

MACARENA AGRELO

**IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS
SOBRE A POPULAÇÃO DO BOTO-DA-TAINHA
(*Tursiops truncatus*) EM LAGUNA, SUL DO BRASIL: USO DO
ESPAÇO E BASES PARA UM MODELO CONCEITUAL DE
CONSERVAÇÃO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo César A. Simões-Lopes

Coorientador: Prof. Dr. Fábio G. Daura-Jorge

Florianópolis
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Agrelo, Macarena

Impactos antropogênicos sobre a população do boto da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, Sul do Brasil: uso do espaço e bases para um modelo conceitual de conservação. / Macarena Agrelo ; orientador, Paulo César de Azevedo Simões-Lopes; coorientador, Fábio G. Daura-Jorge - SC, 2017.
123 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

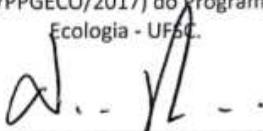
1. Ecologia. 2. Boto-da-tainha. 3. Uso de habitat. 4. Impactos antrópicos. 5. Conservação. I. Simões-Lopes, Paulo César de Azevedo. II. Daura Jorge, Fábio G.. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

"Impactos antropogênicos sobre a população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, Sul do Brasil: uso do espaço e bases para um modelo conceitual de conservação"

Por

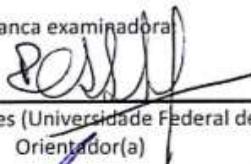
Macarena Agrelo

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (004/PPGECO/2017) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC.



Prof(a). Dr(a). Nivaldo Peroni
Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Banca examinadora



Dr(a) Paulo C. Simões Lopes (Universidade Federal de Santa Catarina)
Orientador(a)



Dr(a) André Silva Barreto (Universidade do Vale do Itajaí)



Dr(a) Leonardo L. Wenekin (Socioambiental Engenharia)



Dr(a) Marta J. Cremet (Universidade da Região de Joinville)

Florianópolis, 03 de março de 2017.

Aos botos...

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a minha mãe Graciela e o meu pai Claudio, pelo amor, o apoio incondicional, pela sua confiança em mim. Não teria chegado até aqui e eles não tivessem me ensinado e me deixado voar...

Às pessoas que há anos os acompanham e que os escolheram para ter uma vida feliz, a Lautita e Willy...

Ao meu irmão, Manu, pelos abraços à distância, pelos seus conselhos de cozinha, pelos seus conselhos da vida...

Ao meu grande amor, Emi, por caminhar comigo, pela confiança, pelo amor incondicional, por estar ao meu lado, mesmo à distância, por me acompanhar na realização dos meus sonhos, por formar parte deles, por me demonstrar que a distância não existe quando existe o amor...

Aos meus sogros, por nos ajudarem sempre, me receberem com os braços abertos e me deixar fazer parte da sua família...

Aos meus primos, tios, sobrinhos, pela força e carinho à distância. A minha madrinha, tia e amiga, Euge, por me acompanhar desde sempre...

Aos meus avós, Marta e Daniel, pelas histórias, risadas, e a paz...

À família Braz, a minha família brasileira que sempre está lá e me faz sentir em casa. Muito obrigada por todos os momentos compartilhados, a minha vida no Brasil não seria igual sem vocês, são uma família maravilhosa. Não alcançam as palavras para agradecer tudo o que a Ika, o Amilton e a Lelé fazem por mim todos os dias...

À minhas amigas e amigos da vida, eles sabem, por me acompanhar incondicionalmente, compartilhando momentos inesquecíveis...

Aos meus amigos, principalmente o Thiago e o Marcelo, que me acompanharam durante todo este tempo...

À turma 2015-2016 da pós em Ecologia, a essas maravilhosas pessoas que conheci ao longo destes anos, pelos cafés, cervejas, e músicas compartilhadas. Muito sucesso para todos!

À Yani (Nina), a minha vizinha, colega, e principalmente amiga, por confiar em mim e me acompanhar sempre...

Ao Alê, que me ajuda sempre com tudo o que é tecnológico. Ele é uma peça fundamental no nosso grupo de pesquisa, e com quem tenho trocado várias vezes ideais do desenvolvimento do projeto, valeu cara...

A Clarissa, quem leu o trabalho e contribuiu enormemente. Por se disponibilizar sempre para me ajudar e fazer o café mais gostoso.

Aos pós doutorando e professores da PPGECO por todo ensinamento, em especial ao Thiago por todas as horas de conversa trocando ideias para analisar os dados...

À todas essas pessoas maravilhosas que fazem parte do Laboratório de Mamíferos Aquáticos, LAMAq, pelos momentos de risadas, historinhas, alegria, pizzas, bolos e café compartilhados...

À Carol, por ter compartilhado comigo os dados coletados com tanto esforço e dedicação para o desenvolvimento deste projeto, por confiar em mim e ter me apresentado este grupo de excelentes pessoas. A minha eterna gratidão amiga por ter me trazido aqui...

Ao Salatiel pela sua experiência e disposição desde o início. Parceiro do desenvolvimento do projeto. Embora não oficial, eu te considero um dos meus orientadores...

Ao Pedro, pela ajuda com a batimetria, com a coleta dos dados ao longo de todos os anos avaliados e pela predisposição para me ajudar...

À 3ª Companhia do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Laguna, por me permitir o acesso aos relatórios diários, me receber no quartel durante vários dias com conforto, café, almoços e música, em especial ao Sargento Robson Vieira pela ajuda com os mapas, as descrições da área.

À Fundação do Meio Ambiente FATMA, por disponibilizar os dados das atividades poluidoras cadastradas essenciais para o desenvolvimento deste projeto...

Por último e principalmente, quero agradecer a duas pessoas as quais admiro muitíssimo e que tornaram realidade este projeto, meus queridos orientadores, o Paulinho e o Fábio, pela confiança, a força, o ensino, o carinho, pelas inúmeras conversas de trabalho, mas também pelas conversas pessoais e o apoio que sempre me demonstraram. Obrigada por terem aceitado me orientar durante este projeto e no meu futuro doutorado, pela confiança depositada em mim, ainda antes de me conhecer, por me dar as ferramentas para ser, não só a profissional, mas também a pessoa que sempre sonhei ser. São o meu exemplo a seguir. Obrigada por tudo...

