

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

A DINÂMICA DA PESCA COSTEIRA DE
EMALHE E O EFEITO NAS TAXAS DE
CAPTURA ACIDENTAL DE TONINHAS,
Pontoporia blainvillei (Cetacea,
Pontoporiidae), NA COSTA SUL DO RIO
GRANDE DO SUL

EMANUEL CARVALHO FERREIRA

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 em Oceanografia Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo R. Secchi

RIO GRANDE
Janeiro de 2009

"Seja a mudança que você quer ver no mundo."

Dalai Lama

Agradecimentos

Mais uma etapa termina aqui e gostaria de expressar um pouco minha gratidão à algumas pessoas, por mais que seja difícil exprimi-los neste singelo texto, vou tentar. Antes de tudo agradeço aos meus pais, que mesmo a distância foram um ponto forte de apoio nestes anos, obrigado por todo apoio, incentivo e força. Um agradecimento mais que especial a Carla, minha eterna companheira, pelo apoio e paciência durante todo este trabalho e pelo amor e carinho em nossas vidas.

Meu especial agradecimento ao Eduardo Secchi, pela orientação, amizade, paciência e total apoio para meu crescimento profissional e conclusão deste trabalho. A Mônica B. Peres, Enir G. Reis e Daniel Danilewickz pelas dicas, sugestões e por aceitarem o convite de fazer parte da banca deste trabalho.

À Vera Silva pelas informações de desembarque do CEPERG e à Manuela Bassoi por auxiliar na preparação desta tese em L^AT_EX, e resolver os problemas de edição.

Ao pessoal do laboratório: Silvina, Juliana, Munir, Pedro, Jonatas, Paulo, Gennyfer, Julia e aos que recém chegaram. Valeu!! A companhia de vocês fez a diferença.

Ao Bill Rossiter por auxiliar na participação em eventos científicos e ao David S. Janiger por disponibilizar boa parte das difíceis bibliografias.

Agradecimento especial à Lilia Fidéliz pela amizade e acompanhamento junto aos pescadores e a todos os pescadores que contribuíram para este trabalho.

A todos que certamente eu esqueci de colocar aqui, e que foram fundamentais para a convivência e a realização deste trabalho.

Este trabalho contou com apoio financeiro de algumas instituições conservacionistas incluindo a UNEP (OCA/PAC), WDCS, WWF, YAQU PACHA, CAPES, FAPERGS, CNPq, Fundação O Boticário bem como outras instituições.

Sumário

Lista de Figuras	iii
Lista de Tabelas	ix
Resumo	i
Abstract	i
Introdução Geral	1
Recursos pesqueiros	1
Interações entre mamíferos marinhos e pesca	3
Interação ecológica	4
Interação operacional	6
1 Dinâmica da Frota da Pesca Costeira de Emalhe no Sul do Rio Grande do Sul	14
1.1 Introdução	15
1.1.1 A pesca de emalhe	15
1.1.2 A pesca de emalhe no RS	19
1.2 Objetivos	23
1.3 Metodologia	24
1.3.1 Monitoramento da frota	24
1.3.2 Classificação da frota	27
1.3.3 Desembarque da frota	28
1.4 Resultados	30
1.4.1 Lances de Pesca	33
1.4.2 Desembarques	47
1.5 Discussão	52

1.5.1	Lances de Pesca	52
1.5.2	Desembarques	56
1.6	Conclusões	59
2	Efeito da Dinâmica da Frota de Emalhe de Rio Grande nas Capturas Acidentais de Toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) no Litoral do Rio Grande do Sul	60
2.1	Introdução	61
2.1.1	A espécie	61
2.1.2	Interação da toninha com a pesca de emalhe costeiro	64
2.1.3	Captura por unidade de esforço (CPUE)	65
2.2	Objetivos	66
2.3	Material e Métodos	66
2.3.1	A Frota e a Área de Estudo	66
2.3.2	A Coleta de Dados	67
2.3.3	Estimativa de mortalidade para a frota de emalhe do litoral sul do Rio Grande do Sul	69
2.3.4	Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais	70
2.3.5	Efeito das variáveis operacionais e ambientais	71
2.3.5.1	Dados ambientais	73
2.4	Resultados	73
2.4.1	CaPUEs da frota monitorada	74
2.4.2	Efeito das variáveis operacionais e ambientais nas capturas acidentais	83
2.4.2.1	Parâmetros estimados	85
2.4.3	Estimativa de mortalidade acidental para a frota de emalhe RS	86
2.4.4	Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais	88
2.5	Discussão	100
2.5.1	CaPUEs da frota monitorada	100
2.5.2	Efeito das variáveis operacionais e ambientais nas capturas acidentais	103
2.5.3	Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais	104
2.5.4	Estimativa de mortalidade acidental para a frota de emalhe costeiro do Rio Grande do Sul	105
2.6	Conclusões	107
	Bibliografia	108
	A	119

Lista de Figuras

1.1	Dimensões da rede de emalhe e esquema da pesca, a) rede de emalhe de superfície; b) rede de emalhe de fundo (modificado de Pesca na Europa, 2003)	17
1.2	Área de estudo no Rio Grande do Sul com as divisões das áreas de pesca, utilizadas neste estudo.	25
1.3	Locais de desembarque da frota de emalhe costeiro de Rio Grande. a) Cais do Porto Velho e docas; b)4 ^a secção da barra; c)5 ^a secção da barra.	28
1.4	Frequência de ocorrência e número total de lances de pesca por classe de profundidade. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (% , linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004).	33
1.5	Frequência de ocorrência dos lances com rede de corvina por classes de profundidade por década. Barra escura representa a década de 1990 (1996-99) e a barra cinza representa o período após 2000 (2000-2004).	35
1.6	Frequência de ocorrência dos lances com rede de pescada por classes de profundidade por década. Barra escura representa a década de 1990 (1996-99) e a barra cinza representa o período após 2000 (2000-2004).	35
1.7	Número de lances por classe de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (% , linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	36
1.8	Número de lances de pesca por local de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (% , linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	37
1.9	Relação entre a latitude média (em graus), dos lances pesca da frota de emalhe de Rio Grande, pelos anos estudados. A linha pontilhada representa os lances utilizando rede de corvina e a linha contínua os lances utilizando rede de pescada.	37

- 1.10 Interpolação do número de lances realizados na área de estudo, os pontos brancos representam os locais de lance. Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local. 38
- 1.11 Proporção dos lances de pesca pela frota estudada na costa sul do Rio Grande do Sul para a década de 1990 (1996-99). Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local. Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local. 39
- 1.12 Proporção dos lances de pesca pela frota estudada na costa sul do Rio Grande do Sul para o período após 2000 (2000-2004). Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local. 40
- 1.13 Número de lances de pesca por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004). 41
- 1.14 Número de lances de pesca por meses do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004). 41
- 1.15 Tendências ao longo do tempo na variação sazonal do esforço pesqueiro da frota de emalhe do sul do Rio Grande do Sul em proporção (%) de número de lances de pesca ao longo dos meses nos anos estudados. 42
- 1.16 Freqüência de ocorrência, em número de lances, das classes de direção da rede em relação ao norte geográfico. O tamanho da barra indica o número de lances 42
- 1.17 Tendência de aumento no comprimento médio da rede de corvina ao longo dos anos. Os pontos indicam o comprimento médio e as barras o desvio padrão associado ao ponto. 43
- 1.18 Tendência de aumento no comprimento médio da rede de pescada ao longo dos anos. Os pontos indicam o comprimento médio e as barras o desvio padrão associado ao ponto. 44
- 1.19 Tendências ao longo do tempo na variação sazonal do esforço pesqueiro da frota de emalhe do sul do Rio Grande do Sul em comprimento médio (em metros) de rede ao longo dos meses nos anos estudados. 45
- 1.20 Número de lances de pesca por tipo de rede. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 90 (96-99) e a linha contínua após 2000 (2000-2004). 47
- 1.21 Proporção (%) do total desembarcado das principais espécies pela frota de emalhe de Rio Grande. 49

1.22	Status das principais espécies nas duas décadas estudadas. No eixo X é a proporção individual de espécies (em Kg) no desembarque de cada viagem. No eixo Y é a proporção acumulada das viagens. a) Desembarque proporcional para a década de 1990 (1994-99). b) Desembarque proporcional para o período após ano de 2000 (2000-05).	50
1.23	Status das principais espécies no período após o ano 2000. No eixo X é a proporção individual de espécies (em Kg) no desembarque de cada viagem. No eixo Y é a proporção acumulada das viagens. a) Verão, b) Outono, c) Inverno, d) Primavera.	51
2.1	Toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>), capturadas acidentalmente em redes de emalhe no litoral do Rio Grande do Sul.	62
2.2	Os limites norte (Itaúnas) e Sul (Golfo de San Mathias), da distribuição de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>), modificado de (Secchi et al., 2003b)	63
2.3	CaPUE de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de profundidade. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	74
2.4	CaPUE de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de profundidade. Valores para todo o período nas barras verticais e valores para cada década em linhas. A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	75
2.5	CaPUE de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	75
2.6	CaPUE de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	76
2.7	CaPUE de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) em redes de emalhe de corvina da frota de Rio Grande por área de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).	76

- 2.8 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe de pescada da frota de Rio Grande por área de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004). 77
- 2.9 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004). 78
- 2.10 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004). 78
- 2.11 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por mês. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004). 79
- 2.12 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por mês. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004). 79
- 2.13 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande ao longo dos anos. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada. 80
- 2.14 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe no sul Rio Grande do Sul por rede de pesca. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada. 80
- 2.15 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande por ângulo de inclinação da rede em relação ao norte geográfico. Linha pontilhada representa a utilização de rede de corvina e a linha contínua representa a utilização de rede de pescada. 81
- 2.16 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande pela posição da rede em relação à costa. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada. 82
- 2.17 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande por classe de hora de largada da rede. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada. 82

- 2.18 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande em relação a latitude ao longo das estações do ano. 83
- 2.19 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande em relação a longitude ao longo das estações do ano. 84
- 2.20 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande em relação a longitude ao longo das estações do ano. 84
- 2.21 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande em relação a latitude ao longo das estações do ano. 85
- 2.22 CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estimado para a frota de emalhe de Rio Grande. 88
- 2.23 Estimativa de mortalidade de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) pela frota de emalhe de Rio Grande no período estudado. 89
- 2.24 Distribuição das mortalidade de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estimada, pelo bootstrap, para a frota de emalhe de Rio Grande. 90
- 2.25 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o verão. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 91
- 2.26 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o outono. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 92
- 2.27 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o inverno. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 93
- 2.28 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante a primavera. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 94
- 2.29 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pescada na área de estudo durante o verão. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 96
- 2.30 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pescada na área de estudo durante o outono. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 97

-
- 2.31 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pescada na área de estudo durante o inverno. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 98
- 2.32 Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pescada na área de estudo durante a primavera. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004). 99

Lista de Tabelas

1.1	Principais características das redes de emalhe da frota industrial do Sudeste-Sul (Klippel et al., 2005). mono = poliamida monofilamento, multi = poliamida multifilamento. Adaptado de (Klippel et al., 2005)	18
1.2	Tamanho máximo registrado de redes de emalhe da frota de emalhe costeiro de Rio Grande.	23
1.3	Comparação das características da frota costeira de média escala de malheiros e artes de pesca porespécie conforme dados obtidos no censo e neste trabalho.	31
1.4	Comparação entre as diferentes categorias de pesca comercial e a frota atual de emalhe costeiro de Rio Grande.	34
1.5	Ajuste do modelo de regressão linear para a rede de corvina.	44
1.6	Ajuste do modelo de regressão linear para a rede de pescada.	45
1.7	Comprimento médio (em metros) da rede de pescada e corvina das embarcações monitoradas ao longo dos anos.	46
1.8	Lista de espécies desembarcadas (em Kg) pela frota de emalhe de Rio Grande.	48
1.9	Composição dos desembarques (em Kg) das principais espécies por estação do ano.	49
2.1	Modelos com os valores do AIC (Akaike's Information Criterion) e Δ_i (diferença entre o AIC de um modelo "i" para o modelo com o menor valor de AIC). log(esf) = fator de padronização do número de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) capturadas no lance pelo esforço em metros de rede no lance; Prof1 = Classe de rofundidade; ClasseH = Classe de hora de lançamento da rede; MESTE = Meste da embarcação; ANO = Ano; Estação2 = Estação do ano; DistBRG = Distância da Barra de Rio Grande.	86
2.2	Coeficientes do modelo escolhido. Linhas em negrito indicam coeficientes significativos ao nível de 5%. Códigos de significância: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.	87

A.1	Esforço pesqueiro e número de toninhas capturadas acidentalmente para rede de corvina e pescada. Cada linha é referente a uma embarcação e inclui o ano, número de lances (N lance), Número de toninhas capturadas (N ton) comprimento médio da rede (Comp. M) e esforço total em metros (Comp. T).	120
A.2	Lista de barcos de emalhe avistados no porto de Rio Grande no período de junho de 2006 a julho de 2008	121
A.3	Número de lances realizados pelas embracações monitoradas	122
A.4	CaPUE total das embarcações de emalhe de Rio Grande, monitoradas durante este estudo	123

Resumo

A toninha, *Pontoporia blainvillei*, é um pequeno cetáceo endêmico do Atlântico Sul-Ocidental, vulnerável à mortalidade acidental em redes de emalhe. A pesca de emalhe de fundo é uma das principais pescarias demersais da região Sudeste-Sul do Brasil e, nos últimos anos, observa-se uma tendência de procura por novas áreas de pesca e até por novos recursos, provavelmente para manter as capturas em níveis economicamente viáveis. Visando compreender melhor a dinâmica da pescaria de emalhe no Rio Grande do Sul e o potencial impacto desta na toninha, este trabalho descreve as tendências espaço-temporais das operações de pesca da frota de emalhe baseada em Rio Grande e os efeitos das mudanças no esforço desta frota de emalhe nas taxas de captura de toninhas. Dados sobre as características operacionais, esforço da frota e capturas acidentais de toninhas foram obtidos através de entrevistas e cadernos de bordo distribuídos a mestres de embarcações de emalhe de uma parcela da frota (10-15%), entre janeiro de 1994 e junho de 2008. Data, local, profundidade, espécie-alvo, duração da viagem, dimensões da rede, coordenadas geográficas da rede na água, hora de lançamento e recolhimento da rede e número de toninhas capturadas foram obtidas de cada lance de pesca. Informações oficiais de desembarque foram obtidas do Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos (CEPERG-IBAMA) e quatro espécies-alvo com série temporal completas do período de 1994 a 2005 foram selecionadas para a análise: Corvina (*Microgogonias furnieri*), Pescada-olhuda (*Cynoscion guatucupa*), Castanha (*Umbrina canosai*) e Anchova (*Pomatomus saltatrix*). A distribuição espacial e temporal dos lances de pesca e das capturas acidentais por unidade de esforço (CaPUE) de toninhas foram analisadas. A estimativa anual de mortalidade de toninhas para toda a frota de emalhe de fundo sediada em Rio Grande e o intervalo de confiança não-paramétrico 95% foi calculada através de bootstrap. Modelos lineares generalizados foram utilizados para avaliar o efeito de variáveis ambientais e operacionais nessas capturas. Foram analisados 3652 lances de pesca, 16,8% destes capturaram 853 toninhas. As embarcações no decorrer dos anos ficaram com maior autonomia de mar, estocagem e capacidade para transportar redes mais compridas. O esforço da frota, quanto ao comprimento das redes, vem aumentando a uma taxa de aproximadamente 400 metros de rede por ano para a rede de corvina ($R^2=0,6397$) e 454 metros para a rede de pescada ($R^2=0.8762$). As maiores CaPUE foram observadas na faixa de profundidade entre 11 e 15m. Foi observada uma diminuição significativa nas CaPUES entre a década de 1990 e o período após o ano de 2000. A mortalidade total estimada para esta frota apresentou uma diminuição na mortalidade ao longo dos anos, com a maior estimativa para 1998, com 2122 (IC=1090-3725) toninhas mortas e a menor para

o ano de 2007, com a captura de 285 (IC=157-492) toninhas. A área de pesca expandiu consideravelmente, tanto para o sul quanto para áreas distantes da costa. Foi observada uma mudança nos desembarques, com a diminuição nos desembarques de corvina e um aumento nos desembarques de castanha. A diminuição na mortalidade ao longo dos anos pode ser devida à diminuição na abundância de toninhas, mudanças nos locais de pesca e/ou espécies-alvo da pescaria. Considerando a sua relevância para o manejo, estas fontes de variação precisam ser investigadas pois, há evidências de que as taxas de mortalidade são insustentáveis e o esforço pesqueiro vem aumentando ao longo dos anos.

Palavras-chave: *Pontoporia blainvillei*, captura acidental, pesca de emalhe, Rio Grande do Sul, dinâmica pesqueira, esforço, conservação

Abstract

The franciscana, *Pontoporia blainvillei*, is a small cetacean endemic to the western South Atlantic and it is vulnerable to incidental mortality in gillnets. Franciscana mortality in fishing operations has been observed for almost sixty years. Bottom gillnetting is one of the most important fishery off southern Brazil. In order to maintain this fishery economically viable, fishing effort has expanded, fishing sites have changed and alternative species have been targeted over the last few years. Aiming at improving the understanding about the dynamics of this fishery, and to provide a better understanding on the potential impact of the bottom-set gillnetting on franciscana, this study describes the spatio-temporal trends of the fishing operations of the coastal gillnet fleet from Rio Grande (32°05'S), southern Brazil and their effects in franciscana bycatch. Data on bycatch of franciscana and coastal bottom-set gillnetting operations off Rio Grande, southern Brazil was obtained through interviews and logbooks provided to fishers from a small portion (10-15%) of the fleet between January 1994 and June 2008. Fishers were asked to record the date, fishing location (coordinates), time, depth, trip length, net size, target species and number of franciscanas caught for each fishing operation. Official landing statistics were obtained from Government database. Four target species with complete time series of landings, from 1999 to 2005, were selected for the analyses: white croaker (WC, *Micropogonias furnieri*), striped weakfish (SW, *Cynoscion guatucupa*), Argentine croaker (AC, *Umbrina canosai*) and bluefish (*Pomatomus saltatrix*). Spatial and temporal distributions of fishing effort and bycatch per unit effort (BPUE) were analysed. The annual mortality and non-parametric 95% confidence intervals were obtained through bootstrap. From 3652 gillnet settings, 16.8% were responsible for the bycatch of 853 franciscanas. Boats' size have increased which allowed them an increased sea autonomy and loading capacities for both the catch and longer nets. Mean net length has increased at an annual rate of 400m for WC net ($R^2=0,64$, $p<0,0001$) and 454m for SW net ($R^2=0,88$, $p<0,0001$). The higher BPUE occurred in depths from 11 to 15m. A decline in both BPUE and annual bycatch were observed through time. The estimated mortality was higher in 1998 with 2122 (IC=1090-3725) and lower in 2007 with 285 (IC=157-492) franciscanas killed. The fishing ground has expanded considerably for the south and towards deeper areas. Landing of the AC seems to be associated by a marked decrease of landing of WC. Lower bycatch in recent years might be due to decreasing franciscana abundance, changes of fishing grounds, and/or target species. Given their relevance for management, these sources of variation need to be further investigated as bycatch is probably unsustainable and fishing effort has increased through time.

Keywords: *Pontoporia blainvillei*, bycatch, gillnet fisheries, western South Atlantic, fishing dynamics, effort, conservation

Introdução Geral

Recursos pesqueiros

Capturas mundiais de pesca aumentaram bastante nas décadas de 50 e 60 como resultado de uma expansão no esforço pesqueiro. A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (“Food and Agriculture Organization” - FAO) e outras organizações pesqueiras promoveram essa expansão através de subsídios no combustível, incentivo na construção de barcos, petrechos e na infraestrutura (Weber, 2002) e, por várias décadas, a taxa de aumento dos desembarques pesqueiros foi menor que a taxa de crescimento da população humana (FAO, 2002).

Mais da metade da população mundial depende de recursos pesqueiros como a principal fonte de proteína e, para muitos países pobres, o que retiram do mar é geralmente a única fonte (FAO, 2007). Além disso, a retirada de alimento proveniente do meio marinho é a única alternativa de uma grande parte da população mundial. Só na Ásia, mais de um bilhão de pessoas depende da pesca como fonte primária de proteína e meio de vida (FAO, 2002). A FAO (2007) estima que 950 milhões de pessoas retirem do meio marinho cerca de um terço da proteína animal consumida. O consumo mundial *per capita* de recursos marinhos tem aumentado nas últimas 4 décadas de aproximadamente 9.0 Kg em 1961 até 16.5 Kg em 2003. Em 2004, cerca de 75% (106 milhões de toneladas) da produção

pesqueira mundial foi utilizada para consumo humano, os 25% restantes (35 milhões de toneladas) foi destinado para subprodutos, como rações para peixe ou fertilizantes (FAO, 2007). Por volta de 2010 não será possível suprir esta demanda (Plaganyi & Butterworth, 2002; FAO, 2003). Cerca de 99% das capturas comerciais marinhas mundiais anuais da frota industrial vem de águas costeiras, dentro das 200 milhas a partir da linha de costa. Essa estreita faixa é, ao mesmo tempo, a mais produtiva e a mais vulnerável (UNESCO, 2006).

Apesar de haver um aumento no esforço de pesca, os baixos rendimentos têm sido mascarados por relatórios de capturas superestimadas, por avanços tecnológicos nas artes de pesca, na a capacidade de localizar e capturar peixes, renovação de frotas industriais e mudanças entre níveis tróficos de espécies após o desaparecimento de peixes de níveis tróficos mais elevados dos ecossistemas marinhos (Pauly et al., 1998, 2002; Pauly & Zeller, 2003). Além disso, as estatísticas de desembarques geralmente não incluem dados de bycatch (captura incidental, descartes ou rejeitos), tampouco estimativas de pesca ilegal e descartes não registrados. De acordo com as estatísticas da FAO, corrigidas com dados não reportados, as capturas anuais da pesca industrial ainda assim têm declinado, em aproximadamente 0,7 milhões de toneladas por ano, desde meados dos anos 80 (Pauly et al., 2002).

A expansão do esforço pesqueiro mundial durante a última metade do século passado causou uma ampla diminuição de estoques de espécies predadoras de grande porte (Myers & Worm, 2003) e o colapso de muitas populações através da sobreexploração ou capturas insustentáveis (Pauly et al., 1998; del Monte-Luna et al., 2007). Além disso, a pesca afeta diretamente ou indiretamente a biodiversidade, pela diminuição de abundância de populações de peixes, de idade de maturação, altura e estrutura de tamanhos e proporção entre sexos. E também causa a degradação de habitat e altera as interações biológicas e a composição genética através da captura dirigida ou acidental. Como consequência,

a pesca altera a estrutura e função do ecossistema, diminuindo as populações de peixes comercialmente importantes, quando a captura não é mais rentável, e o estoque colapsa, a pescaria continua em níveis tróficos inferiores (“fishing down the food web”), resultando em um declínio do nível trófico médio nas capturas mundiais (Pauly et al., 1998, 2002).

O aumento nos desembarques mundiais (FAO, 2002), o impacto das pescarias no ecossistema (Hall et al., 2000; Pauly & Zeller, 2003), a falha na avaliação e manejo tradicionais de estoques e subsídios econômicos das pescarias (Pauly et al., 2002) levam a sobrepesca de recursos marinhos e, em alguns casos, ao colapso dos estoques (Botsford et al., 1997).

Interações entre mamíferos marinhos e pesca

O declínio nas capturas pesqueiras mundiais e o aumento do número de estoques de peixes sobreexplotados, combinado com o contínuo crescimento da população humana e consumo de recursos alimentares marinhos, são sinais preocupantes de um provável aumento na frequência de interações entre pescarias e mamíferos marinhos (Punt & Butterworth, 1995; Read, 2005; Middlemas et al., 2007). Pescarias de pequena a grande escala e mamíferos marinhos frequentemente competem pelas mesmas espécies de peixes. Estima-se que no Oceano Pacífico, por exemplo, mamíferos marinhos consumam aproximadamente 150 milhões de toneladas anualmente, o que equivale a três vezes o que é capturado pelas pescarias por ano na região (Young, 2000; Plaganyi & Butterworth, 2002).

Muitas espécies de mamíferos marinhos interagem de alguma maneira com a pesca, sendo que estas espécies são mais visíveis que outros predadores e são consideradas pelos pescadores como um inconveniente, devido aos eventuais danos causados aos petrechos de pesca. Indivíduos de quase todas as espécies são mortos anualmente pela atividade pesqueira (*e.g.* Hall & Boyer, 1986; Secchi et al., 2003c; D’Agrosa et al., 2000;

Read et al., 2006) e muitos mamíferos marinhos predam organismos que são pescados comercialmente (Lavigne, 1996; Northridge & Hofman, 1999; Middlemas et al., 2007). Em quase todos os tipos de operações de pesca existe algum tipo de impacto nos mamíferos marinhos. A interação com as pescarias podem ocorrer direta ou indiretamente, onde os mamíferos marinhos irão preda sobre presas da dieta ou diretamente sobre espécies comerciais (Plaganyi & Butterworth, 2002). Estas interações entre a pesca e os mamíferos marinhos podem ser basicamente divididas em ecológica e operacional (IUCN, 1981; Beverton, 1985; Fertl, 2002).

Interação ecológica

A interação ecológica ou indireta é caracterizada pela competição do alimento ou recurso pesqueiro (Lavigne, 2003). Geralmente são mais complexas e menos estudadas e entendidas que as interações operacionais. Basicamente, pescarias e mamíferos marinhos podem ser vistos como competidores pelo mesmo recurso. As pescarias e mamíferos marinhos podem ter relações adversas no futuro se espécies importantes de presas forem depletadas pela atividade pesqueira.

Esta competição pode ocorrer com ambos predando a mesma presa (Plaganyi & Butterworth, 2002), como o potencial impacto da exploração intensa de krill no Oceano Austral em espécies que alimentam-se principalmente de krill, como grandes baleias e alguns pinípedes (Nicole & Robertson, 2003), ou ainda populações de focas (*Cystophora cristata*, *Pagophilus groenlandicus*, *Halichoerus grypus*) do Atlântico Norte, onde são vistas como ameaças aos estoques pesqueiros e às artes de pesca (Northridge & Hofman, 1999; Lavigne, 2003). Ainda existe um terceiro tipo de interação através de parasitas, onde os mamíferos marinhos podem agir como hospedeiros intermediários para certos tipos de parasitas e transmitir estes para espécies de peixes, resultando numa redução do seu

valor comercial (Geraci & St. Aubin, 1987; Tomoo & Kliks, 1987; Mattiucci & Nascetti, 2007), mas este tipo de interação ainda é pouco estudada.

Vários estudos com modelos multi-específicos têm sido empregados para investigar os efeitos diretos e indiretos entre baleias-minke (*Balaenoptera acutorostrata*) e pescarias de bacalhau (*Gadus morhua*), arenque (*Clupea harengus*) e capelin (*Mallotus villosus*) no Mar de Barents. Baleias-minke são abundantes nesta região e predam sobre as três espécies, podendo reduzir em até cinco toneladas o potencial anual de capturas de bacalhau e arenque. Estudos indicam que existe competição com as pescarias na região respondendo linearmente às mudanças nas abundâncias das baleias (Plaganyi & Butterworth, 2002). Estudos similares na Islândia sugerem que as baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) tenham um impacto considerável no estoque de bacalhau da região. A pescaria de bacalhau é uma peça chave na economia da Islândia e a recuperação dos estoques e capturas da espécie é reconhecida como uma importante consideração econômica, e o argumento proposto para a recuperação é a necessidade de reduzir populações de baleias para permitir que a pescaria comercial aumente (Young, 2000).

Em várias regiões costeiras do mundo pescadores consideram espécies de golfinhos potenciais consumidores de espécies-alvo da pescaria. O golfinho-comum (*Delphinus delphis*) no Mediterrâneo tem sido considerado uma ameaça para a pesca de arrasto e redes de cerco, incentivando a caça direta da espécie e o conseqüente declínio da população (IWC, 2003). A maior caça dirigida para reduzir a competição com as pescarias ocorreu no Mar Negro, em meados do século passado. Dezenas de milhares golfinhos, de várias espécies, eram mortos anualmente para minimizar competição pelas espécies-alvo (Plaganyi & Butterworth, 2002).

As relações alimentares nos oceanos são complexas e é difícil prever o efeito

da redução de um componente, como os mamíferos marinhos ou a pesca, no resto do ecossistema (Yodzis, 2001). Estudos de modelagem sugerem que populações de mamíferos marinhos podem ser reduzidas rapidamente pelas diminuições na abundância das presas, mas geralmente mostram uma lenta recuperação quando a abundância de alimento se torna disponível (Trites et al., 2004). Na maioria destes casos, o entendimento da verdadeira natureza das interações é limitada pela complexidade das cadeias tróficas (DeMaster et al., 2001; Lavigne, 2003; Kaschner & Pauly, 2004). O colapso do capelin no Canadá na década de 70, por exemplo, causou efeitos negativos na população de baleias-fin, cujo principal alimento era o capelin. Com o declínio do capelin houve o acúmulo de biomassa de arenque, principal alimento de baleias-jubarte, fazendo com que fossem beneficiadas, levando vantagem na competição (Whitehead & Carscadden, 1985; Worm et al., 2007). Se ocorre competição por predação entre mamíferos marinhos e pesca, isto implica que a população de mamíferos marinhos é limitada pela disponibilidade de alimento, e deve apresentar uma resposta a alguns parâmetros populacionais vitais para a mudança na disponibilidade de alimento (Plaganyi & Butterworth, 2002).

Interação operacional

As capturas acidentais de mamíferos marinhos em artes de pesca são um problema mundial, que envolvem muitas espécies e diversas pescarias e são responsáveis pela atual condição de ameaça às populações de várias espécies (*e.g.* IWC, 1994; D'Agrosa et al., 2000; Lavigne, 2003; Read et al., 2006; IUCN, 2008). Provavelmente o número de espécies envolvidas em tais interações está subestimado pela dificuldade de acesso as informações, ou ao monitoramento insuficiente ou mesmo inexistente de algumas pescarias. É possível que todas as espécies de mamíferos marinhos tenham em algum momento, sido capturados em alguma arte de pesca. Exemplos de mamíferos marinhos em risco por causa de capturas acidentais têm ampla abrangência. Atualmente, a captura intencional de ma-

míferos marinhos está proibida em quase todo o mundo, entretanto o seu envolvimento acidental em operações de pesca continua a representar uma ameaça, especialmente para os pequenos cetáceos (Perrin et al., 1994; Iwata et al., 2003; Read et al., 2006; Wise et al., 2007).

Praticamente todas as artes de pesca estão envolvidas, desde artesanais até industriais, incluindo artes passivas (*e.g.* redes de emalhe fixa e de deriva, espinhel, covo, currais) e ativas (*e.g.* cerco, arrasto, “arrasto de anzol”) (Beverton, 1985; Northridge, 1985; Perrin et al., 1994; Northridge & Hofman, 1999). A mortalidade de mamíferos marinhos causada por operações pesqueiras também envolve um grande número de espécies incluindo grandes e pequenos cetáceos, pinípedes, lontras marinhas e sirênios (Northridge, 1985; Perrin et al., 1994; Lien et al., 1994; Huckstadt & Krautz, 2004).

A interação operacional ou direta ocorre quando os mamíferos marinhos entram em contato físico com o petrecho de pesca, com conseqüências adversas para o animal, para o pescador, ou ambos (Northridge & Hofman, 1999; Fertl, 2002; Read, 2008). Por exemplo, um mamífero marinho pode ficar enrolado ou emalhado no petrecho de pesca, resultando em um ferimento ou na mortalidade. Eles também podem remover ou danificar o peixe capturado no petrecho, tendo por resultado uma redução no valor do pescado. Este comportamento é conhecido como depredação e pode transformar-se em uma preocupação de conservação se aumentar a probabilidade de captura acidental ou se obrigar o pescador a tomar medidas de represália aos mamíferos marinhos (Northridge & Hofman, 1999; Read, 2005, 2008). Dois tipos de interação operacional são problemáticas: quando mamíferos marinhos causam uma perda significativa para a pescaria, e quando a pescaria causa uma mortalidade significativa para populações de mamíferos marinhos (Northridge & Hofman, 1999).

Em alguns casos, a interferência pode ser dos mamíferos marinhos com a pesca

podendo causar distúrbio e reduzindo a captura pela sua presença. A simples presença de um mamífero marinho pode espantar o peixe e causar a redução na quantidade pescada. A alternativa para o pescador é trocar o local de pesca, perdendo tempo e dinheiro (Northridge & Hofman, 1999). As operações de pesca podem ser interrompidas também quando pinípedes são trazidos vivos nas redes para o convés da embarcação (Shaughnessy, 1985; Fertl, 2002). Estimativas do custo total destes distúrbios causados por pinípedes para a indústria mundial variam de 1,6% a 4,1% do valor de pescado desembarcado (Wickens, 1995). Na década de 70 baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) causaram grandes prejuízos ao colidir com armadilhas de bacalhau enquanto se alimentavam de capelin (*Mallotus villosus*) (Lien et al., 1994).

Uma crescente preocupação em algumas pescarias é a depredação, em que os mamíferos marinhos removem o peixe capturado das redes ou das linhas. A depredação reduz o valor do pescado e pode levar os pescadores a tomarem medidas de represália. Há inúmeros exemplos de situações em que mamíferos marinhos danificam os petrechos ou a captura da pesca causando um grande prejuízo para a pescaria (Perrin et al., 1994; Lien et al., 1994; Northridge & Hofman, 1999). Em pescarias de espinhel ou na pesca do salmão em currais, várias espécies de cetáceos (*e.g.* orcas (*Orcinus orca*), falsa-orcas (*Pseudorca crassidens*), cachalotes (*Physeter macrocephalus*)) e pinípedes (*e.g.* leões-marinhos-do-sul (*Otaria flavescens*), lobos-marinhos-da-Califórnia (*Zalophus californianus*)) atacam os peixes capturados.

Espécies de cetáceos, em diferentes oceanos, têm sido acidentalmente capturadas por décadas. As espécies costeiras de distribuição restrita são as mais vulneráveis devido a uma elevada sobreposição com atividades pesqueiras e pelo tamanho populacional geralmente reduzido, como por exemplo o golfinho-do-porto (*Phocoena phocoena*) para o qual as populações locais vêm sendo seriamente impactadas pelas atividades pesqueiras em diversas regiões como na Baía de Fundy, no Canadá (Tripel et al., 1996; Caswell et al.,

1998), o golfinho-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*), espécie endêmica da Nova Zelândia (Slooten, 2007) ou a Vaquita (*Phocoena sinus*) no Golfo da Califórnia, México, que atualmente está classificada como criticamente ameaçada pela IUCN (2008). Entretanto espécies oceânicas são também vulneráveis (*e.g.* o golfinho-de-Risso, (*Grampus griseus*), a orca e a falsa-orca (*Pseudorca crassidens*)), muitas vezes sem que se saiba sequer a taxa de reprodução e capacidade das populações sustentarem os índices de mortalidade impostos pelas pescarias (Perrin et al., 1994; Hall et al., 2000; Read et al., 2006).

Além das mortalidades acidentais, as espécies enfrentam outras interações antrópicas, como poluição e perda de habitat, levando algumas espécies ou populações, a ficarem a beira da extinção como é o caso do golfinho-de-Baiji (*Lipotes vexillifer*) na China, classificado como possivelmente extinto (D'Agrosa et al., 2000; Rojas-Bracho et al., 2006; IUCN, 2008; Trites et al., 2007).

As capturas acidentais de mamíferos marinhos aumentaram muito com o advento do fio de nylon na confecção de redes de espera, já que o nylon, além de pouco visível, é muito mais resistente e duradouro, não se rompendo com a mesma facilidade que a fibra natural (Northridge, 1985). Na década de 60, visando combater a fome (falta de proteína animal) em países do “terceiro mundo”, a FAO promoveu o uso de redes de emalhe nesses países. Com o crescimento da atividade pesqueira a nível mundial e aumento da população humana as interações diretas entre mamíferos marinhos e pescarias representam uma preocupação a muitas populações destes animais.

No norte do Oceano Atlântico o efeito da pescaria de emalhe para albacora (*Thunnus alalunga*) em populações de golfinhos-listrado (*Stenella coeruleoalba*) e golfinhos-comum pode levar ao declínio das populações destas duas espécies, pelas mortalidades por capturas acidentais nesta pescaria, mesmo em casos onde sobrevivam às redes de pesca (Woodley, 1993). No Mar Mediterrâneo foi relatado que muitas embarcações que uti-

lizavam rede de emalhe, estavam operando com tamanho de redes além do permitido pela legislação local e com capturas acidentais de baleias-piloto-de-peitorais-longas (*Globicephala melas*), golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), baleias-fin e especialmente golfinhos-listrado e golfinhos-comum, que foram as mais impactadas em números absolutos (WWF, 2003). Também foram relatadas interações entre golfinhos-nariz-de-garrafa para a pesca de emalhe na ilha da Sardenha, Itália, onde foram registradas 496 avistagens durante 478 dias no mar através de observadores de bordo, havendo complexas interações com a rede. Interações negativas foram registradas citando a depredação do petrecho, retirada dos peixes da rede e eventual captura incidental (López et al., 2003).

Na América do Sul, as pescarias costeiras com rede de emalhe são muito expressivas em termos de captura acidental de animais marinhos, incluindo pequenos cetáceos de hábitos costeiros (Perrin et al., 1994; Secchi et al., 1997, 2003b). A avaliação do impacto das capturas acidentais através de monitoramentos sistemáticos da pesca, das capturas acidentais, de estimativas de abundância e mortalidade são recomendações de várias instituições (*e.g.* IWC, IUCN, IBAMA) (Perrin et al., 1994; IBAMA, 2001, IWC, 2005).

Redes de deriva oceânicas têm sido utilizadas no sul do Brasil, capturando exemplares de várias espécies de pequenos e grandes cetáceos entre elas o cachalote (*Physeter macrocephalus*), cachalote-anão (*Kogia sima*), baleia-piloto-de-peitorais-longa, golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), golfinho-comum, golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*), golfinho-listrado e golfinho-nariz-de-garrafa (Santos & Ditt, 1994; Zerbini & Kotas, 1998). A atividade pesqueira com rede de emalhe tem sido a prática mais representativa em termos de captura acidental de pequenos cetáceos no litoral brasileiro (Siciliano, 1994).

Em águas brasileiras mamíferos marinhos são legalmente protegidos (IBAMA, 2001), mas a captura acidental ocorre em vários tipos de pescarias (Siciliano, 1994; Zerbini

& Kotas, 1998; Perez & Wahrlich, 2005; Dalla Rosa, 2007). A arte de pesca mais nociva a várias espécies de cetáceos é a rede de emalhe (*e.g.* Lodi & Capistrano, 1990; Di Benedetto & Ramos, 2001; Netto & Barbosa, 2003; Secchi et al., 2003a) sendo uma grande preocupação para a conservação destas espécies, principalmente em águas costeiras.

Perez & Wahrlich (2005) avaliaram as capturas acidentais em pescarias com redes de emalhe para peixe-sapo (*Lophius gastrophysus*), realizadas em 2001 no Sul do Brasil, e relataram capturas ocasionais de indivíduos de *Delphinus* spp., gofinho-listrado e *Stenella* spp. no momento em que as redes estavam sendo recolhidas com a embarcação em movimento.

Zerbini & Kotas (1998) estudaram a captura incidental na frota que opera com redes de emalhe de superfície, para captura de tubarões, no Estado de Santa Catarina, através de entrevistas com pescadores e relatos de observadores de bordo, somados a sete cruzeiros, entre 1995 a 1997 nas frotas de Ubatuba-SP e Itajaí-SC. Estes autores registraram algumas espécies capturadas incidentalmente, sendo elas: *Megaptera novaeangliae*, *Physeter macrocephalus*, *Kogia sima*, *Globicephala melas*, *Delphinus* sp, *Tursiops truncatus*, *Stenella frontalis*, *Stenella longirostris*, *Stenella clymene* e *Stenella coeruleoalba*.

A ameaça é particularmente grave para pequenos cetáceos, devido a baixa taxa de natalidade e a alta idade de primeira reprodução dos cetáceos (Geraci & Lounsbury, 1993). Principalmente espécies restritas a águas costeiras, como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), são mais vulneráveis e frequentemente mortas acidentalmente em rede de emalhe (Pinedo, 1994; Siciliano, 1994; Di Benedetto et al., 1998; IBAMA, 2001; Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003c).

Capturas acidentais de toninhas em operações de pesca têm sido registrados há aproximadamente 60 anos ao longo de sua distribuição no Atlântico Sul-Occidental (*e.g.* Praderi et al., 1989; Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003b). A sobreposição da distribuição

da espécie com as áreas de pesca de emalhe costeiro aumenta o risco de emalhamento, tornando a toninha uma das espécies mais vulneráveis (Corcuera et al., 1994; Praderi, 1997; Di Benedetto et al., 1998; Kinas, 2002; Secchi et al., 2003b) e, provavelmente a mais impactada na região (Pinedo, 1994; Di Benedetto et al., 1998; Secchi et al., 1997, 2003b; Ott et al., 2002).

A partir dos anos 80 a pescaria de peixes demersais com redes de emalhe tornou-se a principal preocupação em relação à conservação da toninha ao longo de toda a área de distribuição da espécie (Secchi et al., 2003b). O risco de emalhamento aumenta na primavera com a pesca de corvina (*Micropogonias furnieri*) e em águas mais rasas na área de atuação da frota de Rio Grande, quando há uma maior sobreposição da espécie com as áreas de pesca (Dapper et al., 2005).

