distribuição de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, conforme indicado pelos índices de

- CPUE. In: Report of the Third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Soutwestern Atlantic. UNEP/CMS, Bonn p 55-57.
- Secchi ER, Zerbini AN, Bassoi M, Dalla Rosa L, Moller LM, Roccha-Campos CC (1997) Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillneting in southern Brazil: 1994-1995. Rep. Int. Whalling Commis. 47: 653-658.
- Schroeder R, Pio VM, Bail GC, Lopes FRA, Wahrlich R (2014) Análise espaço-temporal da composição da captura da pesca com emalhe de fundo no sudeste/sul do Brasil. Bol Inst Pesca 40: 323-353.
- Tasker ML, Camphuysen CJ, Cooper J, Garthe S, Montevecchi WA, Blaber SJ (2000) The impacts of fishing on marine birds. ICES J of Mar Sci 57: 531-547.
- Uhlmann S (2003) Fisheries bycatch mortalities of sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) and short-tailed shearwaters (*P. tenuirostris*). DOC Science Internal Series 92, Department of Conservation, New Zealand.
- Vasconcellos M, Haimovici M, Ramos K (2014) Pesca de emalhe demersal no sul do Brasil: evolução, conflitos e (dê)s ordenamento. In: Haimovici M, Andriguetto-Filho JM, Sunye AS (eds) A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, p 29-40.
- Vanucci M (1957) Distribuição de Scyphozoa nas costas do Brasil. An Acad Bras Ciênc 29: 593-598.
- Vernetti DL (2013) Caracterização da fauna acompanhante na pescaria de camarões no litoral Sul do Brasil durante 2011 e 2012. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- Vieira JP, Vaconcellos MC, Silva RE, Fischer LR (1996) A rejeição do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Atlântica 18: 123-142.
- Vooren CM, Klippel S (2005) Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil (eds) Igaré, Porto Alegre, 262 p.
- Watkins BP, Petersen SL, Ryan PG (2008) Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters. Anim Conserv 11: 247-254.

Weiss G, Krug LC (1977) Características do desenvolvimento e metamorfose de *Lycengraulis olidus* (Engraulidae) e *Brevoortia pectinata* (Clupeidae) no estuário da Lagoa dos Patos, Brasil. *Atlântica* (Rio Grande) 2: 83-117.

Zeller D, Cashion T, Palomares M, Pauly D (in press) Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish Fish* 1-10.

CAPÍTULO 2.

Captura incidental de pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) na pesca de emalhe industrial no sul do Brasil

INTRODUÇÃO

Centenas de milhares de aves marinhas são feridas ou mortas em pescarias em todo o mundo a cada ano. Estima-se que, anualmente, as pescarias de espinhel e arrasto capturam incidentalmente cerca de 300 mil aves (Anderson *et al.*, 2011), enquanto que a pesca de emalhe captura incidentalmente 400.000 indivíduos de 138 espécies de aves marinhas em todo o planeta (Pott e Wiedenfeld, 2017; Żydelis *et al.*, 2013;). As espécies que forrageiam através do mergulho, como por exemplo, os pinguim-de-Magalhães *Spheniscus magellanicus*, são consideradas as mais suscetíveis à captura em redes de emalhe (Żydelis *et al.*, 2013).

Durante o inverno austral, os pinguins-de-Magalhães migram para o norte de suas colônias na Patagônia até as águas costeiras do sul do Brasil (Pütz *et al.*, 2000; Stokes *et al.*, 1998;). Estes movimentos migratórios ocorrem para alimentação, principalmente sobre a anchoita Argentina *Engraulis anchoita*, sua principal presa (Marques 2017). A anchoita também é uma das principais presas de dois importantes recursos pesqueiros para a frota de emalhe atuante na região, a anchova e a pescada-olhuda (Lucena *et al.*, 2000). A sobreposição alimentar entre o pinguim-de-Magalhães, a anchova e a pescada-olhuda é um dos fatores que torna o pinguim vulnerável a capturas incidentais em pescarias de emalhe (Cardoso *et al.*, 2011). O conhecimento atual da captura incidental dessa espécie por redes de emalhe no sul do Brasil baseia-se em um pequeno número de lances observados durante uma única viagem de pesca realizada em 2011 (Cardoso *et al.*, 2011). Conforme destacado por estes autores, a captura incidental de pinguins-de-Magalhães por esta frota é provavelmente a principal fonte de mortalidade de adultos em suas áreas de internada.

Durante a última década, o número de pinguins encalhados nas praias brasileiras aumentou e a grande maioria destes indivíduos são juvenis (García-Borboroglu *et al.*, 2010; Mäder *et al.*, 2010). As causas mais comuns de mortalidade de pinguins são relatadas como contaminação por óleo, ingestão de detritos antropogênicos, infecções por parasitos gastrointestinais e interação fatal com artes de pesca (Azevedo e Schiller, 1991; Mäder *et al.*, 2010; Vanstreel *et al.*, 2011). No entanto, há ausência de estudos para determinação das causas de mortalidade destes animais encontrados nas praias. Os

pinguins-de-Magalhães são animais de vida longa, de baixa fecundidade e atingem a maturidade em maiores idades. Essas características de história da vida tornam a captura incidental pela pesca uma das ameaças relevantes para suas populações. Assim, neste contexto de poucas informações sobre a mortalidade incidental de pinguim-de-Magalhães pela pesca de emalhe industrial de superfície e de fundo no sul do Brasil, o presente trabalho teve como objetivos: (1) avaliar as taxas de mortalidade de pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) capturados incidentalmente em ambas as modalidades de pesca e (2) identificar a classe etária e sexo dos pinguins-de-Magalhães capturados nestas pescarias.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

Os dados sobre a pesca de emalhe de fundo e de superfície e as capturas incidentais de pinguins-de-Magalhães foram coletados por observadores científicos a bordo das embarcações, entre maio e setembro de 2013 a 2015, no sul do Brasil. Para cada lance de pesca, os observadores a bordo registraram características de pesca, incluindo comprimento e altura (m) da rede, data, hora, posição (latitude e longitude) e profundidade do lançamento e recolhimento da rede (Apêndice 1, Tabela 1). Os observadores também registraram o número de pinguins mortos e suas classes de idade (juvenil/adulto) com base na sua plumagem (Williams e Boersma, 1995). Os pinguins foram mantidos em gelo e transportados para o laboratório para necropsias. O sexo dos pinguins foi determinado pelo exame gonadal segundo Proctor & Lynch (1993).

Taxas de capturas incidentais de pinguins-de-Magalhães

As taxas de captura incidental foram calculadas como o número de pinguins mortos por dia de pesca, por lance, por área da rede (km²) e área da rede (km²) por tempo de imersão (horas) para todos os lances de ambos os tipos de rede. Essas taxas foram calculadas a partir de dois conjuntos diferentes de lances de emalhe de fundo. Primeiro, as taxas de captura foram calculadas a partir do conjunto de 80 lances de fundo monitorados. E segundo, as taxas foram calculadas para os 53 lances de fundo monitorados dentro do limite de profundidade de 21 m. A fim de para comparar as taxas de fundo com as taxas de superfície nas quais os lances foram desenvolvidos em

profundidades de aproximadamente 21 m. As redes foram dispostas de forma a permanecerem esticadas durante o tempo em que derivaram na superfície. Os lances de emalhe de superfície duraram de 35 min a 17 h, enquanto que os lances de emalhe fundo duraram de 2 h e 30 min a 24 h. O tempo de imersão da rede (TIR ; em h) foi calculado como:

$$TIR = \left((TL_f) - (TL_i) \right) - \left(\frac{TR_f - TR_i}{2} + \frac{TL_f - TL_i}{2} \right)$$

Onde TL_f é o tempo (hora do dia) do final do lançamento da rede e TL_i é o tempo inicial do lançamento da rede; TR_f o tempo do final do recolhimento da rede e TR_i é o tempo do início do recolhimento da rede.

A metade do tempo do lançamento da rede, $\frac{TD_f - TD_i}{2}$, corresponde ao tempo (hora do dia) quando metade da rede estava fora da água, e a outra metade já estava na água pescando. A metade do tempo de recolhimento da rede, $\frac{TR_f - TR_i}{2}$, é o momento em que a metade da rede já havia sido recolhida e a outra metade ainda estava na água.

Análises estatísticas

Para comparar as taxas de capturas de pinguins entre os dois tipos de redes, foram geradas 2000 amostras das taxas de captura e os intervalos de confiança não paramétricos (percentis de 0,025 e 0,975) dos lances de pesca de emalhe de fundo e de superfície a partir das amostras obtidas no campo, através da ferramenta Amostras Aleatórias e Permutações (Manly, 2006). A normalidade da distribuição dos dados foi testada com o teste de Shapiro-Wilk e as comparações das taxas de captura entre as duas modalidades de pesca foram realizadas através do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney (Zar, 1999). Todas as análises estatísticas foram feitas no software R versão 3.3.2 (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Foram capturados 33 pinguins em 5 dos 80 lances monitorados de emalhe de fundo (Apêndice 2, Figura 1a). As taxas médias de captura incidental e os intervalos de confiança de 95% (IC95%), foram 0,51 (0,00-0,95) pinguins/dia de pesca, 0,41 (0,01-

0,74) pinguins/lance, 13,64 (0,00-24,68) pinguins/km² e 1,04 (0,05-1,82) pinguins/km².h⁻¹; Apêndice 2, Tabela 2). Dos pinguins capturados, 85% foram identificados com plumagem de adulto. Destes, 14 tiveram o sexo determinado e 13 (93%) foram fêmeas.