*“If we knew what it was we were doing it
would not be called research, would it?”*

Albert Einstein

RESUMO

Um dos objetivos principais da biologia da conservação é avaliar o efeito das atividades humanas sobre o ambiente. Dentro deste marco teórico existe o que se conhece como paradigma das pequenas populações, em que populações de tamanho reduzido e isoladas apresentam uma maior probabilidade de atingir o *vortex* de extinção. Uma pequena população de botos (*Tursiops truncatus*) residente em Laguna, sul do Brasil, é conhecida pela pesca cooperativa realizada por alguns indivíduos com os pescadores artesanais. Através de comportamento ritualizado, os botos indicam aos pescadores o momento e o local onde jogar as tarrafas para a captura dos peixes. Esta peculiaridade comportamental estrutura socialmente a população de botos em “cooperativos” – participantes da interação – e “não cooperativos” – não participantes. Por possuir hábitos costeiros a população de botos de Laguna encontra-se exposta a múltiplos impactos promovidos por atividades humanas. O objetivo deste trabalho é qualificar e quantificar as diferentes fontes de impacto antrópico sobre a população dos botos, levando em consideração o comportamento espacial e o grau de exposição a cada fonte de impacto. Com essa finalidade, no primeiro capítulo desta dissertação foram realizadas análises das variações de distribuição e uso do habitat entre dois períodos separados por uma alteração de habitat marcante na região: a construção de uma ponte sobre uma importante área de concentração desta população. O tamanho da área de uso dos botos diminuiu 57% de um período ao outro (pré e pós início da construção da ponte). As áreas de uso e concentração variaram entre períodos e uma das áreas de concentração dos botos “não cooperativos”, localizada próxima à obra da ponte, desapareceu. Além das variáveis de profundidade, declividade e distância da margem, a distância da ponte e estratégia de forrageio influenciaram o número de indivíduos avistados e na presença dos mesmos. No segundo capítulo, as fontes de impacto antrópicos e a sobreposição com a distribuição dos botos foram descritas e classificadas. As atividades poluidoras foram divididas em categorias e, posteriormente, mapas de calor foram confeccionados para cada atividade. A maior intensidade de impactos domésticos coincide com a principal área de concentração dos botos, e a maior intensidade dos impactos industriais e de agropecuária têm o foco na área da construção da ponte. Quanto às atividades de pesca, foram analisadas a distribuição das apreensões de

redes de emalhe, aviãozinhos e gerival. Atualmente, existe uma única área de concentração dos botos e ela se sobrepõe às áreas de maior concentração de redes de emalhe. Finalmente, com a informação coletada durante a presente pesquisa realizou-se uma primeira versão de um modelo conceitual de conservação. Como conclusão observamos variações na distribuição dos botos entre os períodos, sendo mais marcantes nos botos “não cooperativos”, observamos que nos últimos anos os botos apresentaram uma única área de concentração próximo ao canal, e concluímos que a distribuição atual expõe a população a um maior risco.

Palavras chave: Boto-da-tainha. Uso de habitat. Impactos antrópicos. Artes de pesca artesanal. Conservação. Laguna.

ABSTRACT

One of conservation biology main aim is to evaluate the effect of human activities on the environment. Within this theoretical framework exists what is known as the small population paradigm, where small and isolated populations are more likely to reach extinction. A small bottlenose dolphin population (*Tursiops truncatus*) inhabits in Laguna, southern Brazil, is known for the cooperative fishing performed by some individuals with artisanal fishermen. Part of the population cooperates with artisanal fishing, indicating the timing and place where fishermen have to launch their fishing nets to catch the fish. This particular behavior structures socially dolphin population in "cooperatives"- participants in the interaction - and "non-cooperative" - nonparticipants. Due to its coastal habits, Laguna's dolphin population is exposed to multiple impacts promoted by human activity. Therefore, this work aims to qualify and quantify different sources of anthropogenic impact on Laguna's dolphin population, taking into account the spatial behavior and the degree of exposure to each impact source. For this purpose, in the first chapter of this dissertation, were carried out analysis of distribution variations and habitat use between two periods separated by a marked habitat change in the region: a bridge construction over an important concentration area for this population. Dolphins' usage area decreased 57% from one period to the other (pre and post the bridge construction). Usage and cores areas varied between periods and one core area of "non-cooperative" dolphins, located near the bridge construction, disappeared. In addition, depth, slope and margin distance, distance for the bridge and foraging strategy influenced the number of individuals sighted and their presence. In the second chapter, the anthropogenic sources of impact and the overlap with the dolphins were described and classified, and heat maps of each were made. The highest intensity of domestic impacts coincides with the main dolphin core area, and the higher intensity of industrial and farming impacts focus on bridge construction area. Regarding the fishing activities, distribution of gillnets, fyke nets and *gerival* were analyzed. Currently, there is a single core area of dolphins and it overlaps with the areas of greater concentration of gillnets. Finally, with the information collected during this research, we carried out a first version of a conceptual conservation model. In conclusion, our results show a shift in the distribution between periods,

mainly in "non-cooperative" dolphins. With one core area near the inlet channel, Laguna's dolphin population is exposed to a higher risk promoted by human activities.

Key words: Bottlenose dolphin Habitat use. Anthropogenic impacts. Artisanal fisheries. Conservation. Laguna.