A estrutura da pesca costeira tem apresentado mudanças às quais os estoques pesqueiros são suscetíveis aos efeitos sobre sua captura, abundância e rendimento. Com a queda nas capturas dos estoques comerciais, a pescaria de emalhe tem aumentado o esforço e expandindo suas áreas de pesca para manter os níveis de captura (Reis et al., 1994; Haimovici, 1997b; Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003; Secchi et al., 2004; Janata & Reis, 2005) causando um maior impacto na zona costeira devido à sobreposição dessa atividade pesqueira com a distribuição da toninha, principalmente em águas entre o litoral e a isóbata de 30m.

Em 2006 foi realizada uma reunião de trabalho sobre a pesca de emalhe no litoral brasileiro, que tinha como objetivo redefinir a legislação que ordena esta pescaria, coordenada pelo IBAMA/CEPSUL, e observou-se o crescimento da frota de emalhe principalmente na região sudeste-sul do Brasil (IBAMA, 2006). Foi relatado um maior aumento em desembarques de castanhas pela frota de emalhe costeiro de Rio Grande. Além disso, o comprimento e o número de redes de emalhe de fundo vem aumentando ao

longo dos anos, e hoje a maioria dos barcos trabalha com até 30 km de redes. A maioria das redes utilizadas por esta frota desrespeita o comprimento máximo permitido pela legislação pesqueira, que é de 2500m (IN 166/07).

Baseado nisto resolveu-se investigar a dinâmica da frota de emalhe e o efeito nas taxas de capturas acidentais de toninhas. Inicialmente, no capítulo 1, será avaliada a dinâmica da frota de emalhe costeiro de Rio Grande no sul do Rio Grande do Sul. Em seguida, no capítulo 2, será investigado o efeito de mudanças na dinâmica da frota nas taxas de capturas acidentais de toninhas no sul do Rio Grande do Sul.

Capítulo **1**

Dinâmica da Frota da Pesca Costeira de
Emalhe no Sul do Rio Grande do Sul

1.1 Introdução

1.1.1 A pesca de emalhe

A pesca com rede de emalhe começou com os primeiros pescadores que usavam canoas e redes da fibra do cedro. Pedras eram amarradas à parte inferior das redes como lastros, e pedaços de madeira à parte superior, como flutuadores. Isto permitia que a rede ficasse suspensa em linha reta acima e para baixo na água. Cada rede era esticada a partir da costa ou entre dois barcos (Diegues, 1983; Potter & Pawson, 1991). Por volta de 1864 tinha se expandido para a Europa, Japão e outras pescarias internacionais. Os barcos usados por estes pescadores eram pequenos (8m) e por muito tempo usaram remos e velas pequenas. No início, barcos a vapor rebocavam estes barcos menores até os locais de pesca afastados e no fim de cada dia retornavam para buscá-los. Com o aumento do número de barcos mais equipados, na década de 30, estes barcos pequenos já tinham desaparecidos (Potter & Pawson, 1991).

Durante a Segunda Guerra Mundial, instrumentos de navegação e de comunicação, assim como muitos outros equipamentos marítimos (*e.g.* ecossonda e radar) foram aprimorados e mais acessíveis ao pescador, tornando sua escala e mobilidade cada vez maiores (Northridge, 1991). Igualmente serviu para fazer a indústria muito mais competitiva, uma vez que o pescador foi forçado a investir mais em seus barcos e equipamentos a fim de permanecer moderno com a tecnologia atual (Potter & Pawson, 1991). A moderna rede de emalhe data do início da década de 50 quando se iniciou sua popularização dado ao uso de fibras sintéticas, mais resistentes à água (Diegues, 1983; Tomas, 2003).

A introdução de fibras sintéticas finas, tais como o nylon, na construção de apetrechos de pesca durante os anos 60 marcou uma expansão no uso comercial das redes de emalhar. Com o crescimento da atividade pesqueira a nível mundial e o aumento da

população humana, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (“Food and Agriculture Organization” - FAO), visando combater a fome e a falta de proteína animal em países do “terceiro mundo”, incentivou o uso de redes de emalhe nesses países, barateando custos e materiais. Os materiais novos eram mais baratos e mais fáceis de manusear, duravam por muito tempo e exigiam menos manutenção do que fibras naturais. Além disso, as fibras tais como os monofilamentos de nylon são quase invisíveis na água, assim que essas redes de fibras sintéticas capturam geralmente maiores quantidades de peixes do que as redes da fibra natural usadas em situações comparáveis (Potter & Pawson, 1991).

As redes de emalhar, também denominadas de rede de espera, pertencem ao grupo de artes de pesca passivas, sendo que a captura ocorre pela retenção do pescado nas malhas da rede. Existem diversos tipos de redes de emalhar de acordo com sua construção e forma de operação. O emalhe, em geral, é um método de pesca passivo em que os peixes são capturados através do emalhe na porção anterior dos organismos, predominantemente entre os olhos e o início da nadadeira dorsal, e apresenta diversas peculiaridades dependendo da espécie-alvo da captura e das localidades onde são empregadas (Hubert, 1985).

A rede de emalhar é retangular, constituída por panos com diferentes tamanhos de malha, e é mantida em posição vertical por meio de flutuadores (bóias) na tralha superior e lastros na tralha inferior. As redes podem ser colocadas próximas ao fundo ou na superfície, podem ser fixas em arinques ou deixadas à deriva, e podem ser colocadas isoladas ou em conjuntos de redes (panos) ligadas entre si (Figura 1.1)(Klippel et al., 2005). Existem 2 tipos básicos de rede de emalhar: de fundo e de superfície. Na pesca de fundo, as redes permanecem fundeadas durante a operação de pesca, enquanto na pesca de superfície a rede não é necessariamente fundeada e neste caso acompanha a deriva da embarcação. As redes de emalhe de deriva (drift net) mantêm-se a certa distância da superfície e ficam

à deriva, a mercê das correntes, freqüentemente junto das embarcações, podendo ou não estar ligadas a elas (Nédélec & Prado, 1990). As redes de deriva estão presentes em 90% das pescarias do mundo e capturam incidentalmente mamíferos marinhos, aves e tartarugas.

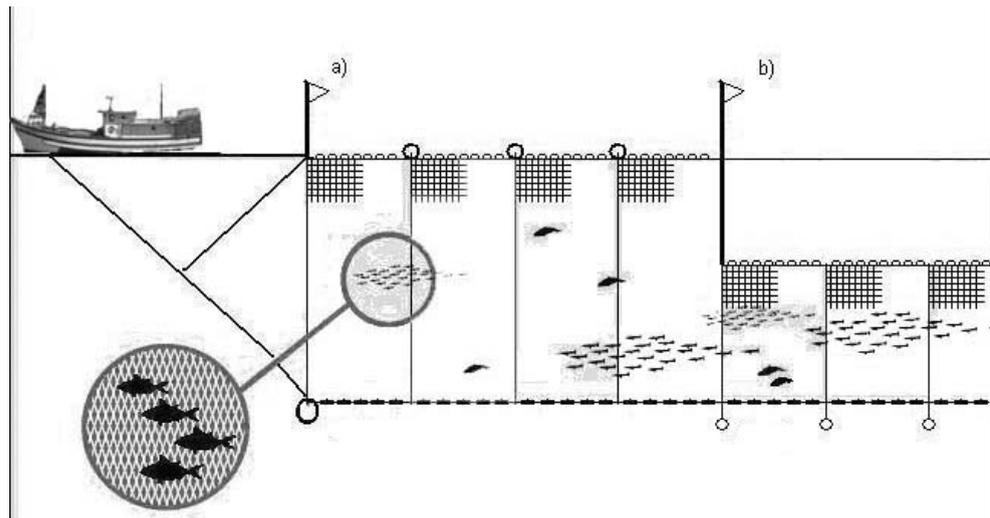


Figura 1.1: Dimensões da rede de emalhe e esquema da pesca, a) rede de emalhe de superfície; b) rede de emalhe de fundo (modificado de Pesca na Europa, 2003)

Atualmente, as redes são confeccionadas em poliamida monofilamento ou multifilamento com tamanho de malha variável e capturam diversas espécies de peixes pelágicos, de acordo com a espécie-alvo (Tabela 1.1). No Pacífico as redes de deriva são usadas para capturar lulas, salmão e atuns, entre outros peixes (Northridge, 1991). Em geral, a altura das redes de superfície é superior a 10m, enquanto nas redes de emalhar de fundo a altura é inferior a 5m. As redes de emalhar são estocadas na popa da embarcação, de onde são lançadas ao mar, e recolhidas por um guincho próximo à proa. Dependendo da espécie-alvo, as redes permanecem entre 4 e 12 horas na água (Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003; Klippel et al., 2005). No Brasil a pesca de emalhe de superfície oceânica é principalmente direcionada para a captura dos tubarões pelágicos, especialmente os tubarões-martelo (Kotas et al., 1995).

Dois frotas industriais trabalham com o emalhe na Plataforma Sul do Brasil, uma com origem ligada à pesca artesanal e outra que surgiu da modificação de embarcações

Tabela 1.1: Principais características das redes de emalhe da frota industrial do Sudeste-Sul (Klippel et al., 2005). mono = poliamida monofilamento, multi = poliamida multifilamento. Adaptado de (Klippel et al., 2005)

Espécie-alvo	Tipo	Fio (mm)	Malha (cm)	Altura (m)
Papa-terra	fundo	mono 0,4	7	1,5–3
Castanha e Pescada	fundo	mono 0,4–0,5	9–10	3–4
Corvina	fundo	mono 0,6	13–16	2–4
Linguado	fundo	mono 0,6	20	2–3
Viola	fundo	mono 0,6	18	3
Cações demersais	fundo	mono 0,8–1,0	18–20	2–4
Cações-anjo	fundo	multi 1,5–2,0	35–40	3,6–5
Anchova	superfície	mono 0,4–0,5	8–11	12–20
Cações pelágicos	superfície	mono 0,8–0,9	18–21	15–18
Tubarões-martelo	superfície	multi 2,0	40	14–16

que eram originalmente arrasteiros ou traineiras. Ao longo da costa brasileira foram estimadas, pelo menos 600 embarcações de emalhe operando sem nenhum tipo de controle (Kotas et al., 2005). As primeiras descrições sobre as atividades do emalhe-de-superfície no sudeste sul do Brasil foram feitas por Reis (1993), Kotas et al. (1995) e por Zerbini & Kotas (1998).

A pesca de emalhe é uma das principais pescarias demersais da região Sudeste-Sul do Brasil, nos níveis artesanal e industrial, e vem ganhando grande importância nos últimos anos, em razão dos custos de operação relativamente reduzidos, em comparação com outras pescarias, principalmente os arrastos. A atividade sempre foi marcada pelo direcionamento das capturas aos elasmobrânquios. Contudo, a participação deste grupo vem decrescendo, devido à queda na rentabilidade de sua captura, sendo paulatinamente substituído por scianídeos (principalmente corvina e castanha) e outros peixes ósseos (Valentini & Pezzuto, 2006).

1.1.2 A pesca de emalhe no RS

O estuário da Lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes do sul do Brasil compreendem um dos mais importantes locais de pesca no país. Durante os últimos 30 anos as pescarias na região estão entrando em uma crise causada por um excesso de capacidade de pesca e um contínuo declínio nos rendimentos e abundância dos principais estoques pesqueiros (Haimovici, 1997b; Haimovici et al., 2006c).

Até o início da década de 80 a atuação da pesca de emalhe em Rio Grande era exclusivamente artesanal, atuando principalmente no estuário da Lagoa dos Patos, quando eram explorados crustáceos, elasmobrânquios e teleósteos como bagre (*Netuma barba*), corvina, tainha (*Mugil spp.*), pescadinha (*Macrodon ancylodon*). Dos desembarques de teleósteos 90% eram provenientes do estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras

adjacentes. A atividade pesqueira era realizada por embarcações de madeira de até 10m de comprimento, sem cabine e com motores de 10 a 24 HP de potência. A partir de 1982, com a queda nas capturas de teleósteos na região estuarina-lagunar, uma nova pescaria começou a ser realizada por uma frota com características e artes de pesca diferentes das utilizadas pela pesca artesanal e em águas de pouca profundidade ao longo da costa do Rio Grande do Sul (Reis, 1993).

No final dos anos 80, a pesca de emalhe costeiro era realizada entre o farol de Mostardas ($31^{\circ}14'S$) e Albardão ($33^{\circ}S$) em profundidades de 8 a 40m, permanecendo até quatro dias no mar. Durante o verão a pesca era voltada aos elasmobrânquios, no outono a tainha, no inverno para a anchova, a pescada e a castanha, e na primavera exclusivamente para a corvina (Barcellos et al., 1991). No início dos anos 90 a pescaria era realizada entre o farol de Mostardas e Albardão em profundidades de 10 a 44m, utilizando redes de emalhe de superfície para capturar elasmobrânquios no verão, anchova no inverno e emalhe de fundo para capturar castanha e pescada-olhuda no inverno, corvina na primavera e eventualmente no verão, permanecendo de um a quatro dias no mar (Reis, 1993). No final da década de 90 o período de dias no mar era de um a oito dias, e as principais espécies capturadas eram anchova, pescada-olhuda e corvina, com a frota atuando na área desde o farol Conceição ($31^{\circ}45'S$) até o Chuí ($33^{\circ}44'S$) em profundidades inferiores a 40m (Boffo & Reis, 2003).

Após o ano de 2000 a frota de emalhe de Rio Grande atua principalmente entre os Faróis de Mostardas ($31^{\circ}14'S$) e do Chuí (Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003), enquanto as embarcações da frota de Imbé e Passo de Torres trabalham em áreas ao norte do Farol de Solidão ($30^{\circ}42'S$) (Moreno et al., 1997; Galina, 2006). Ambas as frotas atuam em profundidades inferiores a 50m, utilizando embarcações de madeira, cabinadas, entre 10 a 18m de comprimento, com motores de 90 a 160 HP e capacidade de estocagem de 20 toneladas. A tripulação das embarcações geralmente é composta por sete homens que

permanecem até 15 dias no mar (Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003; Klippel et al., 2005).

As dimensões da rede (comprimento, altura) e tamanho de malha utilizadas nesta pescaria variam de acordo com a espécie-alvo, que muda com a época do ano (safra). As redes de emalhe de superfície possuem um comprimento médio de 1.860m, altura média de 19m e malha de 90mm, enquanto as redes de emalhe de fundo têm um comprimento médio de 10.000m, uma altura média de 4m e uma malha de 140mm (Secchi et al., 1997; Secchi, 2006; Boffo & Reis, 2003). A frota de emalhe industrial utiliza redes com comprimento muito maior que esses, podendo chegar até a 20km.

As redes de emalhar de pano simples são constituídas por um único pano de rede que é entalhado num cabo superior – o cabo das bóias – e um cabo inferior – o cabo dos chumbos. São utilizadas por cerca de 95% da frota costeira de média escala e podem ser de superfície, quando a espécie-alvo é a anchova (*Pomatomus saltatrix*) no inverno e a tainha (*Mugil spp.*) no outono, e de fundo, usada para capturar corvina (*Micropogonias furnieri*) na primavera, castanha (*Umbrina canosai*) e pescada-olhuda (*Cynoscion gautucupa*) no inverno e elasmobrânquios no verão (Boffo & Reis, 2003). Independente da estratégia utilizada, essa arte de pesca consiste em emalhar o peixe na região de maior perímetro corporal, em geral entre o opérculo e a primeira nadadeira dorsal (Reis & Pawsen, 1999). O tamanho da malha, altura e comprimento da rede variam de acordo com a espécie-alvo e atuam em profundidades que variam de 10 a 35 metros (Secchi et al., 1997; Lucena & Reis, 1998).

As espécies exploradas pela frota de emalhe costeiro vêm apresentando uma mudança em sua biomassa devido à contínua exploração de seus estoques. A corvina é uma das espécies demersais mais abundantes e intensamente exploradas da plataforma continental do sul e sudeste do Brasil. É um importante recurso pesqueiro, tanto no

sudeste e sul do Brasil como no Uruguai e Argentina e sua pesca desenvolve-se em toda a região, principalmente em águas costeiras e de plataforma até 50 m de profundidade (Haimovici & Ignácio, 2005). Segundo Haimovici & Ignácio (2005) o estoque da corvina da região Sul vem sendo intensamente explorado há décadas e, ao longo do tempo, a composição de idades e o crescimento sofreram mudanças importantes. A biomassa do estoque vem se reduzindo e o esforço e a eficiência de pesca aumentando. Embora os desembarques continuem elevados, não são sustentáveis. As mortalidades por pesca do estoque da pescada-olhuda foram aumentando paulatinamente até atingir o dobro da considerada sustentável e uma taxa de exploração superior a 0,7. Os desembarques atuais são compostos por exemplares sexualmente imaturos (Haimovici & Ignácio, 2005).

A castanha é uma das espécies demersais mais abundantes e intensamente exploradas pela frota de arrasto na plataforma continental do sul do Brasil. Devido à sua importância econômica vem sendo estudada desde o início da pesca industrial nesta região é um importante recurso pesqueiro explorado principalmente no sul do Brasil, nos meses de inverno e primavera, quando os adultos deslocam-se para o norte acompanhando a penetração de águas mais frias para desovar no litoral do Rio Grande do Sul (Haimovici et al., 2006a). O estoque da castanha vem sendo intensamente explorado desde a década de 70, quando os desembarques atingiram 27 mil t anuais, 14,8 mil t em 1986 e, posteriormente, caíram para 2,2 mil t em 1998 e, em 2004, chegaram a 12,8 mil t. O estoque tem mostrado sinais de recuperação, provavelmente devido à diminuição da pressão pesqueira dos arrasteiros de parelha sobre as idades mais jovens. As avaliações mostraram taxas de exploração entre 0,6 e 0,8, indicando que o estoque está intensamente explorado (Haimovici et al., 2006a).

O comprimento das redes de emalhe vem aumentando ao longo dos anos (Tabela 1.2) com registros de barcos trabalhando com até 30km de rede na costa do Rio Grande do Sul (Klippel et al., 2005). Na tentativa de manter a pescaria viável ao longo do

ano, existe uma tendência de procurar novos recursos, novas áreas de pesca e aumentar o tamanho das redes utilizadas nas operações (Boffo & Reis, 2003; Janata & Reis, 2005).

Ultimamente os desembarques da frota de emalhe de Rio Grande tem apresentado um maior desembarque de castanha (*Umbrina canosai*) (CEPERG, 2004; Klippel et al., 2005; IBAMA, 2006; Haimovici et al., 2006b), sugerindo uma possível mudança na composição

das principais espécies-alvo dessa frota e, conseqüentemente, nos locais de pesca.

Tabela 1.2: Tamanho máximo registrado de redes de emalhe da frota de emalhe costeiro de Rio Grande.

Ano	Rede	Comp. (m)	Altura (m)	Malha (cm)	Referência
1991	Superfície	3.000	15	10-11	<i>Reis et al, 1994</i>
	Fundo	8.000	5	14-16	
1994	Superfície	4.000	14	9	<i>Secchi et al, 1997</i>
	Fundo	8.000	4	14-16	
1996	Superfície	2.976	19	9	<i>Boffo, 2000</i>
	Fundo	10.000	5	14-16	
1999-00	Superfície	4.000	15	9	<i>Secchi et al, 2004</i>
	Fundo	11.000	4	14-16	
2001	Superfície	9.144	22,5	9	<i>Dapper, 2002</i>
	Fundo	13.998	5,5	14-16	

1.2 Objetivos

Considerando a natureza dinâmica da pesca, que muda sua intensidade espaço-temporalmente em função da disponibilidade do recurso, demanda de mercado e outros aspectos econômicos, este capítulo tem como objetivos:

Geral

- Investigar a dinâmica da frota pesqueira de emalhe costeiro semi-industrial no sul do Rio Grande do Sul.

Específicos

- Verificar se houve mudança nas áreas de pesca (*e.g.* através da distância da costa, distância da barra) e espécie-alvo da pescaria;
- Caracterizar as tendências temporais no esforço (*e.g.* tamanho das redes, duração da viagem) de pesca de emalhe costeiro.

1.3 Metodologia

1.3.1 Monitoramento da frota

Desde 1992 foi realizado monitoramento de capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) junto aos mestres de embarcações de emalhe costeiro no porto de Rio Grande/RS. Os dados foram obtidos através do preenchimento voluntário de cadernos de bordo distribuídos aos pescadores e entrevistas. Cada mestre de barco monitorado recebe um caderno onde é registrado todo o lance de pesca realizado, juntamente com informações sobre a pesca, incluindo data, local, profundidade, espécie-alvo, duração da viagem, dimensões da rede, coordenadas geográficas da rede na água, hora de lançamento e recolhimento da rede.

Para o presente trabalho foram utilizados dados do período de 1994 a 2008, de aproximadamente 10-15% das embarcações da frota costeira de emalhe que operam a partir do porto de Rio Grande. A área de estudo foi a região costeira do Rio Grande do Sul, e as pescarias ocorreram exclusivamente em águas marinhas entre Torres e a Barra do Chuí. O comprimento das redes foi fornecido pelos pescadores em milhas náuticas, braças ou metros, enquanto a altura foi fornecida em número de malhas ou metros. Todas

as medidas foram convertidas para metros. Os locais das pescarias foram categorizados em faixas de profundidade de 0 a 35 metros, com intervalos de 5 metros entre categorias. Lances de pesca acima de 35 metros foram agrupadas em uma única categoria.

Foi considerado a linha de costa como uma reta com inclinação de 30 e utilizando pontos fixos de referência na faixa litorânea (*e.g.* barra ou faróis), os locais da pesca foram fornecidos como tendo ocorrido nas regiões entre retas perpendiculares que passam pelos faróis. A divisão foi da seguinte maneira: entre Molhes da Barra do Chuí e o farol Albardão (ChAl), farol Albardão e farol Sarita (AlSa), farol Sarita e molhes da Barra de Rio Grande (SaBa), molhes da Barra e farol Conceição (BaCo) e farol Conceição e farol Mostardas (CoMo). As pescarias que ocorreram ao norte do farol Mostardas foram classificadas como Mostardas/Torres (MoTo) (Figura 1.2).

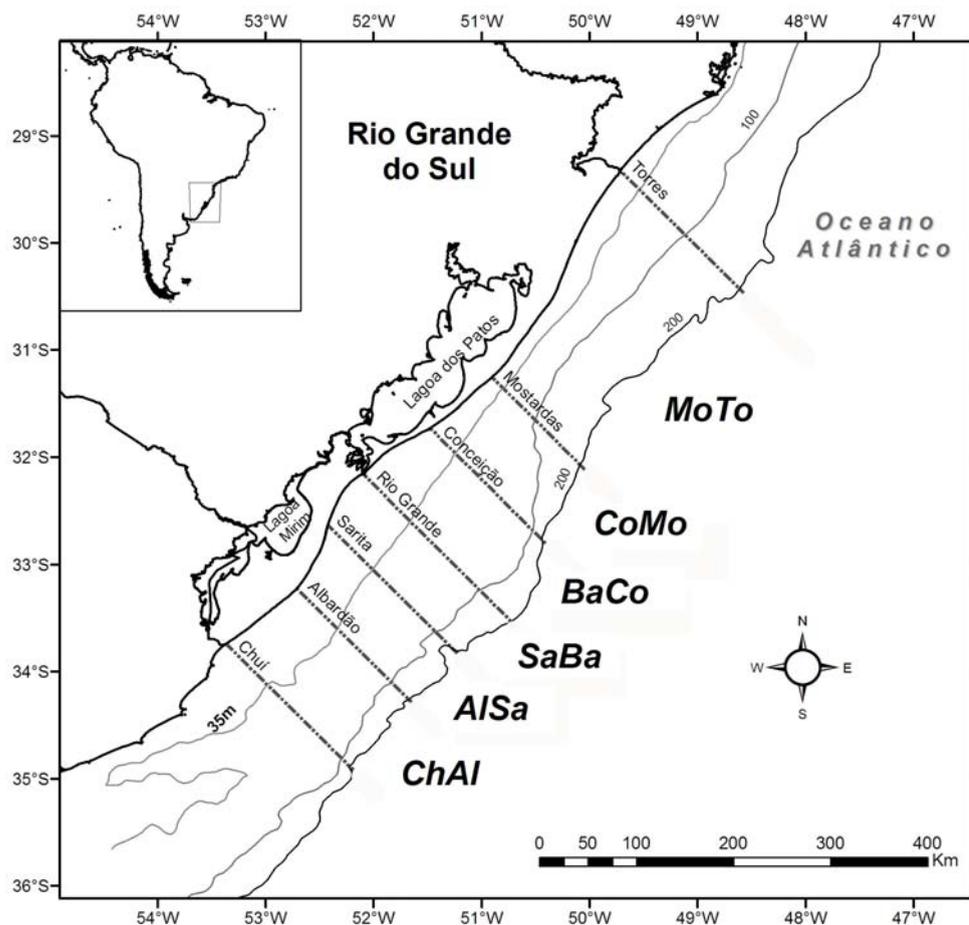


Figura 1.2: Área de estudo no Rio Grande do Sul com as divisões das áreas de pesca, utilizadas neste estudo.

No início dos anos 90, a informação de localização do lance de pesca era for-

necida apenas a profundidade, distância e rumo, a partir da barra, e a posição relativa a alguma estrutura fixa (*i.e.* barra ou faróis). A partir destas informações se obteve a posição geográfica (Latitude e Longitude) aproximada do lance de pesca.

Os registros de lances de pesca foram inseridos em um banco de dados georeferenciados e padronizados para comparação. A partir dos bancos de dados, calculou-se a distância e ângulo da barra de Rio Grand (BRG) até a posição do lance inicial de pesca. A partir do ano de 2002 foi obtida a posição inicial e final da rede e foram calculados o ângulo, em relação ao norte geográfico, do ponto inicial para o final e as distâncias em metros entre os pontos com a seguinte fórmula:

$$D = \left(60 \times \sqrt{(Lat1 - Lat2)^2 + (Lon1 - Lon2)^2 \times \cos^2(0,5 \times (Lat1 + Lat2))} \right) \times 1852$$

Onde $Lat1$ e $Lat2$ são as latitudes da posição inicial e final da rede (em graus), respectivamente, e $Lon1$ e $Lon2$ são as longitudes da posição inicial e final da rede, respectivamente (todas em graus).

Os dados foram analisados no software R-plus® (2003) para testar se as distribuições de frequências de pescarias são iguais nas diferentes categorias (local, profundidade, espécie-alvo, meses, temporada, distância da costa e distância da BRG). Foi utilizado o teste de qui-quadrado (χ^2) para as variáveis com nível de mensuração nominal (*e.g.* local, espécie-alvo, meses e temporada) e o teste de Kolmogorov-Smirnov para as de nível de mensuração ordinal (profundidade, distância da costa, distância da BRG) (Siegel, 1975).

Para melhor expressar a distribuição temporal dos lances de pesca, foi definida a variável temporada de pesca, como um ciclo de pesca com início em 21 de dezembro e término em 20 de dezembro do ano seguinte subdivididas em 4 estações: verão de 21/12 a 20/03; outono de 21/03 a 20/06; inverno de 21/06 a 20/09; primavera de 21/09 a 20/12. Como os desembarques de castanha aumentaram após o ano 2000 as temporadas foram

agrupadas em dois grupos, a temporada de 1994 até 1999 (90's) e de 2000 até 2008 (00's) para verificar se houve diferença na dinâmica da pesca pela mudança da espécie-alvo

1.3.2 Classificação da frota

Até a década de 80 a frota de emalhe de Rio Grande estava classificada como artesanal (Barcellos et al., 1991), no início década de 90 a pescaria era realizada por uma frota com características e artes de pesca diferentes das utilizadas pela exploração artesanal, apresentando tendências opostas quanto ao rendimento (Reis, 1993). Entretanto, a classificação oficial utilizada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) continuou a utilizar a denominação “artesanal” tanto para a pesca realizada no estuário quanto para aquela que ocorre na zona costeira. Somente a partir de 1993, o órgão adotou a classificação de “emalhe costeiro” para a pesca costeira realizada em zonas de pouca profundidade (CEPERG/IBAMA 1993). Já no final dos anos 90 estava separada como costeira e semi-industrial (Reis et al., 1994) tornando difíceis diferenciá-las em anos recentes (Haimovici et al., 2006b). Atualmente nas estatísticas do IBAMA a pescaria está subdividida como emalhe costeiro e oceânico (CEPERG/IBAMA 2006).

A descrição da frota de emalhe estudada em 2006/2007, foi baseada em dados coletados junto aos trapiches nas docas da rua Francisco Campello, no cais do Porto Velho e das empresas, além dos trapiches de desembarque de pescado da 4ª e 5ª seções da barra, situadas em margens opostas do canal de acesso à Lagoa dos Patos, e na doca de pesca de São José do Norte (Figura 1.3).

Entre novembro de 2006 e junho de 2007 foi registrado o número e o nome das embarcações, nesses locais, com a finalidade de obter uma estimativa do número de embarcações da frota para o ano de 2007. Toda a frota que atua na pesca costeira sedia-se nessa área, nos municípios de Rio Grande e São José do Norte (RS), exceto os barcos



Figura 1.3: Locais de desembarque da frota de emalhe costeiro de Rio Grande. a) Cais do Porto Velho e docas; b) 4^a secção da barra; c) 5^a secção da barra.

oriundos do estado de Santa Catarina que vêm atuar em safras específicas, e que não foram analisados durante este estudo. Com o objetivo de ajudar a esclarecer e atualizar a categorização da pescaria e da frota de emalhe de Rio Grande, classificou-se as atividades em industrial, semi-industrial e artesanal de acordo com 17 características estabelecidas por Smith (1979) (itens 1 ao 11) e Berkes et al. (2001) (itens 12 a 17) e Reis (1993).

1.3.3 Desembarque da frota

Estatísticas oficiais de desembarque foram obtidas do Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos (CEPERG-IBAMA). As quatro espécies-alvo principais da pesca incluindo a corvina (*Micropogonias furnieri*), castanha (*Umbrina canosai*), anchova (*Pomatomus saltatrix*) e pescada-olhuda (*Cynoscion guatucupa*), com séries temporais completas no período de 1994 a 2005 foram selecionadas para a análise. Estas espécies representam mais de 90% do total de desembarque anual na área de estudo e são as espécies-alvo das pescarias. As demais espécies foram agrupadas em uma categoria.

A frequência e quantidade de corvina, pescada-olhuda, anchova e castanha desembarcada mensalmente pela frota de emalhe costeiro foi analisada para verificar se

há correlação com as áreas de pesca.

Para analisar os desembarques da frota de emalhe costeiro, seguiu-se a metodologia de Biseau (1998) onde cada viagem de pesca i pode ser categorizada pela percentagem $c_{i,s}$, de espécies s , no total de desembarque $T_{i,\cdot}$. A categoria j da viagem é o valor truncado da percentagem $c_{i,s}$. Assim, o desembarque da espécie $T_{i,s}$, pode ser somado para todas as viagens em cada categoria j . Dividindo esta soma $TC_{j,s}$, pelo total desembarcado da espécie em todas as viagens, $T_{\cdot,s}$ nos fornece a contribuição relativa desta categoria no total desembarcado por espécie. Finalmente estas contribuições podem ser somadas categoria por categoria de 0 até 100%, fornecendo, para cada categoria, a contribuição relativa acumulada $P_{j,s}$, do total desembarcado da espécie.

onde:

$T_{i,s}$ = Desembarque da espécie s na viagem i

$$T_{i,\cdot} = \sum_{s=1}^{\infty} T_{i,s} = \text{Desembarque total da viagem } i (\text{sobre todas as especies})$$

e

$$T_{\cdot,s} = \sum_{i=1}^n T_{i,s} = \text{Desembarque total da especie } s (\text{sobre todas as viagens})$$

$$c_{i,s} = \frac{T_{i,s}}{T_{i,\cdot}} = \text{Percentagem da espécie } s \text{ no desembarque da viagem } i$$

j = valor truncado de $c_{i,s}$ = nível de qualificação, $j = 0, \dots, 100$

então

$$TC_{j,s} = \sum_{i=1}^n \alpha_{i,j,s} T_{i,s}$$

= Soma de desembarque da espécie s para a categoria j

com

$$\begin{cases} \alpha_{i,j,s} = 1, & \text{se } c_{i,s} = j \\ \alpha_{i,j,s} = 0, & \text{se não} \end{cases}$$

e

$$P_{j,s} = \frac{\sum_{k=0}^j TC_{k,s}}{T_{.,s}}$$

= Contribuição relativa acumulada das viagens de pesca das categorias de 0 até j do total desembarcado da espécie s .

Neste estudo, o status de cada espécie na pescaria foi primeiramente determinado pela sua importância relativa nos desembarques de pesca onde a espécie em particular foi capturada, por estação do ano. A espécie-alvo foi examinada usando dois diferentes indicadores, segundo Biseau (1998):

- (a) a proporção de desembarque acumulado para cada espécie, plotada contra as respectivas proporções de desembarque das viagens mensais de pesca;
- (b) a proporção de viagens (mensais) acumuladas, plotada contra as proporções de desembarque.

Os indicadores a e b foram usados para determinar o nível de eficiência na captura da espécie considerada entre os diferentes desembarques e se o esforço pesqueiro está direcionado para alguma espécie ou não, respectivamente.

1.4 Resultados

Entre junho de 2006 e julho de 2007 foram registrados 123 embarcações de emalhe de fundo (Anexo A.2) nos trapiches de desembarque em Rio Grande. O tamanho da frota vem oscilando ao longo dos anos (Tabela 1.3).

A Tabela 1.4 mostra a comparação da frota estudada com as características propostas por Smith (1979), Reis (1993) e Berkes et al. (2001) para as pescarias de pequena, média e grande escala. Verificou-se que a pesca de emalhe Semi-industrial de Rio

Tabela 1.3: Comparação das características da frota costeira de média escala de malheiros e artes de pesca por espécie conforme dados obtidos no censo e neste trabalho.

Item	1991	1995	1999	2007
Número de barcos	150	103	140 a 150	123
Comprimento dos barcos (m)	12 a 15	14 - 16	14 a 16	14-24
Capacidade de carga (t)	12 a 20	12 a 40	12 - 40	acima de 40
Potência do motor (HP)	90 a 120	100	90 a 120	100 a 250
Número de tripulantes	6 a 8	7	7	7 a 15
Ecosonda	Grande parte dos barcos	Todos os barcos	Todos os barcos	Todos os barcos
GPS	Poucos	1/4 da frota	1/2 da frota	Todos os barcos
Área de pesca	Mostardas a Albardão	Conceição ao Chuí	Conceição ao Chuí	Mostardas ao Chuí
Número de trapiches de desembarque	34	26	26	26
Fonte	(Reis et al., 1994)	(Boffo & Reis, 2003)	Secchi	Presente estudo

Grande evoluiu em algumas categorias em relação a 1991, e apesar de ter algumas características de Pesca Industrial, a maioria das características se insere como Semi-industrial.

1.4.1 Lances de Pesca

Foram analisados 3652 lances de pesca, preenchidos por mestres de 98 embarcações no período de 1994 a 2008 (Anexo A.3), mantendo-se uma média anual de 10-15% embarcações da frota pesqueira de emalhe costeiro (n=112).

A maioria dos lances de pesca (66,3%), efetuados pelas embarcações monitoradas, ocorreu em profundidades inferiores a 35m (Figura 1.4). O maior esforço de pesca foi dirigido às profundidades de 21-25m ($\chi^2 = 1365.741$; gl = 6; $p < 0,00001$). Esta observação também foi válida para todas as temporadas de pesca. Na década de 1990 o esforço era dirigido à profundidades abaixo da isóbata de 35m, a partir de 2000 aumentou o número de lances em profundidades acima de 35m.

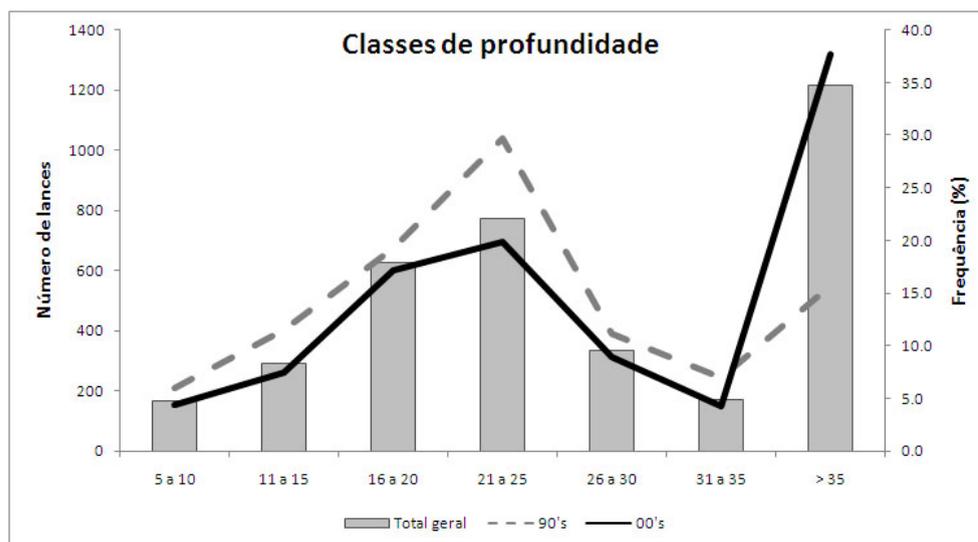


Figura 1.4: Frequência de ocorrência e número total de lances de pesca por classe de profundidade. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004).

Quando o esforço é dividido por tipo de rede de pesca, há um aumento, após o ano 2000, de lances com rede de corvina em profundidades acima de 35 metros (Figura 1.5). A mudança nos locais de pesca por faixa de profundidades de uma década para outra é ainda maior com a rede de pescada (Figura 1.6). Aumentou também, depois de 2000, o número de lances distantes da costa, sendo registados lances além de 210 km a partir da

Tabela 1.4: Comparação entre as diferentes categorias de pesca comercial e a frota atual de emalhe costeiro de Rio Grande.

<i>Características</i>	CATEGORIAS		
	<i>Grande-escala</i> INDUSTRIAL	<i>Média-escala</i> SEMI-INDUSTRIAL*	<i>Pequena-escala</i> ARTESANAL
<i>01. Unidade Pesqueira</i>	Estável, com divisão de trabalho e perspectiva profissional	Estável, especializado com divisão de trabalho	Estável, especializado com divisão de trabalho
<i>02. Propriedade</i>	Concentrada em poucas mãos, geralmente não-operadores	Geralmente pertencente ao mestre ou a vários membros da tribo	Concentrada em poucas mãos, geralmente não-operadores
<i>03. Dedicção</i>	Geralmente integral	Geralmente integral	Geralmente integral
<i>04. Embarcação</i>	Com motor e muito equipamento	Menor que a industrial; com motor, pouco equipamento	Pequena; motor interno (ou motor de popa pequeno)
<i>05. Equipamento</i>	Industrial e alguns montados por outros	Todos ou quase todos materiais feitos a máquina, montados pelo operador	Industrial e alguns montados por outros
<i>06. Tecnologia</i>	Eletrônica, automatização	–	Mecânica e manual
<i>07. Investimento</i>	Alto; grandes proporções não pertencentes ao operador	Médio, Menor que para a pesca industrial	Alto; grandes proporções não pertencentes ao operador
<i>08. Captura (por unidade pesqueira)</i>	Alta	Média	Média a Alta
<i>09. Destino da Captura</i>	Vendido para mercados organizados	Venda para mercados organizados	Vendido para mercados organizados
<i>10. Processamento da Captura</i>	Farinha e outros produtos produzidos além de consumo humano; Consumo humano	Consumo humano	Farinha e outros produtos produzidos além de consumo humano; Consumo humano
<i>11. Nível econômico do operador</i>	Geralmente alto	Médio	Geralmente alto; Médio
<i>12. Integração na economia</i>	Formal; totalmente integrado	–	Formal; totalmente integrado
<i>13. Tempo de operação</i>	Integral ou sazonal	–	Integral ou sazonal
<i>14. Extensão do mercado</i>	Produtos encontrados mundialmente	–	Produtos encontrados nacionalmente
<i>15. Capacidade de Manejo da autoridade pesqueira</i>	Considerável, com vários pesquisadores e gestores	–	Mínimo a moderado pesquisadores/gestores
<i>16. Unidade de Manejo</i>	Uma ou poucas unidades grandes	–	Várias unidades pequenas
<i>17. Coleta de dados da pesca</i>	Não muito difícil, devido a capacidade das autoridades	–	Moderado

Modificado de (Berkes et al., 2001) e *(Reis, 1992)

– Não avaliado

linha de costa, embora estes estejam raros (Figura 1.7).