Todos os pinguins mortos nos lances de emalhe de fundo monitorados foram capturados em profundidades de até 21 m. Para os 53 lances monitorados até 21 m, as taxas médias e IC95% foram 0,58 (0,00-1,09) pinguins/dia de pesca, 0,61 (0,03-1,13) pinguins/lance, 19,80 (0,00-36,18) pinguins/km² de rede e 1,54 (0,13-2,77) pinguins/km².h⁻¹ (Apêndice 2, Tabela 2).

Foram capturados 4 pinguins em 4 dos 41 lances monitorados de emalhe de superfície (Apêndice 2, Figura 1b). As taxas médias e IC95% foram 0,22 (0,00-0,44) pinguins/dia de pesca, 0,09 (0,02-0,17) pinguins/lance, 21,05 (2,25-36,45) pinguins/km² e 5,06 (0,45-9,00) pinguins/km².h⁻¹ (Apêndice 2, Tabela 2). Dos quatro pinguins capturados, 3 foram juvenis.

As taxas calculadas como número de pinguins/km² e pinguins/km².h⁻¹ foram significativamente maiores em lances de emalhe de superfície (Wilcoxon-Mann-Whitney (Wrt) (pinguins/km²) = 1144500; Wrt (pinguins/km².h⁻¹) = 182150, ambos $p < 0,0001$). Em contrapartida, as taxas calculadas como pinguins por dia de pesca e pinguins por lance foram significativamente maiores em lances de emalhe de fundo (Wrt (pinguins/dia) = 3328600; Wrt (pinguins/lance) = 3856200, ambos $p < 0,0001$).

DISCUSSÕES

As taxas calculadas como pinguins/km² e pinguins/km².h⁻¹ foram maiores para o emalhe de superfície, provavelmente porque esta modalidade atua principalmente sobre cardumes de anchova em águas costeiras rasas, onde é provável que os pinguins-de-Magalhães estejam presentes em grande número buscando a mesma presa: a anchoita Argentina (Marques 2017). Costa (2016) mostrou que maiores densidades de pinguins-de-Magalhães estão fortemente relacionadas a maiores densidades de anchoita na plataforma continental do sul do Brasil. A sobreposição alimentar entre anchova e o pinguim sugere que ambas as espécies podem ocorrer juntas, o que tornaria os pinguins mais vulneráveis a redes de emalhe de superfície direcionadas à captura da anchova.

As maiores taxas de captura de pinguins por lance e por dia de pesca para o emalhe de fundo pode ser considerado um fator de preocupação, uma vez que o esforço absoluto é muito maior nas pescarias de emalhe de fundo do que nas de emalhe de superfície no sul do Brasil. A frota de emalhe de fundo é composta por um maior número de embarcações maiores, as redes utilizadas também são mais longas e a frota atua por mais tempo durante o ano do que a frota de pesca de emalhe de superfície (Brasil, 2013). Ou seja, a pesca de emalhe de fundo, é, provavelmente, a principal ameaça para os pinguins que migram para o sul do Brasil.

As taxas de mortalidade de pinguim-de-Magalhães podem variar de acordo com os fatores ambientais e antrópicos. Sabe-se que o número de carcaças e a quantidade de indivíduos na costa do Rio Grande do Sul apresentam um ciclo sazonal como reportado por Mäder *et al.*, (2010). Sick (1997) relatou um aumento no número de pinguins mortos e/ou debilitados nas praias brasileiras após eventos de grandes tempestades. No Oceano Pacífico estudos demostram que o fenômeno “El Nino South Oscillation” (ENSO) exerce influência sobre as populações do pinguim-de-galápagos *Spheniscus mendiculus* e na Argentina sobre os pinguins-de-Magalhães, onde se verificou aumento na mortalidade de indivíduos por ocasião de grandes tormentas (Yorio e Boersma 1994, Boersma 1998). As correntes marítimas e a disponibilidade de alimento também podem influenciar a mortalidade de pinguins em suas áreas de invernagem. A Corrente do Brasil caracterizada por águas quentes e pobres em nutrientes da chega à costa do Rio Grande do Sul a partir de outubro, deslocando mais para o sul as águas frias da Corrente das Malvinas (Castello 1998). Consequentemente, diminui a disponibilidade de presas dos pinguins, contribuindo para a debilitação dos indivíduos e aumento na mortalidade de pinguins que utilizam as águas costeiras do sul do Brasil durante o período (Strieder 1991, Fonseca *et al.*, 2001). Com isso, acredita-se que as taxas de capturas registradas no presente estudo também podem ser influenciadas por fatores ambientais.

A maioria dos pinguins capturados nos lances de emalhe de fundo foram adultos. Entretanto, a grande maioria dos indivíduos encalhados nas praias brasileiras é juvenil (Mäder *et al.*, 2010). A contaminação por óleo, ingestão de detritos antropogênicos, infecção por parasitas gastrointestinais e a interação com artes de pesca são fatores sugeridos como responsáveis pela mortalidade de pinguins encontrados no litoral sul do Brasil (Azevedo e Schiller, 1991, Mäder *et al.*, 2010). Assim, as carcaças encalhadas nas

praias não são um indicador confiável da mortalidade de pinguins na pesca de emalhe no sul do Brasil. Além disso, o predomínio da captura incidental de adultos é motivo de preocupação porque os adultos têm maior valor intrínseco para a manutenção das populações de vertebrados (Caughley, 1977).

Nos lances de emalhe de fundo a captura foi principalmente composta por fêmeas (13:1). Entre as carcaças encalhadas e registradas no litoral norte, sudeste e sul do Brasil a maioria também foi de fêmeas (Reis *et al.*, 2011, Vanstreel *et al.*, 2013, Nunes *et al.*, 2015). Estas evidências sugerem que este pode ser um padrão recorrente ao longo da costa brasileira. A captura incidental de fêmeas registrada no presente estudo está de acordo com esse padrão e considerando que ambos os sexos são igualmente vulneráveis à captura incidental, pode-se inferir que as fêmeas compõem a maior parte dos pinguins que migram para o sul do Brasil. Além disso, uma maior mortalidade de indivíduos de um sexo em espécies monogâmicas, como a predominância de fêmeas em pinguins capturados, pode exacerbar o efeito sobre a estabilidade da população. Isso ocorre porque o tamanho efetivo da população reduz quando um dos sexos predomina sobre o outro.

CONCLUSÃO

Este estudo mostrou que, no sul do Brasil, os pinguins-de-Magalhães são vulneráveis as redes de pesca de emalhe de superfície e de fundo durante seus movimentos migratórios para o norte no inverno austral. A captura de pinguins-de-Magalhães no emalhe de superfície pode ser explicada pela sobreposição alimentar entre o pinguim e a anchova (Marques 2017). O emalhe de fundo parece ser uma das ameaças à sobrevivência de fêmeas adultas em suas áreas de invernagem. A maior proporção de fêmeas mortas nas redes de emalhe, somada às maiores proporções deste sexo entre os animais encalhados nas praias, sugere que as fêmeas compõem grande parte dos indivíduos que migram para águas costeiras do sul do Brasil durante o inverno. A mortalidade predominante de fêmeas adultas nas redes de emalhe é um fator preocupante para a manutenção das populações. Primeiro, porque os adultos têm um maior valor intrínseco para a estabilidade das populações de vertebrados. Segundo, porque a mortalidade desigual de indivíduos de um dos sexos, em espécies monogâmicas, pode reduzir o tamanho efetivo da população. Além dos pinguins, outras espécies ameaçadas com baixo potencial intrínseco de crescimento populacional, como a toninha (*Pontoporia blainvillei*) (Secchi *et al.*, 2001,