Sumário

Lista de figuras	17
Lista de tabelas	21
Introdução Geral.....	23
Referências Bibliográficas.....	31
Capítulo I : Variações na distribuição e uso do espaço de uma população residente de botos-da-tainha, <i>Tursiops truncatus</i>, após alterações de habitat, no Sul do Brasil	37
Resumo	37
Abstract.....	39
Introdução.....	41
Material e Métodos	43
Resultados.....	51
<i>Características da amostragem</i>	51
<i>Comparação entre períodos</i>	52
<i>Identificando áreas de concentração e áreas de uso</i>	56
<i>Modelando o uso de habitat</i>	57
Discussão	63
<i>MPC por indivíduo</i>	63
<i>Áreas de uso e concentração</i>	64
<i>Uso de habitat</i>	65
Agradecimentos	68
Referências Bibliográficas.....	69
Capítulo II: O boto-da-tainha e o homem: impactos antrópicos e bases para um modelo conceitual de conservação, Laguna, sul do Brasil	77

Resumo	77
Abstract.....	79
Introdução.....	81
Material e Métodos	82
Resultados.....	89
<i>Atividades poluidoras</i>	89
<i>Artes de pesca artesanal</i>	93
<i>Sobreposição dos impactos antrópicos com a distribuição dos botos</i>	96
<i>Modelo conceitual de conservação</i>	100
Discussão	103
<i>Impactos antrópicos</i>	104
<i>Sobreposição dos impactos antrópicos com a distribuição dos botos</i> ...	107
<i>Modelo conceitual de conservação</i>	108
Agradecimentos	109
Referências Bibliográficas.....	110
Conclusões e considerações finais.....	117
Anexo A.....	119
Anexo B.....	120

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Pesca cooperativa em Laguna, sul do Brasil. (A) Linha de pescadores aguardando os sinais dos botos, (B) Interação boto-pescador durante a pesca cooperativa, e (C) Lançamento das tarrafas (redes) após a sinalização dos botos. Praia da Tesoura, Laguna, SC.....27

Figura 2. Complexo Lagunar de Santo Antônio-Imaruí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. Localização do canteiro de obras, área de descarte da dragagem, e área de construção das balsas. As áreas de descarte e do canteiro de obras se mostram em detalhe pré e pós dragagem, onde pode ser observado o canal de navegação das balsas. As imagens foram obtidas através do Google Earth das datas dezembro 2016 (Complexo Lagunar), janeiro 2012 (antes da dragagem), e abril 2013 (após a dragagem).....29

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização da ponte Anita Garibaldi e do sistema lagunar costeiro St. Antônio-Imaruí-Mirim adjacente à cidade de Laguna, sul do Brasil.....44

Figura 2. Frequência do número de botos registrados em cada célula do *grid* no período antes (Período 1) e após a construção da ponte (Período 2).49

Figura 3. *Rootograms* da frequência do número de botos por célula do *grid* no período 1. A curva vermelha representa a frequência ajustada (valores esperados pelo modelo de cada distribuição)50

Figura 4. Mínimo Polígono Convexo (MPC) do período 1 (P1), abrangendo uma área de 81,22 km² (linha laranja) contendo 265 grupos de botos; MPC dos botos no período 2 (P2), abrangendo uma área de 35,31 km² (linha verde) contendo 173 grupos de botos.....53

Figura 5. Diagrama de caixas (box plot) do Mínimo Polígono Convexo (MPC) em Km² para botos “cooperativos” no período 1 (C1, n = 12), botos “cooperativos” no período 2 (C2, n = 5), botos “não cooperativos” período 1 (NC1, n = 8), e botos “não cooperativos” no período 2 (NC2, n = 11). Os gráficos representam o intervalo interquartil (5th, 25th, 50th, 75th, 95th). Os pontos representam os *outliers*.54

Figura 6. Área de vida de quatro botos da tainha (#11, #16, #18 e #37) no período 1 (P1) e no período 2 (P2) em Laguna, sul do Brasil. Os números entre parênteses indicam o número de identificação de cada indivíduo no catálogo. Os indivíduos foram registrados em mais de 10 ocasiões, atingiram a assíntota no tamanho da área de vida e foram encontrados nos dois períodos. #11 e #16 são botos “cooperativos” e #18 e #37 são botos “não cooperativos”55

Figura 7. Área de concentração (KUD 50%) e área de uso (KUD 95%) do boto da tainha (*Tursiops truncatus*) no período P1 (2008-2009) e período P2 (2013-2014) em Laguna, sul do Brasil.....56

Figura 8. Variação interanual na área de concentração (KUD 50%) de botos “cooperativos” e “não cooperativos” em Laguna, sul do Brasil.....57

Figura 9. Distribuição dos registros de botos “cooperativos” (pontos azuis) e “não cooperativos” (pontos vermelhos) nos períodos antes (P1) e após (P2) a construção da ponte. Grid utilizado para a modelagem de uso de espaço com células de 1 km² de extensão. LSA: Lagoa de Santo Antônio, LI: Lagoa de Imaruí.....58

Figura 10. Batimetria e declividade do Complexo Lagunar, Laguna, sudeste do Brasil. (A) Pontos amostrados no campo e pontos das margens (z=0) criados com a ferramenta SIG. (B) Interpolação pelo método do inverso da distância ponderada (IDW). (C) Valores da profundidade máxima para cada célula do grid. (D) Declividade calculada com a ferramenta SIG a partir dos pontos de profundidade amostrados. (E) Valores de declividade máxima para cada célula de grid.....60

CAPÍTULO II

Figura 1. Localização do Complexo Lagunar St. Antônio-Imaruí-Mirim, dos municípios do entorno: Tubarão, Laguna, Imaruí, Pecaria Brava e Imbituba, e da ponte Anita Garibaldi em Santa Catarina, sudeste do Brasil. Nas imagens observar-se diferentes etapas da instalação da ponte. Imagens obtidas do site oficial de Ponte de Laguna (<http://www.pontedelaguna.com.br>)84

Figure 2. Mapa de carga dos empreendimentos das atividades potencialmente poluidoras cadastradas pela FATMA dos municípios do entorno do Complexo Lagunar: Imaruí, Imbituba, Laguna, Pescaria Brava e Tubarão. As porcentagens representam a quantidade de empreendimentos potencialmente poluidores aportados por cada município. Do total aportado por cada município, porcentagens do impacto das atividades sobre a água (grande, médio e pequeno, atribuído pela CONSEMA) são apresentados nos gráficos de pizza.....90

Figure 3. Mapas de calor de: (A) impactos domésticos e hospitalares, (B) impactos de agropecuária e aquicultura e, (C) impactos industriais e transportes de produtos, nos municípios de Laguna, Tubarão, Imaruí, Imbituba e Pescaria Brava, sudeste do Brasil.....92

Figure 4. Mapa dos locais de apreensões agrupados em regiões de fiscalização dentro das lagoas Santo Antônio e Imaruí, e o rio Tubarão, Laguna, sudeste do Brasil. Os círculos possuem 2 km de raio e representam a área de influência de cada região de fiscalização.....94