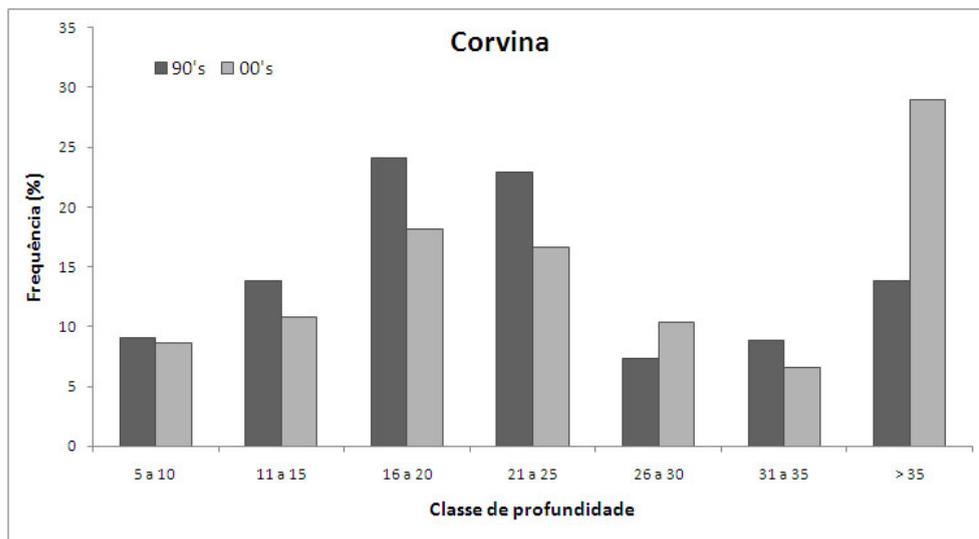


Figura 1.5: Frequência de ocorrência dos lances com rede de corvina por classes de profundidade por década. Barra escura representa a década de 1990 (1996-99) e a barra cinza representa o período após 2000 (2000-2004).

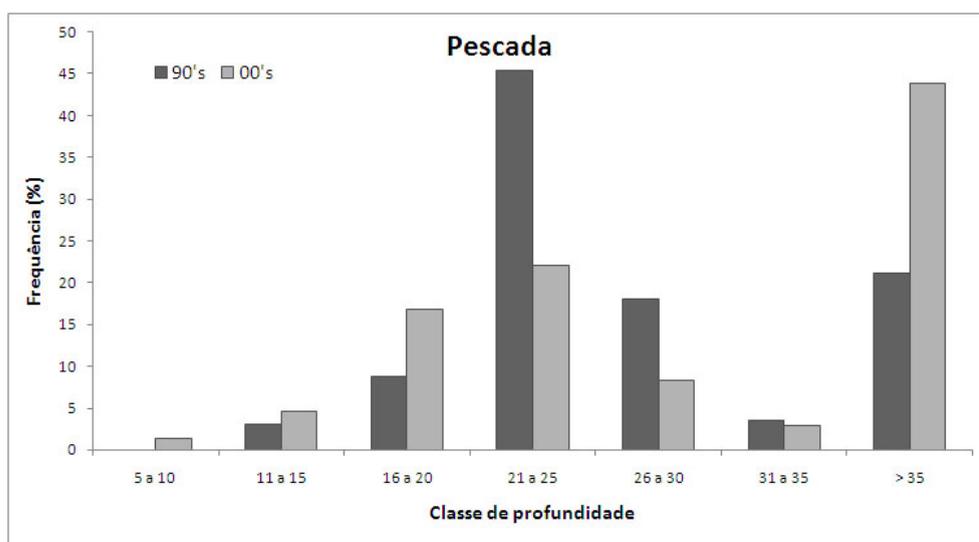


Figura 1.6: Frequência de ocorrência dos lances com rede de pescada por classes de profundidade por década. Barra escura representa a década de 1990 (1996-99) e a barra cinza representa o período após 2000 (2000-2004).

A distribuição espacial dos lances mostra uma predominância nas áreas ao sul da Barra de Rio Grande (BRG) ($\chi^2 = 60,1738$; gl = 1 p < 0,00001), com 54,7 % dos lances totais. Na década de 90 a maioria dos lances estavam concentrados nas proximidades da BRG, região BaCo. Após o ano 2000 houve um maior número de lances na região ao sul, sobre ALSa e ChAl e uma distribuição mais homogênea, ao norte não se percebe isso, mas a predominação continua nas proximidades da BRG (Figura 1.8). A latitude média,

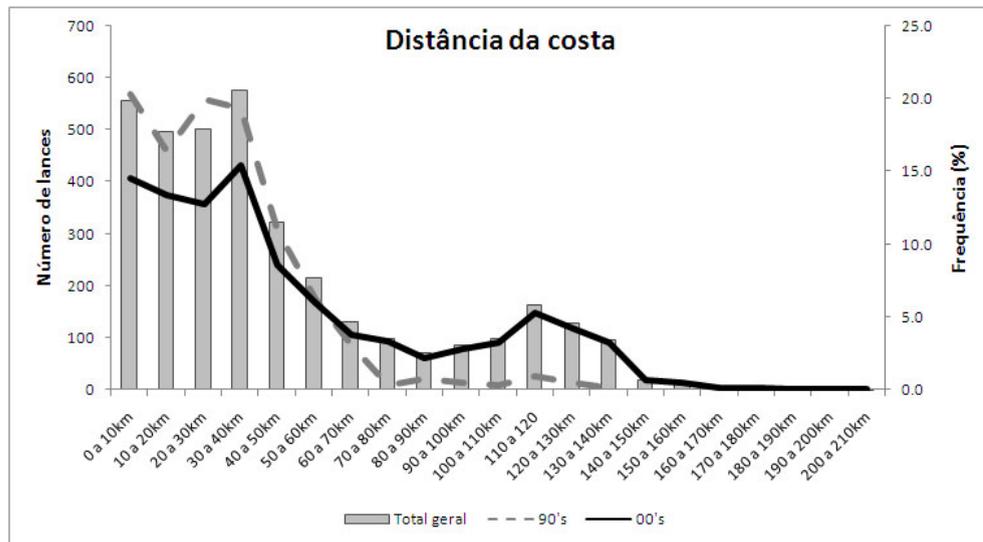


Figura 1.7: Número de lances por classe de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

onde são realizados os lances de pesca, vem aumentando ao longo dos anos. Em 1994 a latitude média dos lances de pesca era a latitude de 32°S, e em 2008 já ultrapassa os 33°S (Figura 1.9). Embora a área de atuação da frota de emalhe de Rio Grande tenha se expandido mais para o sul, a região com maior número de lances continuam sendo as áreas adjacentes à BRG em profundidades inferiores a isóbata de 35 metros. Após o ano 2000 a região ao sul da BRG, próxima à isóbata de 100m também apresentou um elevado número de lances (1.10).

Na década de 90 os lances de pesca estavam distribuídos do farol Albardão (33° S) até Conceição (31°45'S), concentrados em profundidades inferiores a 35m. A primavera foi a estação com maior número de lances em profundidades acima dos 35m (Figura 1.11). Depois do ano 2000 os lances estavam distribuídos desde o Chuí (33° 44' S) até Mostardas em profundidades acima da isóbata de 100m (Figura 1.12). Houve uma diferença sazonal na proporção dos lances de pesca ao longo das temporadas ($\chi^2 = 496,7751$; gl = 3; $p < 0,0001$). Na década de 90 a primavera foi a estação com maior número de lances (59,9%) seguido do inverno (26,9%), do outono (8,2%) e do verão (4,9,6%). Depois do ano 2000 o

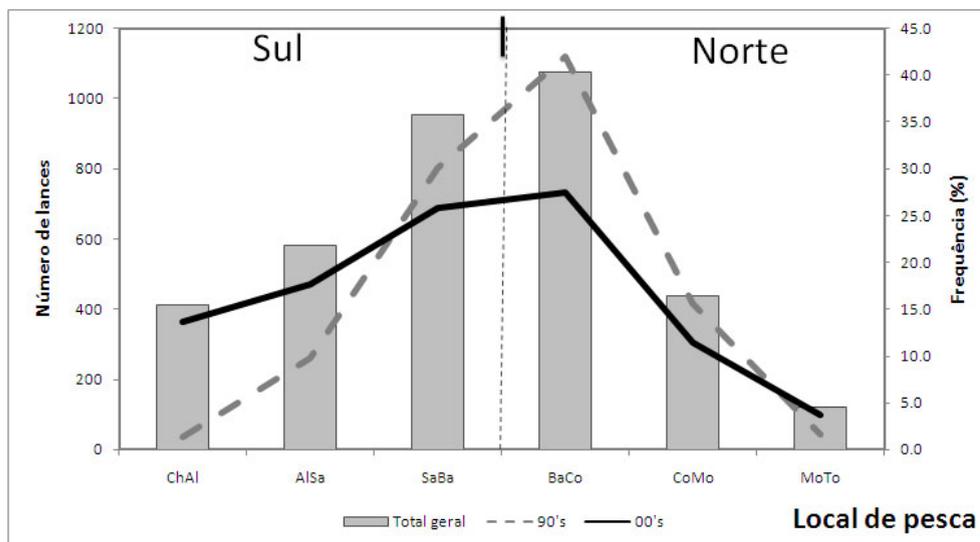


Figura 1.8: Número de lances de pesca por local de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (% , linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

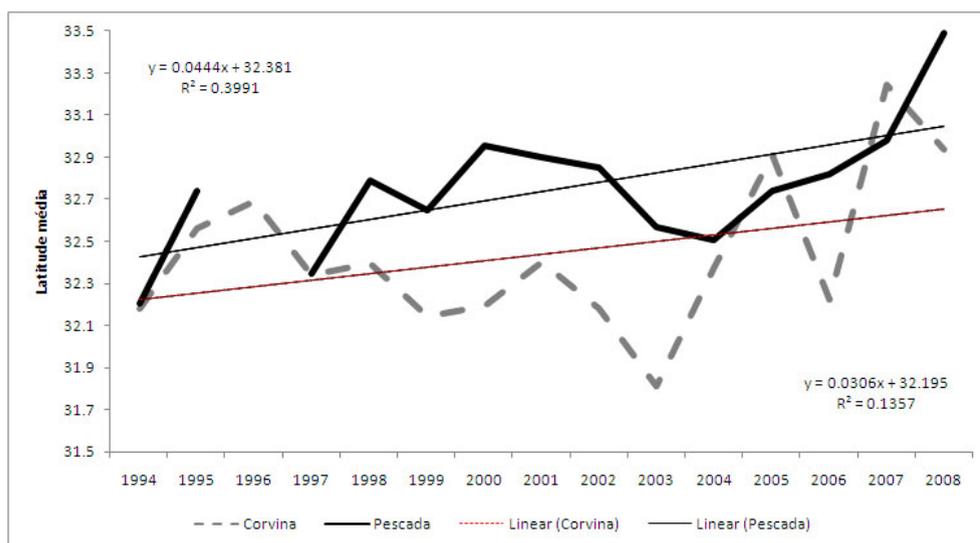


Figura 1.9: Relação entre a latitude média (em graus), dos lances pesca da frota de emalhe de Rio Grande, pelos anos estudados. A linha pontilhada representa os lances utilizando rede de corvina e a linha contínua os lances utilizando rede de pescada.

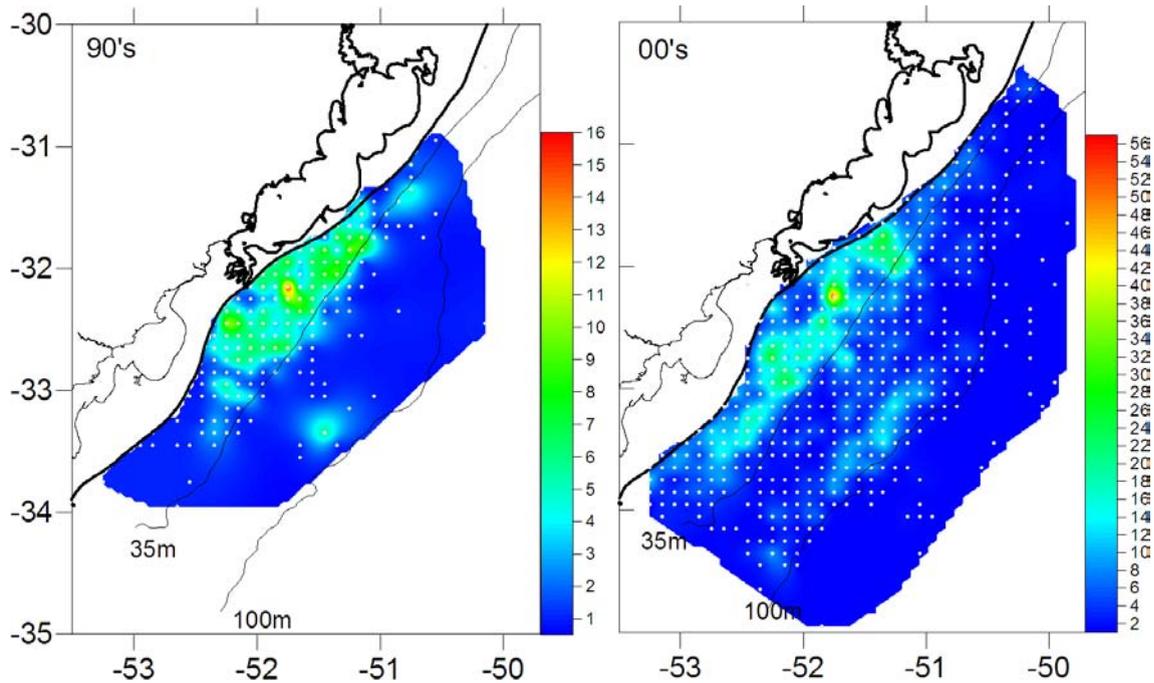


Figura 1.10: Interpolação do número de lances realizados na área de estudo, os pontos brancos representam os locais de lance. Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local.

inverno foi a estação com maior número de lances (35,0%) seguido da primavera (28,3%), do outono (20,2%) e do verão (16,5%) (Figura 1.13). Quando combinadas, durante a década de 90, o período de outubro a dezembro representa a época com maior número de lances, com o pico no mês de novembro (30,7%, $\chi^2 = 150,684$; gl = 11; $p < 0,0001$). Depois do ano 2000, não foi observada diferença significativa nos lances de pesca ao longo dos meses ($\chi^2 = 16,626$; gl = 11; $p = 0,1194$) (Figura 1.14). A utilização da rede de corvina foi sazonal ao longo dos anos, tendo algumas sobreposições com a rede de pescada (Figura 1.15). A rede de corvina é bastante utilizada de setembro a março, com o pico no mês de novembro. Já a rede de pescada é utilizada no restante do ano com uma maior concentração nos meses de julho a agosto.

A direção em que a rede é lançada em relação ao norte geográfico apresentou maior frequência de ocorrência entre os ângulos de 180 a 240° e 300 a 360°, se for considerada a inclinação da linha de costa do RS em 30°, a posição em que as redes ficaram em

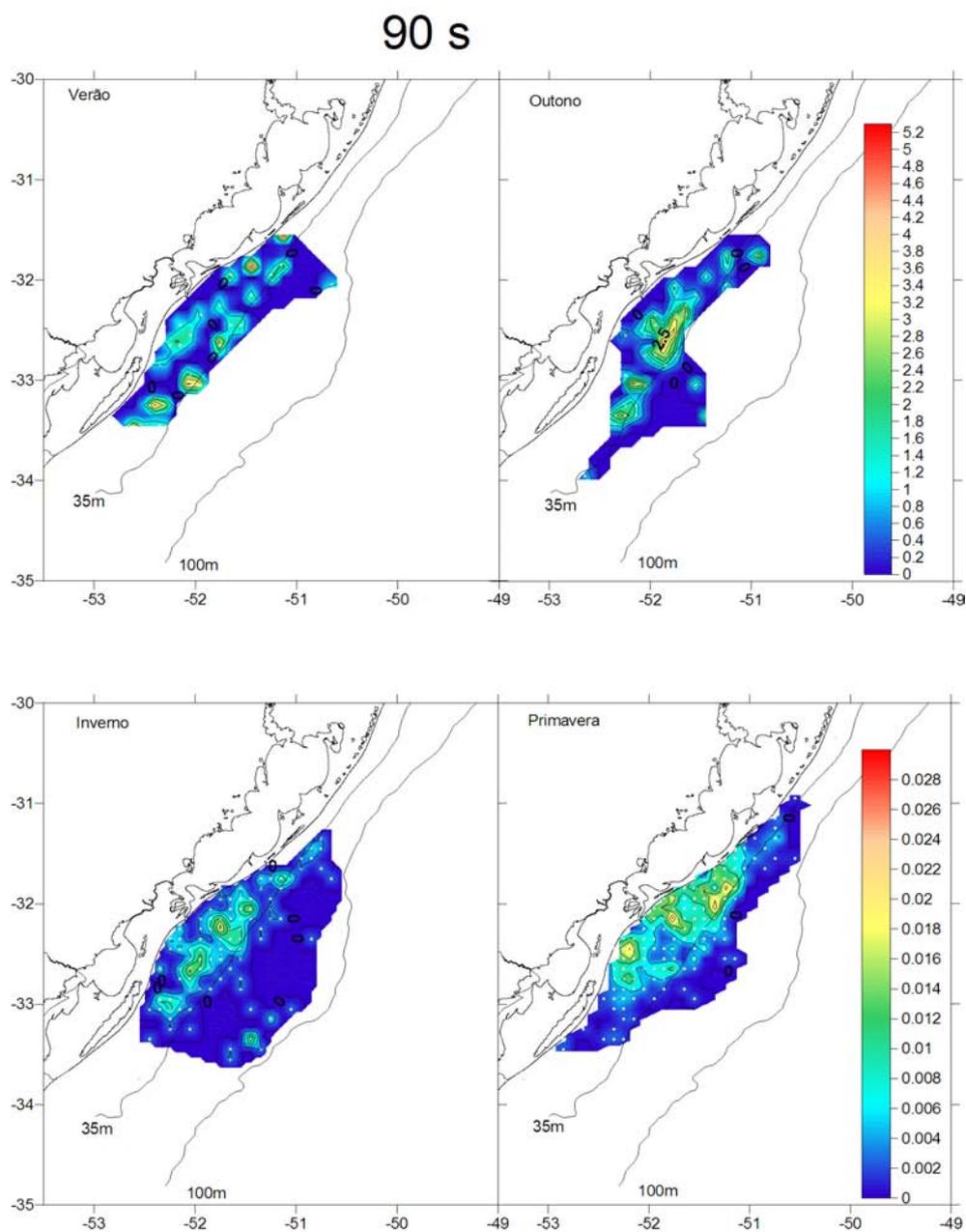


Figura 1.11: Proporção dos lances de pesca pela frota estudada na costa sul do Rio Grande do Sul para a década de 1990 (1996-99). Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local. Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local.

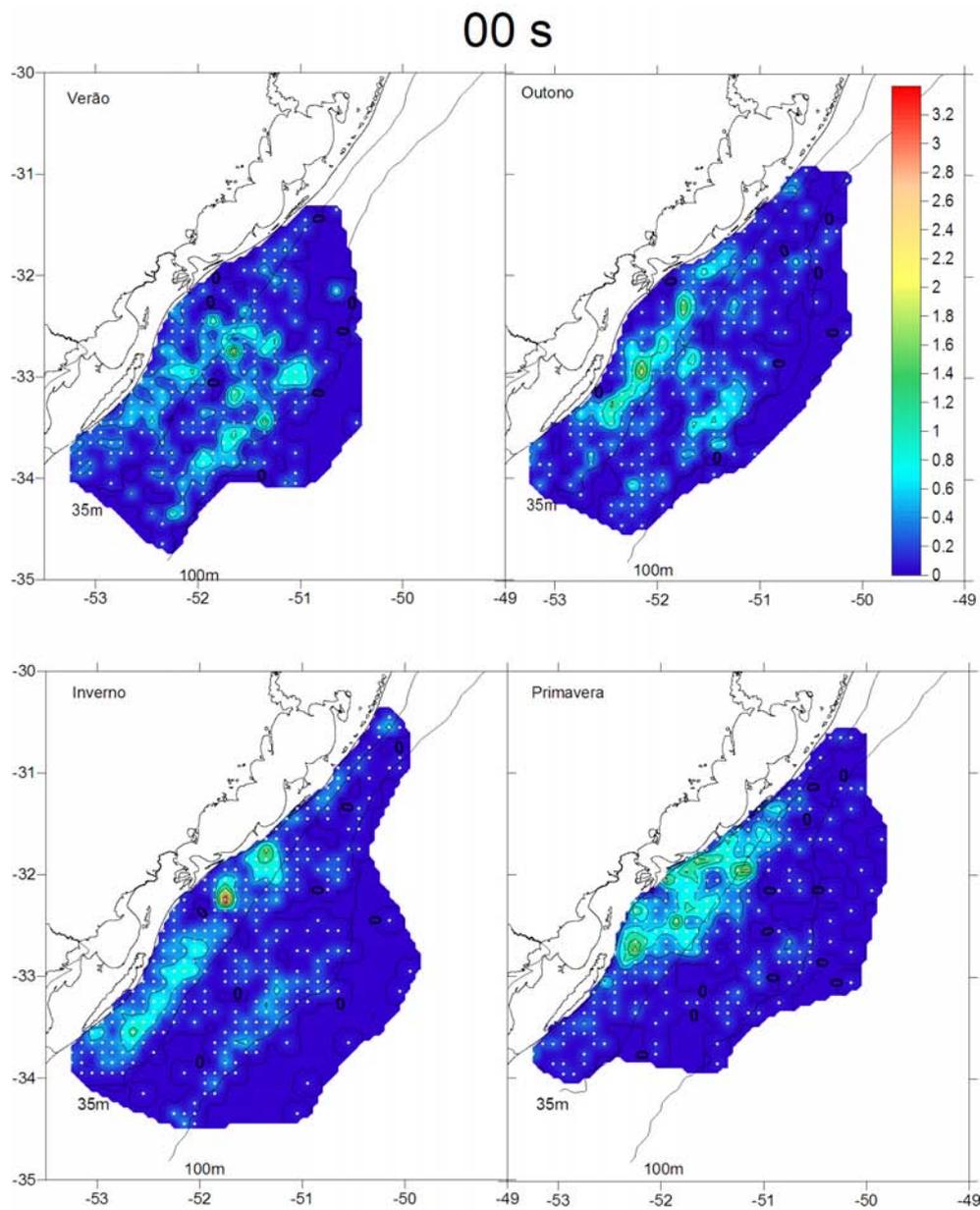


Figura 1.12: Proporção dos lances de pesca pela frota estudada na costa sul do Rio Grande do Sul para o período após 2000 (2000-2004). Os valores representam a porcentagem (%) de lances no local.

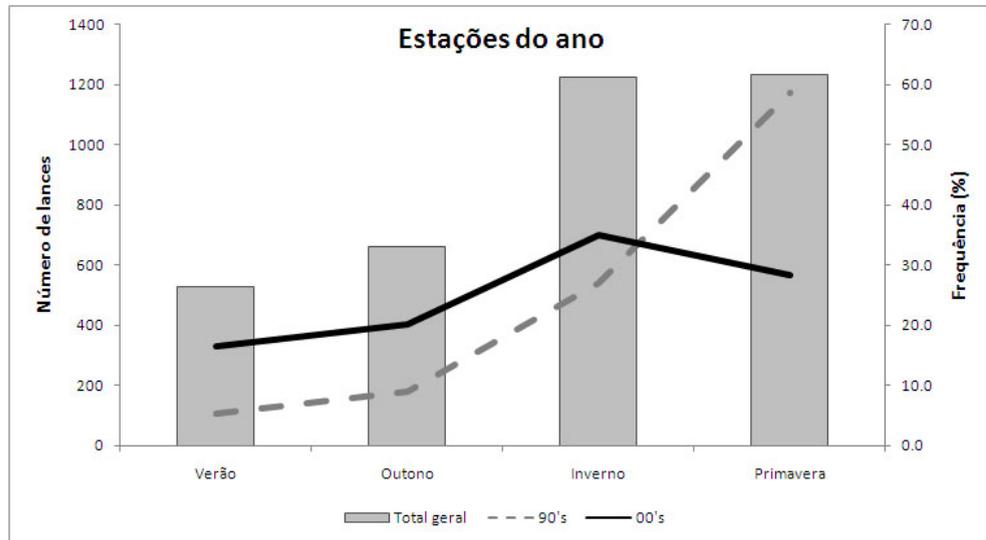


Figura 1.13: Número de lances de pesca por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004).

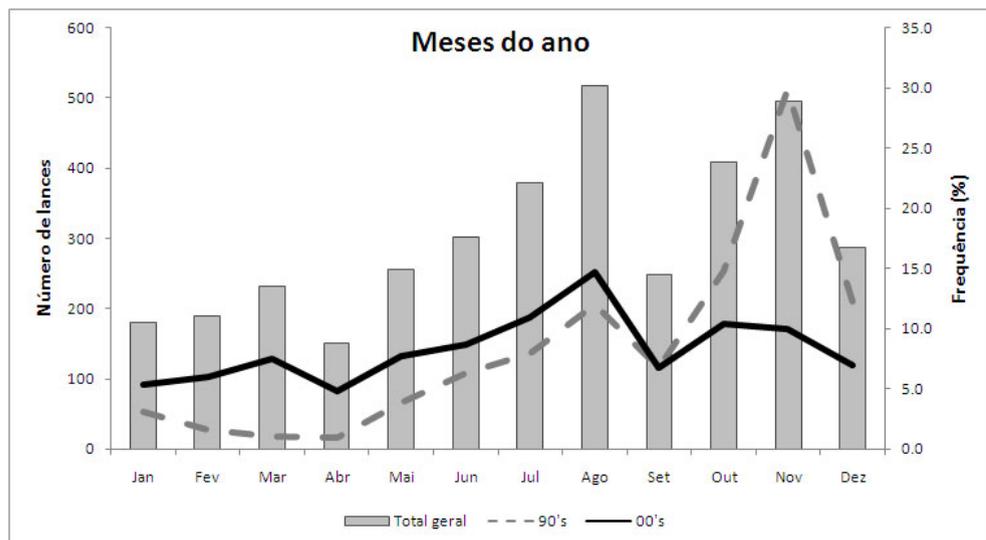


Figura 1.14: Número de lances de pesca por meses do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua o período após 2000 (2000-2004).

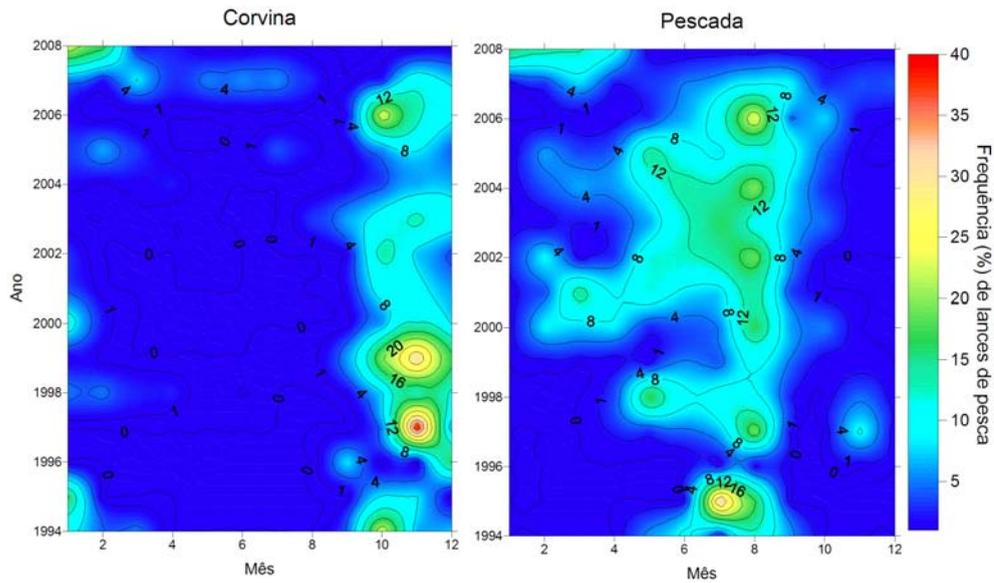


Figura 1.15: Têndencias ao longo do tempo na variação sazonal do esforço pesqueiro da frota de emalhe do sul do Rio Grande do Sul em proporção (%) de número de lances de pesca ao longo dos meses nos anos estudados.

relação à costa foi paralela e perpendicularmente, dependendo da época e espécie-alvo. A rede de corvina foi mais utilizada paralelamente na primavera, verão e outono, enquanto que no inverno ela foi mais utilizada perpendicularmente a costa (Figura 1.16a). A rede de pescada foi mais utilizada no inverno, outono e primavera, perpendicular à costa, enquanto que no verão ela foi mais utilizada paralelamente (Figura 1.16b).

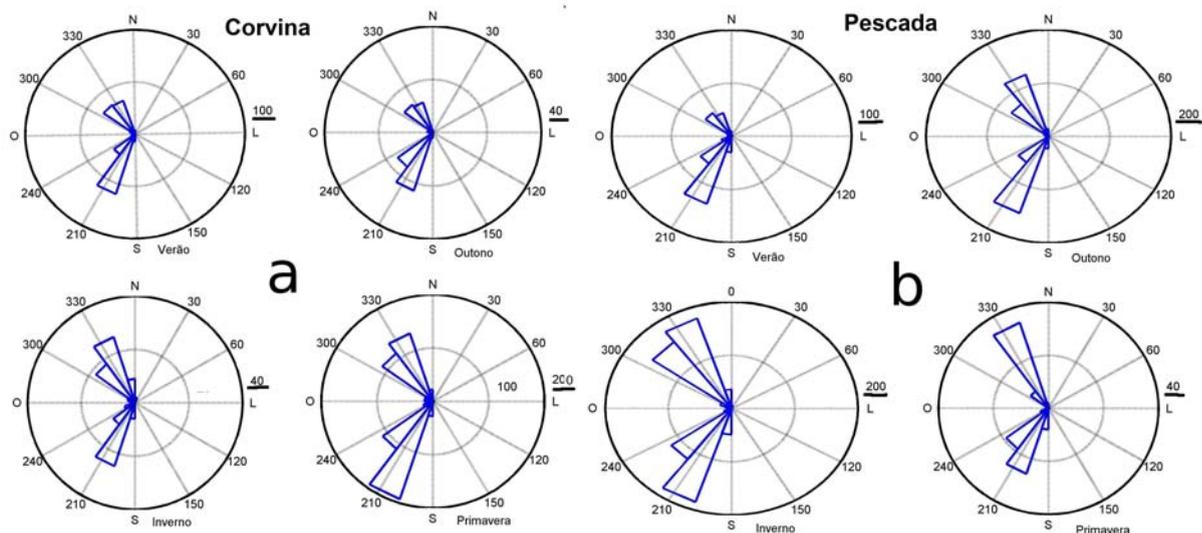


Figura 1.16: Freqüência de ocorrência, em número de lances, das classes de direção da rede em relação ao norte geográfico. O tamanho da barra indica o número de lances

O comprimento médio das redes e a freqüência em que foram utilizadas na pesca variaram de acordo com a espécie-alvo. O comprimento médio das redes de emalhe

vem aumentando significativamente a cada ano. O esforço da frota, em km de rede, vem aumentando a uma taxa de aproximadamente 400 metros de rede por ano para a rede de corvina e 454 metros para a rede de pescada. A partir do valor de R^2 (0.8762) calculado para a rede de pescada pode-se concluir que a correlação linear é significativa (Figura 1.18, Tabela 1.6). Para a rede de corvina também foi encontrado uma significativa correlação positiva ($R^2=0,6397$, Figura 1.17, Tabela 1.5). O comprimento médio (em metros) da rede de corvina variou de $6343,76 \pm 2490,36$ em 1994 para $12342,47 \pm 4090,24$ em 2008, enquanto a rede de pescada variou de $4413,90 \pm 1275,06$ para $11309,63 \pm 2786,47$ no mesmo período. A Tabela 1.7 mostra o tamanho médio registrado das redes pela frota monitorada. O maior tamanho médio das redes é sempre utilizado durante a pescaria de corvina (Figura 1.19).

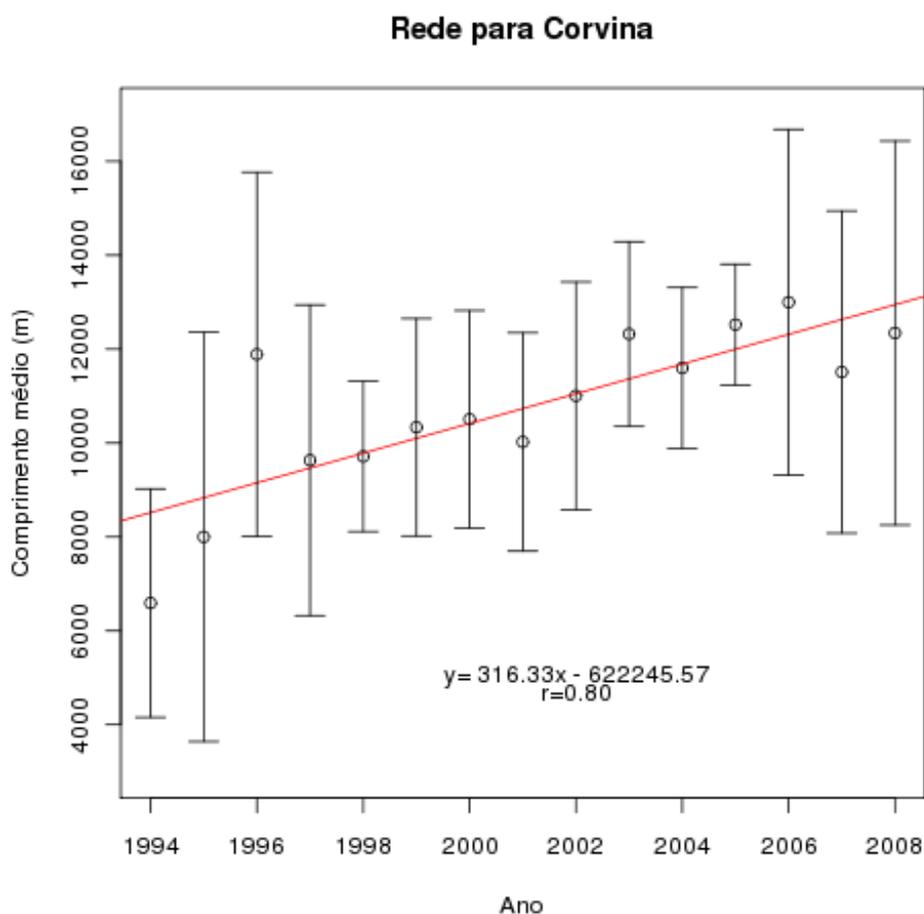


Figura 1.17: Tendência de aumento no comprimento médio da rede de corvina ao longo dos anos. Os pontos indicam o comprimento médio e as barras o desvio padrão associado ao ponto.

Tabela 1.5: Ajuste do modelo de regressão linear para a rede de corvina.

	Estimativa mínimos quadrados	Erro Padrão	Valor t (Student)	Pr(> t)
Intercepto (a)	-622245,57	131765,55	-4722	0,000399
Comprim. médio (b)	316,33	65,85	4804	0,000344
Resíduo erro padrão		1102 com 13 GL		
R ²		0,6397		
R ² ajustado		0,6119		
F		23,08 com 1 e 13 GL		
p		0,0003445		

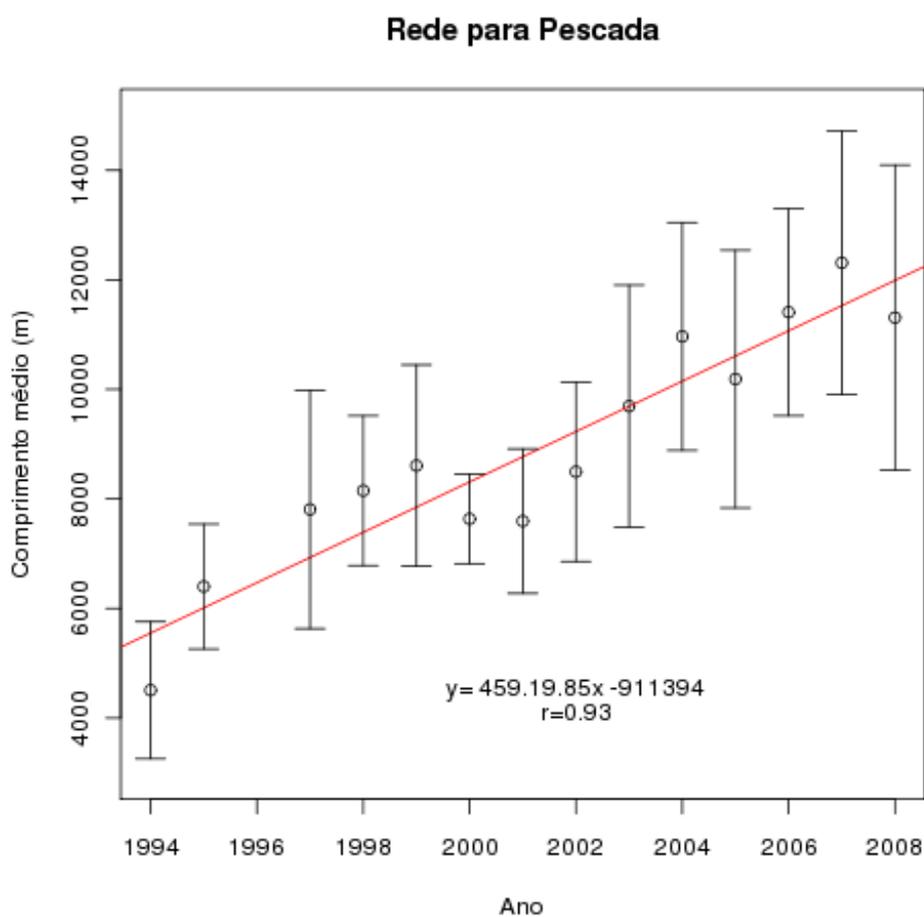


Figura 1.18: Tendência de aumento no comprimento médio da rede de pescada ao longo dos anos. Os pontos indicam o comprimento médio e as barras o desvio padrão associado ao ponto.

Tabela 1.6: Ajuste do modelo de regressão linear para a rede de pescada.

	Estimativa mínimos quadrados	Erro Padrão	Valor t (Student)	Pr(> t)
Intercepto (a)	-911394,19	99878,92	-9125	9,54e-07
Comprim. médio (b)	459,85	49,91	9214	8,60e-07
Resíduo erro padrão	794,1 com 13 GL			
R ²	0,8762			
R ² ajustado	0,8658			
F	84,91 com 1 e 12 GL			
p	8,604e-07			

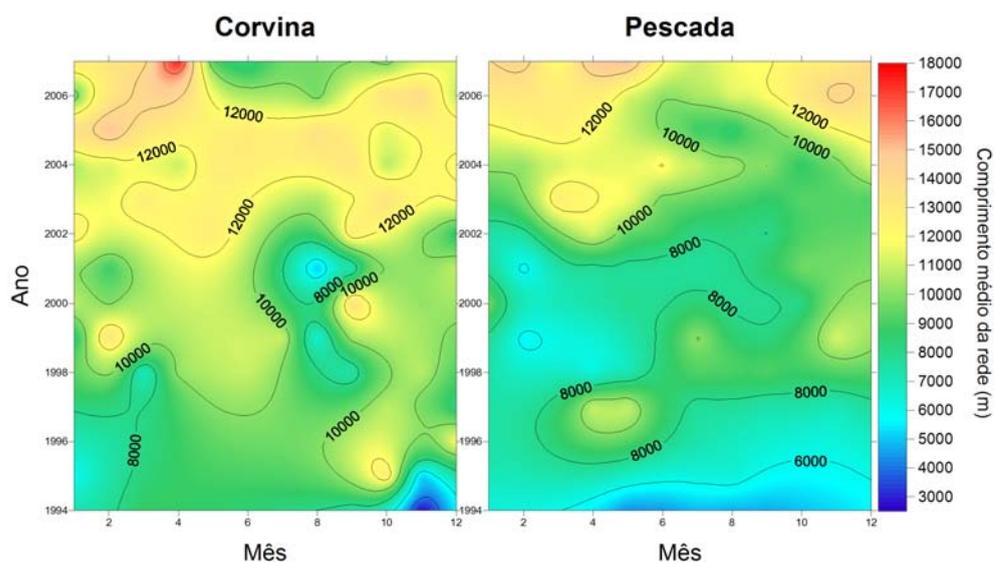


Figura 1.19: Têndencias ao longo do tempo na variação sazonal do esforço pesqueiro da frota de emalhe do sul do Rio Grande do Sul em comprimento médio (em metros) de rede ao longo dos meses nos anos estudados.

Tabela 1.7: Comprimento médio (em metros) da rede de pescada e corvina das embarcações monitoradas ao longo dos anos.

Temporada	Corvina			Pescada			N barco
	Media	DP	n	Media	DP	n	
T94	6589,9	2432,5	52	4507,1	1251,1	28	42
T95	8000,0	4358,9	3	6400,0	1140,2	5	9
T96	11887,2	3879,5	2	-	-	-	9
T97	9632,0	3309,2	78	7808,3	2177,2	63	17
T98	9713,6	1599,4	38	8150,2	1367,6	42	11
T99	10335,3	2314,1	228	8607,3	839,5	60	23
T00	10505,5	2314,7	142	7634,8	816,6	218	12
T01	10022,3	2325,3	171	7594,3	1318,9	358	11
T02	11005,1	424,6	73	8495,4	1637,8	205	15
T03	12326,1	1970,9	177	9699,8	2218,5	208	21
T04	11593,1	1702,6	72	10941,7	2088,7	242	9
T05	12521,8	1286,8	85	10193,0	2347,6	208	14
T06	13140,7	3692,8	94	11408,0	1889,6	106	13
T07	11413,3	3391,8	197	12309,7	2406,7	157	17
T08	12463,0	4057,6	71	11309,6	2786,5	69	10

No presente estudo, durante a década de 90 a rede de corvina era a principal ($\chi^2 = 54,32$; $gl = 2$; $p < 0,0001$) rede usada nos lances de pesca (65,1%) seguido da rede de pescada (31,3%) e rede de anchova (3,7%). Nos últimos anos, observou-se uma tendência no aumento da utilização da rede de pescada (Figura 1.20). A rede de pescada foi a principal rede utilizada nos lances de pesca ($\chi^2 = 69,5762$; $gl = 2$; $p < 0,0001$) a partir de 2000 representando 60,0% dos lances, seguido da rede de corvina (38,2%) e da anchova (1,8%).