Prado *et al.*, 2013), tartarugas marinhas (Vasconcellos *et al.*, 2014, Monteiro *et al.*, 2016) e condrites (Vooren e Klippel, 2005) são afetados pela captura incidental em redes de emalhe na região. Anualmente, um grande número de indivíduos de mamíferos, condrites, aves e tartarugas-marinhas são capturados incidentalmente por ambas as artes de pesca. Isto demonstra que medidas de conservação somente serão efetivas caso considerem conjuntamente as frotas de emalhe e de arrasto e que considerem abordagens multi-específicas como, por exemplo, áreas marinhas protegidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson OR. J, Small CJ, Croxall JP, Dunn EK, Sullivan BJ, Yates O, Black A (2011) Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endang Species Res* 14: 91–106.
- Azevedo TD, Schiller A (1991) Notes on the diet and the ingestion of plastic material by the Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* on Santa Catarina Island and mainland (Brazil). *Res Rep* 457: 1–8.
- Brasil (2013) Instrução Normativa MPA/MMA Número 04 de 16 de outubro de 2013.
- Boersma PD (1998) Population trends of the Galápagos penguin: Impacts of El Niño and La Niña. *Condor*, 100:245–253.
- Cardoso LG, Bugoni L, Mancini, PL, Haimovici M (2011) Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. *Mar Pollut Bull* 62: 840–844.
- Castello JP (1998) Teleósteos pelágicos, p. 137-143. Em: U. Seeliger, C. Odebrecht e J. P. Castello (eds.) Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia.
- Caughley G (1977) *Analysis of Vertebrate Population*. Wiley, New York, USA.
- Costa PL (2016) Condicionantes ambientais e as relações entre *Engraulis anchoita*, zooplâncton e aves marinhas na Plataforma Continental do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese apresentada no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil.
- Fonseca VS, Petry MV, Jost AH (2001) Diet of the Magellanic Penguin on the coast of Rio Grande do Sul, Brasil. *Waterbirds*, 24:290-293.
- García-Borboroglu P, Boersma PD, Ruoppolo V, Pinho-Da-Silva-Filho R, Corrado-Adornes A., Conte-Sena D, Velozo R, Myiaji-Kolesnikovas C, Dutra G, Maracini P,

- Carvalho-do-Nascimento C, Ramos-Júnior V, Barbosa L, Serra S (2010) Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Mar Pollut Bull* 60: 1652-1657.
- Lucena FM, Vaske T, Ellis JR, O'Brien CM (2000) Seasonal variation in the diets of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) and striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae) in southern Brazil: implications of food partitioning. *Environ Biol Fishes* 4: 423-434.
- Mäder A, Sander M, Casa Jr G (2010) Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev Bras Ornitol* 18: 228-233.
- Manly BF (2006) Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Marques FP (2017) Ecologia trófica do Pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) no sul do Brasil. Dissertação apresentada no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil.
- Monteiro DS, Estima SC, Gandra TBR, Silva AP, Bugoni L, Swimmer, Y, Seminoff JA, Secchi ER (2016) Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. *Mar Biol* 163: 247.
- Nunes GT, Leal GR, Barreto JS, Mader A, Freitas TRO, Lopes DD, Fernandez GP (2015) Razão sexual assimétrica entre carcaças de *Spheniscus magellanicus* na costa norte do Rio Grande do Sul. *Ornithologia* 2: 75-77.
- Pott C, Wiedenfeld DA (2017) Information gaps limit our understanding of seabird bycatch in global fisheries. *Biol Conserv* 210: 192-204.
- Prado JHF, Secchi ER, Kinas PG (2013) Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. *Ecol Indic* 32: 35–41.
- Proctor NS, Lynch PJ (1993) Manual of ornithology: avian structure and function. Yale University Press p 352.
- Pütz K, Ingham RJ, Smith JG (2000) Satellite tracking of the winter migration of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. *Ibis* 142: 614-622.

- Pütz K, Schiavini A, Raya-Rey A, Lüthi H (2007) Winter migration of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. *Mar Biol* 152: 1227-1235.
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. www.R-project.org/ (accessed 15 Nov 2016).
- Reis EC, Aires RM, Moura JF, Matias CAR, Tavares M, Ott PH, Siciliano S, Lôbo-Hajdu G (2011) Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. *Genet Mol Res* 10: 3731-3737.
- Secchi, ER, Ott PH, Crespo E, Kinas PG, Pedraza S, Bordino P (2001) A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. *J Cetacean Res Manage* 3: 95-100.
- Stokes DL, Boersma PD, Davis L (1998) Satellite tracking of Magellanic penguin migration. *Condor* 100: 376-381.
- Strieder R (1992) Ocorrência de *Spheniscus magellanicus* (Foster, 1781) no litoral do Rio Grande do Sul, com abordagens sobre a biologia da espécie. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- Vanstreels RET, Adornes AC, Ruoppolo V, Canabarro PL, Silva-Filho RP, Catão-Dias JL (2011) Gender determination from morphometrics in migrating Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus*. *Mar Ornithol* 39: 215-220.
- Vanstreels RET, Adornes AC, Canabarro PL, Ruoppolo V, Amaku M, Silva-Filho RP, Catão-Dias JL (2013) Female-biased mortality of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. *Emu* 113: 128-134.
- Vasconcellos M, Haimovici M, Ramos K (2014) Pesca de emalhe demersal no sul do Brasil: evolução, conflitos e (dê)s ordenamento. In: Haimovici M, Andriguetto-Filho JM, Sunye AS (eds) A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, p 29-40.
- Vooren CM, Klippel S (2005) Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil (eds) Igaré, Porto Alegre, 262 p.
- Williams TD, Boersma PD (1995) Magellanic penguin. In: Williams TD (eds) The Penguins. Bird Families of the World. Oxford: Oxford University Press, p 249-258.

- Yorio P, Boersma PD (1994) Causes of nest desertion during incubation in the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*). Condor, 96:1076-1083.
- Zar JH (1999) Biostatistical analysis (5th ed). New Jersey: Prentice-Hall.
- Žydelis R, Small C, French G (2013) The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. Biol Conserv 162: 76-88.

APÊNDICES

Apêndice 1. Composição dos táxons presentes na captura descartada na pesca de emalhe industrial no sul do Brasil

Composição dos táxons presentes na captura descartada nos lances de pesca de emalhe de fundo e de superfície monitorados na região sul do Brasil, entre agosto de 2013 e agosto de 2015. As letras sobrescritas aos nomes dos táxons correspondem à ausência do mesmo na lista de espécies previstas como espécie-alvo, fauna acompanhante e captura incidental da INI MMA N°. 01/2015 para ambas as modalidades de pesca aqui estudadas. a = emalhe superfície e b = emalhe fundo.

	Emalhe de superfície	Emalhe de fundo	
Táxon			Nome comum
Filo Cnidaria^{a,b}	X	X	Água-viva
Subfilo Crustacea			
Ordem Isopoda^b		X	Barata
Ordem Decapoda			
Família Diogenidae			
<i>Dardanus</i> sp. ^b		X	Ermitão
Família Penaeidae			
<i>Farfantepenaeus</i> sp. ^b		X	Camarão-rosa
Família Nephropidae			
<i>Metanephrops rubellus</i> ^b		X	Pitú
Família Aethridae			
<i>Hepatus pudibundus</i> ^b		X	Caranguejo-listrado
Família Calappidae			
<i>Acanthocarpus alexandri</i> ^b		X	Caranguejo-pontudo
Família Leucosiidae			
<i>Persephona punctata</i> ^b		X	Caranguejo-aranha
Família Majidae			
<i>Stenocionops</i> <i>spinosissimus</i> ^b		X	Aranhola

Família Epialtidae			
<i>Libinia spinosa</i> ^b		X	Caranguejo-aranha
Família Ovalipidae			
<i>Ovalipes trimaculatus</i> ^b		X	Siri-nadador
Família Portunidae			
<i>Callinectes ornatus</i> ^b		X	Siri-azul
<i>Achealous spinimanus</i> ^b		X	Siri-cadeia
Infraordem Brachyura ^{a,b}	X	X	-
Classe Echinodermata			
Classe Asteroidea ^b		X	Estrela-do-mar
Classe Echinoidea ^b		X	Ouriço-do-mar
Subclasse			
Elasmobranchii			
Ordem Squaliformes			
Família Squalidae			
<i>Squalus</i> sp.		X	Cação-bagre
Ordem Lamniformes			
Família Alopiidae			
<i>Alopias vulpinus</i> ^b		X	Cação-raposa
Família Lamnidae			
<i>Lamna nasus</i> ^a	X	X	Cação-marracho
<i>Isurus oxyrinchus</i>		X	Cação-anequim
Ordem			
Carcharhiniformes			
Família Triakidae			
<i>Mustelus</i> sp.		X	Cação
<i>Mustelus schmitti</i> ^b		X	Cação-cola-fina
Família Carcharhinidae			
<i>Carcharhinus plumbeus</i> ^b		X	Tubarão-galhudo
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> ^b		X	Cação-cortador
Família Sphyrnidae			
<i>Sphyrna lewini</i> ^b		X	Cação-martelo

<i>Sphyrna zygaena</i> ^b		X	Cação-martelo
Ordem Squatiniformes			
Família Squatinidae			
<i>Squatina guggenheim</i>		X	Cação-anjo-espinhoso
<i>Squatina occulta</i> ^a	X	X	Cação-anjo-da-asa-curta
Ordem			
Rhinopristiformes			
Família Rhinobatidae			
<i>Pseudobatos horkelii</i> ^a	X	X	Raia-viola
<i>Pseudobatos percellens</i>		X	Raia-viola
Ordem Rajiformes			
Família			
Arhynchobatidae			
<i>Atlantoraja cyclophora</i>		X	Raia-carimbo
<i>Atlantoraja castelnaui</i>		X	Raia-chita
<i>Bathyraja</i> sp. ^b		X	Raia-emplastro-sabiá
<i>Psammobatis bergi</i> ^b		X	Raia
<i>Sympterygia acuta</i>		X	Raia-emplastro
<i>Rioraja agassizii</i>		X	Raia-santa
Ordem Myliobatiformes			
Família Dasyatidae			
<i>Dasyatis hypostigma</i> ^b		X	Raia-prego
Família Myliobatidae			
<i>Myliobatis</i> sp. ^b		X	Raia
Subclasse Holocephali			
Ordem Chimaeriformes			
Família Callorhynchidae			
<i>Callorhynchus</i>			
<i>callorynchus</i> ^b		X	Peixe-elefante
Infraclasse Teleostei			
Ordem Anguilliformes			
Família Congridae			