Figure 5. Distribuição e intensidade das apreensões de petrechos: (A) redes de emalhe, (B) redes de aviãozinho, e (c) gerival entre os anos de 2007 e 2015 (com exceção dos anos 2010-2011) no Complexo Lagunar, Laguna, sudeste do Brasil.....95

Figure 6. Valor médio da intensidade das atividades poluidoras por célula do grid: (A) Intensidade de impactos de origem doméstico e hospitalar, (B) de Agropecuária e Aquicultura, e (C) industriais e de Transporte de Produtos, nas lagoas de Santo Antônio e Imaruí, sudeste do Brasil.....98

Figure 7. Modelo conceitual de conservação simplificado para a população de botos-da-tainha de Laguna, sul do Brasil.....101

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Esforço de amostragem, número de grupos de botos, número de botos avistados, número de indivíduos identificados e categorizados em “cooperativos” ou “não cooperativos” durante um período antes (Período 1) e após (Período 2) a construção da ponte nas lagoas de St. Antônio e Imaruí no sul do Brasil.....52

Tabela 2. Identificação dos botos no catálogo, estratégia de forrageio, número de registros e tamanho de área de vida estimado pelo Mínimo Polígono Convexo (MPC) no período 1 (P1) e período 2 (P2) em Laguna, sul do Brasil. Estes indivíduos atingiram a assíntota na área do MPC e foram avistados nos dois períodos.....55

Tabela 3. Modelagem de uso de habitat dos botos de Laguna para um período antes (P1) e após (P2) a construção da ponte. Modelos hurdle com distribuição binomial negativa. Modelo 1: modelo saturado; Modelo 2: modelo ajustado com menor AIC. EF: estratégia de forrageio. NC: “não cooperativos”. Os valores indicam os coeficientes das variáveis, valores entre parênteses indicam o erro padrão dos coeficientes.....62

CAPÍTULO II

Tabela 1. Apreensões de redes de emalhe, aviãozinho e gerival nas lagoas Santo Antônio, Imaruí e Rio Tubarão entre os anos 2007-2015 (com exceção de 2010-2011), Laguna, sudeste do Brasil.....93

Tabela 2. Modelos *hurdle* gerados para avaliar a sobreposição dos botos com os impactos antrópicos antes (P1) e após (P2) alteração do habitat. Modelo 1: modelo saturado; Modelo 2: modelos ajustados com menor AIC. EF: estratégia de forrageio. NC: “não cooperativos”. Os valores indicam os coeficientes das variáveis, valores entre parênteses indicam o erro padrão dos coeficientes.....99

INTRODUÇÃO GERAL

O termo impacto ambiental é utilizado para se referir aos efeitos produzidos pelas atividades humanas sobre o meio ambiente. Sob a perspectiva da conservação, as perturbações humanas só são relevantes se o efeito provoca variações na sobrevivência ou fecundidade, e dessa forma um declínio na população (GILL et al., 2001). Porém, existem perturbações humanas que podem não refletir mudanças na sobrevivência ou nos parâmetros reprodutivos visíveis, mas alteram diretamente o ambiente onde os organismos vivem, se alimentam e reproduzem.

A distribuição e abundância dos organismos é influenciada por características intrínsecas, como: tamanho do corpo, idade, sexo, variações individuais e história de vida, e por características extrínsecas, como a disponibilidade de presas, risco de predação, competição interespecífica e influência do homem (ACEVEDO-GUTIERREZ, 2009). Quando um ambiente é perturbado, a decisão de permanecer ou abandoná-lo e se deslocar para uma outra área depende de vários fatores. Entre eles destacam-se: a qualidade do ambiente ocupado, a distância e qualidade do outro ambiente, a densidade de competidores, o risco de predação no novo ambiente ou durante o deslocamento, e o investimento realizado no ambiente original (GILL et al., 2001). Assim, caso exista um ambiente sustentável disponível, os animais poderão se deslocar mesmo que o custo de permanecer seja baixo. Pelo contrário, se não existir um outro ambiente disponível, serão forçados a permanecer no ambiente perturbado, mesmo que o custo no *fitness* seja alto (GILL et al., 2001).

As baleias e golfinhos (ordem Cetartiodactyla), se distribuem em todos os oceanos e mares do mundo, inclusive em alguns estuários e rios. Muitas espécies apresentam hábitos costeiros e, conseqüentemente são mais vulneráveis às atividades humanas. O efeito dos impactos antrópicos sobre as populações de mamíferos aquáticos tem aumentado notavelmente nos últimos anos. De acordo com Evans (2009), a pressão antrópica sobre o habitat pode ser dividida em cinco categorias: (1) danos físicos ao ambiente, (2) contaminação por poluentes químicos, (3) remoção direta de um importante item alimentar pela pescaria, (4) perturbações acústicas provocadas pelo desenvolvimento urbano e tráfego de embarcações, e (5) efeitos oceanográficos e físicos resultantes do aquecimento global.

Um dos impactos antrópicos mais documentados nos mamíferos aquáticos é o tráfego de embarcações. Em algumas ocasiões, o tráfego de embarcações pode ser um impacto direto, quando o animal morre ou é