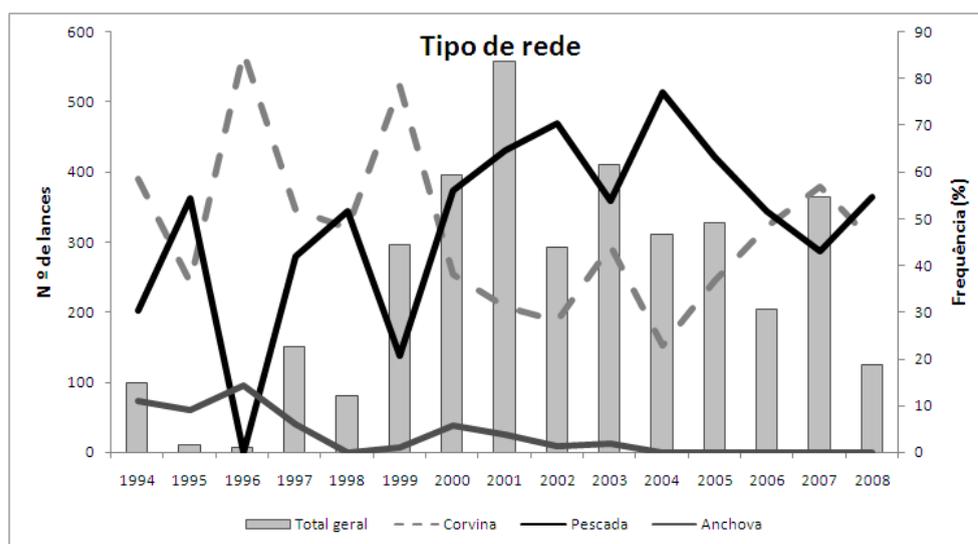


Figura 1.20: Número de lances de pesca por tipo de rede. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores proporcionais para cada década (%), linhas). A linha pontilhada representa a década de 90 (96-99) e a linha contínua após 2000 (2000-2004).

1.4.2 Desembarques

No total desembarcado foram registradas 24 categorias taxonômicas na década de 1990 e 40 categorias para o período após o ano 2000 (Tabela 1.4.2). A corvina, a castanha, a pescada e a anchova corresponderam a 92,62% do total desembarcado pela frota amostrada. Na década de 1990 a corvina era a espécie com maior volume desembarcado pela frota de emalhe, seguida da pescada. A castanha apresentou um volume maior desembarcado na última década, sendo a segunda espécie com maior volume desembarcado (Tabela 1.9), acompanhado de uma diminuição nos desembarques de corvina e pescada (Figura 1.21).

Tabela 1.8: Lista de espécies desembarcadas (em Kg) pela frota de emalhe de Rio Grande.

Nome comum	Espécies Nome científico	Décadas	
		90's	00's
Abrótea	<i>Urophycis brasiliensis</i>	115028	721590
Agulhão branco	<i>Tetrapturus albidus</i>	57	0
Albacora lage	<i>Thunus albacares</i>	194	1112
Arraia		25945	86255
Arraia preta		0	128
Bagre	<i>Genidens genidens</i>	124641	433515
Batata	<i>Lopholatilus villarii</i>	1076	410
Bonito		722	532
Cabrinha	<i>Prionotus spp</i>	93194	1110790
Elasmobranquios		614001	1298027
Camarão barba ruça	<i>Artemesia longinaris</i>	43084	0
Camarão santana	<i>Pleoticus muelleri</i>	33558	0
Castanha	<i>Umbrina canosai</i>	589784	7561163
Cavalinha	<i>Scomber spp</i>	120	2480
Cherne	<i>Epinephelus spp</i>	3763	18165
Congro negro	<i>Raneya fluminensis</i>	2563	8175
Congro rosa	<i>Genypterus brasiliensis</i>	7035	11292
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	7057763	21815608
Dourado do mar	<i>Coryphaena hippurus</i>	20	600
Anchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	1484656	2539577
Espadarte	<i>Xiphias gladius</i>	0	15840
Espadim	–	360	0
Garoupa	<i>Epinephelus marginatus</i>	9781	10331
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	6197	41367
Gordinho	<i>Peprilus paru</i>	23934	73752
Lagostin sapateira	<i>Scyllarides spp</i>	237	120
Linguado	<i>Paralichthys isoceles</i>	18405	64471
Lula	<i>Loligo sanpaulensis</i>	0	3200
Mangangá	<i>Porichthys porosissimus</i>	0	1057
Maria-luiza	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	0	1700
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>	3826	159365
Mero	<i>Epinephelus itajara</i>	750	0
Miracéu	<i>Astroscoptes spp</i>	4700	12344
Miragaia	<i>Pogonias cromis</i>	682	144441
Mistura	–	4081	32359
Namorado	<i>Pseudopercis numida</i>	1038	3228
Olhete	<i>Seriola spp</i>	1480	15617
Pampo	<i>Trachinotus spp</i>	145733	263627
Papa-figo	–	0	412
Papa-terra	<i>Menticirrhus spp</i>	104024	168993
Pargo rosa	<i>Pagrus pagrus</i>	8142	45824
Peixe espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	34079	63982
Peixe-porco	<i>Balistes spp</i>	4910	8868
Peixe-rei	<i>Decapterus punctatus</i>	3360	5193
Peixe-sapo	<i>Lophius gastrophysus</i>	1649	7035
Pescada-olhuda	<i>Cynoscion guatucupa</i>	3338741	8074422
Pescadinha	<i>Macrondon ancylodon</i>	70165	356324
Polvo	<i>Octopus vulgaris</i>	0	1860
Pontudo	<i>Nemadactylus bergi</i>	0	21121
Robalo	<i>Centropomus spp.</i>	0	54
Sardinha	<i>Sardinella brasiliensis</i>	0	405
Sargo	–	0	95
Savelha	<i>Brevoortia spp</i>	62005	199523
Serrinha	<i>Scomberomorus maculatus</i>	2315	10732
Sioba	<i>Lutjanus spp</i>	0	30
Siri	<i>Callinectes spp</i>	0	54095
Tainha	<i>Mugil spp</i>	256296	1079583
Tira vira	<i>Percophis brasiliensis</i>	6155	115910
Trilha	<i>Mullus argentinae</i>	0	540
Viola	<i>Rhinobatos spp</i>	125000	189910
Xareu	<i>Caranx hippos</i>	17	0
Xixarro	<i>Trachurus lathami</i>	60	1320
Total geral		14435326	46858469

Tabela 1.9: Composição dos desembarques (em Kg) das principais espécies por estação do ano.

Dec	Espécie	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Total geral	% T
90s	Corvina	44.465	4.762	1.876	252.078	303.181	43,9
	Castanha		527	3.335	31	3.893	0,6
	Pescada-olhuda	37	60.474	121.935	96	182.542	26,4
	Enchova	100		127.590	20	127.710	18,5
	Total (4 sp)	44.602	65.763	254.736	252.225	617.326	89,4
	Todas as 24 sp	61.013	77.128	298.947	253.313	690.401	100,0
00s	Corvina	499.124	54.703	88.231	1879.557	2521.615	45,0
	Castanha	219.504	68.667	519.939	492.588	1300.698	23,2
	Pescada-olhuda	114.990	113.193	649.404	271.693	1149.280	20,5
	Enchova	3.320	4.362	211.648	5.579	224.909	4,0
	Total (4 sp)	836.938	240.925	1469.222	2649.417	5196.502	92,7
	Todas as 40 sp	913.486	305.216	1646.479	2742.208	5607.389	100,0

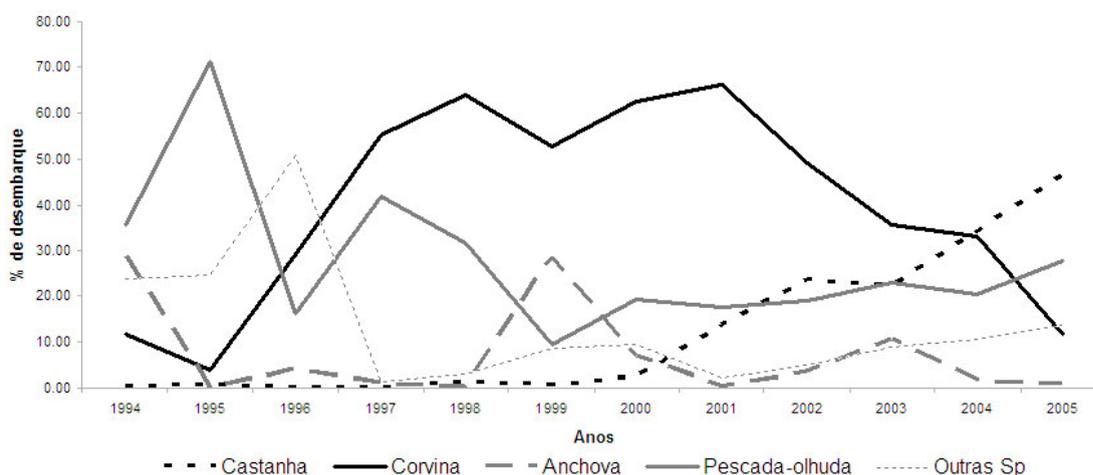


Figura 1.21: Proporção (%) do total desembarcado das principais espécies pela frota de emalhe de Rio Grande.

O gráfico de proporção acumulada das viagens de pesca contra a proporção de desembarque, é um indicativo do direcionamento do esforço pesqueiro para a espécie capturada, mostrando quando uma espécie em particular é descarregada em baixas ou altas proporções em relação a viagem de pesca. Na década de 90 a corvina e pescada eram as principais espécies desembarcadas pela frota, em 50% dos desembarques diários por embarcação a castanha representava menos de 10% das espécies desembarcadas, enquanto a anchova e a pescada representavam de 80 a 90% e a corvina mais de 90 % das espécies desembarcadas (Figura 1.22a). Após o ano 2000, a importância nos desembarques de castanha aumentou, representando 50% das espécies desembarcadas, enquanto a anchova e a pescada diminuíram para 50 % e a corvina para menos de 80% (Figura 1.22b). A castanha pode ser considerada uma espécie-alvo, após o período de 2000, principalmente no inverno (Figura 1.23c)

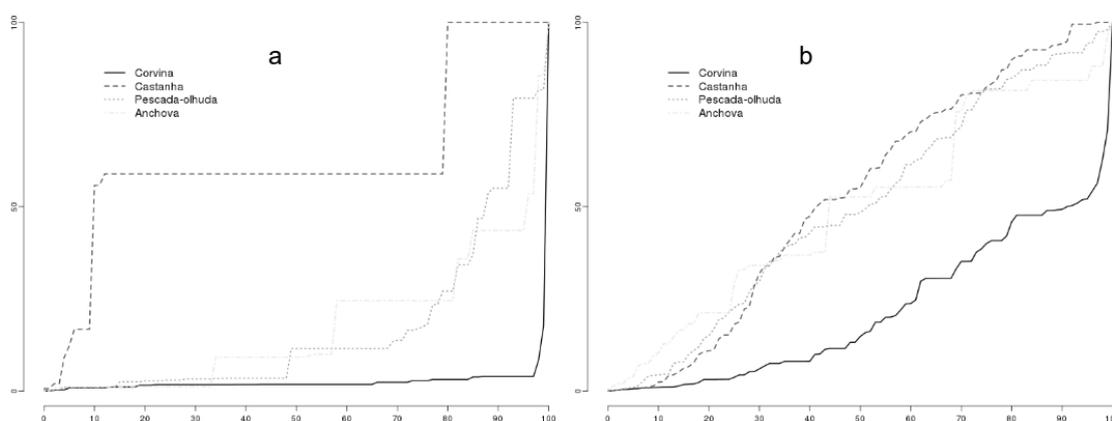


Figura 1.22: Status das principais espécies nas duas décadas estudadas. No eixo X é a proporção individual de espécies (em Kg) no desembarque de cada viagem. No eixo Y é a proporção acumulada das viagens. a) Desembarque proporcional para a década de 1990 (1994-99). b) Desembarque proporcional para o período após ano de 2000 (2000-05).

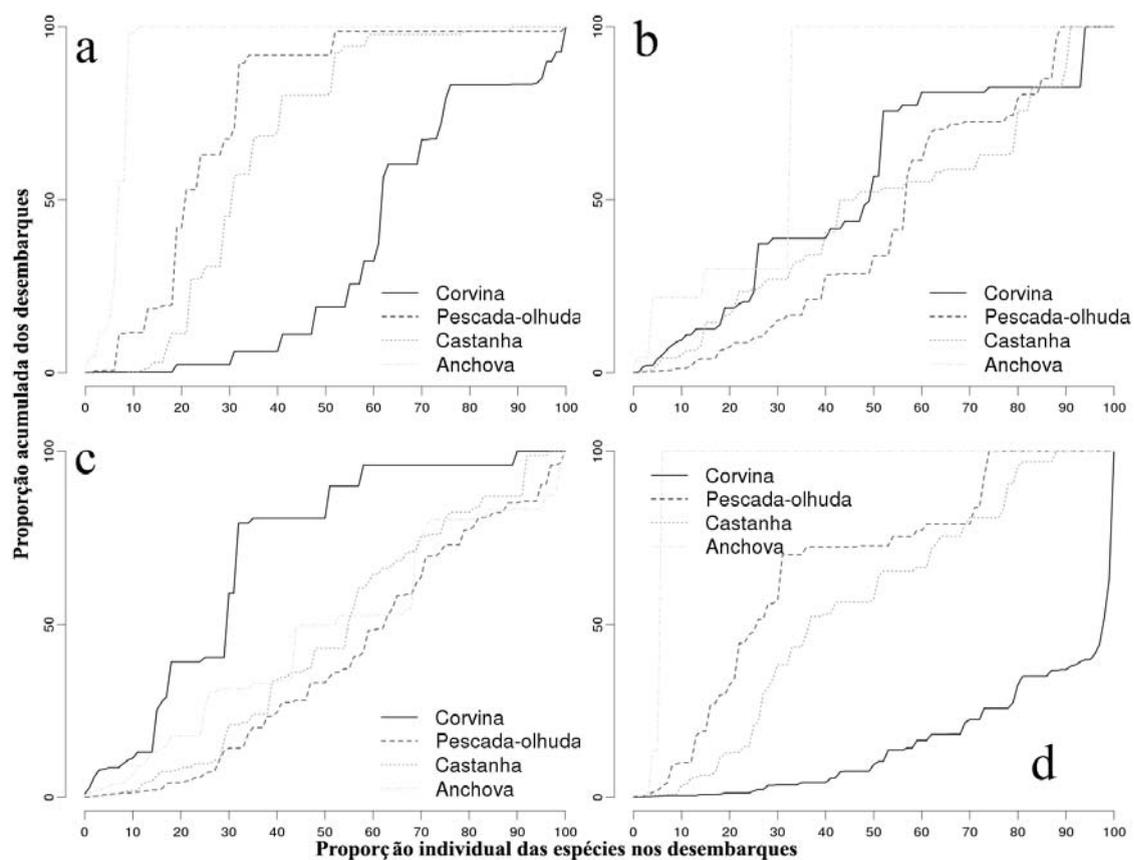


Figura 1.23: Status das principais espécies no período após o ano 2000. No eixo X é a proporção individual de espécies (em Kg) no desembarque de cada viagem. No eixo Y é a proporção acumulada das viagens. a) Verão, b) Outono, c) Inverno, d) Primavera.

1.5 Discussão

1.5.1 Lances de Pesca

Uma correta classificação da pescaria traz benefícios para estatísticas básicas e sua consequência direta é um aumento na confiabilidade dos dados. A estrutura da pesca realizada na zona costeira adjacente ao Rio Grande do Sul tem sofrido alterações na última década. A classificação da pesca de emalhe no Rio Grande do Sul, ainda é discutível. Atualmente é difícil distinguir as frotas de emalhe semi-industrial do emalhe industrial por possuírem características semelhantes, até o final da década de 1990 a frota de emalhe industrial ficava sediada exclusivamente no Porto Velho no centro da cidade, enquanto que a frota de emalhe semi-industrial ou costeiro, era sediada exclusivamente na 4 e 5 seção da barra. Após o ano 2000, embarcações da frota de emalhe semi-industrial começaram a ficar sediada no Porto Velho e a frota monitorada ficou composta por algumas embarcações de emalhe industrial, que operam em profundidades acima dos 60m.

Comparando os resultados obtidos neste com outros estudos (Reis, 1993; Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003) nota-se que o tamanho da frota de Rio Grande oscilou ao longo dos anos e para o último censo, de 2007, verifica-se que o tamanho da frota diminuiu em relação a 1999 (Secchi et al., 2004). Durante o período de novembro de 2006 a junho de 2008 quatro embarcações naufragaram, duas trocaram a modalidade de pesca, indo para o espinhel, mostrando que o número de embarcações pode variar por diversos fatores. Novas embarcações estão sendo adicionados à frota aumentando seu comprimento para permitir uma estocagem de redes maiores. Além disso, o maior tamanho das embarcações garante maior autonomia no mar e a utilização de áreas de pesca mais distantes. A combinação entre aumento no tamanho das redes e na autonomia pode significar um incremento no esforço total de pesca.

A frota de emalhe de Rio Grande vem apresentando um aumento do esforço em profundidades acima de 35m, em áreas mais distantes da costa. Além disso a frota tem ampliado consideravelmente sua área de atuação ao longo dos anos. Foi verificado um deslocamento das áreas de pesca para regiões localizadas ao sul da barra de Rio Grande (BRG). No presente estudo, ao comparar os locais das pescarias antes e após o ano de 2000 também verificou-se que houve uma expansão dos locais de lances de pesca tanto em relação à distância da costa como latitudinalmente. O aumento da latitude média dos lances de pesca, indica que os lances estão localizando-se mais ao sul. Ao direcionar a pescaria para a captura de castanha espera-se que as áreas fiquem mais ao sul que esta relacionada a diminuição da abundância de pescado nas regiões costeiras próximas a BRG, fazendo com que a frota se desloque para áreas mais distantes em busca de locais com maior abundância de peixes. A mistura de embarcações do emalhe industrial também pode influenciar o maior numero de lances em áreas ao sul da BRG e longes da costa. A principal espécie capturada pela frota em águas costeiras é a corvina e estudos anteriores realizados no Rio Grande do Sul indicaram diminuições no estoque de corvina do sul do Brasil (Haimovici, 1998; Haimovici & Ignácio, 2005; Vasconcellos & Haimovici, 2006). Essa expansão da área e aumento de esforço pode ser facilitada pelo aumento de tamanho das embarcações possibilitando maior autonomia no mar podendo se afastar mais da costa e procurarem outros locais de pesca.

A sazonalidade das pescarias foi bem definida em todo o período, a frota de emalhe de Rio Grande explora várias espécies de teleósteos ao longo do ano em períodos denominados safras. O pico de utilização da rede de corvina foi registrado em outubro e novembro, e o da pescada entre julho e agosto, com algumas sobreposições em alguns períodos. Também foi observada uma mudança no esforço por estação do ano. Atualmente registra-se um maior número de lances de pesca no inverno que na primavera. A corvina é uma das espécies demersais mais abundantes e intensamente exploradas da plataforma

continental do sul e sudeste do Brasil (Haimovici & Ignácio, 2005) e durante a primavera e verão a frota de emalhe está voltada principalmente para a captura desta espécie. Haimovici et al. (1996) observaram em levantamentos com rede de arrasto fundo, entre Chuí e Solidão, que corvinas pré-adultas são encontradas todo o ano próximas à costa, enquanto que corvinas adultas ocorrem até faixa de 100m no outono e início da primavera e depois concentram-se em profundidades inferiores a 50m no verão. Durante o inverno e outono a frota está direcionada para a pescada (Secchi et al., 1997; Boffo & Reis, 2003) e nos últimos anos estão voltando-se também para a captura de castanha, um outro recurso pesqueiro explorado principalmente no sul do Brasil. Nos meses de inverno e primavera os adultos de castanha se deslocam para o norte acompanhando a penetração de águas mais frias para desovar no litoral do Rio Grande do Sul. Os juvenis nascidos na primavera permanecem até o início do outono na plataforma interna, até 30m de profundidade (Haimovici et al., 1989, 2006a). Quando alcançam 80 - 100mm de comprimento deslocam-se para a plataforma intermediária, onde permanecem até atingir em torno de 200mm e completar o segundo ano de vida (Haimovici et al., 1996). A plataforma intermediária desde o norte do Rio da Prata até o norte do Rio Grande do Sul é a área de criação mais importante do estoque sul de castanha.

Observou-se a preferência por dois tipos de posicionamento da rede de pesca em relação à costa. Uma é o posicionamento da rede perpendicularmente à costa, para capturar espécies que se deslocam ao longo da costa, a outra é largar a rede paralela à costa, para capturar espécies que se deslocam entre faixas de profundidades. A colocação de redes paralelas à costa, também facilita a operação de pesca, uma vez que utilizam as correntes marinhas ao longo da costa, para colher e largar as redes.

O comprimento médio das redes, da frota de emalhe do sul do Rio Grande do Sul vem aumentando nos últimos anos, e está consideravelmente maior em relação ao início da década de 1990. Na tentativa de manter a pescaria viável ao longo do ano,

existe uma tendência de aumento no tamanho das redes, bem como de acréscimo nos tempos de imersão das mesmas, e da procura por novos recursos e novas áreas de pesca (Janata & Reis, 2005). As alterações observadas nas redes de emalhe permitem verificar a tendência esperada para o desenvolvimento da pescaria com essas redes. Segundo o modelo baseado em (Larkin, 1982), para manter a quantidade capturada que vem sendo pescada e que, provavelmente, é o adequado para obter melhores preços de mercado, os pescadores inicialmente aumentam o esforço, aumentando o comprimento da rede. Se a quantidade capturada ficar muito abaixo da expectativa, a tendência é diminuir o tamanho de malha de rede para capturar indivíduos ligeiramente menores mas cuja abundância permite manter os desembarques em níveis desejáveis. Nessa mesma etapa há um aumento do período de permanência das redes na água como estratégia de obter capturas tão boas quanto às obtidas previamente, o que, no entanto, não ocorre nesta frota. Esse ciclo vai se repetindo até que se torne economicamente inviável, porque a abundância do recurso não responde positivamente a uma intensidade maior de esforço, resultando em menor captura, incluindo indivíduos de menor porte o que não interessa ao mercado consumidor.

Foi observada uma diminuição no número de lances de rede de corvina após o período de 2000 e uma maior utilização de redes de pescada. Oscilações interanuais nas taxas de captura de corvinas no estoque explorado no Rio Grande do Sul têm sido reportadas desde 1983 (Haimovici et al., 1989), o que pode explicar as mudanças entre as espécies-alvo das pescarias de uma década para outra e representar o motivo pelo qual a rede de pesca preferida na frota estudada após a década de 1990 foi a rede de pescada. Esta troca de utilização de rede está relacionada a maior procura da castanha pela frota de estudo, utilizando a mesma rede utilizada para captura de pescada. Foi observado um maior desembarque de castanha pela frota de emalhe após o ano de 2000. A pesca de castanha no sul do Brasil é sazonal, com a maior parte dos desembarques concentrada no

segundo semestre de cada ano, época em que o estoque adulto se encontra em sua maior parte em águas brasileiras (Haimovici et al., 2006a).

1.5.2 Desembarques

As informações de desembarque deste trabalho se referem ao peso descarregado nos pontos de desembarque de pescado, mercados e indústrias. As informações são coletadas mensalmente em empresas pesqueiras da região onde informam o movimento de pescado desembarcado através de formulários-padrão. Em muitos casos, as quantidades desembarcadas são diferentes das quantidades capturadas. Estas informações devem ser vistas com cautela, uma vez que os dados são provenientes apenas dos pontos de desembarques de Rio Grande. Muitas vezes as embarcações desembarcam em outros pontos, não sendo incluídas nas estatísticas oficiais. As informações deste trabalho ainda são bastante subestimadas mas o importante é analisar a tendência dos desembarques ao longo dos anos.

Os desembarques das principais espécies da frota de emalhe amostrada mostraram uma mudança nos últimos anos. Os desembarques de corvina diminuíram consideravelmente enquanto que de pescada e principalmente de castanha ganharam mais importância. Haimovici & Ignácio (2005) sugerem uma queda paulatina na abundância de corvina que se inicia provavelmente desde antes da década de 1970. A partir da intensificação da pesca de arrasto no sul do Brasil e o deslocamento da frota industrial, que anteriormente era direcionada a pesca em águas uruguaias e argentinas, e do surgimento da frota de emalhe costeira semindustrial acelerou-se a queda na biomassa do estoque de corvina, compensada parcialmente pelo aumento no crescimento individual associado à diminuição da densidade Haimovici et al. (2006c). Para manter a pescaria viável ao longo do ano a frota de emalhe tem aumentado o esforço e procurado outros recursos e áreas

de pesca para manter os níveis de captura se deslocando para áreas longe da costa para capturar os indivíduos jovens de castanha na plataforma intermediária (Haimovici et al., 2006b).

A castanha é um outro recurso pesqueiro explorado no sul do Brasil e a área de criação mais importante do estoque sul da espécie é a plataforma intermediária desde o norte do Rio da Prata até o norte do Rio Grande do Sul. Entre 1976 e 2003 a pesca de castanha no sul do Brasil representou mais de 82% das capturas totais do estoque sul. Até a década de 1990 as diversas formas de pesca de arrasto predominaram e a pesca de emalhe artesanal, costeiro e industrial representava não mais de 10% dos desembarques de castanha em Rio Grande. Nos últimos anos, a pesca de emalhe aumentou paulatinamente, atingindo mais de 60%, dos desembarques de castanha, em 2003 (Haimovici et al., 2006c). A substituição gradual da pesca de arrasto pela de emalhe-de-fundo, em anos recentes, parece estar associada à expansão da pesca de emalhe dirigida a peixes demersais (Haimovici et al., 2006c).

O valor de mercado das espécies capturadas pode ser um bom indicador além da quantidade desembarcada. Pode ocorrer pescarias em que a espécie-alvo possua um alto valor de mercado sendo atrativa para o pescador mesmo se a quantidade desembarcada for baixa. Ou ainda pode existir casos em que as pescarias possuam grandes desembarques de espécies com baixo valor de mercado com baixa percentagem da espécie-alvo da pescaria. O aumento dos desembarques totais anuais de castanha nos últimos anos, também pode ser explicada por mudanças de mercado no valor do pescado. O estoque de corvina vem apresentando uma contínua diminuição e as mudanças observadas nos locais de pesca conseqüentemente refletem mudanças no esforço pesqueiro pelo desembarque da frota de emalhe costeiro (Janata & Reis, 2005). A busca pela castanha, apesar do valor de primeira comercialização da castanha ser até 15% menor que o da corvina (CEPERG, 2007), é o fato de que as quantidades capturadas quase equivalem à captura da corvina.

Durante o período de censo, foram registradas 14 embarcações de emalhe da frota de Santa Catarina. Frotas de outras regiões, frequentemente, pescam na costa do Rio Grande do Sul não desembarcando em Rio Grande e dificultando uma compreensão abrangente da dinâmica pesqueira na costa do Rio Grande do Sul a partir de monitoramento de embarcações no cais. Além disso foram descritas várias mudanças na dinâmica da frota de emalhe costeiro de Rio Grande, em termos de distância da costa, área de pesca, comprimento da rede, época de pesca, contudo estes não são os únicos parâmetros que mudaram neste período. As embarcações pesqueiras evoluíram, podendo carregar mais redes, utilizando guinchos para recolher a rede, GPS, ecossondas mais modernas e alguns casos a utilização de computadores portáteis nas viagens. A frota está sempre buscando aperfeiçoamento das embarcações e das estratégias de pesca, seja com equipamentos de localização geográfica, na operação da pesca, seja na procura por cardumes. Estudos futuros, levando em consideração o esforço da pesca, a dinâmica espacial associados a informações de desembarques poderão constituir um importante instrumento para auxiliar o manejo da pescaria e da frota, contribuindo para melhores estimativas de esforço pesqueiro.

1.6 Conclusões

- A área de pesca de emalhe costeiro expandiu-se para maiores profundidades;
- A latitude média dos lances de pesca aumentou;
- A frota utiliza dois tipos de estratégias para lançar a rede, perpendicular e paralelo à linha de costa;
- O comprimento médio das redes de pescada e corvina da frota de emalhe costeiro baseada em Rio Grande aumentou significativamente nos últimos anos;
- Verificou-se um aumento na frequência de utilização de rede de pescada;
- Os desembarques de corvina diminuíram nos últimos anos;
- Os desembarques totais e a importância relativa na pescaria de castanha aumentaram.

Capítulo

2

Efeito da Dinâmica da Frota de Emalhe de
Rio Grande nas Capturas Acidentais de
Toninhas (*Pontoporia blainvillei*) no Litoral
do Rio Grande do Sul

2.1 Introdução

2.1.1 A espécie

A toninha ou franciscana (*Pontoporia blainvillei*) é a única espécie da superfamília Plata-nistoidea (golfinhos de rios) que tem hábitos marinhos. É endêmica do Oceano Atlântico Sul Ocidental com distribuição restrita às águas costeiras, distribuindo-se desde Itaúnas (18°25'S), no Espírito Santo (Siciliano, 1994), até o Golfo San Mathias (41°09'S), na Argentina (Crespo et al., 1998).

As descrições de toninhas em seu ambiente natural (Bordino et al., 1999; Secchi et al., 2001; Cremer et al., 1998) sugerem que os indivíduos nadam em pequenos grupos de 2 a 5 indivíduos, porém há registros de grupos maiores, de até 30 indivíduos, no Brasil e na Argentina (Cremer et al., 1998; Crespo et al., 1998; Di Benedetto & Ramos, 2001). Ocorrem principalmente em águas rasas até a isóbata de 30m (Secchi & Ott, 2000).

A espécie possui longevidade baixa, a idade máxima observada foi de apenas 17 anos para machos (Botta, 2005) e 21 anos para fêmeas (Pinedo & Hohn, 2000), mas somente alguns indivíduos atingem idades superiores a 10 anos (Kasuya & Brownell, 1979; Pinedo, 1994; Ott, 1998). Sua alimentação é composta predominantemente de teleósteos, cefalópodes e em menor quantidade, crustáceos (Ott, 1994; Bassoi, 1997, 2005; Mehssen, 2003). Predação por tubarões e orcas é uma das causas prováveis de mortalidade natural (Praderi, 1985; Monzón et al., 1994; Ott & Danilewicz, 1997).

O hábito costeiro da toninha determina as alta freqüência de captura acidental (Figura 2.1), principalmente em redes de emalhe, ao longo da sua distribuição (*e.g.* Praderi, 1985; Corcuera et al., 1994; Secchi et al., 1997, 2003c; Di Benedetto & Ramos, 2001; Bertozzi & Zerbini, 2002; Rosas et al., 2002). A mortalidade devido ao emalhe em redes é a maior ameaça conhecida para a toninha (Ott et al., 2002; Secchi & Wang, 2002;

Secchi et al., 2003c). No Brasil as capturas ocorrem o ano inteiro (Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003c) enquanto que na Argentina, a maioria das toninhas são capturada durante a primavera e o verão (Crespo et al., 1998; Secchi et al., 2003b).



Figura 2.1: Toninhas (*Pontoporia blainvillei*), capturadas acidentalmente em redes de emalhe no litoral do Rio Grande do Sul.

Secchi et al. (2001) obtiveram a primeira estimativa de abundância de toninhas para a região do Rio Grande do Sul e Uruguai (RS/URU): cerca de 42.000 indivíduos para o estoque RS/URU a partir de um estudo de avistagem em sobrevôos realizado em 1996. Há indícios de que esta população de toninhas possa estar em declínio (Secchi, 1999; Kinas, 2002; Lammardo, 2002; Secchi et al., 2003c) e que a taxa de crescimento populacional, pelo menos para o estoque RS/URU, não sustente os níveis atuais de capturas acidentais (Secchi, 1999, 2006), em parte, devido ao baixo potencial reprodutivo da espécie (*e.g.* Danilewicz et al., 2000) e, portanto, uma baixa capacidade de resposta às remoções não naturais (Secchi, 2006).

Para avaliar o efeito das capturas acidentais localmente e definir estratégias de conservação que beneficiassem populações discretas, definiram-se quatro diferentes áreas de manejo para a toninha (FMA – “*Franciscana Management Áreas*”) (Figura 2.2) seguindo critérios genéticos, morfológicos, parâmetros populacionais e de distribuição (Sec-

chi et al., 2003c). O critério utilizado para definir o limite de sua distribuição no sentido costa oceano é a isóbata de 30m (Secchi & Ott, 2000).

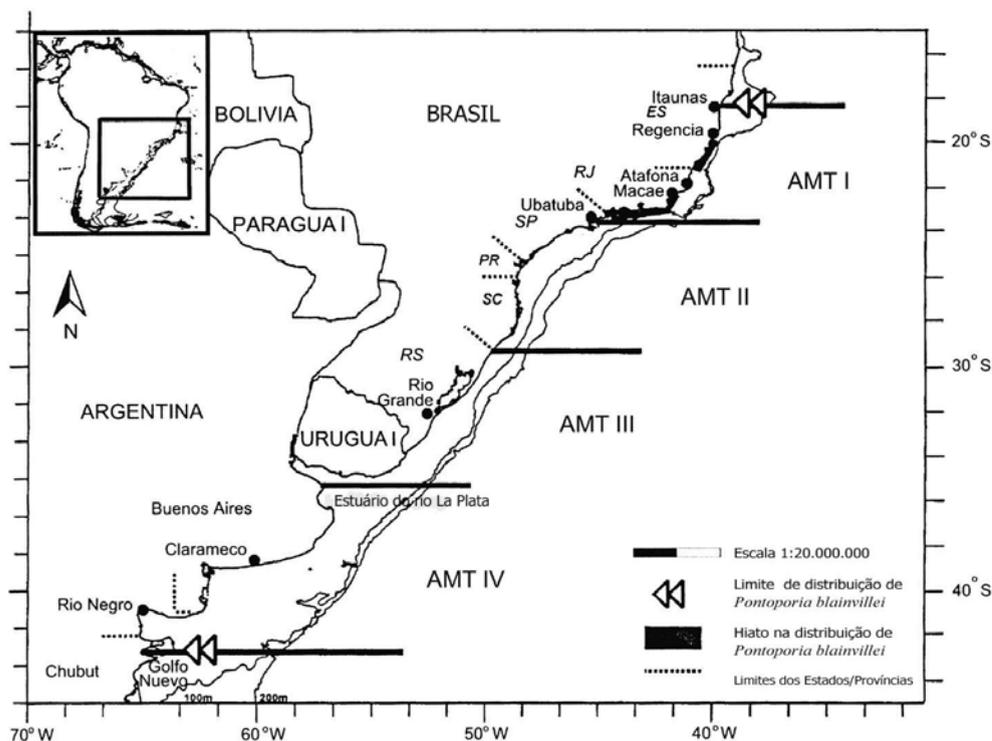


Figura 2.2: Os limites norte (Itaúnas) e Sul (Golfo de San Mathias), da distribuição de toninhas (*Pontoporia blainvillei*), modificado de (Secchi et al., 2003b)

Até o ano de 2000 a toninha estava incluída na Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção, publicada pela União Mundial para Conservação da Natureza (IUCN) em seu Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas, na categoria “Dados Insuficientes”, indicando que os dados necessários para realizar uma avaliação não estavam disponíveis. Secchi & Wang (2002) fizeram uma avaliação formal para o estoque da FMA III e sugeriram que este fosse classificado como “Ameaçado” no Livro Vermelho da IUCN. A partir de 2003 a proposta de Secchi & Wang (2002) foi discutida pelo grupo de especialistas de Cetáceos da IUCN e o estoque de toninhas da FMA III, foi incluído na categoria “Vulnerável”, devido aos altos índices de captura do estoque de toninhas que habita as águas costeiras do Rio Grande do Sul e Uruguai (Secchi & Wang, 2003). Recentemente, a espécie foi classificada como “Vulnerável” (IUCN, 2008). A espécie pode ser o pequeno cetáceo mais impactado por atividades antropogênicas no Atlântico Ocidental, especialmente devido às capturas acidentais em redes de emalhe (Secchi et al., 2003c). No Brasil foi classificada com o status

de “Vulnerável” no Plano de Ação de Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001) e aparece na Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.

2.1.2 Interação da toninha com a pesca de emalhe costeiro

No Rio Grande do Sul, estudos sobre a mortalidade de toninhas iniciaram no final da década 1970 através do registro do número de toninhas encontradas encalhadas na praia durante monitoramentos sistemáticos de mamíferos marinhos. Um total de 1076 toninhas encalhadas mortas foram encontradas entre 1979 e 1998 na costa do Rio Grande do Sul (Pinedo & Polachek, 1999). No início da década de 90, iniciou-se o monitoramento da frota costeira de emalhe de média escala do Rio Grande do Sul, onde dados de capturas acidentais de toninhas vêm sendo sistematicamente coletados (Secchi et al., 1997; Secchi, 1999).

A estimativa anual de mortalidade para o litoral norte do Rio Grande do Sul é de quase 500 toninhas (Moreno et al., 1997; Ott et al., 2002), enquanto que para o litoral sul pode ser até quase o dobro desse valor (Secchi et al., 2004).

É observado um aumento do esforço da pesca costeira de emalhe de 1980 até os dias atuais (Reis et al., 1994; Haimovici, 1997b; Secchi et al., 1997, 2004; Boffo & Reis, 2003, Capítulo 1), causando um maior impacto na zona costeira devido à sobreposição dessa atividade pesqueira com a distribuição da espécie, principalmente em águas entre o litoral e a isóbata de 30m. Kinas (2002) calculou uma taxa de incremento médio anual do esforço de pesca entre 1979 e 1994 de 72%. Este aumento do esforço pode estar afetando proporcionalmente as toninhas que habitam a costa do Rio Grande do Sul. Embora existam trabalhos sobre capturas acidentais de toninhas (*e.g.* Secchi et al., 1997, 2004; Kinas & Secchi, 1998) e sobre encalhes (Pinedo & Polachek, 1999) para a região de Rio Grande, existem poucos trabalhos sobre distribuição espaço-temporal das

capturas acidentais (Secchi, 1999; Dapper et al., 2005; Prado, 2006).

2.1.3 Captura por unidade de esforço (CPUE)

Em geral, é difícil estimar a abundância absoluta de uma população aquática. Porém, para estudos da dinâmica populacional, pode ser suficiente conhecer apenas sua densidade relativa. Os métodos para determinar a densidade relativa produzem índices de abundância que podem ser usados para comparar diferentes áreas geográficas ou acompanhar tendências temporais (Krebs, 1994). Um dos índices mais importantes para estimar a densidade relativa é a Catura Por Unidade de Esforço (CPUE). Esse índice é baseado na suposição geral de que a captura é proporcional ao esforço usado para obtê-la (Seber, 1982). Significa supor que se uma mesma unidade de esforço produz mais capturas em uma área que numa dada hora ou época, isso significa que as abundâncias apresentam diferenças espaciais (ou temporais).

Mudanças na CPUE ao longo do tempo são proporcionais a mudanças na capturabilidade, na abundância ou em ambos (Quinn & Deriso, 1999). Uma das mais importantes limitações do uso de CPUE como índice de abundância é a suposição de que a capturabilidade é constante ao longo do tempo e do espaço. Essa suposição depende, pelo menos, do encontro do pescador com a espécie seguir um padrão aleatório e da eficiência da captura após o encontro se manter inalterada ao longo do tempo e do espaço. A primeira condição é influenciada pela distribuição da espécie e da obtenção da amostra que deveria ser aleatória, porém devido ao fato dos dados dependerem da pesca comercial, que tende a procurar áreas e situações onde a espécie-alvo é mais facilmente capturada, o procedimento amostral não é aleatório prejudicando a representatividade estatística da amostra. A segunda condição é violada quando modificações no poder de pesca, causadas por mudanças nas embarcações, petrechos equipamentos e até no aprendizado do pescador,

que podem ocorrer ao longo do tempo criando dificuldades adicionais para a obtenção de um resultado mais preciso. Variáveis ambientais, biológicas e operacionais da pescaria também podem influenciar a captura das espécies (*e.g.* Monteiro, 2008)

2.2 Objetivos

Geral

- O presente estudo tem como objetivo geral determinar o padrão de distribuição espacial e temporal da captura acidental de toninhas.

Os objetivos específicos são:

- Verificar se a distribuição das capturas está relacionada com parâmetros ambientais e operacionais (profundidade, posição geo-referenciada, temperatura, época do ano, tipo de rede);
- Identificar áreas e épocas de maior risco de captura (*i.e.* onde a probabilidade de captura é maior).

2.3 Material e Métodos

2.3.1 A Frota e a Área de Estudo

Desde 1992 a ocorrência de capturas acidentais de toninhas em redes de emalhe no Rio Grande do Sul vem sendo registrada e estudada através de um programa de monitoramento da frota realizado pelo Laboratório de Mamíferos Marinhos e Museu Oceanográfico da FURG. Os registros de captura acidental são provenientes do monitoramento de uma parcela da frota pesqueira de emalhe costeiro sediada no Porto de Rio Grande (32°05'S – 52°08'O). Apesar de ser uma pequena porção da frota (10-15%), as embarcações moni-

toradas são representativas de toda a frota, usam as mesmas artes de pesca, capturam a mesma espécie-alvo e operam nos mesmos locais de pesca.