<i>Conger orbignianus</i>		X	Congro
Ordem Clupeiformes			
Família Engraulidae			
<i>Engraulis anchoita</i> ^a	X		Anchoita
Família Clupeidae			
<i>Brevoortia pectinata</i> ^a	X	X	Savelha
Ordem Siluriformes			
Família Ariidae			
<i>Genidens barbus</i>		X	Bagre-branco
<i>Genidens genidens</i>		X	Bagre
Ordem Gadiformes			
Família Phycidae			
<i>Urophycis brasiliensis</i>		X	Abrótea
Ordem			
Batrachoidiformes			
Família Batrachoididae			
<i>Porichthys porosissimus</i> ^b		X	Mamangava
Ordem Lophiiformes			
Família Lophiidae			
<i>Lophius gastrophysus</i> ^b		X	Peixe-sapo
Ordem Zeiformes			
Família Zeidae			
<i>Zenopsis conchifer</i> ^b		X	Peixe-galo-de-fundo
Ordem Scorpaeniformes			
Família Triglidae			
<i>Prionotus nudigula</i> ^b		X	Cabrinha
<i>Prionotus punctatus</i> ^a	X	X	Cabrinha
Ordem Perciformes			
Família Serranidae			
<i>Epinephelus marginatus</i> ^b		X	Garoupa-verdadeira
<i>Epinephelus niveatus</i> ^b		X	Garoupa-pintada
Família Priacanthidae			

<i>Priacanthus arenatus</i> ^b		X	Olho-de-cão
<i>Cookeolus japonicus</i> ^b		X	Olho-de-boi
Família Branchiostegidae			
<i>Lopholatilus villarii</i> ^b		X	Batata
Família Pomatomidae			
<i>Pomatomus saltatrix</i>		X	Anchova
Família Carangidae			
<i>Parona signata</i> ^b		X	Peixe-tábua (viúva)
<i>Selene setapinnis</i> ^b		X	Peixe-galo
<i>Selene vomer</i> ^b		X	Peixe-galo
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> ^b		X	Palombeta
<i>Trachinotus marginatus</i> ^b	X	X	Pampo
Família Haemulidae			
<i>Orthopristis ruber</i> ^b		X	Bejereva
Família Sparidae			
<i>Pagrus pagrus</i>		X	Pargo-rosa
Família Sciaenidae			
<i>Cynoscion quatuorcupa</i>		X	Pescada-olhuda
<i>Cynoscion jamaicensis</i>		X	Goete
<i>Menticirrhus americanus</i>		X	Papa-terra
<i>Menticirrhus littoralis</i> ^b		X	Papa-terra
<i>Umbrina canosai</i>		X	Castanha
<i>Paralichthys brasiliensis</i>		X	Maria-luiza
Família Cheilodactylidae			
<i>Nemadactylus bergi</i> ^b		X	Pargo-branco
Família Uranoscopidae			
<i>Astroscopus sexspinosus</i> ^b		X	Miracéu
Família Percophidae			
<i>Percophis brasiliensis</i>		X	Tira-vira
Família Gempylidae			
<i>Thyrsitops lepidopoides</i> ^a	X		Cavalinha

Família Trichiuridae			
<i>Trichiurus lepturus</i>	X	X	Peixe-espada
Família Scombridae			
<i>Katsuwonus pelamis</i> ^b		X	Bonito-listrado
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	X		Serra
Ordem			
Pleuronectiformes			
Família Paralichthyidae			
<i>Paralichthys patagonicus</i>		X	Linguado-branco
<i>Paralichthys isosceles</i> ^b		X	Linguado-de-areia
<i>Paralichthys orbignyanus</i> ^b		X	Linguado-verdadeiro
Ordem			
Tetraodontiformes			
Família Balistidae			
<i>Balistes capriscus</i> ^b		X	Peixe-porco
Família Monacanthidae			
<i>Stephanolepis hispidus</i> ^b		X	Peixe-porco
Classe Reptilia			
Ordem Testudines			
Família Dermochelyidae			
<i>Dermochelys coreacea</i>		X	Tartaruga-de-couro
Família Cheloniidae			
<i>Chelonia mydas</i>	X	X	Tartaruga-verde
Classe Aves			
Ordem Procellariiformes			
Procellariidae			
<i>Puffinus griseus</i> ^b		X	Pardela-escura
Ordem Sphenisciformes			
Família Spheniscidae			
<i>Spheniscus magellanicus</i> ^a	X		Pinguim-de-Magalhães
Classe Mammalia			

Ordem Cetartiodactyla**Família Iniidae***Pontoporia blainvillei*

X

X

Toninha

Apêndice 2. High mortality of adult female Magellanic penguins by gillnet fisheries in southern Brazil

Carine de Oliveira Fogliarini¹, Eduardo Resende Secchi², Leandro Bugoni³, Manuel Haimovici¹, Luis Gustavo Cardoso^{1*}

¹ *Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal de Rio Grande (FURG).*

² *Laboratório de Ecologia e Conservação da Megafauna Marinha, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal de Rio Grande (FURG).*

³ *Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rio Grande (FURG).*

* Corresponding author: Cardoso, Luis Gustavo. *Avenida Itália km 8, Postal Code 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil.* E-mail cardosolg15@gmail.com. Phone number +55 53 32336538.

Abstract

Bycatch in gillnet fisheries is one the main threats to several penguin species. Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) are also caught by gillnets during their wintering in southern Brazil. The current knowledge on this is based on a small number of sets observed during a single fishing trip. This study expands on this knowledge by assessing bycatch rates of a fishery fleet of bottom gillnets (BG) and drift gillnets (DG) operating in southern Brazil while describing the sex and age of the individuals captured. In 80 BG sets, 33 penguins were captured (85% adults) of which 14 were sexed and 93% were females. Of the 41 DG sets, 4 penguins were captured (3 juveniles). The mean bycatch rate (number of penguins per fishing day) and number of penguins per set were significantly higher for BG. Nonetheless, the mean catch rates in number of penguins/km² and number of penguins/km².h⁻¹ were significantly higher for DG. Due to the higher fishing effort in terms of number of boats, net length, areas, submersion time, and fishing season, the magnitude of penguin bycatch in BG fishery may be much higher than DG. The BG bycatch was mostly adult females. This skewed sex ratio mortality has more severe impacts on monogamous populations such as Magellanic penguins. In their wintering grounds in southern Brazil, this species suffers with oil contamination, ingestion of anthropogenic debris, severe gastrointestinal parasite infections and, as demonstrated here, gillnet fisheries represent yet another threat.

KEYWORDS: bycatch rates, entanglement, non-breeding areas, *Spheniscus magellanicus*, seabird, winter migration

1. INTRODUCTION

Hundreds of thousands of up to 378 seabird species are injured or killed in 18 different fishing gears worldwide (Pott & Wiedenfeld, 2017; Tasker et al., 2000). Gillnet fisheries only captured 138 seabird species of various taxonomic groups (Pott & Wiedenfeld, 2017). It is estimated that the annual bycatch in longline and trawl fisheries approaches 300,000 individuals, while gillnets account for over 400,000 seabird fatalities worldwide (Anderson et al., 2011; Žydelis, Small, & French, 2013). The pursuit-diving seabirds are extremely susceptible to bycatch in gillnet fisheries (Žydelis et al., 2013). Of the diving

seabirds, penguins are one of the most vulnerable groups. Fourteen of the 18 penguin species were incidentally captured in fisheries, and 8 of them were entangled in gillnet fisheries (Crawford et al., under review). Humboldt (*Spheniscus humboldti*), yellow-eyed (*Megadyptes antipodes*) and Magellanic (*Spheniscus magellanicus*) penguins are the species of greatest concern (Crawford et al., under review).

An annual bycatch of about 400 Humboldt penguins in drift gillnets between 1991 and 1998, in Punta San Juan, Peru (Majluf, Babcock, Riveros, Schreiber & Alderete, 2002). A mortality of 605 Humboldt and 58 Magellanic penguins by entanglement in drift gillnets in breeding areas from the Valparaíso Region in Chile, between 1991 and 1996 has also been reported (Simeone, Bernal, & Meza, 1999). The magnitude of incidental kills implies in a steep population decline of Humboldt penguins—especially if it coincides with severe El Niño events. These are also responsible for high mortalities (Majluf et al., 2002).