ferido por uma colisão, ou pode ser um impacto indireto, quando o animal abandona definitiva ou temporariamente um determinado local devido a perturbações acústicas (ACEVEDO-GUTIERREZ, 2009). O comportamento dos mamíferos aquáticos na presença de embarcações tem sido amplamente discutido ao redor do mundo nos últimos anos (DAVID, 2002; BEAUBRUN, 2002; CONSTANTINE; BRUNTON; DENNIS, 2004; GOSPIĆ; PICCIULIN, 2016; HEILER et al., 2016; JEFFERSON; HUNG; WÜRSIG, 2009; LEMON et al., 2006; NEW et al., 2013; STECKENREUTER; MÖLLER; HARCOURT, 2012; WILLIAMS; LUSSEAU; HAMMOND, 2006). A poluição sonora é uma fonte particular de preocupação, porque muitos mamíferos marinhos utilizam emissões e detecções sonoras na comunicação, socialização, deslocamento e para encontrar suas presas (RICHARDSON, W.J., GREENE, C.R., MALME, C.I. & THOMSON, 1995). Estas atividades podem ser afetadas pelos ruídos subaquáticos produzidos pelas embarcações (WEILGART, 2007). Um estudo realizado no Canadá demonstrou que na presença de embarcações *Orcinus orca* reduz o tempo de alimentação diminuindo o *input* de energia (WILLIAMS; LUSSEAU; HAMMOND, 2006). Estudos em espécies do gênero *Tursiops* demonstraram que na presença de embarcações os golfinhos descansam menos quanto maior é o número de embarcações na área (CONSTANTINE; BRUNTON; DENNIS, 2004), mudam comportamentos de superfície e a direção dos deslocamentos (LEMON et al., 2006), passam menos tempo se alimentando e socializando, e mais tempo se deslocando sem uma direção definida (STECKENREUTER; MÖLLER; HARCOURT, 2012), e alteram o comportamento vocal (GOSPIĆ; PICCIULIN, 2016; HEILER et al., 2016). O tipo de embarcação, velocidade, densidade e a distância também apresentaram efeito cumulativo no comportamento dos golfinhos (BAŞ; AMAHA ÖZTÜRK; ÖZTÜRK, 2015).

Por outro lado, o uso das águas costeiras pelo homem gera consequências sobre as populações de cetáceos, principalmente através das atividades de pesca e a modificação do habitat. A captura acidental em redes de pesca é a maior fonte de mortalidade de cetáceos (REEVES et al., 2003). A relação entre os cetáceos e as redes de pesca é complexa dado que cetáceos e pescadores são atraídos por áreas de alta produtividade, e as redes fornecem para os cetáceos uma alternativa de forrageio onde é mais fácil obter o alimento (FERTL; LEATHERWOOD, 1997). A interação entre pequenos cetáceos e as redes é documentada em todo o mundo (ADIMEY et al., 2014; BEARZI, 2002; BROWN; REID; ROGAN, 2013; BYRD et al., 2008; DÍAZ LÓPES, 2006), incluído o

Brasil (DI TULLIO; FRUET; SECCHI, 2015; FERREIRA; MUELBERT; SECCHI, 2010; FRUET et al., 2012, 2016; SECCHI; KINAS; MUELBERT, 2004). Em um estudo realizado na Austrália, foram colocadas vídeo câmeras dentro das redes de arrasto e foi registrado o comportamento subaquático e de superfície de *T. truncatus* durante os arrastos (JAITEH et al., 2013). Os autores reportaram a presença de golfinhos em 94% dos arrastos, e eles permaneceram junto as redes 99% do tempo. Adicionalmente, observaram os golfinhos dentro da rede 84% das vezes (JAITEH et al., 2013).

Da mesma forma, as atividades humanas prejudicam os mamíferos aquáticos quando danificam e destroem habitats críticos. Os ambientes costeiros estão frequentemente expostos a uma ampla variedade de poluentes industriais e de agricultura (EVANS 2009), e dos resíduos e esgotos das grandes cidades localizadas no litoral. Além da poluição, outras atividades podem afetar significativamente o habitat dos mamíferos aquáticos: atividades de recreação e turismo (BEJDER et al., 2006; CONSTANTINE; BRUNTON; DENNIS, 2004), transformação de estuários em portos industriais (CREMER; SIMÕES-LOPES; RODRIGUES PIRES, 2009; JEFFERSON; HUNG; WÜRSIG, 2009), manguezais drenados para a agricultura e implementação de aquicultura (WATSON-CAPPS; MANN, 2005), áreas modificadas irreversivelmente por dragagem (PIROTTA et al., 2013; WILBER; CLARKE, 2001), e as obras de construção civil (JEFFERSON; HUNG; WÜRSIG, 2009).

Tursiops truncatus (Montagu, 1821), é um pequeno cetáceo da família Delphinidae. Considerada uma espécie cosmopolita (WELLS; SCOTT, 1999), ocupa áreas como lagoas, baías, estuários e desembocaduras de rios, além de ilhas oceânicas em mares tropicais e temperados (CONNOR et al., 2000; WELLS; SCOTT, 1999). No Atlântico Sul, distribui-se desde o Amapá ao norte do Brasil (GARRI et al., 2008) até a província de Chubut, ao sul da Argentina (BASTIDA; RODRIGUEZ, 2003). A estimativa da população global é de aproximadamente 600.000 indivíduos, e segundo a lista de espécies ameaçadas da IUCN (2012), *T. truncatus* deve ser classificado como espécie de Menor Preocupação (Least Concern), já que as ameaças existentes não seriam suficientes para resultar em um declínio global das populações. No entanto, muitas populações isoladas e costeiras estão expostas a impactos locais significativos promovidos por atividades humanas. Geralmente, estas populações costeiras apresentam um pequeno tamanho populacional e alto grau de residência à uma determinada área (CURREY; DAWSON; SLOOTEN, 2007; DAURA-

JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999; WILLIAMS; DAWSON; SLOOTEN, 1993).

No sul do Brasil, *T. truncatus* está presente no litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (SIMÕES-LOPES, 1991). Em Santa Catarina, uma pequena população de *T. truncatus* ou boto-da-tainha, como é conhecido na região, pode ser observada todo o ano no Complexo Lagunar de Santo Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim, adjacente à cidade de Laguna (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; SIMÕES-LOPES, 1991; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999). Esta população apresenta uma estratégia de forrageio singular, em que os indivíduos interagem com os pescadores artesanais durante a chamada pesca cooperativa, um evento de grande importância na cultura local (SIMÕES-LOPES, 1991). Durante a interação, os peixes são cercados pelos botos contra uma barreira de pescadores, e a partir de comportamentos específicos e sinais estereotipados, os botos “indicam” o momento e local onde os pescadores devem jogar as redes, chamadas de tarrafas, para a captura bem sucedida dos peixes (SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Esta interação traz benefícios para ambas partes, uma vez que devido as condições de turbidez d’água, os pescadores têm dificuldades em visualizar os cardumes, e os botos podem se alimentar dos peixes desorientados com o impacto da rede na água. Além disso, os pescadores que interagem com os botos pescam maior quantidade de peixes e de maior tamanho (SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Não obstante, nem todos os indivíduos da população usam esta estratégia singular de forrageio, e um estudo sobre a estrutura social da população demonstrou a existência de módulos sociais definidos, em que os botos “cooperativos” (participantes da interação boto-pescador) interagem mais entre si que com os botos “não cooperativos” (não participantes) (DAURA-JORGE et al., 2012). Em relação ao comportamento espacial, os botos “cooperativos” apresentam áreas de vida menores, próximas aos pontos de cooperação (próximos ao canal de ligação com o oceano), enquanto os botos “não cooperativos” possuem áreas de vida maiores e mais internas ao Complexo Lagunar (DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2011)



Figure 1. Pesca cooperativa em Laguna, sul do Brasil. (A) Linha de pescadores aguardando os sinais dos botos, (B) Interação boto-pescador durante a pesca cooperativa, e (C) Lançamento das tarrafas (redes) após a sinalização dos botos. Praia da Tesoura, Laguna, SC.