A área de estudo é o costa do Rio Grande do Sul, compreendendo a área onde esta frota atua, que vai do farol de Mostardas (31°14'S) até o Chuí (33° 44' S) a uma distância da costa que varia de 0,9km a 150km. A maior parte do esforço pesqueiro ocorre entre estes dois faróis, em águas com influência das águas do estuário da Lagoa dos Patos.

As amostragens foram nas 4ª e 5ª Secção da Barra de Rio Grande, uma vez que, é considerado o ponto da região onde há maior representatividade no volume de captura total da pesca costeira de emalhe (Reis et al., 1994) e onde ocorre parte do desembarque de pescado e manutenção dos barcos da frota estudada. As embarcações monitoradas neste estudo compõem uma fração da frota pesqueira de emalhe costeiro de média escala, com aproximadamente 140 barcos que utilizam rede de emalhe de espera para capturar pescada-olhuda, *Cynoscion guatucupa*, e corvina, *Micropogonias furnieri*, e rede de cerco para a anchova, *Pomatomus saltatrix*, (Klippel et al., 2005).

2.3.2 A Coleta de Dados

Os dados foram obtidos através do preenchimento voluntário de cadernos de bordo distribuídos aos mestres das embarcações. Cada mestre de barco monitorado recebeu um caderno onde ficam registrados todos os lances de pesca realizados, com informações de data, local, profundidade, espécie-alvo, duração da viagem, dimensões da rede, coordenadas geográficas da rede na água, hora do lance e recolhimento da rede e número de toninhas capturadas durante cada operação de pesca. Durante o período de 1994 a 2008 monitorou-se o desembarque de aproximadamente 10-15% das embarcações (n 100-140 depende do ano) da frota costeira de emalhe que opera a partir do Porto de Rio Grande. Também foram realizadas entrevistas periódicas por um integrante do grupo de pesquisadores, que

também pertence à comunidade dos pescadores.

O comprimento das redes foi fornecido pelos pescadores em milhas náuticas, braças e metros, e a altura foi fornecida em número de malhas e/ou metros. Todas as medidas foram convertidas para metros. Os lances de pesca foram fornecidas em categorias de profundidade de 0 a 35 metros, com intervalos de 5 metros entre categorias. Pescarias acima de 35 metros foram agrupadas em uma única categoria.

Foi considerado a linha de costa como uma reta com inclinação de 30 e utilizando os faróis presentes ao longo da costa como referência, os locais da pesca foram fornecidos como tendo ocorrido nas regiões entre retas normais à linha de costa que passam pelos faróis. As pescarias que ocorreram ao norte do farol Mostardas foram classificadas como Mostardas/Torres (MoTo). A hora do início do lance de pesca, foi dividida em 4 categorias de 6 horas cada, das 00:01 as 6 horas, das 6:01 até as 12:00, das 12:01 até 18:00 e das 18:01 até a 24:00. Foram criadas classes de latitude e longitude de 0,5°, indo de 30 até 34°S e de 50 a 55°O.

Foi calculada a distância e ângulo da Barra de Rio Grande (BRG) até o lance de pesca e os lances que tinham a informação da localização da inicial e final da rede foram calculadas o ângulo, em relação ao norte geográfico, do ponto inicial para o final e a distâncias em metros entre os pontos com a seguinte fórmula:

$$D = (60 \times \sqrt{(Lat1 - Lat2)^2 + (Lon1 - Lon2)^2 \times \cos^2(0,5 \times (Lat1 + Lat2))}) \times 1852$$

Onde $Lat1$ é a latitude da posição inicial da rede (em graus), $Lat2$ é a latitude na posição final da rede e $Lon1$ é a longitude da posição inicial da rede (em graus), $Lon2$ é a longitude na posição final da rede.

Para obter a posição em que a rede é lançada em relação à linha de costa foi considerado o ângulo de inclinação da costa em relação ao norte geográfico de 30°. O

ângulo que a rede fica posicionada em relação ao norte geográfico foi então dividido em duas classes: perpendicular à costa, de 270° a 360° ; e paralelo à costa, de 180° a 270° .

As taxas de capturas acidentais de toninhas por unidade de esforço (CaPUE) foram calculadas utilizando-se o número de toninhas capturadas por 1.000 metros lineares de rede. Devido ao pequeno número amostral e a diferença na unidade de esforço, a CaPUE não foi calculada para rede de anchova.

Para verificar a existência de diferenças significativas na taxa de captura de toninhas, foi realizada com Teste-t ou Mann-Whitney, e entre mais de dois grupos com Análise da Variância ou Kruskal-Wallis (Zar, 1999). A relação da taxa de captura e do CPUE com várias medidas de esforço de pesca foi estudada através de regressões lineares e não lineares. Um nível de significância de $\alpha = 0,05$ foi considerado em todos os testes. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R versão 2.8.0 (R. Development Core Team, 2008).

2.3.3 Estimativa de mortalidade para a frota de emalhe do litoral sul do Rio Grande do Sul

A captura acidental por unidade de esforço (CaPUE) foi calculada separadamente para os dois principais tipos de rede utilizados nas duas principais espécies alvo da pescaria: corvina e pescada. A CaPUE foi baseada no número de toninhas capturadas dividido pelo esforço total (comprimento da rede vezes o número de lances) e expresso em número de toninhas capturadas acidentalmente em 1000 metros lineares de rede por lance (toninha x $[1000\text{m de rede}]^{-1}$) (Secchi et al., 1997, 2004). Para as análises de CaPUE, foram utilizados apenas os espécimens capturados em redes pelas embarcações monitoradas (pescadores não monitorados, eventualmente traziam toninhas capturadas nas redes). Os dados fornecidos por cada embarcação i ($i=1, \dots, b$) incluem: 1) número de toninhas capturadas (Ca_i); 2)

número de lances realizados no ano (L_i); 3) comprimento médio da rede utilizado no ano (C_i) (Anexo A.1). Para cada amostra, a captura acidental total (Cat) foi estimada como a CaPUE vezes o esforço total médio vezes o número de embarcações (B) da frota (equação 1) (Secchi et al., 2004).

$$Cat = CPUE \times \frac{\sum L_i \times C_i}{b} \times B$$

O intervalo de confiança para Cat foi estimado com uma reamostragem de 10.000 réplicas obtidas por “*bootstrap*” e obtendo o 2.5^o e o 97.5^o percentis das (Manly, 1997). Esta aproximação de estimação assume que as toninhas são igualmente vulneráveis a qualquer embarcação da frota. A captura acidental total foi extrapolada para uma frota de aproximadamente $B = 130$ embarcações e foi feita apenas para o propósito de estimar a mortalidade pela frota de emalhe de Rio Grande. As estimativas de CaPUE e captura acidental total foram baseadas apenas em embarcações com os registros mais completos. Embarcações com cadernos de bordo com apenas o registro de capturas toninhas ou registro de parte da temporada pesqueira foram excluídos das estimações.

2.3.4 Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais

Os registros de lances de pesca e capturas acidentais foram inseridos em um banco de dados georeferenciado e padronizados para comparação. A partir dos bancos de dados georeferenciados, foram obtidas informações como distância da costa e distância do porto de cada lance de pesca realizado. Para melhor expressar a distribuição espaço-temporal das capturas acidentais o período de estudo foi dividido em dois períodos, um da década de 1990 (1994 até 1999) e outro após o ano de 2000 (2000 até 2008). Cada período foi subdividido em 4 estações: verão de 21/12 a 20/03; outono de 21/03 a 20/06; inverno de 21/06 a 20/09; primavera de 21/09 a 20/12.

As informações foram inseridas em mapas georeferenciados de localização de

capturas acidentais. Para cada estações do ano, as capturas acidentais foram plotadas por tipo de rede utilizada e década. Para descrever e comparar os padrões espaciais das capturas acidentais foram criadas para a região costeira células (grid) de 10km por 10km (100km²) e calculado o número de capturas acidentais e lances de pesca dentro de cada célula para identificar as áreas de maior captura acidental de toninha por unidade de esforço. A projeção WGS84 foi utilizada para que todas as células cobrissem a mesma área. A CaPUE da célula seria a razão entre o número total de esforço pelo número de toninhas capturadas na célula. As células em branco indicam que naquele período houve esforço mas naquela estação do ano não houve.

2.3.5 Efeito das variáveis operacionais e ambientais

Para testar o efeito das variáveis operacionais e ambientais nas mortalidades de toninhas nos lances de pesca para as redes de corvina e pescada, foi utilizada a análise multivariada de Modelos Lineares Generalizados (GLM) (McCullagh & Nelder, 1989), assumindo uma distribuição binomial para o número de lances que a toninha é capturada.

Para modelar o número de toninhas capturadas (Y) como uma função de 18 variáveis explicativas (mestre, ano, década, estação do ano, distância da costa, distancia da BRG, latitude, longitude, comprimento da rede, distância entre o ponto inicial e o ponto final, ângulo em relação ao norte geográfico do ponto inicial para o final, altura da rede, classe de profundidade, classe de local de pesca, tipo de rede, hora de colocação da rede na água e temperatura superficial do mar) foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com a distribuição de probabilidade Binomial Negativa de acordo com as fórmulas apresentadas abaixo: $Y_i \sim \text{Binomial Negativa}(\lambda_i, \Theta)$, onde:

Y_i é o número de toninhas capturadas no lance,.

λ_i é o número médio de toninhas capturadas por unidade de esforço no lance

i Θ é o parâmetro estimado de sobre-dispersão.

Fórmula geral do GLM:

Fórmula Geral do GLM: $\log(\mu_i) = \log(f_i) + \beta_0 + \beta_1\chi_1i + \beta_2\chi_2i + \dots\beta_n\chi_ni$, onde:

$\log(\mu_i)$ = função de ligação do modelo: logaritmo do número médio de toninhas capturadas por metro de rede no lance i

$\log(f_i)$ = offset: logaritmo do comprimento da rede no lance i

$\beta_0 + \beta_1\chi_1i + \beta_2\chi_2i + \dots\beta_n\chi_ni$ = modelo linear

β_0 : coeficiente estimado do número de toninhas capturadas

β_1 : coeficiente estimado para a variável 1

χ_1i : valor da variável 1 no lance i

O comprimento da rede em cada lance de pesca foi utilizado como fator de padronização do número de toninhas capturadas capturadas (offset) no GLM.

Para selecionar empiricamente o melhor modelo foi utilizado como critério de escolha os menores valores do Critério de Informação de Akaike (AIC, "Akaike's Information Criterion") (Burnham & Anderson, 2002). Inicialmente foi gerado um modelo para cada uma das variáveis e os resultados foram analisados quanto ao nível de significância e o valor do AIC. Posteriormente, as variáveis significativas e com os menores valores de AIC foram combinadas com uma ou mais variáveis simultaneamente.

Também foi utilizado como critério de escolha do modelo o valor do Δ_i , que é a diferença entre o valor do AIC de um modelo "i" para o modelo com o menor valor de AIC, então $\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$.

Burnham & Anderson (2002) consideram diferentes níveis de suporte empírico para escolha do modelo. A análise do Δ_i : $\Delta_i = 0 - 2$ é considerado importante, $\Delta_i = 4 - 7$ menos importante e acima de 10 sem importância. Os modelos com os menores valores

de AIC são os modelos que melhor se ajustaram aos dados.

2.3.5.1 Dados ambientais

Com o objetivo de relacionar a temperatura superficial do mar (TSM) com as taxas de captura e esforço de pesca na área de estudo, foi utilizada uma série temporal de 1994 a 2008 de imagens de médias mensais de TSM. Obtidas por meio dos sensores AVHRR (“Advanced Very High Resolution Radiometer”) e MODIS-AQUA cobrindo a área de 30° S a 35° S e 49° O a 55° O com uma resolução espacial de 4km x 4km. Os dados são globais e foram baixados do web site mantido pela NOAA.

Os dados cobriram o período de janeiro de 1994 a junho de 2008 e consistem em imagens com médias mensais de temperatura superficial do mar. Devido a frota operar mais no período do dia, foram utilizados dados do período diurno, totalizando 174 imagens. Os valores de TSM foram associados à mesma posição dos lances de pesca e capturas acidentais.

2.4 Resultados

Foram analisados 3652 lances de pesca, preenchidos por mestres de 98 embarcações. Destes lances 83,5% não tiveram o registro de captura acidental de toninha, enquanto 16,5% dos lances capturaram 853 toninhas. Desses, 74,8% foram registros de captura de apenas uma toninha. As capturas envolvendo 2 e 3 exemplares representaram 16,4% e 5,0% do total, respectivamente. O número máximo de toninhas por lance foi de 11. O anexo A.4 mostra os barcos monitorados no período com a CaPUE e esforço de cada embarcação.

2.4.1 CaPUEs da frota monitorada

A classe de profundidade com maior taxa de CaPUE para todo o período para a rede de corvina foi a de 11 a 15 metros ($KW=120,01$, $gl=7$, $p<0,001$) (Figura 2.3). Foi observado uma diminuição na CaPUE com o aumento de profundidade. Esta observação foi válida tanto para as décadas de 90 como após o ano 2000. A CaPUE na rede de pescada também foi maior para a classe de 11 a 15 ($KW=129,01$, $gl=6$, $p<0,001$) (Figura 2.4). Similarmente, a CaPUE diminuíram à medida que se afastam da costa. As maiores taxas estavam entre 10 e 20km da costa na rede de corvina ($KW=114,97$, $gl=17$, $p<0,001$) (Figura 2.6). Quando utilizada a rede de pescada, as taxas permaneceram elevadas até 50 km da costa, com as maiores taxas ente 0 e 20km da costa ($KW=120,01$, $gl=21$, $p<0,001$) (Figura 2.6).

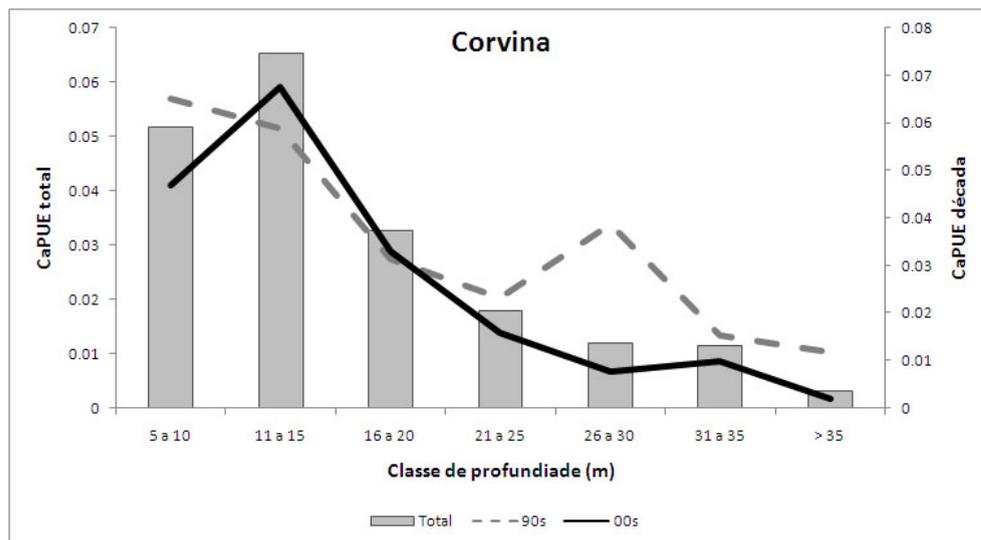


Figura 2.3: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de profundidade. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

A distribuição espacial das capturas acidentais em relação aos locais de pesca, demonstra que não houve predominância nas capturas para a rede de corvina ($KW=12,15$, $gl=5$, $p=0,05$) (Figura 2.7) e pescada ($KW=8,17$, $gl=5$, $p=0,14$) (Figura 2.8) em qualquer uma das áreas. No entanto, durante a década de 90 há uma maior CaPUE ao sul do

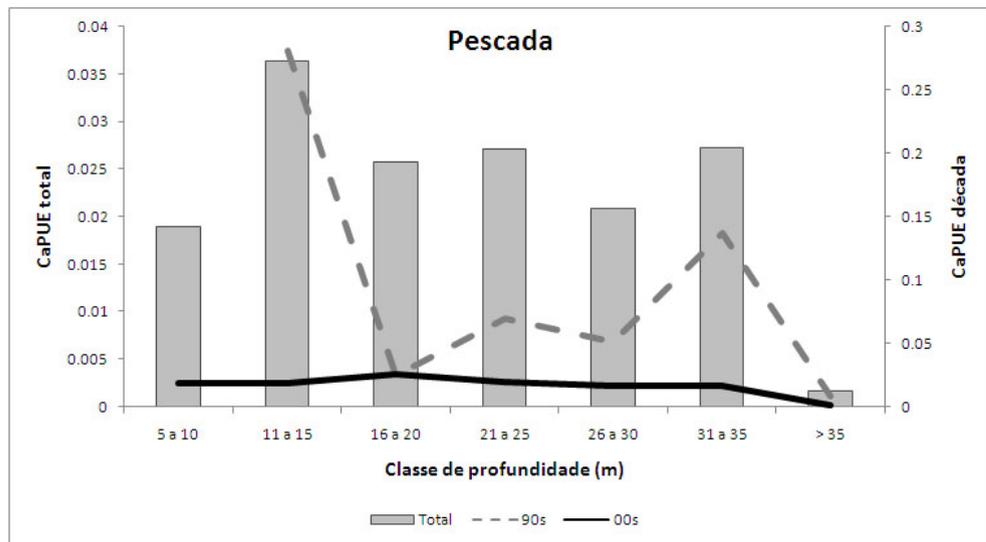


Figura 2.4: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pesca da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de profundidade. Valores para todo o período nas barras verticais e valores para cada década em linhas. A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

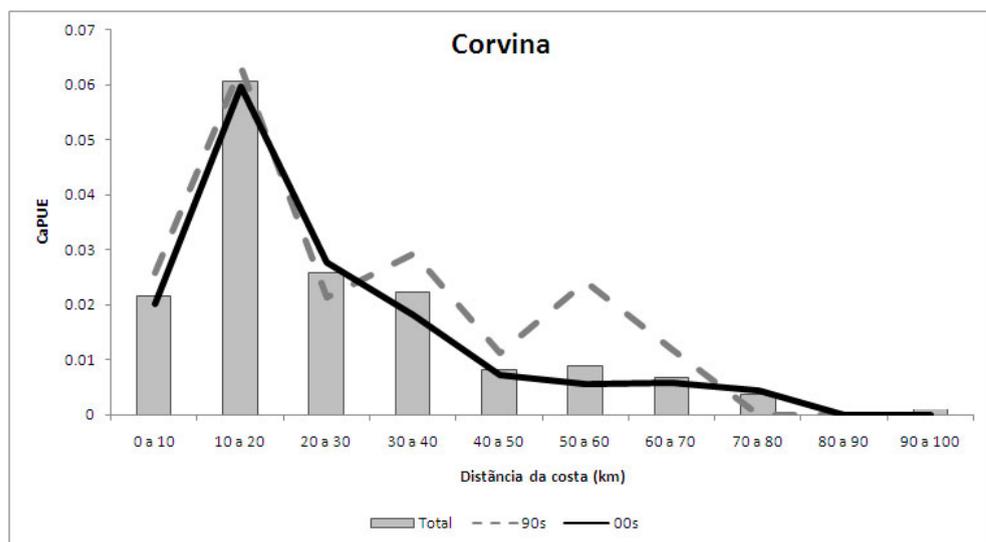


Figura 2.5: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

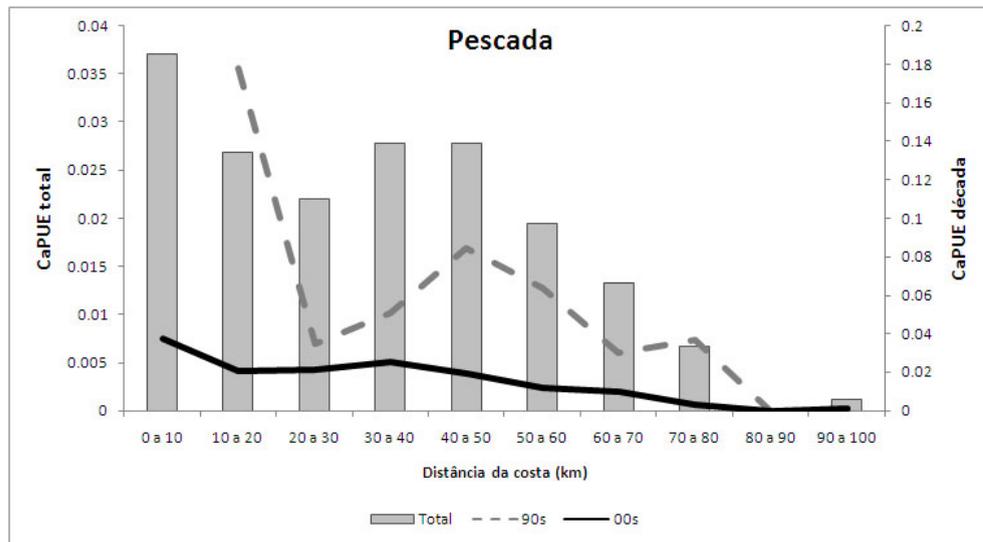


Figura 2.6: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pesca da frota de emalhe de Rio Grande por faixa de distância da costa. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

Albardão com a utilização de rede de corvina e entre Barra e Albardão na rede de pesca.

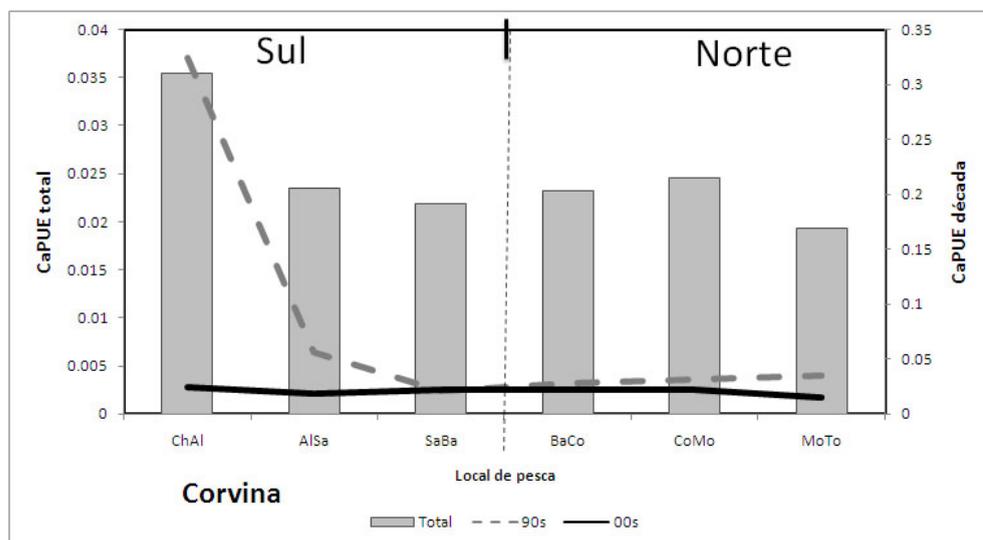


Figura 2.7: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe de corvina da frota de Rio Grande por área de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

Houve uma diferença sazonal nos valores de CaPUE. Para a rede de corvina o verão foi a estação com maior CaPUE seguida da primavera (Figura 2.9). O mesmo foi observado para as duas décadas. Na rede de pesca, inverno foi a estação que apresentou os maiores valores de CaPUE, seguido do outono (KW=45,80, gl=5, p<0,001) (Figura

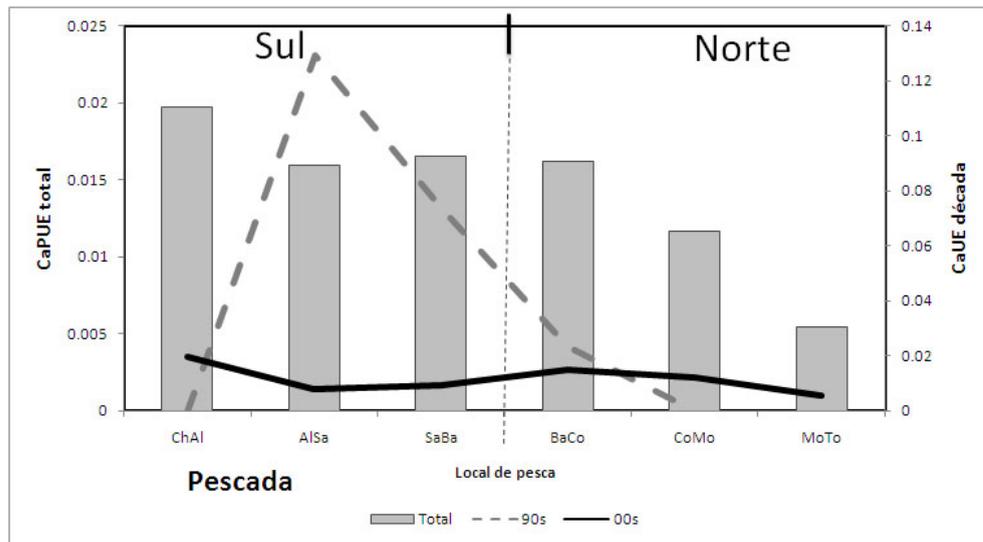


Figura 2.8: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe de pescada da frota de Rio Grande por área de pesca. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

2.10). Na década de 90 o outono era a estação com maior CaPUE. Com a utilização de rede de corvina os meses com maiores valores de CaPUE foram de outubro a janeiro (Figura 2.11), enquanto que para a rede de pescada junho a agosto representaram as maiores CaPUEs (Figura 2.12). A CaPUE oscilou ao longo dos anos tanto para a rede de corvina ($KW=72,50$, $gl=11$, $p<0,001$) quanto para a rede de pescada ($KW=134,98,11$, $gl=5$, $p<0,001$), mas ambas apresentaram uma tendência a diminuir ao longo dos anos (Figura 2.13).

A rede para pescada apresentou altos valores de CaPUE neste estudo ($U=19,36$, $p<0,001$) (Figura 2.14). Quando comparado de uma década para a outra houve uma diminuição nas taxas de CaPUE em redes de corvina ($U=10,17$, $p<0,001$) e principalmente, em redes de pescada ($U=80,94$, $p<0,001$).

O sentido em que em que a rede ficou em relação ao norte geográfico apresentou diferenças na CaPUE para a rede de corvina com os maiores valores para a direção de

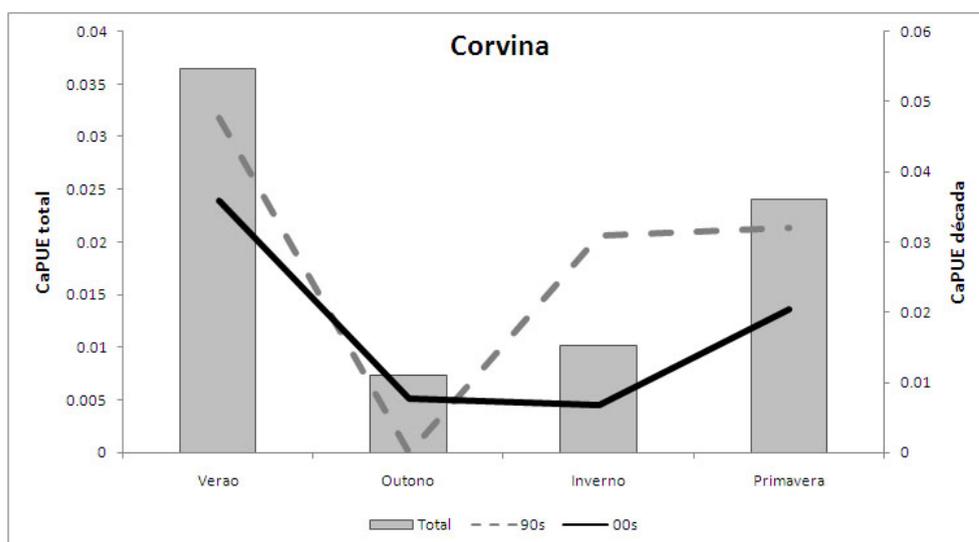


Figura 2.9: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

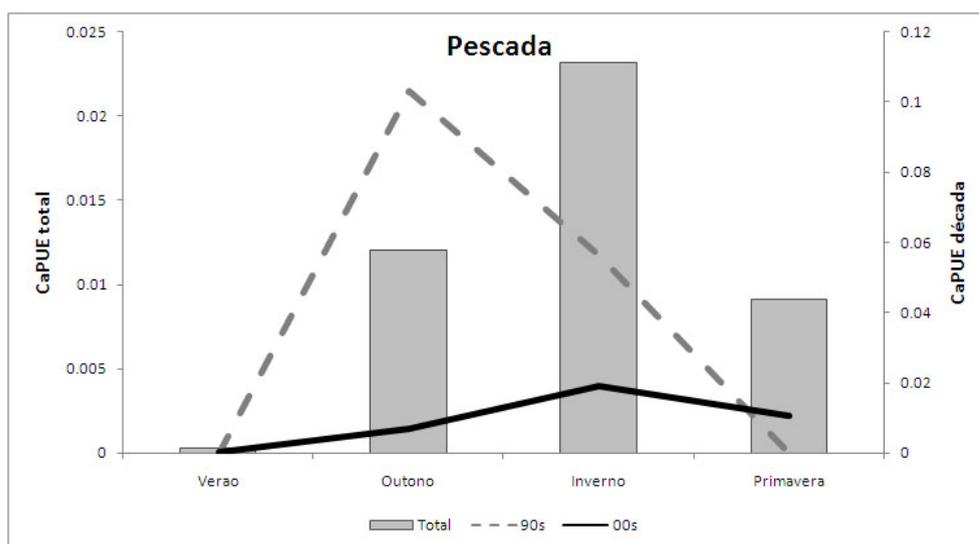


Figura 2.10: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por estação do ano. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

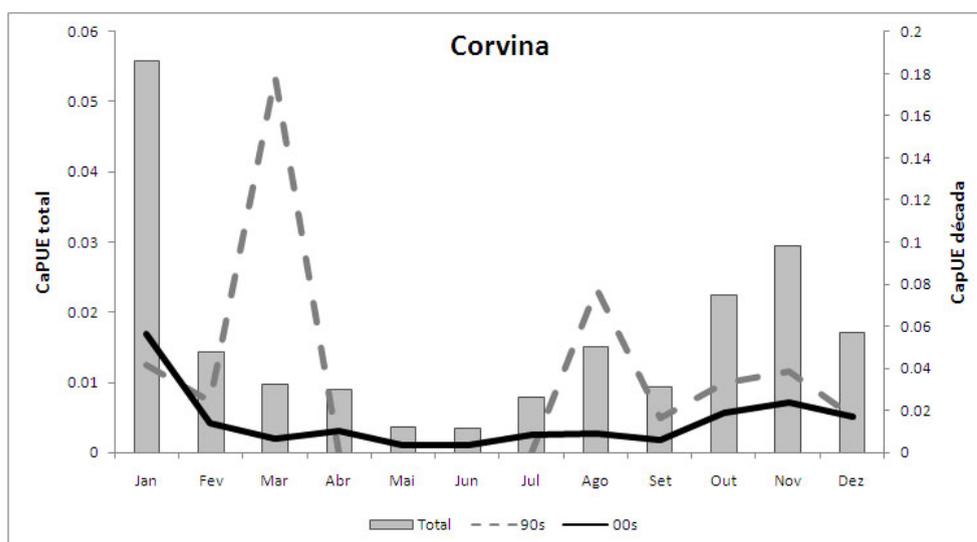


Figura 2.11: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande por mês. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

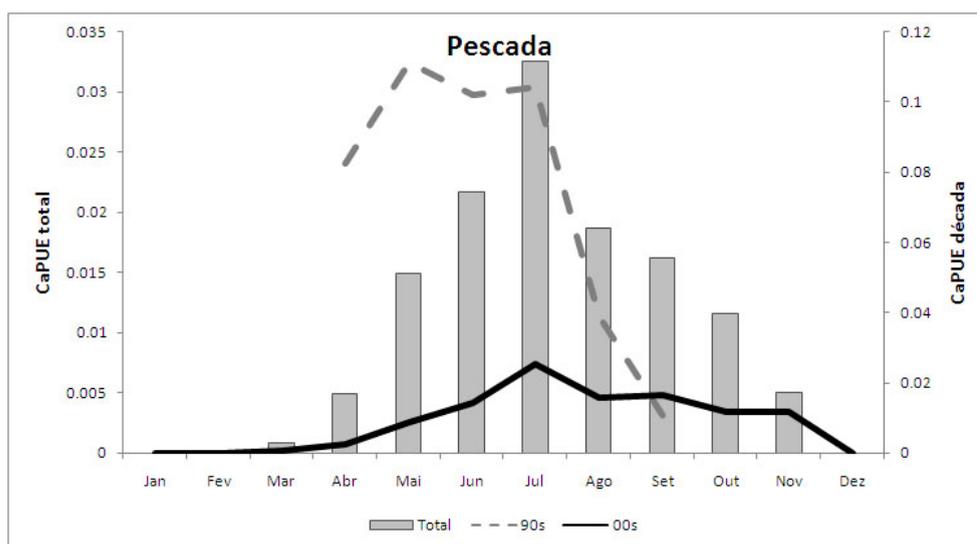


Figura 2.12: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande por mês. Eixo da esquerda, valores para todo o período (barra vertical), eixo da direita valores para cada década (linhas). A linha pontilhada representa a década de 1990 (1996-99) e a linha contínua período após 2000 (2000-2004).

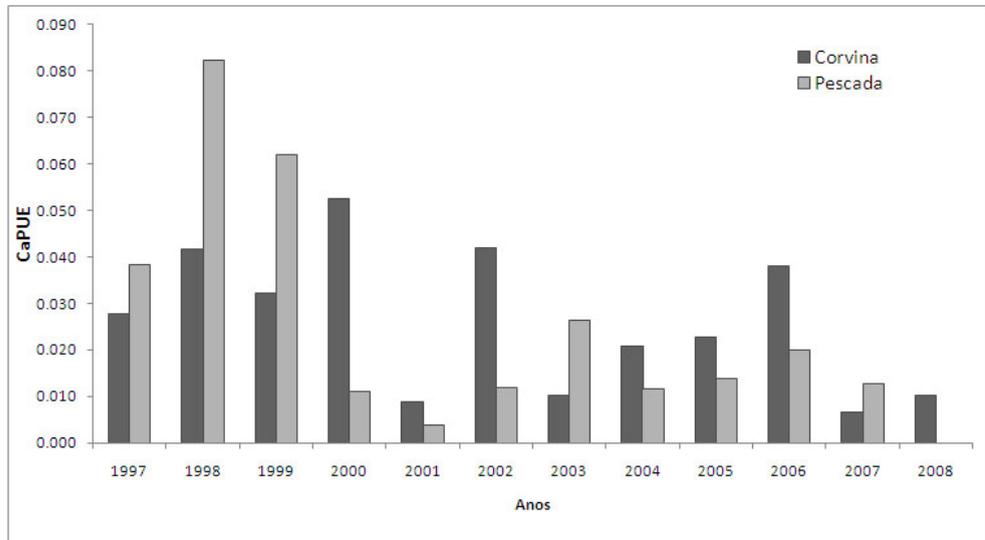


Figura 2.13: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande ao longo dos anos. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada.

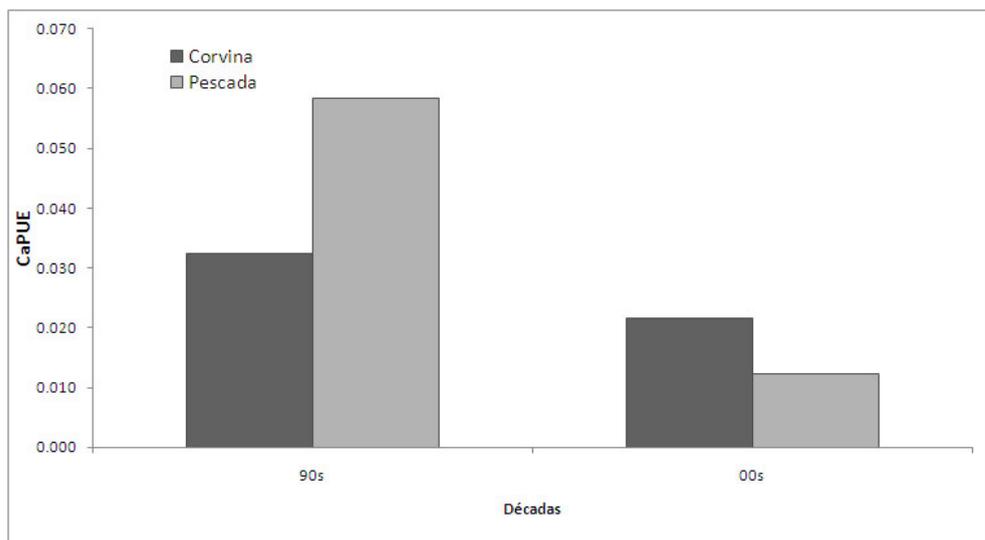


Figura 2.14: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe no sul Rio Grande do Sul por rede de pesca. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada.

243° enquanto a rede de pescada apresentou a CaPUE mais alta em 345° (Figura 2.15). A posição em que a rede foi lançada em relação à linha de costa apresentou valores maiores de CaPUE para a rede de corvina em redes paralelas à costa ($U=32,87$, $p<0,001$). Na rede de pescada os maiores valores foram em redes perpendiculares à linha de costa ($U=32,25$, $p<0,001$) (Figura 2.16). Quanto ao horário de largada da rede, o período da manhã, entre as seis da manhã e meio dia, foi o que apresentou os maiores valores de CaPUE, tanto para rede de corvina ($KW=58,94$, $gl=4$, $p<0,001$), quanto para rede de pescada ($KW=58,04$, $gl=4$, $p<0,001$) (Figura 2.17).

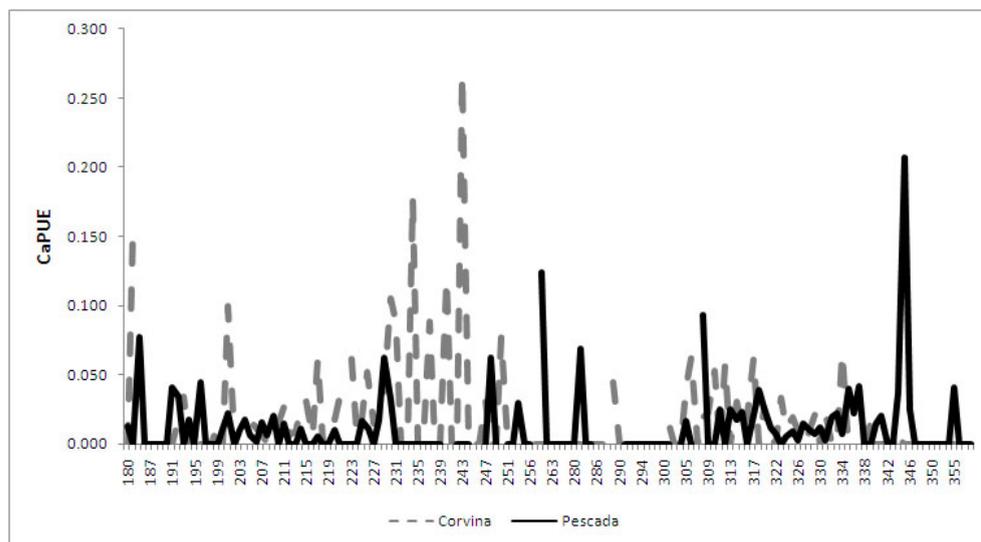


Figura 2.15: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande por ângulo de inclinação da rede em relação ao norte geográfico. Linha pontilhada representa a utilização de rede de corvina e a linha contínua representa a utilização de rede de pescada.

Foi observada uma diferença latitudinal ($KW=21,21$, $gl=7$, $p<0,001$) nos valores de CaPUE com lances de rede de corvina, com maiores CaPUE na faixa de 32,0°S a 32,5°S durante o verão, outono, inverno e na faixa de 33,0°S a 33,5°S durante a primavera (Figura 2.18). Também foi observado uma diferença longitudinal ($KW=23,28$, $gl=7$, $p<0,01$) nas CaPUEs, com maiores valores entre 52,5°S a 53,0°S durante o verão, outono e primavera e entre 53,0°S a 53,5°S durante o inverno (Figura 2.19). Nos lances com rede de pescada foi observada uma diferença apenas longitudinal com as maiores CaPUEs entre 52°O e 52,5°O durante o inverno e verão ($KW=50,07$, $gl=6$, $p<0,001$),

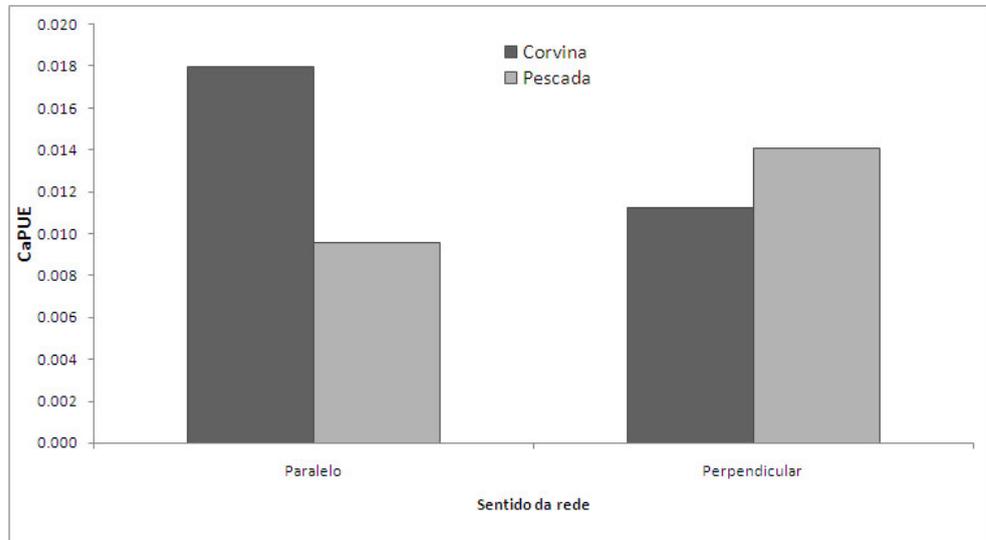


Figura 2.16: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande pela posição da rede em relação à costa. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada.