On the New Zealand South Island, the major cause of yellow-eyed penguin population decline was attributed to gillnet bycatch during its breeding season (Darby & Dawson, 2000). In Chile, Schlatter et al. (2009) found that the most likely cause of mortality for 1380 Magellanic penguins in Queule coast could be gillnet bycatch during the penguin's northward migration. Cardoso, Bugoni, Mancini, & Haimovici (2011) reported the mortality of 68 Magellanic penguins in 17 gillnet sets during a single 8-day gillnet fishing trip in southern Brazil. They found that this fishing gear was a major mortality factor for Magellanic penguins in this wintering area. As shown here, the incidental mortality caused by the gillnet fishery is one of the main threats for penguin populations throughout their distribution area. Although the impact of bycatch has been mostly investigated near the penguin breeding grounds, it also occurs in non-breeding areas to demonstrate that this issue must be dealt with in a year-round and multinational way.

In addition to estimates of seabird mortality rates and the number of individuals caught by fishing, other characteristics such as the sex and age of the killed individuals are also important for population-level assessments of the impact of bycatch (Bugoni, Griffiths, & Furness, 2011; Lewison et al., 2012). In a recent review, Gianuca, Phillips, Townley, & Votier (2017) observed that sex- and age-biases were common characteristics on seabird species incidentally killed in global fisheries; they appear to be associated with

differences in at-sea distributions. These authors also reported that the bycatch of adults and males was higher in sub-polar regions; in subtropical waters females and immature penguins predominated. Unbalanced adult mortality of a specific sex can be more severe for monogamous species such as penguins and other seabirds (Coulson, 2001). Furthermore, adult female biased mortality can potentially accelerate population declines of bird and other large vertebrate species (Caswell, 2001; Caughley, 1977; Dale, 2001; Gruebler et al., 2008; Martínez-Abraín et al., 2006).

The Magellanic penguin breeds along the coasts of southern Argentina, Chile, and the Falkland/Malvinas Islands (Boersma et al., 2013). Its global population was estimated at between 1.1 and 1.6 million breeding pairs with a declining trend, mainly attributed to climatic and anthropogenic factors (BirdLife International, 2017). The main current threats are oil pollution (Boersma, 2008; García-Borboroglu et al., 2006), fishery interactions (Boersma, Rebstock, & García-Borboroglu, 2015; Suazo et al., 2014;), and climate change. This includes increasing frequency and intensity of storms near colonies (Boersma & Rebstock, 2014). The species is classified as “Near Threatened” according to the IUCN Red List, which shows the necessity of mortality estimates and identification of the main threats to subsidize conservation measures (BirdLife International, 2017).

After the breeding period (September to March), Magellanic penguins leave the colonies to carry out long pelagic migrations to feeding areas (Pütz, Ingham, & Smith, 2000; Pütz, Schiavini, Raya-Rey, & Lüthi, 2007; Sick, 1997; Schiavini, Yorio, Gandini, Rey, & Boersma, 2005). Penguins that breed in colonies in the extreme south of Argentina migrate to the Península Valdés region where they remain during winter (Pütz et al., 2007). Birds that breed on the Malvinas Islands were observed using the continental shelf off Argentina (Pütz et al., 2000), and penguins breeding in the northern colonies such as Península Valdés and Punta Tombo migrate further north to feed off the northern Argentina up to the Brazilian coast (Pütz et al., 2000; Stokes, Boersma, & Davis 1998). The migratory movements to Brazilian coastal waters are related to feeding mainly upon the Argentine anchovy (*Engraulis anchoita*), which is its main prey (Pütz et al., 2007).

The anchovy is also one of the main prey of two important fish predators: the bluefish *Pomatomus saltatrix* and the striped weakfish *Cynoscion guatucupa*, which are targeted by gillnet fishing fleets in southern Brazil (Lucena, Vaske, Ellis, & O'Brien, 2000; Secchi et al., 1997). The food overlap between penguins, bluefish, and striped

weakfish is one of the factors that makes the penguin vulnerable to incidental catches in gillnet fisheries (Cardoso et al., 2011). Current knowledge of this species bycatch by gillnets in southern Brazil is based on a small number of sets observed during a single fishing trip conducted in 2011 (Cardoso et al., 2011). During the austral winter, approximately 70 industrial fishing boats operate with drift gillnets targeting the bluefish and more than 280 fishing boats operate with bottom gillnet targeting the demersal striped weakfish in southern Brazil (Pio, Pezzuto, & Wahrlich, 2016; Vasconcellos, Haimovici, & Ramos, 2014). As highlighted by Cardoso et al. (2011), the bycatch of Magellanic penguins by this fleet is probably the main source of mortality of adults in their wintering areas.

During the last decade, penguin stranding has increased (García-Borboroglu et al., 2006, 2010; Mäder, Sander, & Casa Jr, 2010). Concomitantly, the increase in fishing effort (net size and number of boats) by the gillnet fishery in southern Brazil has increased incidental mortality of the marine megafauna components—especially the Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) and green turtles (*Chelonia mydas*) (Monteiro et al., 2016; Prado, Mattos, Silva, & Secchi, 2016; Prado et al., in review; Secchi, Kinas, & Muelbert, 2004;). Penguins are long-lived and low-fecundity animals with delayed maturity (Boersma, 2008). These life-history characteristics make the fishing bycatch, in addition to other anthropogenic impacts, a relevant threat to populations.

Little is known about the impact of the gillnet fisheries on Magellanic penguins in their wintering areas in southern Brazil so far. Thus, the objective of this study is to provide a detailed evaluation on catch rates and the sex and age proportion of individuals captured by bottom and drift gillnet fisheries. The outcomes are expected to contribute to the understanding of the impact of the gillnet fishery in southern Brazil on the Magellanic penguins and to subsidize mitigation measures.

2. MATERIALS AND METHODS

Data on bottom and drift gillnet fisheries and incidental catches of Magellanic penguins were collected by scientific observers between May and September from 2013 to 2015 off the coast of Rio Grande do Sul state in southern Brazil. For each set, onboard observers recorded the fishing characteristics including net length and height (m), date, time, position (latitude and longitude), and depth at set and retrieval (Table 1, Fig. 1).

Observers also recorded the number of dead penguins and their age classes (juvenile/adult) based on their plumage (Williams & Boersma, 1995). Penguins were kept on ice and transported to the laboratory for necropsies. The sex of penguins was determined by gonadal examination following Proctor & Lynch (1993).

The incidental catch rates were calculated as the number of dead penguins per day of fishing, per set, by net area (km²) and by net area (km²) per immersion time (h) for all sets of each net type. Since all drift gillnet sets occurred in waters shallower than 21 m, the catch rates for the bottom gillnet sets within that depth limit ($n = 53$) were also calculated for comparison. The drift gillnet sets lasted from 35 min to 17 h, and bottom gillnet sets from 2 h and 30 min to 24 h. The net soaking time (ST ; in h), was calculated as:

$$ST = (TD_f) - (TR_s) - \left(\frac{TR_f - TR_s}{2} + \frac{TD_f - TD_s}{2} \right) \quad (1)$$

Here TD_f and TD_s are the time (hour of the day) at the final and at the start of net deployment, respectively; TR_f and TR_s are the time of the final and at the start of the net retrieval. The half of the net deploying time, $\frac{TD_f - TD_s}{2}$, corresponds to the time (hour of the day) when half of the net was yet deployed in the water, and the other half was already being used for fishing. The half of net retrieving time, $\frac{TR_f - TR_s}{2}$, is the time when half of the net had already been retrieved and the other half was still in water. To compare penguin catch rates between the two types of nets, 2000 samples of bottom and drift gillnet sets were generated from the samples obtained in the field by bootstrapping with a Random Samples and Permutations tool that resamples with replacement (Manly, 2006). The normality of the data distribution was tested with Shapiro-Wilk test, and capture rates between both fisheries were compared with a Wilcoxon's rank test (Zar, 1999) using R software, version 3.2.3 (R Core Team, 2016).

3. RESULTS

Eighty bottom gillnet sets (Fig. 1a) and 41 drift gillnets sets (Fig. 1b) were observed. Bottom gillnets sets occurred at depths from 9 to 115 m while drift gillnets were set in water 11 to 21 m deep.

Thirty-three penguins were caught in five out of the 80 monitored bottom gillnet sets (Figure 1a). The mean bycatch rates had 95% confidence intervals and were 0.51 (0.00 to 0.95) penguins/fishing day, 0.41 (0.01 to 0.74) penguins/set, 13.64 (0.00 to 24.68) penguins/km² of net, and 1.04 (0.05 to 1.82) penguins/km².h⁻¹ (Table 2). For the 53 bottom gillnet sets performed in depths lower than 21 m, the mean bycatch rates and 95% confidence intervals were 0.58 (0.00 to 1.09) penguins/fishing day, 0.61 (0.03 to 1.13) penguins/set, 19.80 (0.00 to 36.18) penguins/km² of net, and 1.54 (0.13 to 2.77) penguins/km².h⁻¹ (Table 2). Adults accounted for 85% (n = 28) of penguins killed in bottom gillnet sets. Of the adults, 14 individuals had their sex determined, and 93% were females (n = 13). Only one adult penguin was caught alive and released back to sea.