A pesca cooperativa entre botos e pescadores pode ser observada durante todo o ano, mas apresenta maior intensidade no período migratório da tainha, *Mugil* sp. no outono (SIMÕES-LOPES, 1991; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Este peculiar comportamento cultural é transferido de forma vertical das mães para os filhotes nos golfinhos, e dos pais para filhos nos pescadores (PETERSON; HANAZAKI; SIMÕES-LOPES, 2008; SIMÕES-LOPES; DAURA-JORGE; CANTOR, 2016; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). A população de botos de Laguna apresenta não apenas um valor ecológico e socioeconômico, mas também um valor emocional e cultural para a região, e em consequência disso, é reconhecida como patrimônio da cidade de Laguna desde 1997 (Lei Municipal N° 521, IBAMA 2001).

A abundância desta população foi estimada em aproximadamente 50 indivíduos ao final da década de 90 (SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999), número que se mantém na atualidade (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2016). Apesar da aparente estabilidade ao longo do tempo, o pequeno tamanho populacional, o alto grau de fidelidade (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999), e o isolamento genético (COSTA et al., 2015) aumentam a vulnerabilidade desta população aos múltiplos impactos antrópicos da região.

Um estudo em que foram analisados os níveis de contaminantes a partir de biópsias, mostrou que a população de botos de Laguna possui níveis moderados de contaminação em relação ao registrado para a espécie em outras partes do mundo (RIGHETTI et al., em prep.). Também

possuem níveis mais elevados de concentração de pesticidas e os indivíduos com menor área de vida apresentaram níveis maiores de contaminação em comparação com indivíduos com área de vida maior (RIGHETTI et al. em prep.)

Entre os anos 2012 e 2015, ocorreu uma marcante alteração no habitat dos botos devido à construção de uma nova ponte próximo a uma importante área de concentração. Essa ponte foi construída no canal de ligação entre as lagoas de Santo Antônio e Imaruí, como parte do projeto da duplicação da BR-101, principal eixo viário da Região Sul. Primeiro foi realizada uma dragagem de aprofundamento do Canal das Laranjeiras entre outubro de 2012 e março de 2013. Adicionalmente, foi dragado o caminho percorrido pelas balsas desde o canal das Laranjeiras até o canteiro de obras próximo à área de descarte. No total o volume dragado totalizou aproximadamente 445 mil m³ (RAPBA, 2014). Como a dragagem é considerada uma atividade potencialmente poluidora conforme o estabelecido no Anexo da Resolução CONAMA n° 237/97, e requer licenciamento ambiental, o monitoramento durante o desenvolvimento desta atividade é obrigatório. Diante disso, foi realizado o Programa de Monitoramento da Fauna Aquática da Área de Influência da Dragagem de Rebaixamento do Canal das Laranjeiras, Laguna (SC), entre junho de 2012 e abril de 2013. Durante o monitoramento foram realizadas quatro campanhas, uma antes (junho 2012), duas campanhas durante (outubro 2012 e janeiro 2013), e uma após (abril 2013) as atividades de dragagem. As campanhas incluíram o monitoramento da qualidade da água, macroinvertebrados aquáticos, carcinofauna, ictiofauna, quelônios, e mamíferos aquáticos (RAPBA, 2014).



Figure 2. Complexo Lagunar de Santo Antônio-Imaruí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. Localização do canteiro de obras, área de descarte da dragagem, e área de construção das balsas. As áreas de descarte e do canteiro de obras se mostram em detalhe pré e pós dragagem, onde pode ser observado o canal de navegação das balsas. As imagens foram obtidas de Google Earth das datas dezembro 2016 (Complexo Lagunar), janeiro 2012 (antes da dragagem), e abril 2013 (após a dragagem).

Com relação aos botos foram realizadas quatro campanhas (uma por estação do ano) de cinco dias consecutivos cada uma, em que foi monitorada a presença e abundância dos animais em oito pontos com diferente potencial de interferência da dragagem: quatro pontos dentro da área diretamente afetada, três pontos na área de influência direta, e um ponto na área de interferência indireta. Os resultados mostraram menor número de avistagem nas áreas diretamente afetadas ($n=17$) em relação as outras áreas ($n=46$). O maior número de avistagens ocorreu na área de interferência indireta localizada na Lagoa de Imaruí. O número de avistagens, tamanho e composição dos grupos variaram ao longo das estações. Os autores sugerem que para avaliar qualquer impacto sobre populações de cetáceos são necessárias pesquisas em longo prazo, e que os dados gerados durante o monitoramento não podem confirmar o impacto da obra da dragagem a estes animais, mas podem garantir que os

riscos são reais (Relatório Final do Programa de Monitoramento da Fauna Aquática, Dragagem Canal das Laranjeiras 2013).

Em razão deste cenário, e do conhecimento que se tem desta população, o presente trabalho tem como objetivo principal qualificar e quantificar as fontes de impacto antrópico com potencial interferência sobre a população de *Tursiops truncatus*, residente no Complexo Lagunar St. Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim, e investigar padrões espaciais dessa população, interpretando-os de forma combinada às avaliações de impactos. Para isso, a dissertação foi estruturada em dois capítulos. No primeiro capítulo avaliou-se a distribuição da população de botos de Laguna em dois períodos (pré e pós construção da ponte) e para cada estratégia de forrageio “cooperativo” e “não cooperativo”. Adicionalmente, foi aplicado um modelo estatístico incluindo variáveis físicas para avaliar se houveram diferenças no uso do espaço pelos botos entre os períodos.