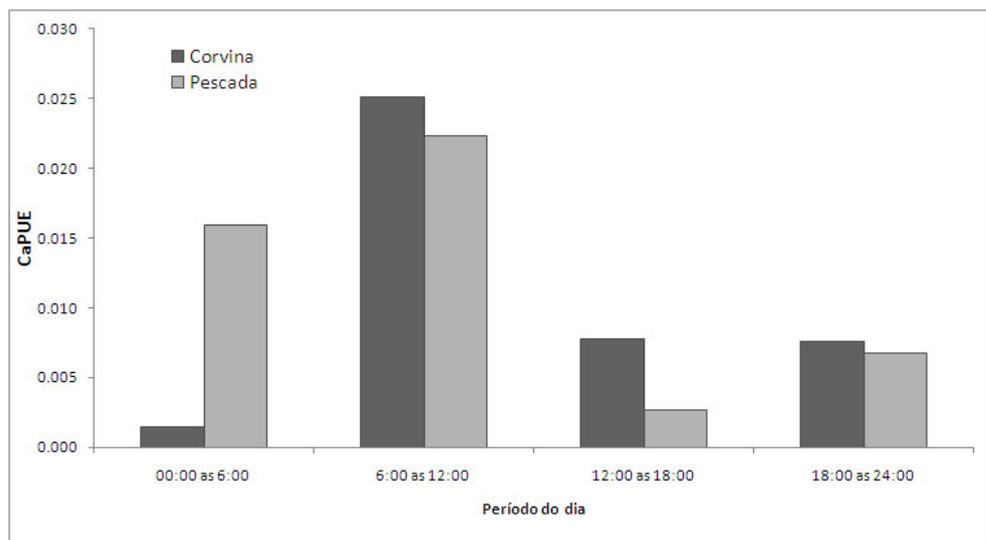


Figura 2.17: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe da frota de Rio Grande por classe de hora de largada da rede. Barra escura valores para rede de corvina, barra em cinza valores para rede de pescada.

53°O e 53,5°O durante o outono e 52,5°O e 53°O durante a primavera (Figura 2.20). Nas classes de latitude para a rede de pesca não foram observadas diferenças significativas (KW=16,39, gl=7, p=0,02) (Figura 2.21).

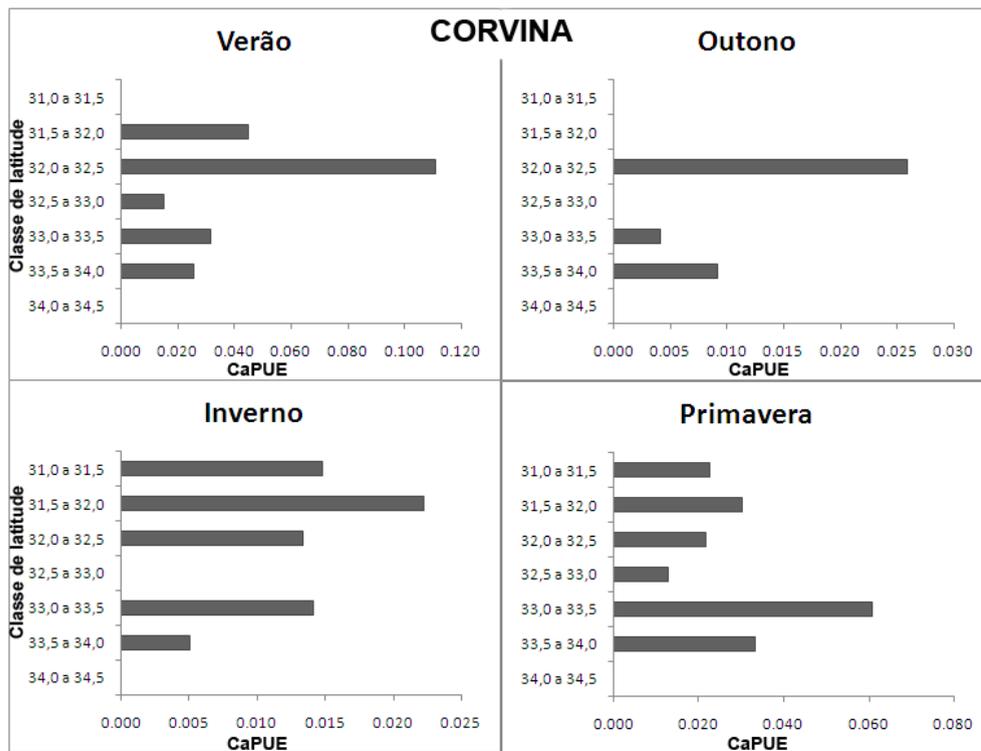


Figura 2.18: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande em relação a latitude ao longo das estações do ano.

2.4.2 Efeito das variáveis operacionais e ambientais nas capturas acidentais

Dos 3652 lances amostrados, apenas 2001 lances foram utilizados na modelagem, por conterem todas as variáveis. Das 16 variáveis analisadas individualmente, apresentaram relação com o número médio de toninhas capturadas: profundidade, hora do lance, mestre da embarcação, ano, estação do ano, distância do ponto inicial do lance à barra de Rio Grande e latitude. Essas variáveis foram combinadas entre si com várias configurações, gerando 116 modelos. O AIC destes modelos foi comparado e aqueles que apresentaram o modelo com o menor valor de AIC foi selecionado.

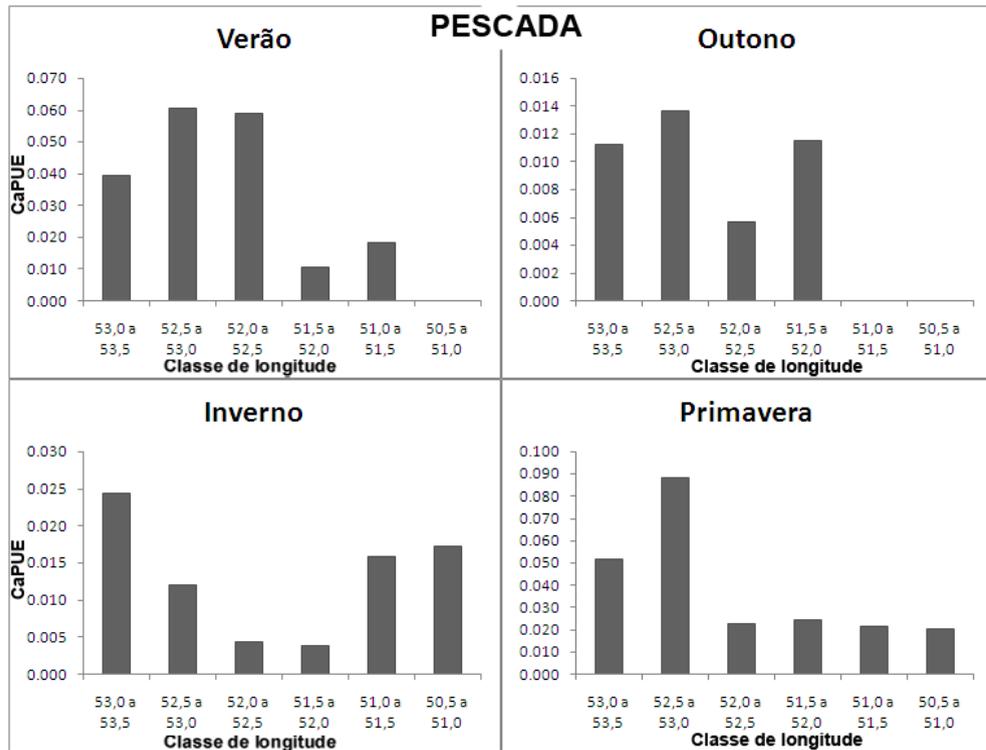


Figura 2.19: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de corvina da frota de emalhe de Rio Grande em relação a longitude ao longo das estações do ano.

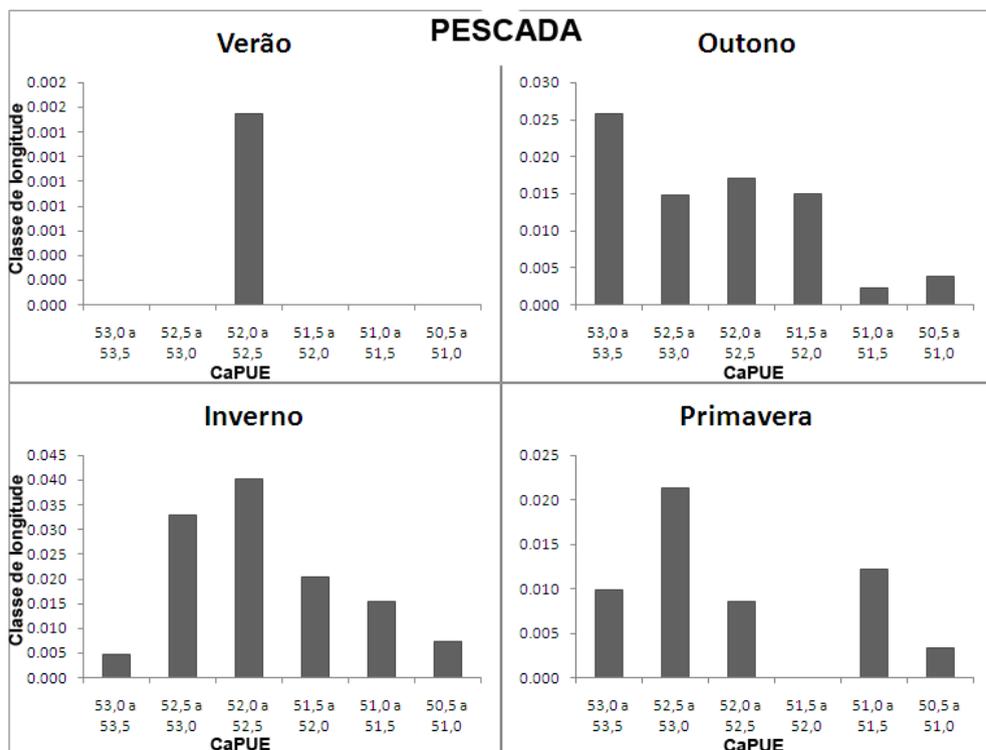


Figura 2.20: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pescada da frota de emalhe de Rio Grande em relação a longitude ao longo das estações do ano.

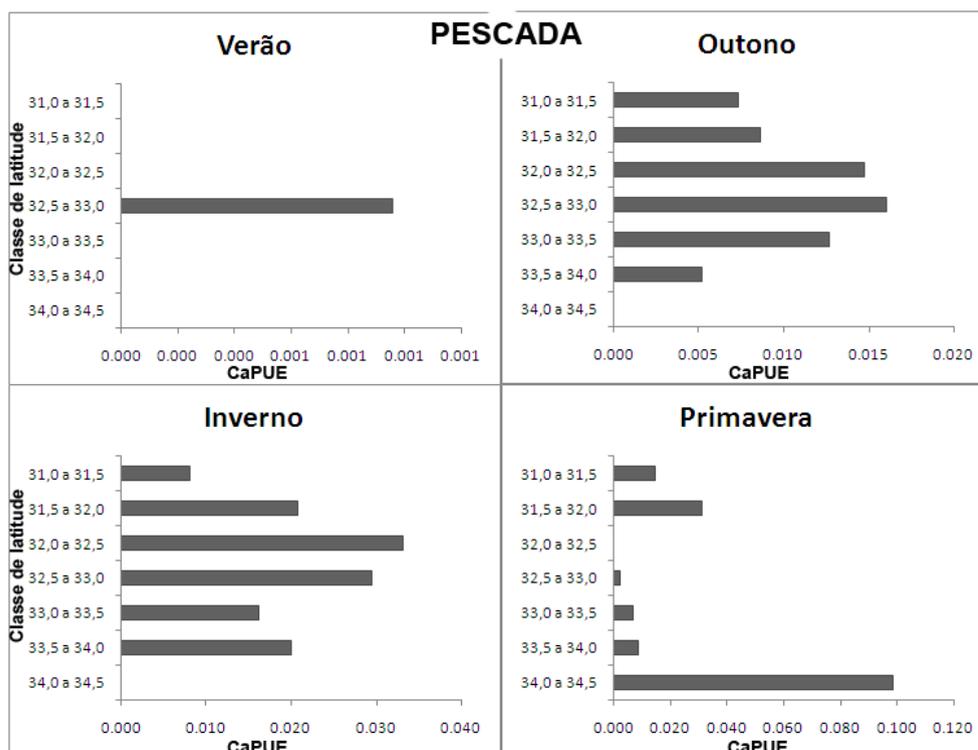


Figura 2.21: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de pesca da frota de emalhe de Rio Grande em relação a latitude ao longo das estações do ano.

A partir do modelo que não reduzia mais o AIC, foi verificado se todas as variáveis eram significativas. Foi testada a retirada de algumas variáveis do modelo (classe de latitude). Os valores do Δ_i desses modelos foram comparados e o modelo com o menor valor de AIC foram selecionados.

As variáveis profundidade, hora do lance, mestre da embarcação, ano, estação do ano e distância da barra de Rio Grande foram as variáveis que em conjunto melhor explicaram mudanças no número de toninhas capturadas. O modelo com maior número de parâmetros tem o menor AIC indicando que aumento na complexidade se justifica frente ao melhor ajuste aos dados. Segundo o critério de AIC e Δ_i , o modelo escolhido é o mca110 (Tabela 2.1).

2.4.2.1 Parâmetros estimados

Todos os coeficientes do modelo escolhido são incrementos relativos ao nível ⁽¹⁾ de cada parâmetro. Como o primeiro nível tem incremento zero em relação a si mesmo, não é

Tabela 2.1: Modelos com os valores do AIC (Akaike's Information Criterion) e Δ_i (diferença entre o AIC de um modelo "i" para o modelo com o menor valor de AIC). log(esf) = fator de padronização do número de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas no lance pelo esforço em metros de rede no lance; Prof1 = Classe de rofundidade; ClasseH = Classe de hora de lançamento da rede; MESTE = Meste da embarcação; ANO = Ano; Estação2 = Estação do ano; DistBRG = Distância da Barra de Rio Grande.

Modelos	AIC	Δ_i
mca110=log(ESF) + (Prof1) + (ClasseH) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (DistBRG)	1558,695	0,000
mca114=log(ESF) + (Prof1) + (ClasseH) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2)	1559,653	0,958
mca111=log(ESF) + (Prof1) + (ClasseH) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (Longclass)	1559,831	1,136
mca91 =log(ESF) + (Prof1) + (ClasseH) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (DistBRG) + (Longclass)	1560,425	1,73
mca116=log(ESF) + (Prof1) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (DistBRG)	1568,889	10,194
mca113=log(ESF) + (Prof1) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2)	1569,912	11,217
mca115=log(ESF) + (Prof1) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (Longclass)	1570,222	11,527
mca112=log(ESF) + (Prof1) + (MESTRE) + (ANO) + (Estação2) + (DistBRG) + (Longclass)	1570,283	11,527

necessário que ele apareça na tabela 2.2

Os coeficientes das classe de profundidade, com excessão do 16 a 20m, têm significância no modelo. O período da manhã (6 as 12h) e da noite (18 as 24h) não tem significância no modelo. Alguns mestres de embarcações tem significância no modelo. Com exceção do ano de 2008, os coeficientes dos anos isoladamente têm significância do modelo, e todos positivos, pois significam aumento de efeito em relação ao ano de referência (2002). Todos os coeficientes de estação do ano e distância da barra não são significativos para o modelo.

2.4.3 Estimativa de mortalidade acidental para a frota de emalhe RS

A CaPUE estimada para toda a frota de emalhe de Rio Grande foi maior em 2002 ($0,0355 \pm 0,01$) seguido de 1998 ($0,0338 \pm 0,47 \times 10^{-3}$) para a rede de corvina enquanto que para a rede de pescada o maior CaPUE foi para o ano de 1999 ($0,0486 \pm 0,02$) seguido de 1998 ($0,0343 \pm 0,02$) (Figura 2.22).

Tabela 2.2: Coeficientes do modelo escolhido. Linhas em negrito indicam coeficientes significativos ao nível de 5%. Códigos de significância: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘.’

Parametro	Coeficiente	Estimativa	Erro Padrão	T-valor	Pr(> z)	
β_0	Intercepto	-10780	5,48E+002	-19666	< 2e-16	***
$\beta_1^{(2)}$	Prof ₁ 16a20	118,9	2,18E+002	545	0.585813	
$\beta_1^{(3)}$	Prof ₁ 21a25	-455,6	2,26E+002	-2014	0.044029	*
$\beta_1^{(4)}$	Prof ₁ 26a30	-574,2	2,87E+002	-2004	0.045023	*
$\beta_1^{(5)}$	Prof ₁ 31a35	-753,2	4,27E+002	-1764	0.077670	.
$\beta_1^{(6)}$	Prof ₁ 35a	-2255	3,93E+002	-5732	9.92e-09	***
$\beta_1^{(7)}$	Prof ₁ 5a10	341,7	2,84E+002	1205	0.228373	
$\beta_2^{(2)}$	Classe _H 12a18	-585,9	2,88E+002	-2037	0.041657	*
$\beta_2^{(3)}$	Classe _H 18a24	86,13	4,23E+002	203	0.838771	
$\beta_2^{(4)}$	Classe _H 6a12	140,8	2,41E+002	585	0.558358	
$\beta_3^{(2)}$	MESTREAdolfo	-2261	8,00E+002	-2825	0.004734	**
$\beta_3^{(3)}$	MESTREAndre	-36840	2,24E+010	-1.65e-06	0.999999	
$\beta_3^{(4)}$	MESTREBetao	-1275	1,15E+003	-1109	0.267459	
$\beta_3^{(5)}$	MESTRECaçula	-123,7	5,61E+002	-221	0.825341	
$\beta_3^{(6)}$	MESTRECarlos	-817,6	7,51E+002	-1089	0.276134	
$\beta_3^{(7)}$	MESTRECinei	-1953	1,17E+003	-1669	0.095197	.
$\beta_3^{(8)}$	MESTREDago	72,47	7,37E+002	98	0.921629	
$\beta_3^{(9)}$	MESTREDaniel	-34300	1,21E+010	-2.85e-06	0.999998	
$\beta_3^{(10)}$	MESTREDota	-1726	6,76E+002	-2556	0.010600	*
$\beta_3^{(11)}$	MESTREDuda	-607,9	1,20E+003	-507	0.612104	
$\beta_3^{(12)}$	MESTREEdinho	-1612	6,47E+002	-2490	0.012777	*
$\beta_3^{(13)}$	MESTREEdison	2784	1,50E+003	1857	0.063350	.
$\beta_3^{(14)}$	MESTREGazao	-1845	6,19E+002	-2980	0.002880	**
$\beta_3^{(15)}$	MESTREGo	-790,5	5,76E+002	-1373	0.169761	
$\beta_3^{(16)}$	MESTREGravata	-861,3	1,18E+003	-732	0.464050	
$\beta_3^{(17)}$	MESTREGuigo	-37030	1,92E+010	-1.93e-06	0.999998	
$\beta_3^{(18)}$	MESTREHelio	-138,9	5,26E+002	-264	0.791646	
$\beta_3^{(19)}$	MESTREJoesi	312	1,51E+003	207	0.836019	
$\beta_3^{(20)}$	MESTREJose	-939,7	1,29E+003	-732	0.464417	
$\beta_3^{(21)}$	MESTRELouco	-33390	8,28E+009	-4.03e-06	0.999997	
$\beta_3^{(22)}$	MESTREMarquinho	-334	8,05E+002	-415	0.678213	
$\beta_3^{(23)}$	MESTRENegao	-677,3	6,59E+002	-1028	0.303925	
$\beta_3^{(24)}$	MESTRENei	119,6	5,93E+002	202	0.840213	
$\beta_3^{(25)}$	MESTRENeia	432,5	8,81E+002	491	0.623320	
$\beta_3^{(26)}$	MESTRENilton	-1413	1,21E+003	-1166	0.243503	
$\beta_3^{(27)}$	MESTREPaulo	-282,5	5,59E+002	-505	0.613213	
$\beta_3^{(28)}$	MESTRERogério	-1077	6,35E+002	-1696	0.089852	.
$\beta_3^{(29)}$	MESTRETraira	-33370	1,73E+010	-1.93e-06	0.999998	
$\beta_3^{(30)}$	MESTRETraira	-34930	1,09E+010	-3.20e-06	0.999997	
$\beta_3^{(31)}$	MESTREVaguinho	-178,7	7,13E+002	-251	0.802173	
$\beta_3^{(32)}$	MESTREVanderlei	-33740	1,43E+010	-2.36e-06	0.999998	
$\beta_3^{(33)}$	MESTREZe Lobo	-2522	1,15E+003	-2193	0.028325	*
$\beta_3^{(34)}$	MESTREZuza	-2391	7,05E+002	-3392	0.000694	***
$\beta_4^{(2)}$	ANO2002	1012	4,22E+002	2396	0.016570	*
$\beta_4^{(3)}$	ANO2003	1202	4,45E+002	2702	0.006900	**
$\beta_4^{(4)}$	ANO2004	1138	4,61E+002	2471	0.013481	*
$\beta_4^{(5)}$	ANO2005	1093	4,69E+002	2330	0.019783	*
$\beta_4^{(6)}$	ANO2006	1985	4,89E+002	4062	4.86e-05	***
$\beta_4^{(7)}$	ANO2007	1469	5,55E+002	2649	0.008068	**
$\beta_4^{(8)}$	ANO2008	583,6	8,16E+002	715	0.474449	
$\beta_5^{(2)}$	Estacao2Outono	-362,6	2,40E+002	-1511	0.130836	
$\beta_5^{(3)}$	Estacao2Primavera	-29,13	1,77E+002	-165	0.869317	
$\beta_5^{(4)}$	Estacao2Verao	495,6	2,75E+002	1804	0.071156	.
$\beta_6^{(2)}$	Dist_BRG	0	2,24E-003	-1728	0.084021	.

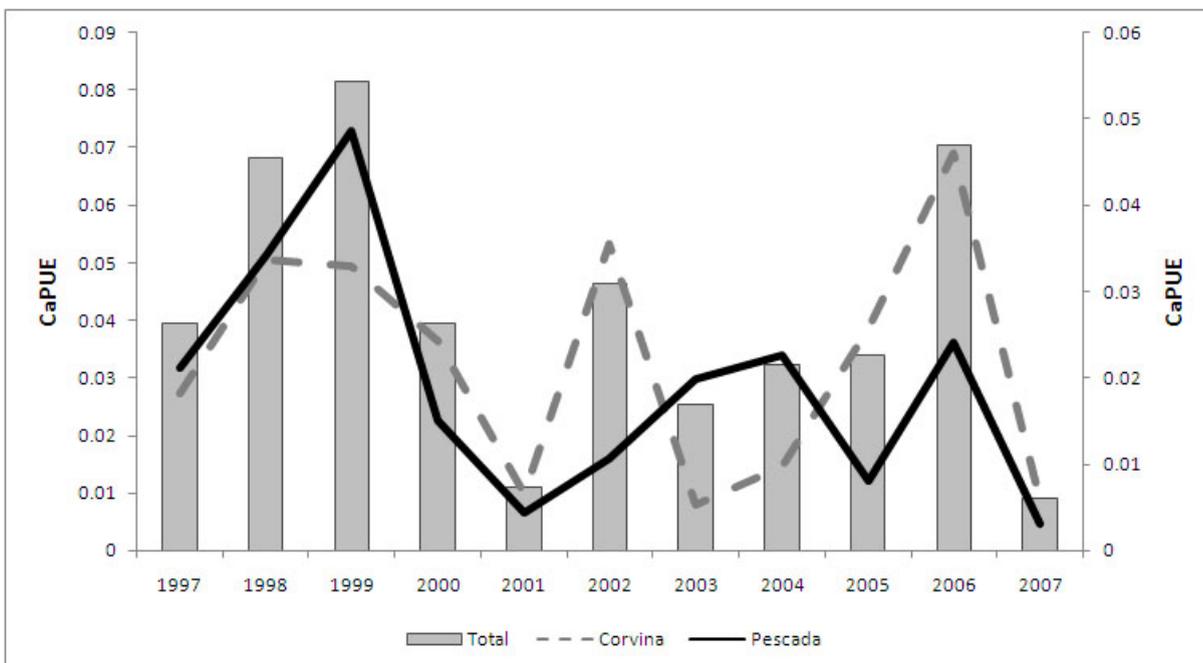


Figura 2.22: CaPUE de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estimado para a frota de emalhe de Rio Grande.

A mortalidade total estimada para a frota de Rio Grande foi maior em 1998 com 2122 (IC=1089,5-3724,8) e o menor valor foi estimado para o ano de 2007 o valor de 285 (IC=156,7-491,5), apresentando uma diminuição na mortalidade ao longo dos anos (Figura 2.23). A distribuição da mortalidade estimada de toninhas pela frota de Rio Grande no período estudado está na Figura 2.24.

2.4.4 Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais

Foram gerados 16 mapas de localização de capturas acidental por unidade de esforço, por estação do ano e por espécie-alvo. O esforço total, em metros de rede, e as taxas de captura foram inseridos em cartas náuticas digitais para identificar áreas e épocas de maior captura.

A utilização da rede de corvina durante a década de 90 foi exclusivamente em áreas com profundidades inferiores a 35m, com taxas de captura por célula de captura variando de 0 até 0,3108 toninhas/(1000m de rede) para a estação de verão, outono e

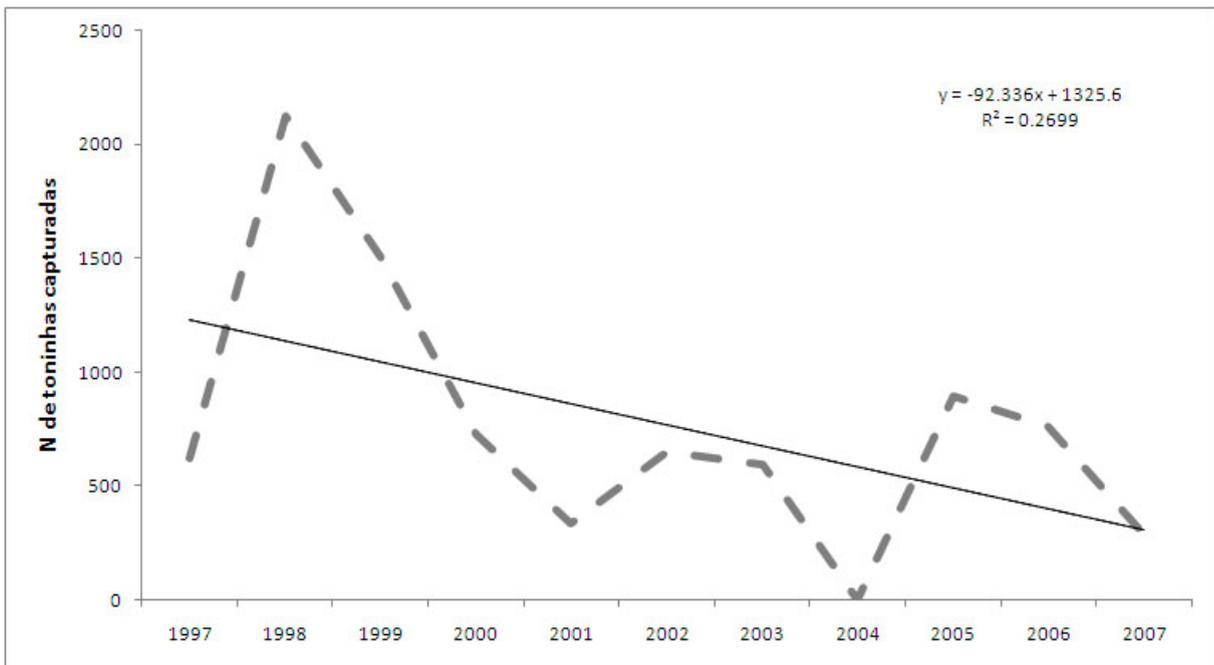


Figura 2.23: Estimativa de mortalidade de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) pela frota de emalhe de Rio Grande no período estudado.

inverno (Figuras 2.25a, 2.26a, 2.27a). Após o ano de 2000, o esforço expandiu para profundidades acima de 35m, com taxas de captura por célula de captura variando de 0 até 0,1243 toninhas/(1000m de rede) para as estações de verão, outono e inverno (Figuras 2.25b, 2.26b, 2.27b). A primavera foi a estação em que o esforço ficou concentrado em profundidades inferiores a 35m, nas duas décadas estudadas, com uma diminuição nas taxas de captura por célula de captura a partir de 2000, com taxas variando de 0 até 0,8546 e 0 até 0,3551 toninhas/(1000m de rede), respectivamente (Figura 2.28a, b).

A utilização da rede de pesca durante a década de 90 foi na maioria das células em áreas com profundidades inferiores a 35m, com taxas de captura por célula de captura variando de 0 até 0,6667 toninhas/(1000m de rede) para as estações de outono e inverno (Figuras 2.30a, 2.31a), não foram registradas capturas na estação de verão e primavera (Figuras 2.29a, 2.32a). Após o ano de 2000, o esforço se distribuiu ao longo de toda a plataforma em profundidades até a isóbata de 200m, com taxas de captura por célula de captura variando de 0 até 0,2664 toninhas/(1000m de rede). O inverno e

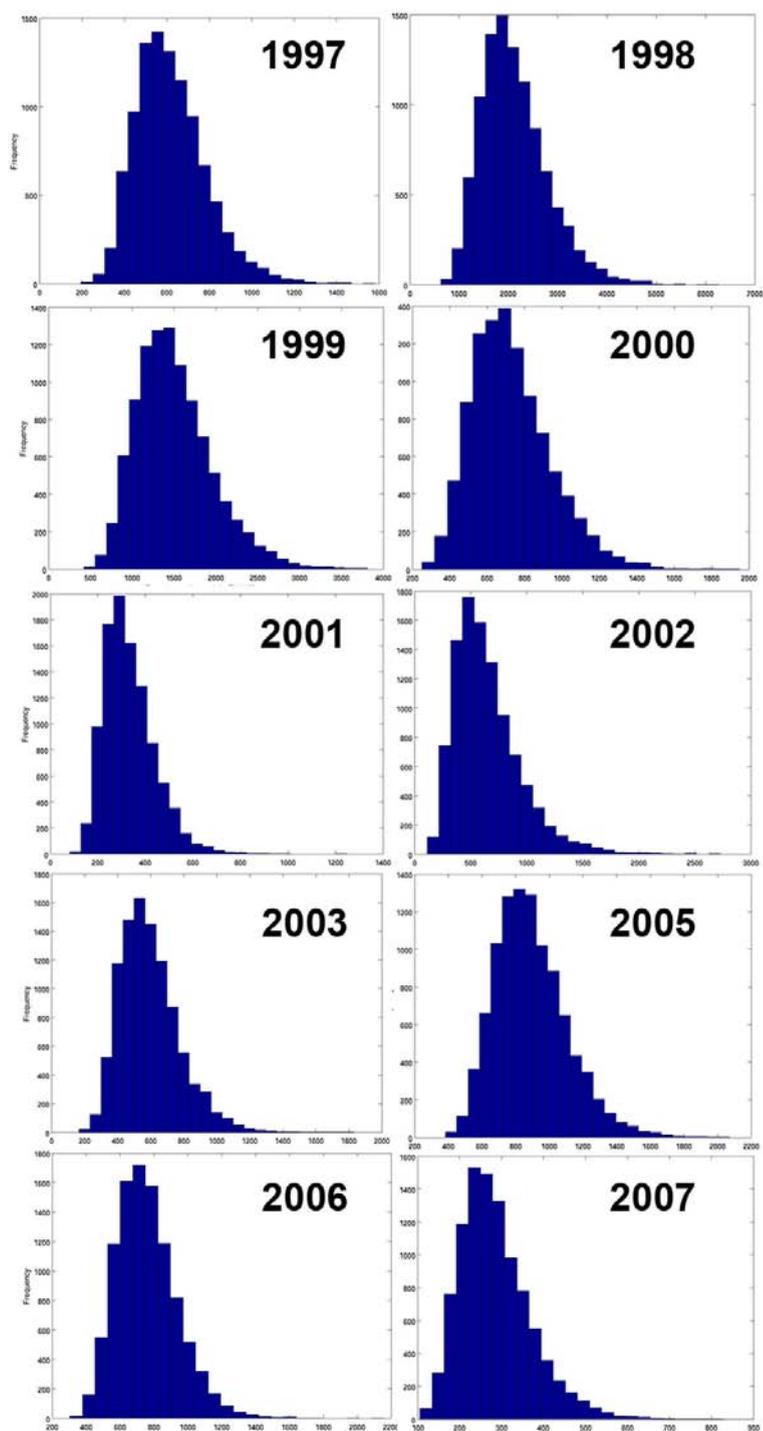


Figura 2.24: Distribuição das mortalidade de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estimada, pelo bootstrap, para a frota de emalhe de Rio Grande.

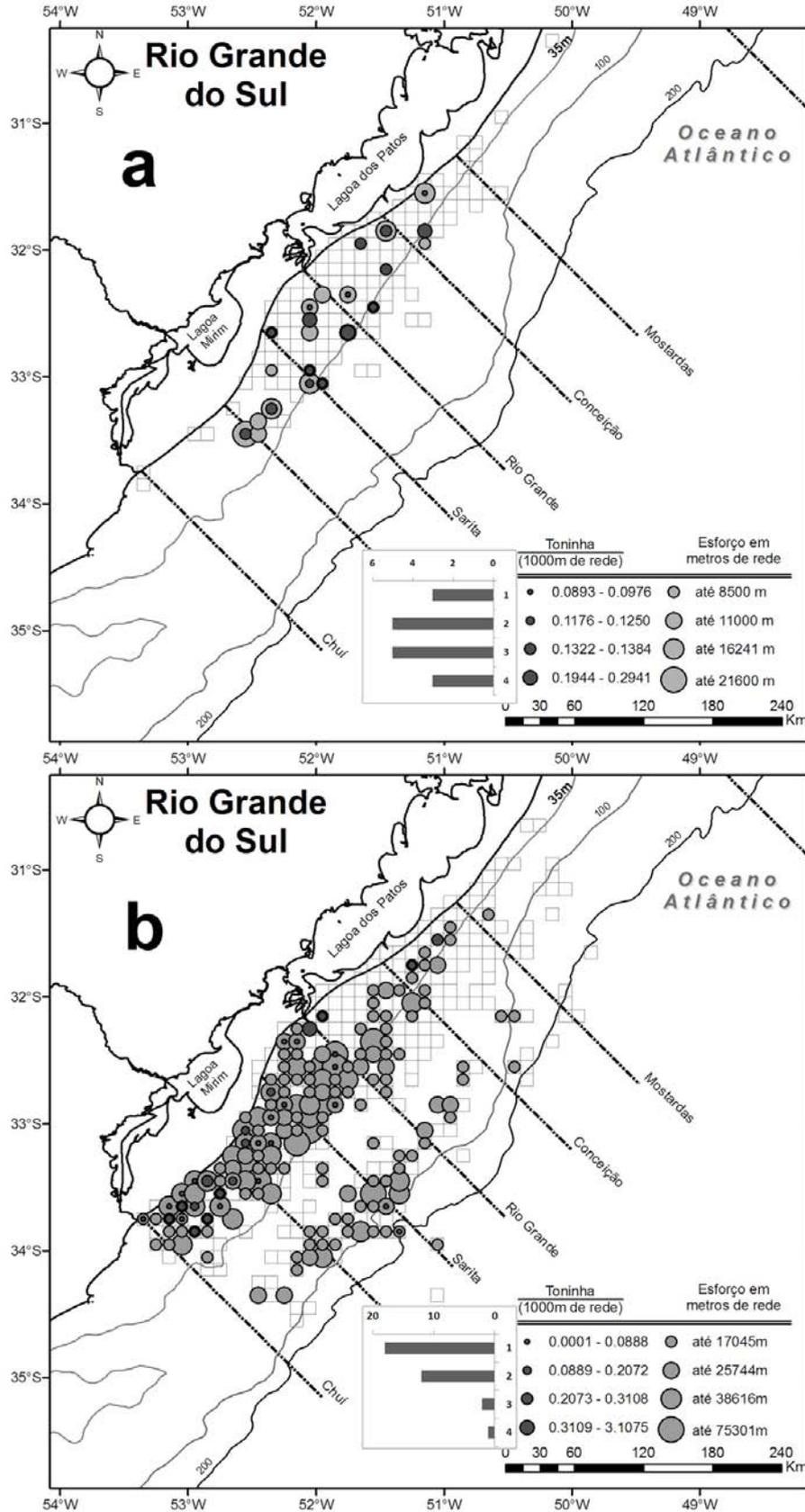


Figura 2.25: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o verão. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

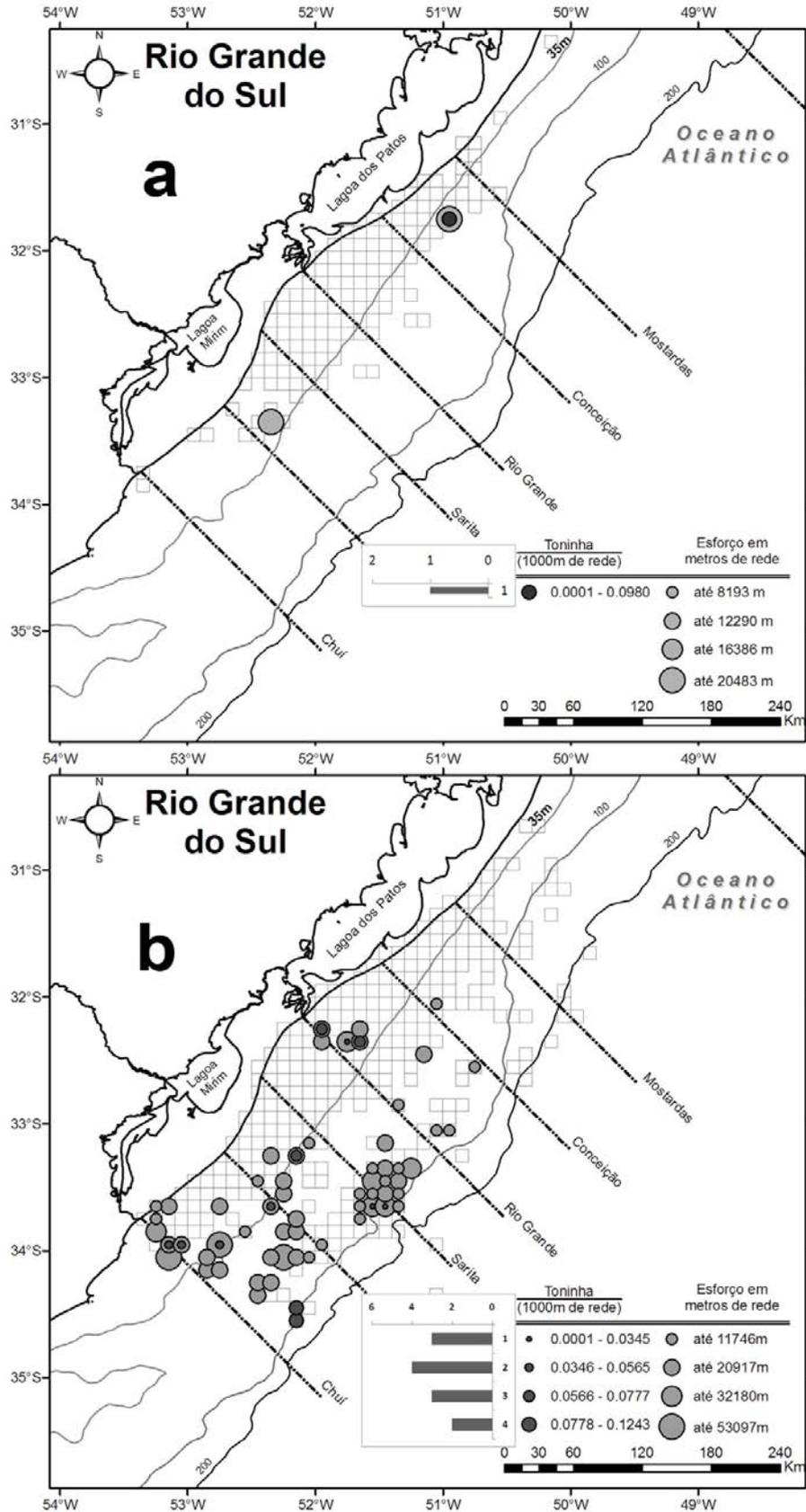


Figura 2.26: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o outono. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