Four penguins were captured in four out of 41 observed drift gillnet sets (Figure 1b). The mean bycatch rates, with 95% confidence intervals, were 0.22 (0.00 to 0.44) penguins/fishing day, 0.09 (0.02 to 0.17) penguins/set, 21.05 (2.25 to 36.45) penguins/km², and 5.06 (0.45 to 9.00) penguins/km².h⁻¹ (Table 2). Three of the four individuals were juveniles. One juvenile penguin was caught alive and released back to sea.

The number of dead penguins per fishing day and per set was significantly higher in bottom gillnet sets up to 115 m deep than in drift gillnet sets (Wilcoxon's rank test (Wrt) (penguins/day) = 3139100; Wrt (penguins/set) = 3781200, both $P < 0.0001$). However, the number of penguins/km² and penguins/km².h⁻¹ were significantly higher in drift gillnet (Wrt (penguins/km²) = 1144500; Wrt (penguins/km².h⁻¹) = 182150, both $P < 0.0001$). The comparison between sets performed at depths <21 m showed the same pattern, i.e. the number of dead penguin per fishing day and number of penguins per set were significantly higher for bottom gillnet (Wrt (penguins/day) = 3328600; Wrt (penguins/set) = 3856200, both $P < 0.0001$, while penguins/km² and penguins/km².h⁻¹ were significantly higher for drift gillnet (Wrt (penguins/km²) = 1769200; Wrt (penguins/km².h⁻¹) = 334210, both $P < 0.0001$).

4. DISCUSSION

This study confirmed that Magellanic penguins are vulnerable to both bottom and drift gillnet sets in coastal waters off southern Brazil as reported by Cardoso et al. (2011). Furthermore, this is the first study to provide data on sex and age classes of penguins

incidentally caught in this non-breeding area. This shows a strong bias towards adult females.

The higher mean bycatch rates (measured as penguins/km² and penguins/km².h⁻¹) in drift than bottom gillnet sets agree with Cardoso et al. (2011). These higher bycatch rates probably occur because drift gillnets target mainly the bluefish shoals in shallow coastal waters, and Magellanic penguins are likely present in large numbers searching for the same prey: the Argentine anchovy (Lucena et al. 2000). Costa (2016) showed that higher densities of Magellanic penguins are strongly related to higher densities of Argentine anchovy on the southern Brazilian continental shelf. The feeding overlap between bluefish and penguins suggests that both species may be co-localized, which would make penguins more vulnerable to drift gillnets targeting bluefish.

On the other hand, bycatch rates were calculated as penguins per fishing day and penguins per set were higher for bottom gillnet. This is a reason for concern because there is a much higher fishing effort using bottom net than drift gillnets in southern Brazil. Approximately 70 vessels are authorized to use drift gillnets (Brasil, 2013), while more than 280 vessels use bottom gillnets in this region (Vasconcellos et al., 2014). Additionally, penguins can be observed between May and November each year (Mäder et al. 2010), and the drift gillnetters are allowed to fish for only 75 days between June and August (Brasil, 2013), while bottom gillnets are deployed year-round (Secchi et al., 1997; Vasconcellos et al., 2014). The higher fishing effort in terms of number of boats, net dimensions, soaking time, and length of the fishing season probably makes the bottom gillnet the main threat to penguins in southern Brazil.

Although it was not possible to precisely know if the bottom gillnets captured penguins near the bottom or during its deployment or hauling, some elements allow us to suggest that they were captured near the sea bottom during foraging dives. The time period during which bottom gillnets remain near the surface when are being deployed or hauled is much shorter than the fishing time of drift gillnets. This makes the time windows in which penguins can be captured near the surface very short. Second, all penguins caught by bottom gillnet were adults, and it is known that they dive deeper than juveniles when foraging (Orgeret, Weimerskirch, & Bost, 2016). Finally, all sets in which penguins were captured fished mostly during the daylight - this is a period when its main prey, the

Argentine anchovy, is nearer the seabed often in large shoals (Madureira & Wongtschowski, 2005).

The catch rates estimated by Cardoso et al. (2011) were significantly higher than those estimated here for the two gillnet types. This may be because of the low number of sets sampled in a single fishing trip. According to Bugoni, Mancini, Monteiro, Nascimento, & Neves (2008) capture rates based on limited sampling designed for other purposes tend to overestimate the rates. The motivation for publication is its exceptionality (otherwise findings are not publishable), which can explain the high rates found previously (Cardoso et al., 2011).

Penguins captured in bottom gillnets were all adults. The age-skewed seabird bycatch is common across global fisheries with 68% of seabird bycatch samples being biased towards adults (Gianuca et al., 2017). Juveniles and adults could segregate in flocks according to age or could use different foraging areas that might overlap with fisheries (Stokes, Boersma, Casenave, & García-Borboroglu, 2014).

In southern Brazil, a high proportion of juveniles wash ashore dead every year (Mäder et al., 2010), which contrasts with the predominant bycatch of adult penguins observed here. Oil contamination, ingestion of anthropogenic debris, severe gastrointestinal parasite infections, and fatal interaction with fishing gear are the most common causes of mortality of beached penguins in southern Brazil (Azevedo & Schiller, 1991; Mäder et al., 2010; Vanstreel et al., 2011). Between 1985 and 1989, Barbieri & Vooren (1993) sampled 282 penguin carcasses and 29% had oil contamination in their plumage. Between 1997 and 1998, 3376 dead penguins were observed with oil stains, signs of interaction with fishing nets, or with marine debris in their stomachs (Petry, Fonseca, & Jost, 2004). Thus, stranded carcasses are not a reliable proxy for penguin mortality in gillnet fishing in southern Brazil. Furthermore, the predominance of adult bycatch is a cause for concern because adults have a higher intrinsic value for the maintenance of vertebrate populations (Caughley, 1977).

Of the adult penguins caught by bottom nets, the proportion of females was higher than males (ratio 13:1). A female-biased mortality has been observed in stranded carcasses on the Brazilian coast (Nunes et al., 2015; Reis et al., 2011; Vanstreel et al., 2013). Vanstreels et al. (2013) and Nunes et al. (2015) recorded an asymmetric sex-ratio of 2.84 and 1.86 females per male, respectively. Reis et al. (2011) analyzed stranded

carcasses from the coast of Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, and Sergipe. They also reported a predominance of females, which suggests that this may be a recurrent pattern along the Brazilian coast. The higher bycatch of females in the present study agrees with this pattern and considering that both sexes are equally vulnerable to bycatch by gillnets, it can be inferred that females compose the bulk of the population of penguins wintering in southern Brazil. Males might remain in more southern areas or might occupy deeper waters outside the core areas where the fleet operates. This lowers the probability of males washing ashore. Alternatively, the female-biased sex ratio in adult penguins could suggest that mortality in early years affects males more intensely. However, as the female skewed ratio also occurs in juveniles and assuming that sex ratio at fledging is 1:1—the predominance of females in both juvenile and adult samples seems to indicate that the sexes segregate in non-breeding areas. Segregation in foraging areas as a function of sex has also been reported in other seabirds such as in wandering albatrosses (*Diomedea exulans*). Males stay in areas south of females (Shaffer, Weimerskirch, & Costa, 2001). Furthermore, a higher mortality of individuals of one sex in monogamous species, such as the predominance of females in bycaught penguins, could exacerbate the effect on population stability. This is because the effective population size is reduced when one sex predominates.

Considering the size of the fleet and the net dimensions of both fisheries, the magnitude of penguin mortality is surely high in southern Brazil as indicated by the number of carcasses found on the beach every year (e.g. Mäder et al., 2010; Petry et al., 2004; Vanstreel et al., 2011). Fishing mainly impacts adult females; it cannot be neglected. Beside penguins, other threatened species with low intrinsic potential for population growth such as the Franciscana dolphin (Secchi et al., 2001; Prado, Secchi, & Kinas, 2013), sea turtles (Monteiro et al., 2016; Vasconcellos et al., 2014), and elasmobranchs (Vooren & Klippel, 2005) are affected by the bycatch in gillnets in the region. The highest incidental mortality levels of these megafauna components occur near the coast due to the high overlap between the fishing effort and the distribution areas of these animals (e.g. Monteiro et al., 2016; Prado et al., in review). In 2012, the Brazilian government regulated gillnet fisheries allowing a maximum net length of 16 km and establishing areas closed to this activity in southern Brazil (Brasil, 2012).

Among the observed gillnet sets, some occurred either inside the no-fishing area (Fig. 1) or with nets exceeding the allowed length (Table 1). Furthermore, a recent study showed that the current mortality of the Franciscana dolphin remains similar to that before the implementation of this novel regulation (Prado et al., 2016); the no-take area covers only a small fraction of the areas at risk of Franciscana bycatch (Prado et al., under review). This indicates that the regulation is ineffective at reducing mortality of endangered species. An alternative with potential to decrease bycatch includes modifications in the net such as increasing its visibility without a significant reduction in its efficiency to catch target species (Martin & Crawford, 2015). However, in southern Brazil there are several threatened marine megafauna species that are killed annually in high numbers. Thus, conservation measures should consider multi-species and multi-gear approaches.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thanks to the staff of the LAATM for carrying out necropsies and to the Research Group EcoMega/CNPq by the logistic support. We also thanks to the scientific observers and the fishermen that provided places in its boats. E.R. Secchi, L. Bugoni and M. Haimovici received Research Fellowships from CNPq (PQ 307843/2014-0, PQ 310550/2015-7 and PQ 309282/2011-0, respectively). This study was funded by the Brazilian Ministry of Environment and by the CNPq.