O segundo capítulo oferece um panorama dos impactos antrópicos sobre a população de botos, dentro e no entorno do Complexo Lagunar. Foram identificadas e classificadas as fontes de impactos, e foi explorada a sobreposição dos impactos com a distribuição dos botos em ambos os períodos. Com os dados coletados e analisados neste trabalho, foi preparado um modelo conceitual de conservação para a população de botos de Laguna com o intuito de apresentar de forma simplificada o cenário atual e as estratégias para a conservação da população. Ao longo da dissertação pretende-se testar as seguintes hipóteses: (1) a distribuição dos botos de Laguna variou entre os períodos pré e pós construção da ponte; (2) a variação na distribuição afetou mais marcadamente aos botos “não cooperativos”; (3) nos últimos anos os botos de Laguna encontram-se mais expostos aos impactos antrópicos.

Pretende-se contribuir com informações capitais para se guiar a implementação de futuras ações de conservação dos botos, o ambiente onde eles habitam, e a peculiar pesca cooperativa, uma das estratégias de forrageio mais sofisticadas da espécie, e que faz parte da tradição, cultura e identidade da cidade de Laguna.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO-GUITIERRES, A. Habitat use. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of Marine Mammals**. Second Edition. Academic Press, 2009. v. 53, p. 524-529.
- ADIMEY, N. M. et al. Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins, Florida manatees and sea turtles in Florida, U.S.A. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 103–115, 2014.
- BAŞ, A. A.; AMAHA ÖZTÜRK, A.; ÖZTÜRK, B. Selection of critical habitats for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) based on behavioral data, in relation to marine traffic in the Istanbul Strait, Turkey. **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 3, p. 979–997, 2015.
- BASTIDA, R.; RODRIGUEZ, D. **Mamíferos marinos de Patagonia y Antártida**. 2003.
- BEARZI, G. Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. **Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco**, v. 9, p. 20, 2002.
- BEAUBRUN, P.-C. Disturbance to Mediterranean cetaceans caused by whale watching. **State of knowledge and conservation strategies**, p. 1, 2002.
- BEJDER, L. et al. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1791–1798, 2006.
- BROWN, S. L.; REID, D.; ROGAN, E. A risk-based approach to rapidly screen vulnerability of cetaceans to impacts from fisheries bycatch. **Biological Conservation**, v. 168, p. 78–87, 2013.
- BYRD, B. L. et al. Effects of commercial fishing regulations on stranding rates of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **Fishery Bulletin**, v. 106(1), p. 72–81, 2008.
- CONNOR, R. C. et al. The bottlenose dolphin. **Cetacean societies**, p. 91–125, 2000.
- CONSTANTINE, R.; BRUNTON, D. H.; DENNIS, T. Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour.

Biological Conservation, v. 117, n. 3, p. 299–307, 2004.

COSTA, A. P. B. et al. Bottlenose dolphin communities from the southern Brazilian coast: do they exchange genes or are they just neighbours? **Marine and Freshwater Research**, v. 66(12), p. 1201–1210, 2015.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C.; RODRIGUES PIRES, J. S. Occupation pattern of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 3, p. 765–774, 2009.

CURREY, R. J. C.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining. **Pacific Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 274–282, 2007.

DAURA-JORGE, F. G. et al. The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. **Biology Letters**, v. 8, n. 5, p. 702–705, 2012.

DAURA-JORGE, F. G.; INGRAM, S. N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 2, p. 293–311, 2013.

DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Lobomycosis-like disease in wild bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* of Laguna, southern Brazil: monitoring of a progressive case. **Diseases of aquatic organisms**, v. 93, p. 163–17, 2011.

DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil. **American Journal Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 11, n. 1–2, p. 133–143, 2016.

DAVID, L. Disturbance to Mediterranean cetaceans caused by vessel traffic. **Report prepared for the ACCOBAMS Secretariat, Monaco**, 2002.

DI TULLIO, J.; FRUET, P.; SECCHI, E. Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 1, p. 35–50, 2015.

DÍAZ LÓPES, B. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia , Italy. **ICES Journal of Marine Science**, v. 951, p. 946–951, 2006.

EVANS, P.G.H. Habitat Pressures. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of Marine Mammals**. Second Edition. Academic Press, 2009. v. 53, p. 521-524.

FERREIRA, E. C.; MUELBERT, M. M. C.; SECCHI, E. R. Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais de toninhas (Pontoporia blainvillei) em redes de emalhe e dos encalhes ao longo da costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica**, v. 32(2), p. 183–198, 2010.

FERTL, D.; LEATHERWOOD, S. Cetacean Interactions with Trawls : A Preliminary Review. **J. Northw. Atl. Fish. Sci**, v. 22, p. 219–248, 1997.

FRUET, P. F. et al. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1–12, 2012.

FRUET, P. F. et al. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins , *Tursiops truncatus* , in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1865–1876, 2016.

GARRI, R. G. et al. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. 2008.

GILL, J. A. et al. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. **Biological Conservation**, v. 97, n. 2, p. 265–268, 2001.

GOSPIĆ, N. R.; PICCIULIN, M. Changes in whistle structure of resident bottlenose dolphins in relation to underwater noise and boat traffic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 193–198, 2016.

HEILER, J. et al. Changes in bottlenose dolphin whistle parameters related to vessel presence, surface behaviour and group composition. **Animal Behaviour**, v. 117, p. 167–177, 2016.

JAITEH, V. F. et al. Subsurface behavior of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) interacting with fish trawl nets in northwestern Australia : Implications for bycatch mitigation. **Marine Mammal**

Science, v. 29(3), p. 266–281, 2013.

JEFFERSON, T. A.; HUNG, S. K.; WÜRSIG, B. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. **Marine Policy**, v. 33, n. 2, p. 305–311, 2009.

LEMON, M. et al. Response of travelling bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) to experimental approaches by a powerboat in Jervis Bay, New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, v. 127, n. 4, p. 363–372, 2006.