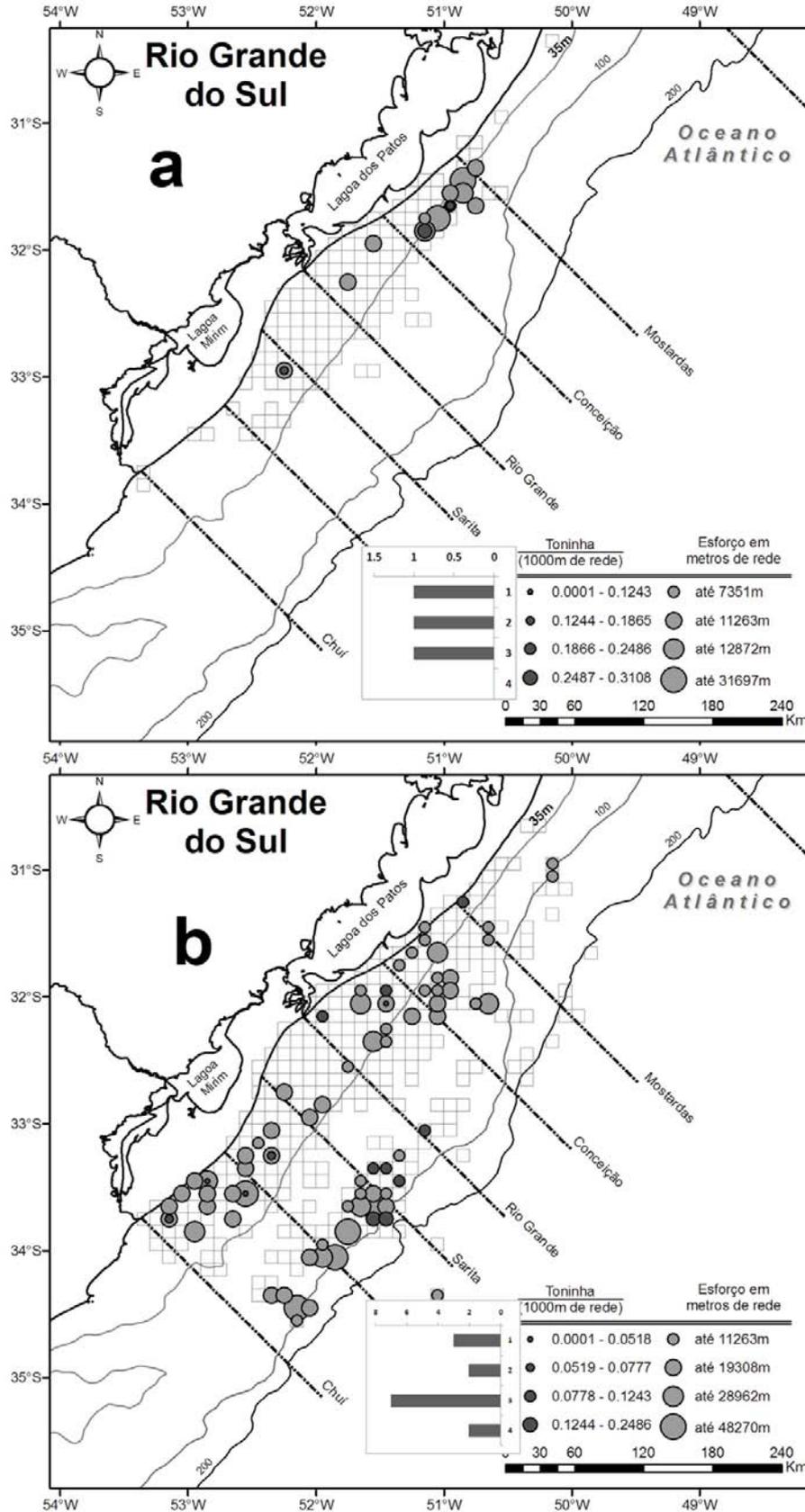


Figura 2.27: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante o inverno. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

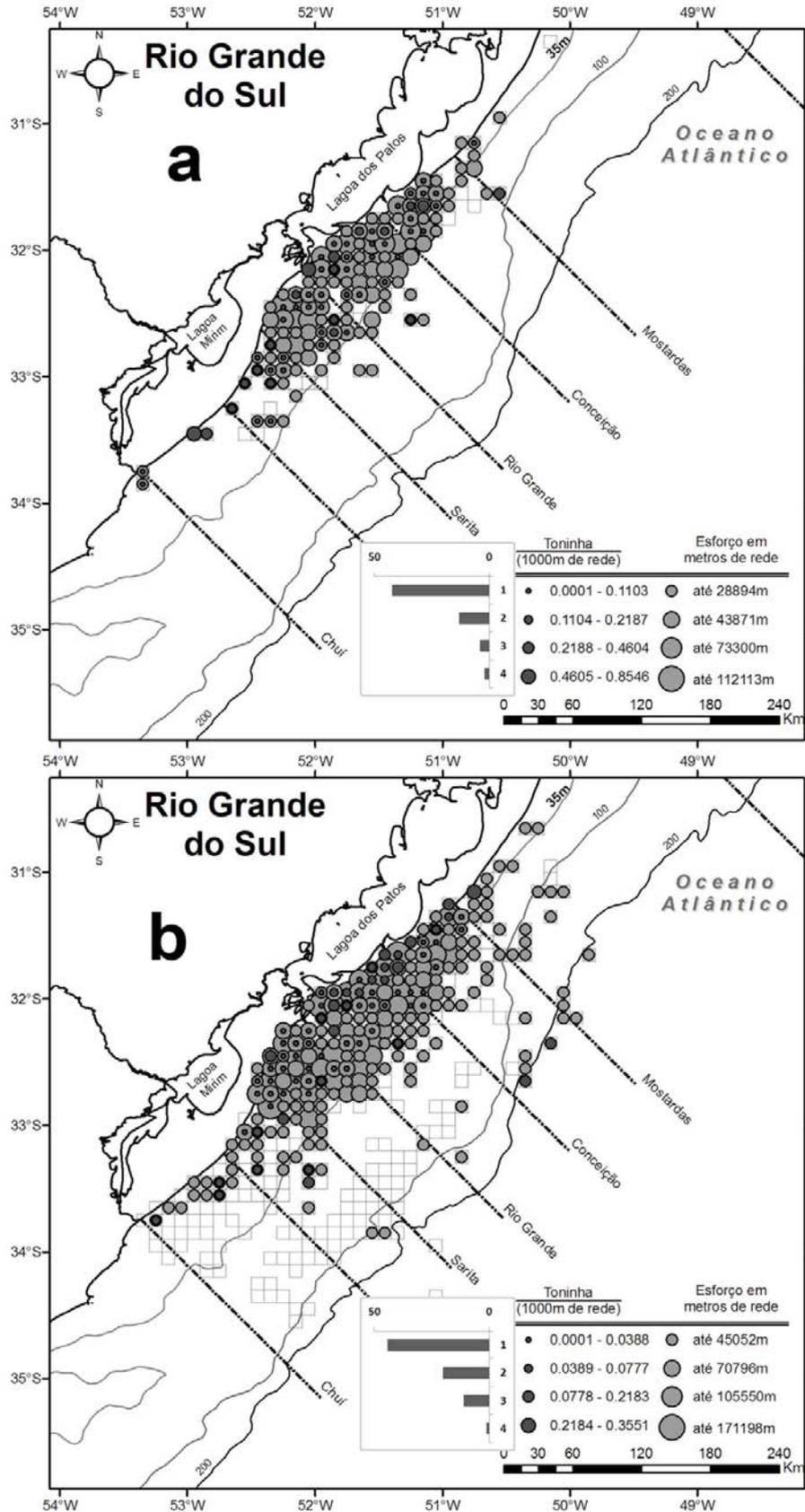


Figura 2.28: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de corvina na área de estudo durante a primavera. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

a primavera foram as estações com a maior taxa de captura por célula (Figuras 2.31b, 2.32b).

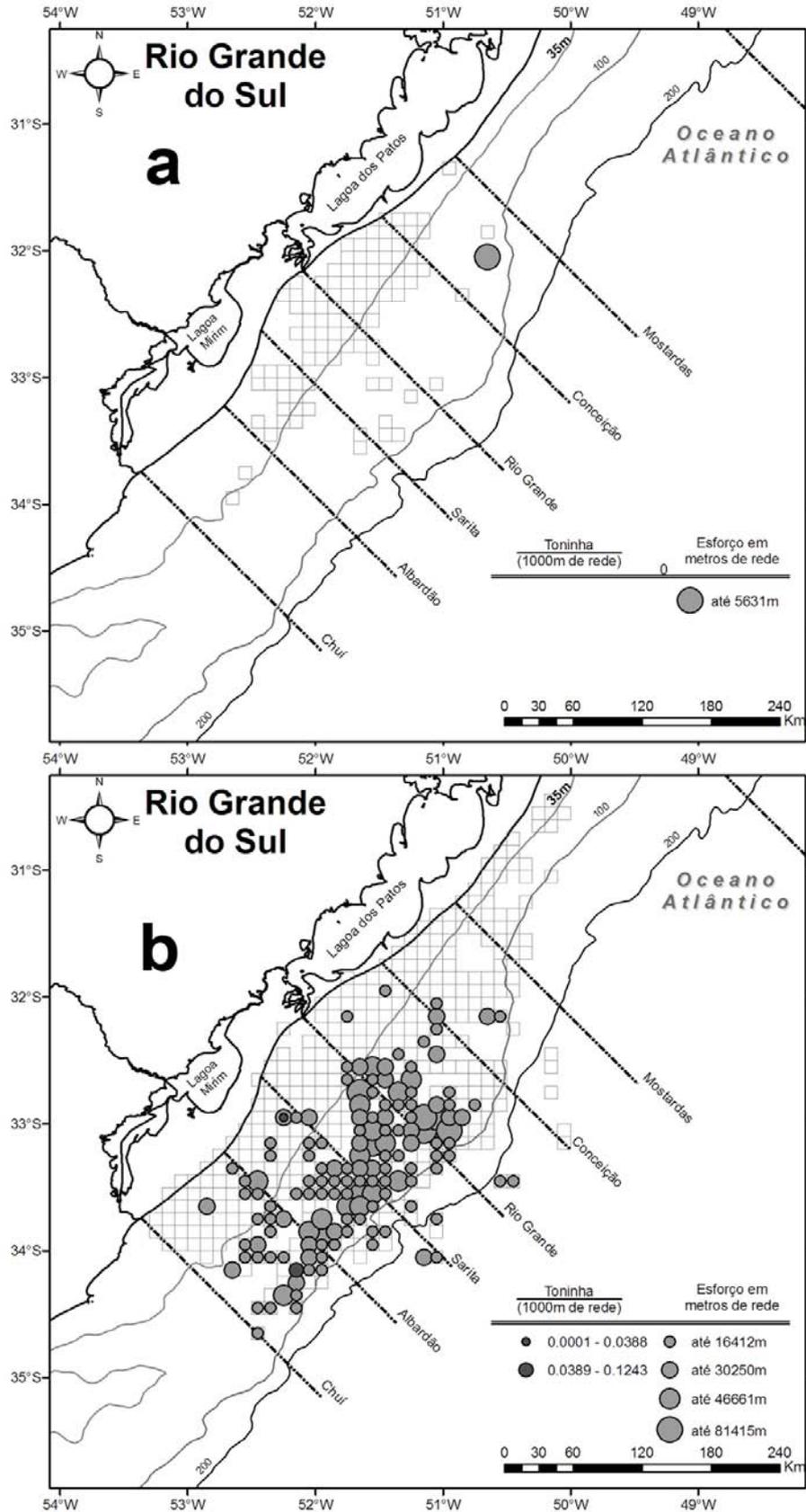


Figura 2.29: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pesca na área de estudo durante o verão. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

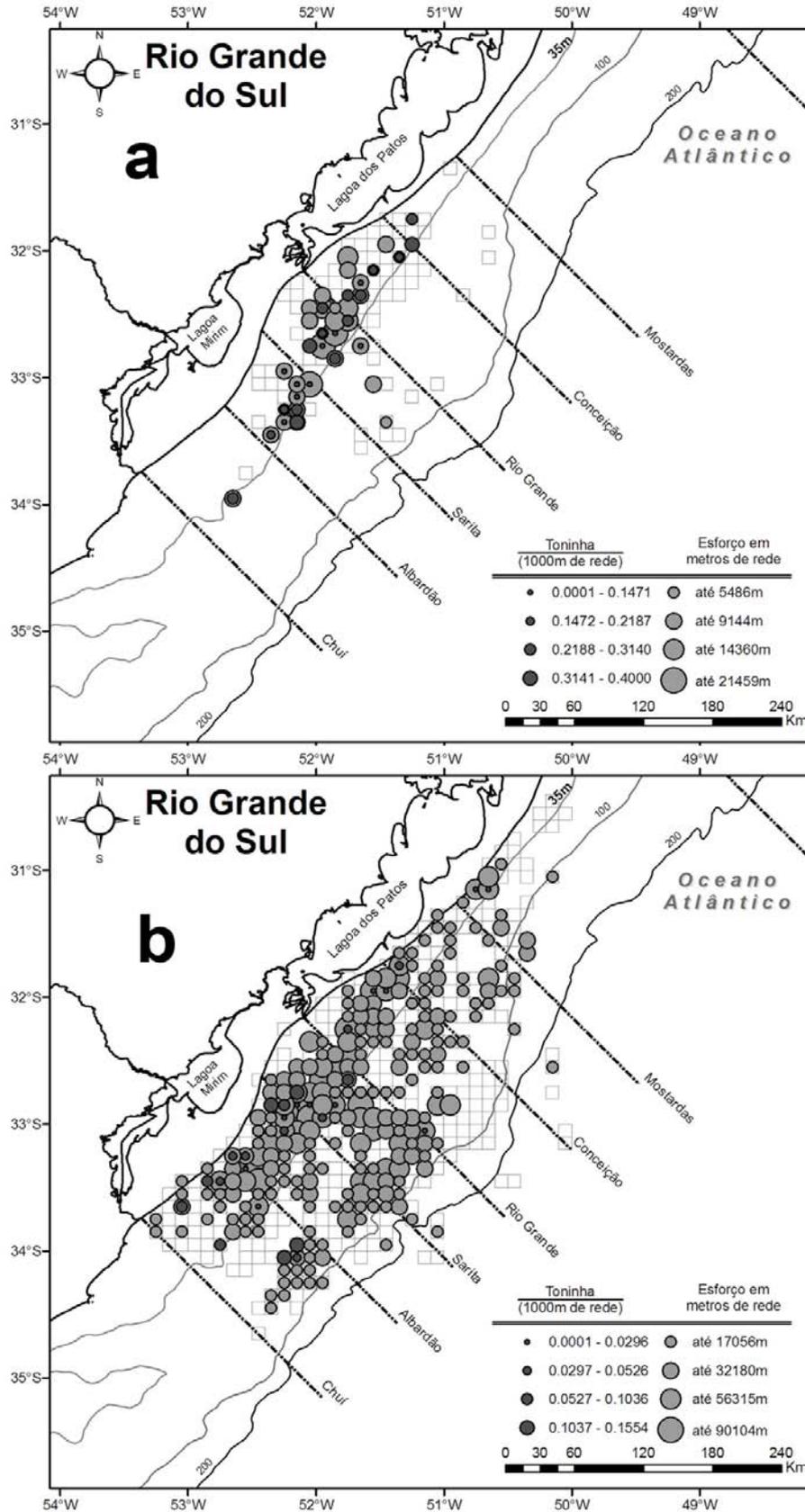


Figura 2.30: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pesca na área de estudo durante o outono. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

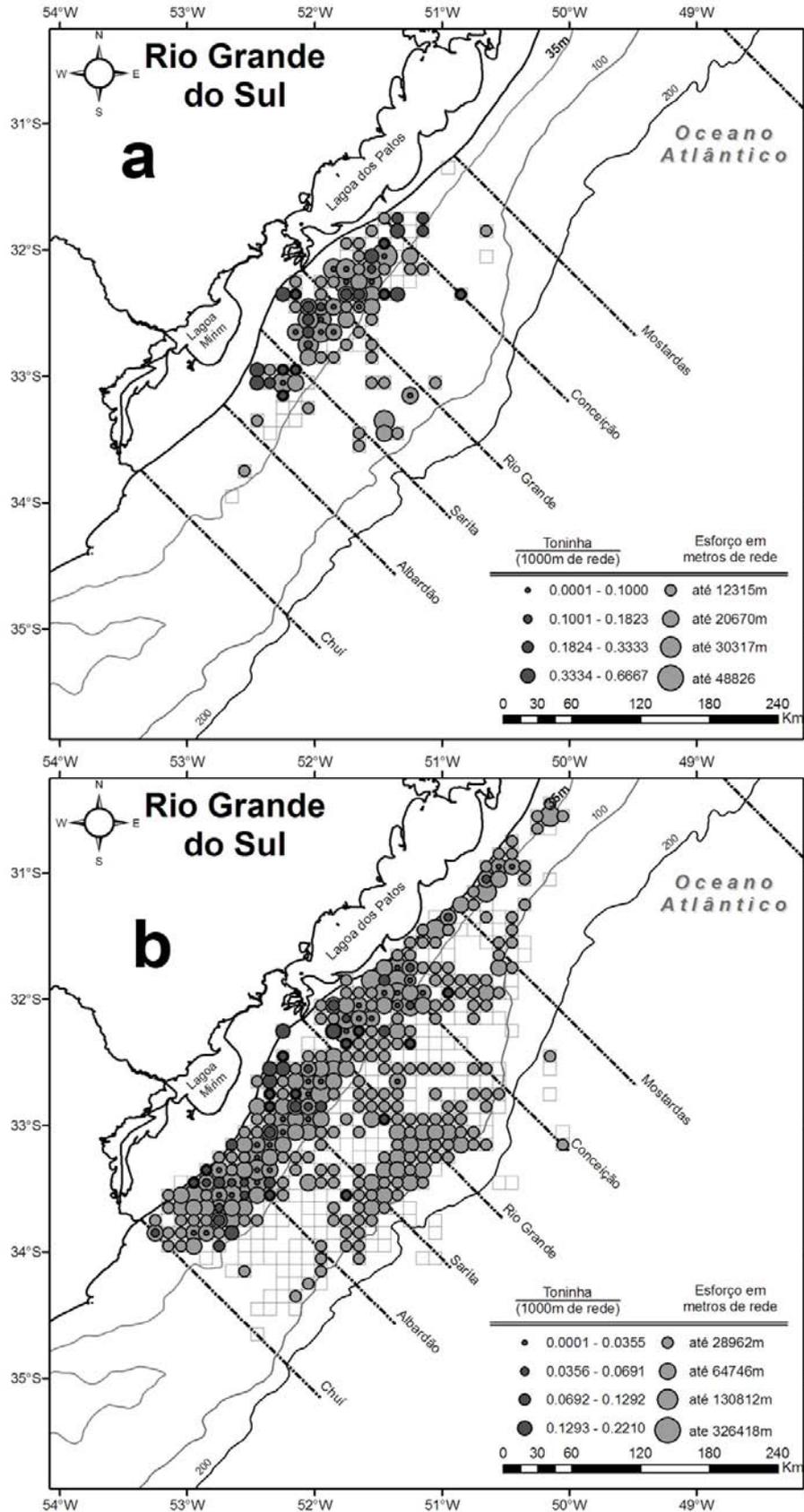


Figura 2.31: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pesca na área de estudo durante o inverno. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

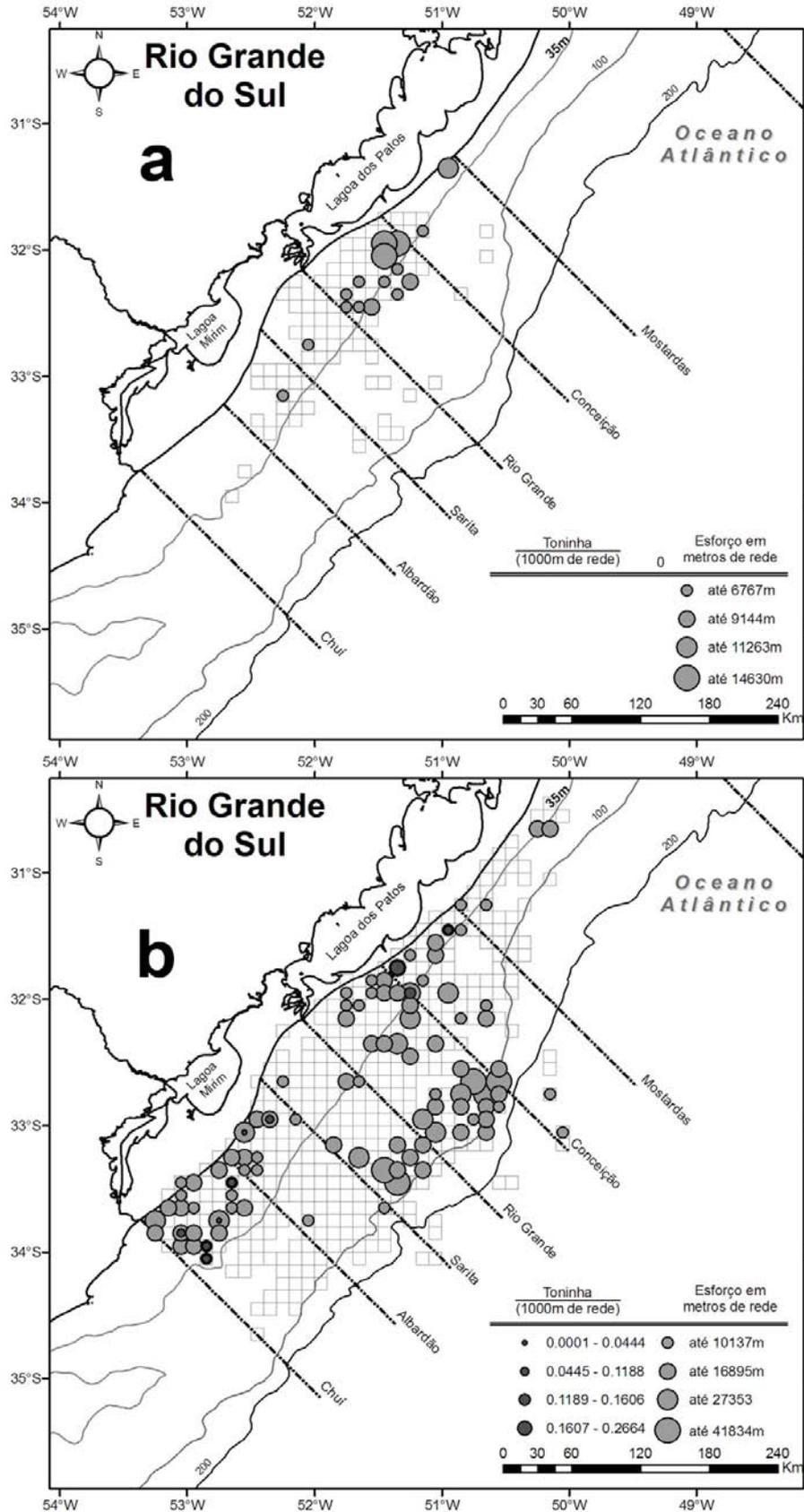


Figura 2.32: Mapas de distribuição das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em relação à distribuição geográfica do esforço total, em metros de rede, para a rede de pesca na área de estudo durante a primavera. a) representa a década de 1990 (1996-99) e b) o período após 2000 (2000-2004).

2.5 Discussão

2.5.1 CaPUEs da frota monitorada

A toninha é uma espécie de distribuição costeira que, no Rio Grande do Sul, habita desde a linha da arrebentação até aproximadamente as isóbatas de 40-50m. Na maioria dos lances monitorados não houve registro de captura de toninhas. É possível que em alguns destes lances a captura não tenha ocorrido porque as espécies não estavam presentes na área de pesca ou ocorreu em densidades tão baixas que a probabilidade de captura era muito pequena.

No presente estudo, ao se analisar as taxas de captura em relação à profundidade e distância da costa, verifica-se uma diminuição na captura à medida que o esforço de pesca distribui-se em águas mais profundas e mais distantes da costa. No caso da rede de corvina este declínio foi bem marcado tanto na década de 1990 quanto para o período após 2000. Para a rede de pescada este declínio foi menor especialmente para o período após o ano 2000. Dapper et al. (2005) encontraram maiores probabilidades de captura de toninhas em profundidades inferiores a 15m coincidindo com a classe de profundidade com maior CaPUE encontrada neste estudo, de 11 a 15m. A medida que o limite oceânico de distribuição da toninha se aproxima, é esperado que a densidade da espécie diminua e isto se reflete em mudanças nos índices das capturas acidentais da espécie. Embora possa ser notado que os maiores valores de índices de capturas ocorram em profundidades menores que 25m, o fato é que as capturas ocorrem em águas com até certa 50m de profundidade (Secchi et al., 1997; Danilewicz, 2007).

As CaPUEs, tanto para a rede de corvina quanto para rede de pescada, apresentaram os maiores valores para as regiões ao sul da Barra de Rio Grande. Após a década de 1990 os valores apresentaram valores similares em todas as áreas, não apresentando

diferenças significativas. A corvina e a pescada ocorrem até a plataforma externa mas a distribuição e abundância de ambas em relação à profundidade varia de acordo com suas classes do comprimento (Haimovici et al., 1996). A pescada é mais abundante ao sul do Rio Grande enquanto a corvina parece ocorrer ao longo da costa sem áreas de concentração (Haimovici, 1997a).

A espécie-alvo determina a distribuição e a sazonalidade da pesca. Uma tendência sazonal das CaPUEs pôde ser verificada para a pesca de corvina, com altos valores para os meses de verão seguido da primavera. Para a rede de pescada foi observada uma mudança da década de 1990 para a última década, com valores maiores nos meses de outono seguido do inverno para a década de 1990 e o inverso para o período após o ano de 2000. Dapper et al. (2005) identificou as estações do ano de maior probabilidade de captura, coincidindo com os maiores valores de CaPUE deste estudo, sendo a primavera e verão para a rede de corvina, e outono e inverno para rede de pescada, épocas em que existe uma maior sobreposição das áreas de pesca com as áreas de concentração da toninha. De acordo com Haimovici et al. (1996), os juvenis de castanha (presa importante da toninha) ocorrem na zona litoral no sul do Brasil durante a primavera e principalmente o verão, quando os adultos migram para o Uruguai e norte da Argentina. Este padrão provavelmente determina a extensão da sobreposição entre as áreas de pesca e a distribuição da toninha.

As taxas de captura (CaPUE) tanto com a rede de corvina como de pescada diminuíram na última década. Na década de 1990 as taxas de pescada eram maiores que as de corvina, enquanto que após o período de 2000 a CaPUE foi maior em redes de corvina. Dapper et al. (2005) descreveram a mudança de utilização da rede, do ano de 1999 para o ano de 2000, observando um aumento na utilização de rede de pescada. Estas variações representam uma mudança espaço-temporal no esforço, refletindo nas CaPUEs de toninhas na região. Oscilações interanuais nas taxas de captura de corvinas no estoque explorado

no Rio Grande do Sul (Haimovici et al., 1989) têm sido reportadas desde 1983, o que pode explicar de certa forma a diminuição das CaPUES na rede de corvina no presente estudo. Tais oscilações podem também explicar as mudanças entre as espécies-alvo das pescarias de uma década para outra e representar o motivo pelo qual a espécie-alvo preferida na frota estudada na década de 1990 foi a pescada. Essas mudanças de espécie-alvo pode significar mudanças de áreas ou épocas de pesca, diminuindo sobreposição das áreas de pesca com a distribuição da toninha. Ainda que os resultados sugiram um aumento na procura de corvina após o período de 2000 pelos barcos monitorados, o maior esforço de pesca sobre a pescada associado à época do ano em que ocorreram as capturas (outono e inverno) são provavelmente os responsáveis pelas maiores CaPUEs registradas.

Os resultados mostraram que redes de corvina paralelas à costa possuem maiores taxas de captura acidental de toninha que as perpendiculares, enquanto redes de pescada apresentam maiores taxas de captura acidental perpendiculares à costa do que redes paralelas. A toninha é uma espécie que ocorre ao longo de todo ano em toda região costeira do Rio Grande do Sul. Pouco se conhece sobre movimentos diários ou sazonais da espécie em ambientes de mar aberto. Na Argentina, Bordino et al. (2008), verificaram que a toninha possuía áreas de vida restritas e não realizavam movimentos longos. As CaPUEs, de acordo com a direção em que a rede é posicionada demonstram uma maior vulnerabilidade da espécie em redes paralelas de corvina e perpendiculares de pescada.

O período da manhã, entre as 06:00 e 12:00, resultou nas maiores CaPUEs. As capturas acidentais de toninha sempre estiveram relacionadas às redes de pesca de fundo (Praderi et al., 1989; Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003c). Ela também se alimenta de uma ampla variedade de espécies de peixes e cefalópodes, a maior parte delas de hábitos demersais (Pinedo et al., 1989; Danilewicz et al., 2002; Mehse, 2003; Bassoi, 2005). A captura da toninha pode ocorrer quando a rede esta sendo lançada ou recolhida, ou quando está fixa no fundo e coincide com as atividades de forrageamento (Ott, 1998). Durante

as atividades de forrageamento, a toninha pode estar direcionando a ecolocação para as presas, no fundo, não detectando as redes posicionadas mais à frente.

Houve uma diferença latitudinal nas CaPUEs, tanto para a rede de corvina, quanto para a rede de pescada nas estações do ano. Essas diferenças nas CaPUEs podem estar relacionadas às preferências alimentares das toninhas e suas áreas de concentração. Bassoi (2005) encontrou uma diferença latitudinal e sazonal nas espécies de presas de toninhas capturadas pela frota de emalhe, encontrando espécies de presas diferentes entre o litoral central com o sul e norte do Rio Grande do Sul, sugerindo uma dieta geograficamente variável, mostrando uma associação entre a presa da toninha, e fatores espaciais e temporais.

2.5.2 Efeito das variáveis operacionais e ambientais nas capturas acidentais

As variáveis selecionadas pelo modelo, em conjunto, são as variáveis que melhor explicam as capturas pela frota de emalhe de Rio Grande. Uma explicação é que o mestre da embarcação escolhe o local e estratégia de captura da espécie-alvo, podendo mudar de uma estação para outra, se o mestre optar por pescar sempre em locais próximos à costa, a probabilidade de capturar acidentalmente uma toninha será maior. Dependendo da estratégia, alguns mestres capturam mais toninhas que outros. A captura oscilou nos últimos anos e a distância da Barra de Rio Grande e as classes de profundidade também são variáveis que influenciam nas capturas, indicando áreas de risco para a captura das toninhas quando a pesca ocorre perto da costa e nas proximidades da Barra de Rio Grande..

No presente estudo os lances de pesca foram considerados unidades amostrais independentes, embora exista uma estrutura hierárquica dos dados, os quais possuem ca-

racterísticas em comum como a área de pesca e as estratégias de pesca utilizadas pelo mestre na captura das espécies-alvo. Além disto, foram monitorados mais de um cruzeiro da mesma embarcação pesqueira. Pelo fato de que quando existe dependência entre as unidades amostrais a variância residual tende a ser subestimada, o que pode alterar as precisões das estimativas dos parâmetros, recomenda-se que em análises futuras seja considerada essa característica hierárquica dos dados na formulação do modelo.

2.5.3 Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais

Em todo o período, as maiores CaPUES por célula foram durante a estação da primavera. A CaPUE para rede de corvina na década de 1990 estava distribuída em toda área de pesca durante todas as estações do ano, principalmente durante o verão e primavera. As estações de outono e inverno, tiveram pouco esforço de pesca com a rede de corvina, mas altas taxas de CaPUE. Após o período de 2000, a área de pesca aumentou consideravelmente por toda a costa, juntamente com os locais de captura acidental de toninhas. Os valores de CaPUE, durante a primavera, de uma década para outra, diminuíram mais que 50%, enquanto o esforço por célula duplicou. A CaPUE para a rede de pescada apresentou valores menores por célula. Durante a década de 1990 não houve nenhum registro de captura acidental de toninha para as estações de verão e primavera em redes de pescada. Após o período de 2000 a área de pesca ampliou juntamente com os locais de captura, ocorrendo em todas as estações do ano. O outono e o inverno apresentaram maior número de células com CaPUEs maior que zero, porém a primavera foi a estação com maior valor de CaPUE por célula. A diminuição de estoques pesqueiros geralmente resulta em uma intensificação e deslocamento do esforço pesqueiro. Oscilações nos locais e taxas de CaPUEs, podem estar associadas a mudanças nos estoques explorados e na estratégia de pesca.

Considerando que a pescaria de pescada ocorre, em geral, em profundidades

superiores a isóbata de 35m, a sobreposição com as áreas de distribuição de toninha é minimizada, pois as maiores densidades de toninhas ocorrem abaixo da isóbata de 30m (Secchi & Ott, 2000). Além disso, a toninha é menos vulnerável a rede de pescada que à de corvina. A probabilidade de capturar uma toninha na rede de pescada em profundidades inferiores a 30m é menor que com a rede de corvina nas mesmas profundidades (Dapper et al., 2005).

2.5.4 Estimativa de mortalidade acidental para a frota de emalhe costeiro do Rio Grande do Sul

A frota de emalhe de Rio Grande é responsável por uma elevada captura acidental de toninhas no sul do Brasil. As estimativas de mortalidade anual de toninhas aqui apresentadas confirmam os altos níveis de mortalidade na região, sendo inclusive bastante similares à estudos anteriores existente para o Rio Grande do Sul (*e.g.* Secchi et al., 2004; Secchi, 2006). As informações baseadas em cadernos de bordo preenchidos pelos mestres de embarcações tendem a ser subestimadas, uma vez que eles podem reportar um número menor de animais capturados. Apesar dos valores, as capturas acidentais têm mostrado uma tendência em diminuir ao longo dos anos. Esta tendência em diminuir as mortalidades de toninhas pode estar relacionada com mudanças na dinâmica da frota de emalhe. A queda nos desembarques de corvina pela frota de emalhe, e ao aumento do desembarque de castanha sugerem uma mudança de espécie-alvo pela frota e consequentemente uma mudança espacial e temporal das áreas de pesca, pescando em profundidades superiores a 35m diminuído a sobreposição das área de pesca com as áreas de concentração de toninhas. Estas oscilações nos valores de CaPUE também pode estar relacionadas com um provável declínio da toninha (Kinas, 2002; Secchi, 1999, 2006).

Contudo não existe informação de mortalidade de toninhas em outras pescarias

e por outras frotas que pescam na região. Além da frota de emalhe de Rio Grande, uma outra fonte adicional de ameaça para a toninha é a frota industrial de emalhe de Santa Catarina, que opera na costa do Rio Grande do Sul, até o Chuí, principalmente no outono e primavera (IBAMA, 2006). Pescando com redes de até 30km desde a região costeira até os 100m de profundidades, existem poucos registros de captura de toninha, através de entrevistas com mestres de embarcações, mas não existe nenhum estudo detalhado do efeito da frota na espécie (Cordeiro, 2008).

A diminuição nas taxas de captura e mortalidade precisam ser vistas com cautela. Taxas de captura por unidade de esforço vem sendo utilizadas como um índice de densidade relativa, assumindo uma proporcionalidade entre a CPUE e densidade, principalmente no manejo de estoques pesqueiros (Myers & Worm, 2003; Maunder et al., 2006). Contudo, esta abordagem apresenta problemas reconhecidos, sendo a CPUE raramente proporcional à abundância (Harley et al., 2001; Walters, 2003). No caso de um organismo com densidade imensamente inferior aos recursos pesqueiros estudados, como no caso da captura acidental de toninhas, essa abordagem deveria ser usada com ainda mais cautela. Mas a a tendência observada nas taxas de captura nos últimos anos pode indicar uma diminuição na abundância da espécie.

A população de toninhas do Rio Grande do Sul vem enfrentando altos níveis de capturas acidentais por um longo período (Secchi et al., 2002, 2003b). As taxas de remoção de indivíduos do estoque estimadas recentemente (Secchi, 2006) sugere um sério comprometimento da população em questão. Desta forma, existe a necessidade urgente de uma regulamentação de limitação do esforço de pesca e talvez o estabelecimento de áreas ou épocas de defeso. A diminuição do tamanho das redes de emalhe bem como a criação de áreas ou épocas de restrição da pesca na costa do Rio Grande do Sul, preferencialmente abrangendo a área costeira águas rasas cobrindo a área até a isóbata dos 30m seriam medidas eficazes para a conservação desta espécie.

2.6 Conclusões

- As taxas de CaPUE de toninhas diminuíram a medida que o esforço se afasta da costa;
- As maiores taxas de CaPUE de toninhas estão localizadas ao sul da Barra de Rio Grande;
- As maiores taxas de CaPUE de toninhas estão relacionadas com redes de corvina;
- As taxas de CaPUE de toninhas apresentaram uma tendência em diminuir nos últimos anos;

Referências Bibliográficas

- Barcellos, L. J. P. Peres, M. B. Wahrlich, R., & Barison, M. B. 1991. Otimização bioeconômica dos recursos pequenos marinhos do Rio Grande do Sul. FURG. 58p.
- Basso, M. 1997. Feeding of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844), accidentally caught in coastal gillnetting in southern Brazil. Graduation dissertation. University of Rio Grande, Brazil.
- Basso, M. 2005. *Feeding ecology of franciscana dolphin, Pontoporia blainvillei (Cetacea: Pontoporiidae), and oceanographic processes on the Southern Brazilian coast*. Phd dissertation National Oceanography Centre Southampton.
- Berkes, F. Mahon, R. McConney, P. Pollnac, R. C., & Pomeroy, R. S. 2001. *Managing Small-Scale Fisheries: Alternative Directions and Methods*. International Development Research Centre Ottawa.
- Bertozi, C. P. & Zerbin, A. N. 2002. Incidental mortality of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, in the artisanal fishery of praia grande, são paulo state, brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1:153–160.
- Beverton, R. J. H. 1985. *Marine Mammal and Fisheries* chapter Analysis of marine mammal fishery interactions, pages 3–33. George Allen and Unwin London.
- Biseau, A. 1998. Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aquatic Living Resources* 11:119–136. -Print.
- Boffo, M. S. & Reis, E. G. 2003. Atividade pesqueira da frota de média escala no extremo sul do brasil. *Atlântica* 25(2):171–178.
- Bordino, P. Thompson, G., & Iniguez, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* in Bahia Anegada, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*. 1(2):213–222.
- Botsford, L. W. Castilla, J. C., & Peterson, C. H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277(5325):509–515.
- Botta, S. 2005. Reprodução e crescimento dos machos de toninha (*Pontoporia Blainvillei*) do rio grande do sul, brasil. Tese de mestrado FURG.
- Burnham, K. & Anderson, D. 2002. *Modelos Selection and Multi-Model Inference*. Springer Verlag Berlin 2 ed edition.
- Caswell, H. Brault, S. Read, A., & Smith., T. 1998. Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecological Applications* 8(1226–1238).

- CEPERG 2004. Desembarque de pescados no rio grande do sul - 2004. In *Rel. Téc., MMA – IBAMA – CEPERG* Rio Grande, RS.
- CEPERG 2007. Desembarque de pescados no rio grande do sul - 2006. In *Rel. Téc., MMA – IBAMA – CEPERG* Rio Grande, RS.
- Corcuera, J. Monzon, F. Crespo, E. A. Aguilar, A., & Raga, J. A. 1994. Interactions between marine mammals and the coastal fisheries of necochea and claromecó (buenos aires province, argentina). *Reports of the International Whaling Commission* 15(283-290).
- Cordeiro, A. P. 2008. Análise das interações de cetáceos e a pescaria de emalhe da frota industrial de santa catarina. Tese de mestrado UNIVALI.
- Cremer, M. J. Simões-Lopes, P. C., & Pires, J. S. R. 1998. Ecologia e comportamento da toninha, *Pontoporia blainvillei*, na baía de babitonga, sc, sul do brasil. In *Reunião de Trabalhos de especialistas em mamíferos aquáticos da América do Sul* page 53 Recife, Brasil.
- Crespo, E. Harris, G., & Gonzales, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*. 14(4):845–849.
- D'Agrosa, C. Lennert-Cody, C. E., & Vidal, O. 2000. Vaquita bycatch in mexico's artisanal gillnet fisheries: Driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14(4):1110–1119. -Print.
- Dalla Rosa, L. ; Secchi, E. R. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and southeastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:135–140.
- Danilewicz, D. Rosas, F. Bastida, R. Marigo, J. Muelbert, M. Rodríguez, D. Lailson, J. Ruoppolo, V. Ramos, R. Bassoi, M. Ott, P. H. Caon, G. Da Rocha, A. M. Catão-Dias, J. L., & Secchi, E. 2002. Report of the working group on biology and ecology. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1):25–42.
- Danilewicz, D. Secchi, E. Ott, P., & Moreno, I. 2000. Analysis of the age at sexual maturity and reproductive rates of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia, PUCRS*. 13:89–98.
- Danilewicz, D. S. 2007. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie. Tese de doutorado Pontifícia Universidade Católica Do Rio Grande Do Sul Porto Alegre, RS.
- Dapper, C. Secchi, E. R. Kinas, P. G., & Muelbert, M. 2005. Seasonal, spatial and gear type vulnerability of franciscana dolphin in southern Brazil. Technical Report SC/57/SM7 Scientific Committee of the International Whaling Commission Ulsan, South Korea.
- del Monte-Luna, P. Lluch-Belda, D. Serviere-Zaragoza, E. Carmona, R. Reyes-Bonilla, H. Auriolles-Gamboa, D. Castro-Aguirre, J. L. del Proo, S. A. G. Trujillo-Millan, O., & Brook, B. W. 2007. Marine extinctions revisited. *Fish and Fisheries* 8(2):107–122.
- DeMaster, D. P. Fowler, C. W. Perry, S. L., & Richlen, M. E. 2001. Predation and competition: The impact of fisheries on marine-mammal populations over the next one hundred years. *Journal of Mammalogy* 82(3):641–651.