REFERENCES

- Anderson, O. R. J, Small, C. J., Croxall, J. P., Dunn, E. K., Sullivan, B. J., Yates, O., & Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14, 91–106.
- Azevedo, T. D., & Schiller, A. (1991). Notes on the diet and the ingestion of plastic material by the Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* on Santa Catarina Island and mainland (Brazil). *Research Report*, 457, 1–8.
- Barbieri, E., & Vooren, C.M. (1993). Técnicas de recuperação de pinguins oleados. *Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia*, 7, 18–22.
- Birdlife International. 2017. Species factsheet: *Spheniscus magellanicus*. <http://www.birdlife.org/> [05 April 2017].

- Boersma, P. D. (2008). Penguins as marine sentinels. *BioScience*, 58(7), 597-607.
- Boersma, P. D., Frere, E., Kane, O., Pozzi, L. M., Pütz, K., Raya Rey, A., ... García-Borboroglu, P. (2013). Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*). In: García-Borboroglu, P., & Boersma, P. D. (Eds.), *Penguins: natural history and conservation* (pp. 232–263), Seattle, WA: University of Washington Press.
- Boersma, P. D., & Rebstock, G. A. (2014). Climate change increases reproductive failure in Magellanic penguins. *PLoS ONE*, 9, e85602.
- Boersma, P. D., Rebstock, G. A., & García-Borboroglu, P. (2015). Marine protection is needed for Magellanic penguins in Argentina based on long-term data. *Biological Conservation*, 182, 197–204.
- Brasil. (2012). Instrução Normativa Número MPA/MMA 12, de 22 de agosto de 2012.
- Brasil. (2013). Instrução Normativa MPA/MMA Número 04 de 16 de outubro de 2013.
- Bugoni, L., Mancini P. L., Monteiro, D. S., Nascimento, L., & Neves, T. S. (2008). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5, 137–147.
- Bugoni, L., Griffiths, K., & Furness, R. W. (2011). Sex-biased incidental mortality of albatrosses and petrels in longline fisheries: differential distributions at sea or differential access to baits mediated by sexual size dimorphism? *Journal of Ornithology*, 152, 261–268.
- Cardoso, L. G., Bugoni, L., Mancini, P. L., & Haimovici, M. (2011). Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 840–844.
- Caswell, H. (2001). *Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation* (2nd ed.), Inc. Sunderland, USA: Sinauer Associates.
- Caughley, G. (1977). *Analysis of Vertebrate Population*. Wiley. New York. USA.
- Costa, P. L. (2016). Condicionantes ambientais e as relações entre *Engraulis anchoita*, zooplâncton e aves marinhas na Plataforma Continental do Rio Grande do Sul, Brasil. (PhD thesis). Federal University of Rio Grande, Brazil.
- Coulson, J. C. (2001). Colonial breeding in seabirds. In, E.A. Schreiber, & Burger, J. (Eds.), *Biology of Marine Birds* (pp. 87–113), Boca Raton, FL: CRC Press.

- Crawford, R., Ellenberg, U., Frere, E., Hagen, C., Baird, K., Brewin, P., ... Small, C. (under review). Tangled and drowned: a global review of penguin bycatch in fisheries.
- Dale, S. (2001). Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos*, 92, 344–356.
- Darby, J. T., & Dawson, S. M. (2000). Bycatch of yellow-eyed penguins (*Megadyptes antipodes*) in gillnets in New Zealand waters 1979–1997. *Biological Conservation*, 93, 327–332.
- García-Borboroglu, P., Boersma P. D., Ruoppolo, V., Silva-Filho, R. P., Corrado-Adornes, A., Conte-Sena, D., ... Serra, S. (2010). Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1652–1657.
- García-Borboroglu, P., Boersma, P. D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G. A., Griot, K., ... Silva-Filho, R. P. (2006). Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 193–198.
- Gianuca, D., Phillips, R. A., Townley, S., & Votier, S. C. (2017). Global patterns of sex- and age-specific variation in seabird bycatch. *Biological Conservation*, 205, 60–76.
- Grüebler, M. U., Schuler, H., Müller, M., Spaar, R., Horch, P., & Naef-Daenzer, B. (2008). Female biased mortality caused by anthropogenic nest loss contributes to population decline and adult sex ratio of a meadow bird. *Biological Conservation*, 141, 3040–3049.
- Lewison, R. L., Oro, D., Godley, B. J., Underhill, L., Bearhop, S., Wilson, R. P., ... Yorio, P. (2012). Research priorities for seabirds: improving conservation and management in the 21st century. *Endangered Species Research*, 17, 93–121.
- Lucena, F. M., Vaske, T., Ellis, J. R., & O'brien, C. M. (2000). Seasonal variation in the diets of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) and striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae) in southern Brazil: implications of food partitioning. *Environmental Biology of Fishes*, 57, 423–434.
- Mäder, A., Sander, M., & Casa-Jr, G. (2010). Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 18, 228–233.

- Madureira, L. S. P., & Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B. (2005). Prospecção de recursos pesqueiros pelágicos na Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil: hidroacústica e biomassas. Série documentos REVIZEE-Score Sul. Instituto Oceanográfico, Universidade do São Paulo, São Paulo.
- Majluf, P., Babcock, E. A., Riveros, J. C., Schreiber, M. A., & Alderete, W. (2002). Catch and bycatch of sea birds and marine mammals in the small-scale fishery of Punta San Juan, Peru. *Conservation Biology*, 16, 1333–1343.
- Manly, B. F. (2006). *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology* (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Martin, G.R., & Crawford, R. (2015). Reducing bycatch in gillnets: a sensory ecology perspective. *Global Ecology and Conservation*, 3, 28–50.
- Martínez-Abraín, A., Velando, A., Oro, D., Genovart, M., Gerique, C., Bartolomé, M. A., ... Sarzo, B. (2006). Sex-specific mortality of European shags after the Prestige oil spill: demographic implications for the recovery of colonies. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 271–276.
- Monteiro, D. S., Estima, S. C., Gandra, T. B. R., Silva, A. P., Bugoni, L., Swimmer, Y., ... Secchi, E. R. (2016). Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. *Marine Biology*, 163, 247.
- Nunes, G. T., Leal, G. R., Barreto, J. S., Mader, A., Freitas, T. R. O., Lopes, D. D., & Fernandez, G. P. (2015). Razão sexual assimétrica entre carcaças de *Spheniscus magellanicus* na costa norte do Rio Grande do Sul. *Ornithologia*, 2, 75–77.
- Orgeret, F., Weimerskirch, H., & Bost, C. A. (2016). Early diving behaviour in juvenile penguins: improvement or selection processes. *Biology Letters*, 12, 20160490.
- Petry, M. V., Fonseca, V. S. S., & Jost, A. H. (2004). Registro de pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) mortos no Rio Grande do Sul. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26, 139–144.
- Pio, V. M., Pezzuto, P. R., & Wahrlich, R. (2016). Only two fisheries? Characteristics of the industrial bottom gillnet fisheries in southeastern and southern Brazil and their implications for management. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44, 882–897.
- Pott, C., & Wiedenfeld, D. A. (2017). Information gaps limit our understanding of seabird bycatch in global fisheries. *Biological Conservation*, 210, 192–204.

- Prado, J. H., Mattos, P. H., Silva, K. G., & Secchi, E. R. (2016). Long-term seasonal and interannual patterns of marine mammal strandings in subtropical Western South Atlantic. *PLoS One*, 11, e0146339.
- Prado, J. H. F., Secchi, E. R., & Kinas, P. G. (2013). Mark-recapture of the endangered Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 32, 35–41.
- Prado, J. H., Kinas, P. G., Pennino, M. G., Seyboth, E., Silveira, F. R. G., Ferreira, E. C., & Secchi, E. R. (under review). Hotspots of bycatch of the endangered Franciscana dolphin in southern Brazil: a basis for conservation strategies. *Animal Conservation*.
- Proctor, N. S., & Lynch, P. J. (1993). *Manual of ornithology: avian structure and function* (p. 352). Yale University Press.
- Pütz, K., Ingham, R.J., & Smith, J. G. (2000). Satellite tracking of the winter migration of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. *Ibis*, 142, 614–622.
- Pütz, K., Schiavini, A., Raya-Rey, A., Lüthi, B. H. (2007). Winter migration of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. *Marine Biology*, 152, 1227–1235.
- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. <https://www.R-project.org/> [15 November 2016].
- Reis, E. C., Aires, R. M., Moura, J. F., Matias, C. A. R., Tavares, M., Ott, P. H., ... Lôbo-Hajdu, G. (2011). Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. *Genetics and Molecular Research*, 10, 3731–3737.
- Schiavini, A., Yorio, P., Gandini, P., Rey, A. R., & Boersma, P. D. (2005). Los pingüinos de las costas Argentina: estado poblacional y conservación. *Hornero*, 20, 5–23.
- Schlatter, R. P., Paredes, E., Ulloa, J., Harris, J., Romero, A., Vasquez, J., ... Simeone, A. (2009). Mortandad de pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en Queule, región de la Araucanía, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 15, 78–86.
- Secchi, E. R., Ott, P. H., Crespo, E., Kinas, P. G., Pedraza, S., & Bordino, P. (2001). A first estimate of Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil.

- Journal of Cetacean Research and Management*, 3, 95–100.
- Secchi, E. R., Kinas, P. G., & Muelbert, M. (2004). Incidental catches of Franciscana in coastal gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: period 1999–2000. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3, 61–68.
- Secchi, E. R., Zerbini, A. N., Bassoi, M., Dalla Rosa, L., Moller, L. M., & Rocha-Campos, C. C. (1997). Mortality of Franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil: 1994–1995. *Reports of the International Whaling Commission*, 47, 653–658.
- Shaffer, S. A., Weimerskirch, H., & Costa, D. P. (2001). Functional significance of sexual dimorphism in wandering albatrosses, *Diomedea exulans*. *Functional Ecology*, 15, 203–210.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira: Uma Introdução*. Rio de Janeiro, Brasil: Nova Fronteira.
- Simeone, A., Bernal, M., & Meza, J. (1999). Incidental mortality of Humboldt penguins *Spheniscus humboldti* in gill nets, central Chile. *Marine Ornithology*, 27, 157–161.
- Stokes, D. L., Boersma, P. D., Casenave, J. L., & García-Borboroglu, P. (2014). Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation*, 170, 151–161.
- Stokes, D. L., Boersma, P. D., & Davis, L. (1998). Satellite tracking of Magellanic penguin migration. *Condor*, 100, 376–381.
- Suazo C. G., Cabezas, L. A., Moreno, C. A., Arata, J. A., Luna-Jorquera, G., Simeone, A., ... Robertson, G. (2014). Seabird bycatch in Chile: a synthesis about its impacts and local strategies to reduce a global phenomenon. *Pacific Seabirds*, 41, 1–12.
- Tasker, M. L., Camphuysen, C. J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W. A., & Blaber, S. J. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 531–547.
- Vanstreels, R. E. T., Adornes, A. C., Canabarro, P. L., Ruoppolo, V., Amaku, M., Silva-Filho, R. P., & Catão-Dias, J. L. (2013). Female-biased mortality of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. *Emu*, 113, 128–134.
- Vanstreels, R. E. T., Adornes, A. C., Ruoppolo, V., Canabarro, P. L., Silva-Filho, R. P., & Catão-Dias, J. L. (2011). Gender determination from morphometrics in migrating Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus*. *Marine Ornithology*, 39, 215–220.

- Vasconcellos, M., Haimovici, M., Ramos, K. 2014. Pesca de emalhe demersal no sul do Brasil: evolução, conflitos e (des)ordenamento. In: Haimovici, M., Andriguetto-Filho, J. M., Sunye, P. S. (Eds.), *A Pesca Marinha e Estuarina no Brasil: Estudos de Casos Multidisciplinares* (pp. 29–40), Rio Grande, Brazil: Editora da FURG.
- Vooren, C. M., & Klippel, S. (2005). *Ações para a Conservação de Tubarões e Raias no Sul do Brasil* (Eds.). Igaré, Porto Alegre.
- Williams, T. D., & Boersma, P. D. (1995). Magellanic penguin. In: T.D., Williams, (Ed.), *The Penguins, Bird Families of the World* (pp. 249–258), Oxford: Oxford University Press.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis* (5th ed.). Prentice-Hall, New Jersey.
- Žydelis, R., Small, C., & French, G. (2013). The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: a global review. *Biological Conservation*, 162, 76–88.

FIGURE LEGEND

FIGURE 1 Distribution of bottom (a) and drift (b) gillnet sets and Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* catches in southern Brazil from 2013 to 2015. Crosses represent midpoint between initial and final set position, circles indicate the number of penguins caught, and black thin lines indicate fishing exclusion area (INI-MPA/MMA No. 12, 2012)

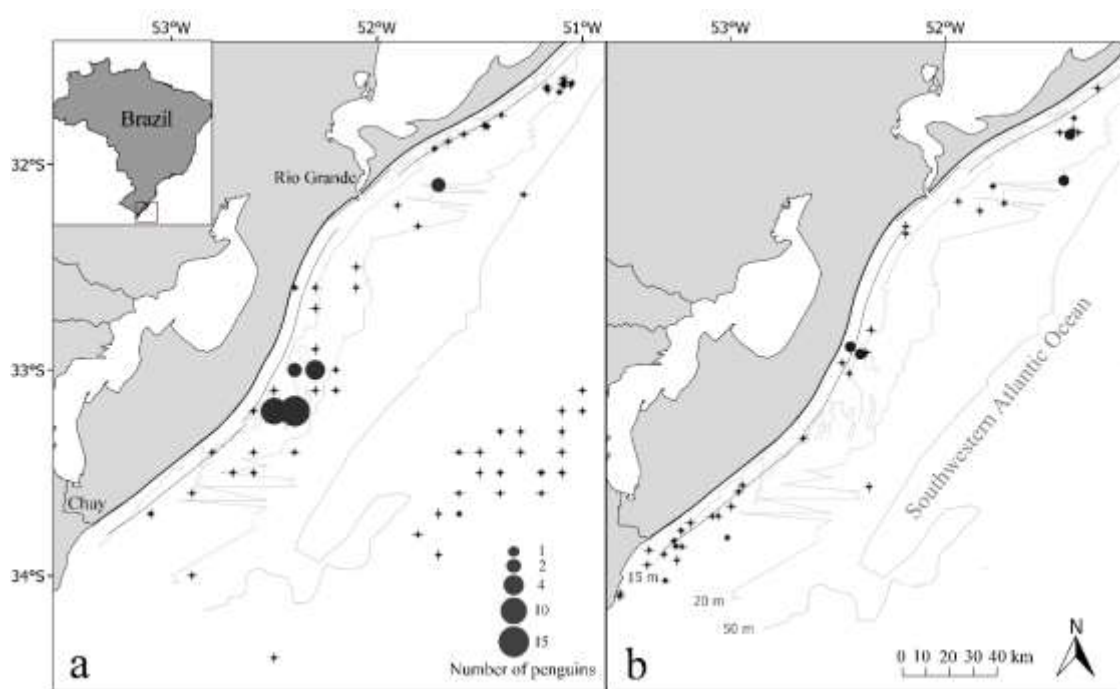


TABLE 1

Summary of fishing data and characteristics of the bottom and drift gillnet fleet from southern Brazil. Mean $\pm$ 1 standard deviation

	Bottom gillnet	Drift gillnet
Number of fishing boats	3	4
Length of fishing boats (m)	18 – 20	10 – 22
Motor power (horse power)	260	170 – 250
Storage capacity (tons)	35	10 – 35
Number of fishing trips	8	6
Number of sets	80	41
Mean number of sets per trip	10 $\pm$ 7.9	7 $\pm$ 2.3
Mean number of fishing days	7.1 $\pm$ 4	3 $\pm$ 1
Mean net submersion time (hours)	12.9 $\pm$ 5.4	3.4 $\pm$ 3.6
Mean net length (km)	10.6 $\pm$ 4	1.23 $\pm$ 0.6
Min-Max net length (km)	5.5 – 17.6	0.4 – 2.9
Mean net height (m)	2.2 $\pm$ 0.1	11.85 $\pm$ 1.9
Min-Max net height (m)	2 – 3	10 – 18
Mean net area (km ²)	0.02 $\pm$ 0.01	0.01 $\pm$ 0.0

TABLE 2

Summary of bycatch rates and number of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) caught by drift and bottom gillnet. CI95%: 95% Confidence Interval

Depth	Drift gillnet		Bottom gillnet			
	<21 m	CI95%	<115 m	CI95%	<21 m	CI95%
Number of sets	41		80		53	
Mean number of dead penguins/fishing day	0.22	0.00 – 0.44	0.51	0.00 – 0.95	0.58	0.00 – 1.09
Mean number of dead penguins/set	0.09	0.02 – 0.17	0.41	0.01 – 0.74	0.61	0.03 to 1.13
Min. – Max. number of dead penguins per set	0 – 1		0-15		0 – 15	
Mean number of dead penguins/km ² of net area	21.05	2.25 – 36.45	13.64	0.00 – 24.68	19.80	0.00 – 36.18
Mean number of dead penguins/km ² per submersion time of net	5.06	0.45 – 9.00	1.04	0.05 – 1.82	1.54	0.13 – 2.77
Number of adult dead penguins	1		28		28	
Number of juvenile dead penguins	3		5		5	
Total number of dead penguins	4		33		33	