- Di Benedetto, A. Ramos, R., & Lima, N. 1998. Fishing activity in northern Rio de Janeiro state (Brazil) and its relation with small cetaceans. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 41(3):296–302.
- Di Benedetto, A. P. M. & Ramos, R. M. A. 2001. *Biología e conservação de pequenos cetáceos no Norte do Estado do Rio de Janeiro*. Fundação Estadual Norte Fluminense.
- Diegues, A. C. S. 1983. *Pescadores, camponeses, trabalhadores do mar*. Série ensaios. Ed. Ática São Paulo.
- FAO 2002. The state of world fisheries and aquaculture 2002. Technical report FAO Fisheries and Aquaculture Department Rome.
- FAO, editor 2003. *Fisheries Management 2. The ecosystem approach to fisheries* volume Suppl. 2 Rome. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries FAO Fisheries Department.
- FAO 2007. The state of world fisheries and aquaculture 2006. Technical report FAO Fisheries and Aquaculture Department Rome.
- Fertl, D. 2002. *Encyclopedia of Marine Mammals* chapter Interaction with Fisheries, pages 438–442. San Diego.
- Galina, A. B. 2006. A distribuição espacial e a composição das capturas de elasmobrânquios pela frota de emalhe de passo de torres - sc, na costa sul do brasil, no verão de 2004/2005. Master's thesis FURG. 64p.
- Geraci, J. R. & Lounsbury, V. J. 1993. *Marine Mammals Ashore. A Field Guide for Strandings*. Gavelston, Texas.
- Geraci, J. R. & St. Aubin, D. J. 1987. Effects of parasites on marine mammals. *International Journal for Parasitology* 17(2):407–414.
- Haimovici, M. 1997a. *Recursos Pesqueiros Demersais da Região Sul*. FEMAR Rio de Janeiro, Brazil.
- Haimovici, M. 1997b. *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic* chapter Cephalopods, page 308. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Haimovici, M. 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fisheries Management and Ecology*. 5:277–289.
- Haimovici, M. Absalonsen, L. Velasco, G., & Miranda, L. V. 2006a. *Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração – II* chapter Diagnóstico do estoque e orientações para o ordenamento da pesca de *Umbrina canosai* (Berg, 1895), pages 77–85. São Paulo: USP.
- Haimovici, M. & Ignácio, J. M. 2005. *Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração*. chapter Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823), pages 101–107. Série Documentos Revizee-Score Sul, IOUSP.
- Haimovici, M. Martins, A. S., & Vieira, P. C. 1996. Distribuição e abundância de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 56(1):27–50. in Portuguese.

- Haimovici, M. Pereira, S. D., & Vieira, P. C. 1989. La pesca demersal em el sur de brasil em el período 1975-1985. *Frente Marítimo* 5A:151–163.
- Haimovici, M. Vasconcellos, M. Kalikoski, D. C. Abdalah, P. Castello, J. P., & Hellembrandt, D. 2006b. *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros. Grupo Temático: Modelo Gerencial da pesca.* chapter Diagnóstico da pesca no litoral do Rio Grande do Sul, pages 157–180. Belém: UFPA.
- Haimovici, M. Wontchowski, C. R. Cergole, M. C. Madureira, L. S. P. Bernardes, R. A., & Silva, A. O. A. 2006c. *Programa Revizee - Relatório Executivo - Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica do Brasil* chapter Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul, pages 207–242. MMA Brasília.
- Hall, M. & Boyer, S. 1986. Incidental mortality of dolphins in the eastern tropical pacific tuna fishery: Description of a new method and estimation of 1984 mortality. *Rep. Int. Whal. Commn.* (36):375–381.
- Hall, M. A. Alverson, D. L., & Metuzals, K. I. 2000. By-catch: Problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41(1 6):204–219. -print.
- Harley, S. J. Myers, R. A., & Dunn 2001. A meta-analysis of the relationship between catch- per-unit-effort and abundance. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 58:1705–1772.
- Hubert, W. A. 1985. *Fisheries Techiniques* chapter Passive Capture Techniques, pages 95–122. American Fisheries Society Blacksburg, Virginia. Chap. 6.
- Huckstadt, L. A. & Krautz, M. C. 2004. Interaction between southern sea lions *Otaria flavescens* and jack mackerel [*Trachurus symmetricus* commercial fishery off central chile: a geostatistical approach. *Marine Ecology Progress Series* 282:285–294.
- IBAMA 2001. *Mamíferos Aquáticos do Brasil : Plano de Ação, Versão II.* Diretoria de Fauna e Recursos Pesqueiros/IBAMA Brasília.
- IBAMA 2006. Relatório da reunião técnica e de ordenamento para a pesca de emalhe no litoral brasileiro. In *Rel. Téc. MMA – CEPSUL – IBAMA* Itajaí, SC.
- IUCN 1981. Report of the iucn workshop on marine mammal/fishery interactions. Technical report international union for the conservation of the nature and natural REsources La Jolla, Califórnia.
- IUCN 2008. Red data list 2008. Technical report IUCN, World Conservation Union Gland, Switzerland.
- Iwata, T. Shimizu, S. Fujimori, Y., & Miura, T. 2003. Incidental catch of harbor porpoises in set nets in the coastal waters of southern hokkaido, japan. *Fisheries Science* 69(3):657–659.
- IWC, editor 1994. *Report of the Workshop on the Mortality of Cetacea in Passive Fishing Net and Traps* volume Document IWC/46/4. International Whaling Commission.
- IWC 2003. Report of the scientific committee. Technical Report 55 International Whaling commission Berlin.

- Janata, H. N. & Reis, E. G. 2005. Exploração pesqueira da corvina (*Micropogonias Furnieri*) no extremo sul do Brasil pela frota costeira de média escala. *Acta Biologica Leopoldensia* 27(2):115–122.
- Kaschner, K. & Pauly, D. 2004. Competition between marine mammals and fisheries: food for thought. Technical report Report to the Humane Society International, HSI Washington, D.C.
- Kasuya, T. & Brownell, R. L. J. 1979. Age determination, reproduction and growth of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 31:45–67.
- Kinas, P. & Secchi, E. 1998. Modelling truncated data to estimate incidental kills of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, by gillnets. *Rep. Int. Whal. Commn.* 48:533–536.
- Kinas, P. G. 2002. The impact of incidental kills by gillnets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science.* 70(2):409–421.
- Klippel, S. Vooren, C. M. Lamonácea, A. F., & Peres, M. B. 2005. *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil* chapter A pesca industrial no sul do Brasil, page 262. Instituto Igaré Porto Alegre, Brazil.
- Kotas, J. E. Gamba, M. R. Conolly, P. C. Hostim-Silva, M. Mazzoleni, R. C., & Pereira, J. 1995. A pesca de emalhe de deriva (drift-net) com desembarque em itajaí e navegantes-sc. Technical report.
- Kotas, J. E. Júnior, M. P. de Azevedo, V. G., & dos Santos, S. 2005. A pesca de emalhe e espinhel-de-superfície na região sudeste-sul do Brasil. Technical report REVIZEE - SCORE SUL.
- Krebs, C. J. 1994. *Ecology: the experimental analysis of distribution and analysis of distribution and abundance.* Harper Collins New York 4 ed edition.
- Lammardo, M. P. 2002. Análise das tendências dos comprimentos totais da franciscana (*Pontoporia blainvillei*) nos encalhes de praia no rio grande do sul (1979-2000). Dissertação de bacharelado Fundação Universidade do Rio Grande Rio Grande, RS.
- Larkin, P. A. 1982. *Theory and Management of Tropical Fisheries* chapter Directions for the future research in tropical multispecies, pages 308–328. Number 9. ICLARM Conf. Proceed.
- Lavigne, D. M. 1996. *Studies of high latitude seabirds. 4. Trophic relationships and energetics of endotherms in cold ocean systems* volume 91 chapter Ecological interactions between marine mammals, commercial fisheries, and their prey: unravelling the tangled web, page 15. Canadian Wildlife Service Occasional Paper Ottawa.
- Lavigne, D. M. 2003. *Marine Mammals: Fisheries Tourism and Management Issues* chapter Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate, pages 31–47. CSIRO.
- Lien, J. Stenson, G. Carver, S., & Chardine, J. 1994. *Special Issue, 15: Gillnets and Cetaceans* chapter How many did you catch? The effect of methodology on by-catch reports obtained from fishermen, pages 535–540. International Whaling Commission Cambridge.
- Lodi, L. & Capistrano, L. 1990. Capturas acidentais de pequenos cetáceos no litoral norte do rio de janeiro. *Biotemas* 3:47–65.

- Lucena, F. M. & Reis, E. G. 1998. Estrutura e estratégia da pesca de anchova pomatomus saltatrix (*Pisces: Pomatomidae*) na costa do rio grande do sul. *Atlântica* 20:87–103.
- López, A. Pierce, G. J. Santos, M. B. Garcia, J., & Guerra, A. 2003. Fishery bycatches of marine mammals in galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation* pages 25–40.
- Manly, B. F. J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall London, United Kingdom 2 edition edition.
- Mattiucci, S. & Nascetti, G. 2007. Genetic diversity and infection levels of anisakid nematodes parasitic in fish and marine mammals from boreal and austral hemispheres. *Veterinary Parasitology* 148(1):43–57.
- Maunder, M. N. Sibert, J. R. Fonteneau, A. Hampton, J. Kleiber, P., & Harley, S. J. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *Ices Journal Of Marine Science* 63:1373–1385.
- McCullagh, P. & Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall New York 2 ed edition.
- Mehsen, M. 2003. Análise de conteúdos estomacais de toninha, *Pontoporia Blanvillei* (gervais & d'orbigny, 1844), capturadas acidentalmente em redes de emalhe costeiro no litoral sul do rio grande do sul durante ano de el niño (enso). Dissertação de bacharelado Fundação Universidade Federal do Rio Grande Rio Grande, RS.
- Middlemas, S. Armstrong, J., & Thompson, P. 2007. The significance of marine mammal predation on salmon and sea trout. In Derek Mills MSc, PhD, F. F., editor, *Salmon at the Edge* pages 41–60.
- Monteiro, D. D. S. 2008. Fatores determinantes da captura incidental de aves e tartarugas marinhas e da interação com orcas/falsas-orcas, na pescaria com espinhel pelágico no sudeste-sul do brasil. Tese de mestrado Universidade Federal do Rio Grande/FURG Rio Grande.
- Monzón, F. Perez, J. G., V., & J., C. 1994. Indices de predación de tiburones sobre delfines franciscanas en la costa argentina. In *VI Reunión de Trabajo de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul* page 101 Florianópolis, SC.
- Moreno, I. Ott, P. H., & Danilewicz, D. S. 1997. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. In *Proceedings of the Second Workshop for the Research Coordination and Conservation of the Franciscana (Pontoporia blainvillei) in the Southwestern Atlantic* pages 31–41 Florianópolis, Brazil. in Portuguese.
- Myers, R. A. & Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423(6937):280–283.
- Netto, R. F. & Barbosa, L. A. 2003. Cetaceans and fishery interaction along the espírito santo state, southeastern brazil during 1994–2001. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 2(1):57–60.
- Nicole, S. & Robertson, G. 2003. *Marine Mammals: Fisheries Tourism and Management Issues* chapter Ecological consequences os Souther Ocean Harvesting, pages 31–47. CSIRO.

- Northridge, S. 1985. *Estudio mundial de las interacciones entre los mamíferos marinos e la pesca* volume 251. FAO Inf. Pesca.
- Northridge, S. & Hofman, R. 1999. *Conservation and Management of Marine Mammals* chapter Marine mammal interactions with fisheries, page 471. Smithsonian Institution Press.
- Northridge, S. P. 1991. Driftnet fisheries and their impacts on non- target species: a worldwide review - fao fisheries technical paper n. 320. Technical report Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.
- Nédélec, C. & Prado, J. 1990. Definition and classification of fishing gear categories. fao fisheries technical paper. 222 rev. 1 . Technical report Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ott, P. Secchi, E. Moreno, I. Danilewicz, D. Crespo, E. Bordino, P. Ramos, R. Di Benedetto, A. Bertozzi, C. Bastida, R. Zanelatto, R. Perez, J., & Kinas, P. 2002. Report of the working group of fishery interactions. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. special issue(1):55–64.
- Ott, P. H. 1994. Estudo da ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei*(Gervais e D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Technical report University of Rio Grande do Sul, Brazil. in Portuguese.
- Ott, P. H. 1998. Análise das capturas acidentais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) nas comunidades pesqueiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brazil. M.sc. dissertation Catholic University of Rio Grande do Sul, Brazil Rio Grande do Sul, RS. in Portuguese.
- Ott, P. H. & Danilewicz, D. 1997. Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern brazil. *Mammalia* 64(4):605–609.
- Pauly, D. Christensen, V. Dalsgaard, J. Froese, R., & Torres, F. J. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279(5352):860–863.
- Pauly, D. Christensen, V. Guznette, S. Pitcher, T. J. Sumaila, U. Walters, C. Watson, R., & Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418(6898):689–695.
- Pauly, D. & Zeller, D. 2003. The global fisheries crisis as a rationale for improving the fao's database of fisheries statistics. *Fisheries Centre Research Reports* 11(6):1–9.
- Perez, J. A. A. & Wahrlich, R. 2005. A bycatch assessment of the gillnet monkfish *lophius gastrophysus* fishery off southern brazil. *Fisheries Research* 72(1):81–95.
- Perrin, W. F. Donovan, G. P., & Barow, J. 1994. Gillnets and cetaceans. Special issue 15 Reports of the International Whaling Commission Cambridge.
- Pinedo, M. & Hohn, A. 2000. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: Developing a model for precision in age estimation. *Marine Mammal Science*. 16:1–27.
- Pinedo, M. C. 1994. Review of small cetacean fishery interactions in southern Brazil with special reference to the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Report of the International Whaling Commission*. special issue 15:251–259.

- Pinedo, M. C. & Polachek, T. 1999. Trends in franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) strandings rates in rio grande do sul, southern brazil (1979-1998). *Journal of Cetacean Research and Management* 1:179–189. -Print.
- Pinedo, M. C. Praderi, R., & Brownell, R. L. J. 1989. *Biology and Conservation of the River Dolphins* chapter Review of the biology and status of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D’Orbigny, 1844). IUCN Species Survival Commission Occasional Paper. No. 5.
- Plaganyi, E. E. & Butterworth, D. S. 2002. *Encyclopedia of Marine Mammals* chapter Competition with Fisheries, pages 268–273. San Diego.
- Potter, E. C. E. & Pawson, M. G. 1991. Gill netting. Technical Report 6 MAFF Fisheries Leaflet 69.
- Praderi, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (mammalia: Cetácea) y tiburones (selachii) de águas uruguayas. *Comun. Zool. Mus. Hist. Nat.* 11:1–19.
- Praderi, R. 1997. Análisis comparativo de estadísticas de captura y mortalidad incidental de *Pontoporia blainvillei* Uruguay durante 20 años. In Pinedo, M. & Barreto, A., editors, *Anais do 2o. Encontro sobre a Coordenação de Pesquisa e Manejamento da Franciscana* pages 42–53. University of Rio Grande, Brazil.
- Praderi, R. Pinedo, M., & Crespo, E. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. In 3 Occas. Pap. IUCN SSC, editor, *Biology and Conservation of the River Dolphins*. pages 52–56. IUCN.
- Prado, J. H. F. 2006. Estimativa da taxa de encalhe das toninhas, *pontoporia blainvillei*, capturadas acidentalmente na pesca com rede de emalhe, na costa sul do rio grande do sul. Dissertação de bacharelado Fundação Universidade Federal do Rio Grande Rio Grande, RS.
- Punt, A. E. & Butterworth, D. S. 1995. The effects of future con-umption by the cape fur seal on catches and catch rates of the cape hakes. 4. modelling the biological interaction between cape fur seals *arctocephalus pusillus pusillus* and the cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *South African Journal of Marine Science* 16:255–285.
- Quinn, T. Q. & Deriso, R. B. 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press. New York. Oxford.
- R-plus® 2003. *R: A language and environment for statistical computing*. R Development Core Team Vienna, Austria.
- Read, A. J. 2005. *Marine Mammal Research: Conservation beyond Crisis* chapter Bycatch and Depredation, pages 5–18.
- Read, A. J. 2008. The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy* 89(3):541–548.
- Read, A. J. Drinker, P., & Northridge, S. 2006. Bycatch of marine mammals in u.s. and global fisheries. *Conservation Biology* 20(1):163–169. -Print.
- Reis, E. Vieira, P., & Duarte, V. 1994. Pesca artesanal de teleósteos no estuário da lagoa dos patos e costa do rio grande do sul. *Atlântica* 16:55–68.

- Reis, E. G. 1992. *An Assessment of the Exploitation of the White Croaker* *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) by the Artisanal and Industrial Fisheries in Coastal Waters of Southern Brazil. PhD thesis University of East Anglia, UK.
- Reis, E. G. 1993. Classificação das atividades pesqueiras na costa do rio grande do sul e qualidades estatísticas de desembarque. *Atlantis* 15:107–114.
- Reis, E. G. & Pawson, M. G. 1999. Fish morphology and estimating selectivity by gillnets. *Fisheries Research* 39(3):263–273.
- Rojas-Bracho, L. Reeves, R. R., & Jaramillo-Legorreta, A. 2006. Conservation of the vaquita *Phocoena sinus*. *Mammal Review* 36(3):179–216.
- Rosas, F. C. W. Monteiro-Filho, E. L. A., & Oliveira, M. R. 2002. Incidental catches of franciscana (*pontoporia blainvillei*) on the southern coast of são paulo state and the coast of paraná state, brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1):161–167.
- Santos, M. C. & Ditt, E. H. 1994. Registro da captura acidental do golfinho-rotador, *stenella longirostris*, em rede de pesca de cação na região sudeste do brasil. In *VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul* pages 57–58 Florianópolis, SC.
- Seber, G. A. F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. MacMillan London.
- Secchi, E. Barcellos, L. Zerbini, A. N., & Dalla Rosa, L. 2003a. Biological observations on a dwarf minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*, caught in southern brazilian waters, whit a new record os prey for the species. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 2(2):109–115.
- Secchi, E. Danilewicz, D. Ott, P. H. Ramos, R. Lazaro, M. Marigo, J., & Wang, J. Y. 2002. Report of the working group on stock identity. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 1(1):47–54.
- Secchi, E. Ott, P., & Danilewicz, D. 2003b. *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* chapter Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*, pages 174–191. CSIRO Publishing Collingwood, Australia.
- Secchi, E. & Wang, J. 2003. *Pontoporia blainvillei* (Rio Grande do Sul/Uruguay subpopulation). Technical report 2003 IUCN Red List of Threatened Species.
- Secchi, E. Zerbini, A. Bassoi, M. Dalla Rosa, L. Möller, L., & Rocha-Campos, C. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil: Period 1994-1995. *Report of the International Whaling Commission*. 47:653–658.
- Secchi, E. R. 1999. Taxa de crescimento potencial intrínseco de um estoque de franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D’Orbigny, 1846) (Cetacea, Pontoporiidae) sob o impacto da pesca costeira de emalhe. Dissertação de mestrado University of Rio Grande, Brazil FURG, Rio Grande. in Portuguese.
- Secchi, E. R. 2006. *Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (Pontoporia blainvillei) and Hector’s dolphins (Cephalorhynchus hectori) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity*. Ph.d. dissertation University of Otago Dunedin, NZ.

- Secchi, E. R. Danilewicz, D., & Ott, P. H. 2003c. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research and Management* 5:61–68.
- 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. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3:61–68.
- 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. Technical report Report of the third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Southwestern Atlantic Unep/CMS, Bonn.
- Secchi, E. R. Ott, P. H. Crespo, E. A. Kinas, P. G. Pedraza, S. N., & 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. & Wang, J. Y. 2002. Assessment of the conservation status of a franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stock in the franciscana management area iii following the iucn red list process. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* (special issue)(1):183–190.
- Shaughnessy, P. 1985. *Marine Mammals and Fisheries* chapter Interactions between fisheries and Cape fur seals, pages 119–134. George Allen & Unwin Ltd London.
- Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Reports of the International Whaling Commission*. special issue(15):241–250.
- Siegel, S. 1975. *Estatística Não-Paramétrica*. Editora McGraw-Hill do Brasil São Paulo.
- Slooten, E. 2007. Conservation management in the face of uncertainty: Effectiveness of four options for managing hector's dolphin bycatch. *Endangered Species Research* 3(2):169–179.
- Smith, S. J. 1979. *A research framework for traditional fisheries*. Number 2 in Studies and Reviews. International Center for Living Aquatic Resources Management Manila, Philippines.
- Tomas, A. R. G. 2003. *Dinâmica das Frotas Pesqueiras - Análise das principais pecarias comerciais do Sudeste-Sul do Brasil*. chapter Dinâmica da frota de emalhe no estado de São Paulo, pages 299–304. Evoluir São Paulo. 376p.
- Tomoo, O. & Kliks, M. 1987. Effects of marine mammal parasites on human health. *International Journal for Parasitology* 17(2):415–421.
- Tripel, E. A. Wang, J. Y. Strong, M. B. Carter, L. S., & Conway, J. D. 1996. Incidental mortality of harbour porpoise (*phocena phocena*) by the gill-net fishery in the coger bay of fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53:1294–1300.
- Trites, A. W. Coombs, A. P., & Bredesen, E. L. 2004. Whales, whaling and ecosystem change in the antarctic and eastern bering sea : insights from ecosystem models. In Monograph, C. W., editor, *CIESM, Investigating the roles of cetaceans in marine ecosystems* volume 25 page 144 Monaco.

- Trites, A. W. Miller, A. J. Maschner, H. D. G. Alexander, M. A. Bograd, S. J. Calder, J. A. Capotondi, A. Coyle, K. O. Lorenzo, E. D. Finney, B. P. Gregr, E. J. Grosch, C. E. Hare, S. R. Hunt, G. L. Jahncke, J. Kachel, N. B. Kim, H.-J. Ladd, C. Mantua, N. J. Marzban, C. Maslowski, W. Mendelssohn, R. Neilson, D. J. Okkonen, S. R. Overland, J. E. Reedy-Maschner, K. L. Royer, T. C. Schwing, F. B. Wang, J. X. L., & Winship, A. J. 2007. Bottom-up forcing and the decline of steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in alaska: assessing the ocean climate hypothesis. *Fisheries Oceanography* 16(1):46–67.
- UNESCO 2006. Water: A shared responsibility,. Technical report 2nd United Nations World Water Development Report.
- Valentini, H. & Pezzuto, P. R. 2006. Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do brasil com base na produção controlada do período 1986-2004. Série documentos revizee, score sul São Paulo : Instituto Oceanográfico-USP,.
- Vasconcellos, M. & Haimovici, M. 2006. Status of white croaker micropogonias furnieri exploited in southern brazil according to alternative hypotheses of stock discreteness. *Fisheries Research* 80(2-3):196–202. -Print.
- Walters, C. 2003. Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:1433–1436.
- Weber, M. L. 2002. *From Abundance to Scarcity: a History Of U.S. Marine Fisheries Policy*. Island Press Washington, D.C.
- Whitehead, H. & Carscadden, J. E. 1985. Predicting inshore whale abundance — whales and capelin off the newfoundland coast. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(5):976–981.
- Wickens, P. A. 1995. A review os operational interactions between pinnipeds and fisheries. Technical Report 346 FAO Fisheries Technical Paper.
- Wise, L. Silva, A. Ferreira, M. Silva, M. A., & Sequeira, M. 2007. Interactions between small cetaceans and the purse-seine fishery in western portuguese waters. *Scientia Marina* 71(2):405–412.
- Woodley, T. H. 1993. Potencial effects of driftnet fisheries for albacore tuna (thunnus alalunga) on population os striped (stenella coeruleoalba) and commom (delphinus delphis) dolphins from the northeast atlântic. Technical Report 93-02 International Marine Mammal Association.
- Worm, B. Lotze, H., & Myers, R. A. 2007. *Whales, whaling and ocean ecosystems* chapter Ecosystem effects of fishing and whaling in the North Pacific and Atlantic Ocean, pages 333–341. University of California Press. Berkley, CA, USA.
- Yodzis, P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Must top predators be culled for the sake of fisheries?* 16(2):78–84.
- Young, J. W. 2000. Do large whales have an impact on commercial fishing in the south pacific ocean ? *Journal of International Wildlife Law & Policy* 3:32.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall New Jersey.
- Zerbini, A. N. & Kotas, J. E. 1998. A note on cetacean bycatch in pelagic driftnetting off southern brazil. *Reports of the International Whaling Commission* 48:519–523.

Anexo **A**

Tabela A.1: Esforço pesqueiro e número de toninhas capturadas acidentalmente para rede de corvina e pescada. Cada linha é referente a uma embarcação e inclui o ano, número de lances (N lance), Número de toninhas capturadas (N ton) comprimento médio da rede (Comp. M) e esforço total em metros (Comp. T).

Corvina					Pescada			
Ano	N lance	N ton	Comp. M	Comp. T	N lance	N ton	Comp. M	Comp. T
1997	3	2	12801,6	38404,8	8	3	6858	54864
1997	9	9	13431,52	120883,68	3	1	12801,6	38404,8
1997	2	2	15300	30600	0	0	0	0
1997	17	1	7304,44	124175,52	16	6	6720,47	107527,52
1997	30	3	7845,55	235366,56	21	2	6618,36	138985,6
1997	12	0	12801,6	153619,2	1	1	7312	7312
1998	16	5	9258,13	148130	16	5	9103,75	145660
1998	21	10	10107,35	212254,4	18	14	7867,56	141616
1999	23	4	8242,9	164858	2	0	6436	12872
1999	18	6	12335,63	222041,4	4	5	9826,98	39307,9
1999	36	24	12201,58	439257	3	0	8045	24135
1999	28	12	9929,77	278033,6	20	15	10300,52	206010,4
1999	13	1	12389,3	161060,9	5	0	7691,02	38455,1
1999	21	4	10973	230433	10	6	6894,67	62052
1999	34	8	10618,62	361033	10	0	7803,6	78036
2000	12	4	8293,04	99516,5	12	4	6937,46	83249,5
2000	8	0	13354,7	106837,6	39	1	8007,87	312306,9
2000	44	18	12798,86	563150	26	0	8045	209170
2000	12	4	8702,01	104424,1	3	1	7079,6	21238,8
2000	1	1	10458,5	10458,5	5	3	7299,4	36497
2000	2	2	10458,5	20917	3	4	8045	24135
2000	10	0	10458,5	104585	76	0	7985,72	606914,8
2000	19	5	9654	183426	12	0	7240,5	86886
2000	27	2	9877,63	266696	45	4	6847	308115
2001	13	3	8635,38	112259,93	4	0	8040,98	32163,91
2001	26	0	12699,65	330191	49	0	9443,84	462748,4
2001	19	1	12856,97	244282,5	15	0	8045	120675
2001	13	7	11943,73	155268,5	48	0	8045	386160
2001	38	4	9781,03	371679	17	2	6700,07	113901,11
2001	1	0	9654	9654	48	2	6085,37	292097,86
2001	13	0	9654	125502	59	3	7226,86	426385
2001	0	0	0	0	50	0	8424,86	421243
2001	51	1	7835,96	399634	69	1	6855,74	473046
2002	0	0	0	0	9	5	8382,89	75446,01
2002	3	0	12872	38616	4	0	7642,75	30571
2002	0	0	0	0	41	0	11263	461783
2002	8	3	11866,38	94931	11	0	7898,73	86886
2002	1	0	12872	12872	25	2	8431,16	210779
2002	20	13	12469,75	249395	40	2	7964,55	318582
2002	28	10	10573,43	296056	52	9	7704,63	400641
2002	14	1	7849,62	109894,7	11	0	6362,86	69991,5
2002	0	0	0	0	12	0	7240,5	86886
2002	3	7	12872	38616	0	0	0	0
2003	11	3	9251,75	101769,25	16	2	8015,84	128253,39
2003	0	0	0	0	52	11	10998,44	571919,05
2003	12	1	15017,33	180208	37	8	12785,03	473046
2003	19	4	12872	244568	3	1	11263	33789
2003	26	0	12562,58	326627	10	0	9654	96540
2003	0	0	0	0	25	6	8045	201125
2003	26	5	10953,58	284793	56	8	8073,73	452129
2003	6	1	11209,37	67256,2	0	0	0	0
2003	7	0	13676,5	95735,5	5	1	7562,3	37811,5
2003	23	0	11263	259049	9	2	8670,72	78036,5
2003	34	0	14481	492354	0	0	0	0
2004	12	1	10414,25	124971,03	13	0	7371,7	95832,04
2004	15	0	11702,79	175541,9	35	0	11437,69	400319,2
2004	0	0	0	0	31	0	11263	349153
2004	0	0	0	0	9	4	9296,44	83668
2004	0	0	0	0	43	1	12572,65	540624
2004	4	9	11263	45052	0	0	0	0
2004	0	0	0	0	14	1	10734,33	150280,6
2004	16	4	10961,31	175381	15	0	7379,95	110699,2
2004	24	3	12603,83	302492	80	28	11263	901040
2005	15	4	12872	193080	18	1	11263	202734
2005	47	17	14187,74	666824	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	16	5	11263	180208
2005	21	4	12910,31	271116,5	26	2	12500,69	325018
2005	0	0	0	0	50	0	12539,9	626995,12
2005	2	6	16090	32180	0	0	0	0
2005	1	0	11263	11263	24	8	8045	193080
2005	25	2	11263	281575	73	9	7956,84	580849
2006	6	5	12335,67	74014	5	5	11263	56315
2006	0	0	0	0	20	1	14481	289620
2006	2	3	9412,65	18825,3	29	1	9659,55	280126,9
2006	5	1	13515,6	67578	7	0	9194,29	64360
2006	9	12	13944,67	125502	6	0	11678,66	70071,95
2006	10	0	14802,8	148028	30	9	11386,36	341590,7
2006	18	3	16715,72	300883	5	2	12872	64360
2006	12	0	15285,5	183426	0	0	0	0
2006	4	7	18101,25	72405	0	0	0	0
2006	27	5	8402,56	226869	0	0	0	0
2006	5	9	11263	56315	3	5	10726,67	32180
2007	2	3	13676,5	27353	8	4	11263	90104
2007	0	0	0	0	19	0	14311,63	271921
2007	20	2	8938	178759,9	8	2	9885,29	79082,35
2007	63	0	8581,33	540624	0	0	0	0
2007	9	0	10279,72	92517,5	17	0	9464,71	160900
2007	31	0	9654	299274	0	0	0	0
2007	0	0	0	0	18	2	12872	231696
2007	9	5	14481	130329	7	1	10113,71	70796
2007	29	2	13093,93	379724	36	1	13139,27	473013,82
2007	10	1	16090	160900	22	1	11994,36	263876
2007	1	0	9654	9654	4	0	11263	45052
2007	9	0	14802,8	133225,2	0	0	0	0
2007	2	2	8045	16090	3	0	8045	24135
2007	0	0	0	0	13	1	15842,46	205952

Tabela A.2: Lista de barcos de emalhe avistados no porto de Rio Grande no período de junho de 2006 a julho de 2008

01 Alcides Bergonia	39 da Hora C	77 Izidoro Franco	115 Sabor de Mel VII
02 Alexandre I	40 Dom Caetano III	78 Jean Carlos*	116 Santa Rita
03 Ana Maria III	41 Dom Cidi	79 Jesus Salva	117 Santa Rosa III*
04 Ana Maru Otim	42 Dom Estevam	80 Jesus Salva II	118 Santo Anjo
05 Ana Maru Otim II	43 Dom Francisco	81 João Pedro I	119 Santo do Mar
06 Ana Paula II	44 Dom Isaac XV*	82 João Victor I	120 São Francisco
07 Andrew*	45 Dom Luiz I	83 Joao Vitor I	121 São Pedro
08 Astro II	46 Dom Luiz II	84 João Vitor I	122 Seival*
09 Bacana IV	47 Dom Orlando II	85 Jota Mota	123 Senhor do Oceano
10 Bacana VI	48 Dom Pedro	86 Juliana*	124 Sol de Verão
11 Benita Monty	49 Dom Ramos	87 Lilian I	125 Sol de Verão II
12 Boemio I	50 Dona Lica	88 Lirio do Vale II	126 Sta Isabela
13 Boemio X	51 Eclipse	89 Lula I	127 Sta Rosa III
14 Boemio XIII	52 Eclipse II	90 Lula II	128 Sta Vitoria
15 Boemio XVI	53 Emanuele	91 Macarius*	129 Varela
16 Boemio XVII	54 Emanuele II	92 Mãe Teresa	130 Verde Vale V*
17 Boemio XVIII	55 Gabriel	93 Maksoel	131 Vitória da Conquista
18 Camboriu III	56 Gabriel G.	94 Manu	132 Vo Pedro I
19 Campeão	57 Gen. Vargas	95 Mar do Sul V	133 Vo Pedro II
20 Capricho F.	58 Gen. Vargas III	96 Marco Antonio	134 Vó Vina I*
21 Capricho III	59 Gladiador X	97 Maria da Luz	135 Yasmin I
22 Capricho M.	60 Gonçalves	98 Mestre dos Mares	136 Yasmin II
23 Carijó	61 Grande Rio I	99 Mireb	137 Yasmin III
24 Carijo I	62 Grande Rio IX	100 Mirela	
25 Carijo II	63 Grande Rio V	101 Monte Carlo II	
26 Cassino VII	64 Grande Rio VI	102 Nsa Aparecida	
27 Cassino VIII	65 Grande Rio VII	103 Nsa Caravagio	
28 Celebridade II	66 Grande Rio VIII	104 Nsa da Paz	
29 Cellmar II	67 Grande Rio X	105 Oceano	
30 Cellmar III	68 Gunnar Vingren III	106 Ouro Preto	
31 Chico Preto	69 Henrique I	107 Paulo Hepp I*	
32 Cometa	70 Henrique V*	108 Paz do Senhor II	
33 Cometa II	71 Hiena dos Mares III	109 Polaco*	
34 Cordeiro de Deus I*	72 Hipertensão	110 Portugal II	
35 Costa Sul V	73 Iena dos Mares	111 Rosa do Mar	
36 Costa Sul VI	74 Irmãos Hepp XV	112 S Junior	
37 Cristal C.	75 Irmãos Malato	113 Sabor de Mel I	
38 Cunhamar I	76 Irmãos Polaco*	114 Sabor de Mel III	

* - Embarcações de Santa Catarina

Tabela A.3: Número de lances realizados pelas embarações monitoradas

BARCO	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total geral
AL				11	2											13
AMO	2															2
ANL						1						33				34
B1	1															1
B2	1															1
B3	1															1
BA						25	28	18	11	27	25					134
BA4			1	9		22	49	75	7	52	50	47	11	10		333
BA6									41	49	31		20	19	17	177
BAC	1			12						1						14
BO								34	19	1						54
BO10												2	31	28	11	72
BO3									27	22		16				65
BR3	3		1													4
C11	7															7
C14	6	1														7
C15	1															1
C16	11			1		1										13
C18	6															6
C4	1															1
CA2	1										9	47				57
CA3				2		39	76	62	60	1						240
CA5		1														1
CA8												1	1			2
CAF									1							1
CAR		1														1
CCQ	1															1
CE2													12	63	28	103
CE3													26			26
CMP	2					1										3
CO						1										1
CO2									1	36	43	50				130
CP						13	3									16
CR	2															2
CS5										25				31		56
CS6									80	82	4					166
DBN						1										1
DD	1															1
DES												2		1		3
DFO													15			15
DL1														18	24	42
DL2														17	1	18
DPL	1															1
EM2									2				40	65	21	128
ENL	1															1
GO			1							1						2
GO4	4			3	1					3						11
GR	1															1
GR10													23	32	14	69
GR6													12			12
GR7				1		1										2
GR8												2	4			6
GRM	1															1
GRO	1															1
HP4	2															2
HPT	3											1				4
IEM	1	1														2
IH5				1												1
JER						1										1
JM		1														1
JNR	2		1	34	1	18	15		25							96
JON			1													1
JS2															6	6
LAZ	2															2
LDO					2	2				20	14					38
LFL										2						2
LL		1														1
LV					1	1	9	65	12	20						108
LV1				1		27	10	49	2	32	31	25	27	5		209
LV2	1		1	2	32	47	5	74		1			1			164
LVL						1	1	4	3	1						10
MA8	4			1		18	86	50								159
MAG				1												1
MMA														9		9
MNU									1	34	104	98	8			245
MRA	4															4
MS4														5		5
OP					1	1										2
PN2	2		1	1												4
POL														13		13
PRC										1						1
PZA	1															1
RDV		1														1
RE1	3															3
RE5		2														2
RE7	1	3	1													5
SB	1															1
SBR	1															1
SFO	1					1										2
SJN					1											1
SM	1															1
SM2														2	1	3
STM			1									3				4
SV	2			59	39	31	35	126								292
SV2	1			14	1	45	80									141
TCH	6															6
YA3														20	3	23
Total geral	96	12	9	153	81	298	397	557	292	411	311	327	205	364	126	3639

Tabela A.4: CaPUE total das embarcações de emalhe de Rio Grande, monitoradas durante este

estudo	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total geral
AL				0,056	0,068											0,058
AMO	0,294															0,294
ANL						0,353						0,012				0,022
B1	0,400															0,400
B2	1,000															1,000
B3	0,179															0,179
BA						0,026	0,042	0,019	0,057	0,020	0,004					0,026
BA4			0,137	0,042		0,054	0,002	0,000	0,000	0,018	0,000	0,026	0,086	0,058		0,016
BA6										0,014	0,000		0,003	0,000	0,000	0,004
BAC	0,200			0,065						0,062						0,075
BO								0,006	0,016	0,089						0,011
BO10																0,014
BO3									0,009	0,018		0,096	0,014	0,015	0,000	0,017
BR3	0,154															0,154
C11	0,057															0,057
C14	0,024	0,167														0,044
C15	0,333															0,333
C16	0,166															0,166
C18	0,000															0,000
C4																
CA2											0,043	0,010				0,015
CA3				0,065		0,048	0,019	0,010	0,021	0,078						0,023
CA5		0,556														0,556
CA8																
CAF									0,069							0,069
CAR		0,000														0,000
CCQ	1,364															1,364
CE2													0,005	0,019	0,013	0,016
CE3														0,000		0,000
CMP	0,294					0,196										0,261
CO																
CO2									0,207	0,000	0,002	0,000				0,002
CP						0,011	1,174									0,229
CR	0,221															0,221
CS5										0,030				0,000		0,013
CS6									0,026	0,017	0,200					0,026
DBN						0,432										0,432
DD																
DES												0,078		0,124		0,093
DFO													0,064			0,064
DL1														0,009	0,000	0,004
DL2														0,032	0,069	0,034
DPL																
EM2									0,101				0,022	0,003	0,000	0,010
ENL	0,222															0,222
GO										0,155						0,155
GO4	0,297			0,126	0,196					0,280						0,237
GR	0,200															0,200
GR10													0,015	0,004	0,000	0,007
GR6													0,000			0,000
GR7				0,091		0,137										0,114
GR8												0,186	0,095			0,126
GRM	0,400															0,400
GRO	1,000															1,000
HP4	1,000															1,000
HPT	0,370											0,104				0,281
IEM	0,236	0,000														0,118
IH5				0,137												0,137
JER						33,333										33,333
JM		0,000														0,000
JNR	0,394		0,219	0,034	0,392	0,062	0,040		0,005							0,046
JON																
JS2															0,052	0,052
LAZ	0,735															0,735
LDO					0,219	0,132				0,004	0,007					0,023
LFL										0,180						0,180
LL																
LV					0,182	0,098	0,062	0,035	0,000	0,110						0,049
LV1				0,219	0,037	0,075	0,008	0,008	0,363	0,007	0,011	0,040	0,023	0,000		0,025
LV2	0,167			0,164	0,032	0,053	0,138	0,013		0,104			0,094			0,036
LVL						0,084	0,155	0,326	0,181	0,078						0,217
MA8	0,181					0,004	0,000	0,000								0,005
MAG				0,077												0,077
MMA														0,000		0,000
MNU																
MRA	0,125								0,266	0,000	0,025	0,014	0,157			0,022
MS4																0,125
OP						0,353								0,050		0,050
PN2	0,568			0,547												0,353
POL														0,005		0,561
PRC										0,373						0,005
PZA	0,125															0,373
RDV		0,125														0,125
RE1	0,185															0,125
RE5		0,300														0,185
RE7	0,091	0,077	1,000													0,300
SB	0,294															0,389
SBR	0,294															0,294
SFO						0,294										0,294
SJN					0,353											0,294
SM	0,750															0,353
SM2														0,497	0,124	0,750
STM																0,373
SV	0,200			0,037	0,074	0,032	0,015	0,002								0,024
SV2	0,118			0,017	0,147	0,033	0,017									0,024
TCH	0,751															0,751
YA3														0,006	0,048	0,011
Total geral	0,282	0,169	0,452	0,048	0,075	0,157	0,027	0,011	0,023	0,023	0,014	0,018	0,029	0,013	0,008	0,039