NEW, L. F. et al. Modelling the biological significance of behavioural change in coastal bottlenose dolphins in response to disturbance. **Functional Ecology**, v. 27, n. 2, p. 314–322, 2013.

PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of Marine Mammals**. Second Edi ed. [s.l.] Academic Press, 2009. v. 53

PETERSON, D.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 51, n. 6, p. 469–475, 2008.

PIROTTA, E. et al. Dredging displaces bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n. 1, p. 396–402, 2013.

RAPBA. **Relatório de Acompanhamento do Plano Básico Ambiental - Travessia de Cabeçudas e Canal de Laranjeiras, Laguna/SC**, julho, 2014. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Rodovias/>

REEVES, R. R. et al. **Dolphins, whales, and porpoises: 2003–2010 conservation action plan for the world's cetaceans**. IUCN. v. 658, 2003.

RICHARDSON, W.J., GREENE, C.R., MALME, C.I; THOMSON, D. H. **Marine mammals and noise**. San Diego, CA, Academic, 1995.

SECCHI, E. R.; KINAS, P. G.; MUELBERT, M. Incidental catches of franciscana in coastal gillnet fisheries in the franciscana management area III : period 1999-2000. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, p. 61–68, 2004.

SIMÕES-LOPES, P. C. **Interaction of coastal population of *Tursiops***

***truncatus* (Cetacea, delphinidae) with the mullet artisanal fisheries in southern Brazil** Biotemas, 1991.

SIMÕES-LOPES, P. C.; DAURA-JORGE, F. G.; CANTOR, M. Clues of cultural transmission in cooperative foraging between artisanal fishermen and bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae). **Zoologia (Curitiba)**, v. 33, n. 6, p. 4–7, 2016.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16(4), p. 1017–1024, 1999.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: A qualitative and Quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15(3), p. 709–726, 1998.

STECKENREUTER, A.; MÖLLER, L.; HARCOURT, R. How does Australia's largest dolphin-watching industry affect the behaviour of a small and resident population of Indo-Pacific bottlenose dolphins? **Journal of Environmental Management**, v. 97, n. 1, p. 14–21, 2012.

WATSON-CAPPS, J. J.; MANN, J. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 4, p. 519–526, 2005.

WEILGART, L. S. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. **Canadian Journal of Zoology**, v. 85, n. 11, p. 1091–1116, 2007.

WELLS, R. S.; SCOTT, M. D. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). **Handbook of marine mammals: the second book of dolphins and porpoises**, v. 6, p. 137–182, 1999.

WILBER, D. H.; CLARKE, D. G. Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 21, p. 855–875, 2001.

WILLIAMS, J. A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, p. 2080–2088, 1993.

WILLIAMS, R.; LUSSEAU, D.; HAMMOND, P. S. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). **Biological Conservation**, v. 133, n. 3, p. 301–311, 2006.

VARIAÇÕES NA DISTRIBUIÇÃO E USO DO ESPAÇO DE UMA POPULAÇÃO RESIDENTE DE BOTOS-DA-TAINHA, *TURSIOPS TRUNCATUS*, APÓS ALTERAÇÕES DE HABITAT, NO SUL DO BRASIL

RESUMO

As alterações no habitat podem afetar significativamente a distribuição dos mamíferos aquáticos. O golfinho nariz de garrafa (*Tursiops truncatus*) é popularmente chamado de boto-da-tainha no sul do Brasil. Nesta região, uma população residente habita o Complexo Lagunar de Santo Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim, adjacente à cidade de Laguna. Alguns indivíduos dessa população interagem com pescadores artesanais para a captura de presas. A partir de um comportamento ritualizado e um conjunto de sinais estereotipados, o boto indica ao pescador o momento e o local onde jogar as redes (tarrafas). Entre os anos 2012 e 2015 uma nova ponte foi construída sobre a Laguna de Santo Antônio dos Anjos, uma importante área de concentração dos botos. Foram utilizados dados de fotoidentificação e da posição geográfica coletados durante um período pré (P1) e pós (P2) instalação da ponte para estimar áreas de uso e áreas de concentração dos botos. Além das mudanças no comportamento espacial após a alteração no habitat, foi realizado um estudo de uso de espaço dos botos incluindo variáveis físicas e estratégias de forrageio como variáveis explanatórias. Modelos de zeros inflacionados de duas partes foram ajustados para os dois períodos. Foram avistados 438 grupos de botos durante 50 saídas de campo. Os botos foram classificados em “cooperativos” e “não cooperativos” conforme a estratégia de forrageio utilizada. A área de uso, estimada pelo método de Mínimo Polígono Convexo (MPC), diminuiu 57% de um período para outro (P1 = 81,22 km²; P2 = 35,31 km²). Os botos “cooperativos” e “não cooperativos” possuem uma área de concentração (Kernel 50%) perto da desembocadura do Rio Tubarão e a conexão entre o Complexo Lagunar com o mar. A área de concentração dos botos “não cooperativos” diminuiu entre períodos (P1 = 14,21 km²; P2 = 8,32 km²) e uma área de concentração perto da ponte desapareceu. Foi encontrado um aumento no tamanho da área de uso (Kernel 95%) dos botos “cooperativos” (P1 = 33,38 km²; P2 = 44,41 km²) sobrepondo-se mais com a área de uso dos “não cooperativos” (P1 = 60,41 km²; P2 = 52,59 km²). Variáveis físicas e estratégia de forrageio influenciaram a presença e o número de registros dos botos dentro do Complexo Lagunar. A distância da ponte foi significativa para os botos “não cooperativos”. Mais indivíduos “não

cooperativos” foram avistados próximos da ponte no primeiro período. Portanto, após o período da construção da ponte houve uma reorganização no padrão espacial dos botos que pode ser atribuída ao comportamento de evitar áreas mais perturbadas ou às mudanças na distribuição das presas. É essencial entender os impactos produzidos pelas alterações do habitat sobre a distribuição dos botos para estabelecer esforços futuros de conservação e proteger áreas críticas para esta população.

Palavras-chaves: Boto-da-tainha. Distribuição. Uso de habitat. Alterações do habitat. Conservação.

ABSTRACT

Aquatic mammal distribution can be significantly affected by changes in habitat. In south Brazil, a resident population of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) inhabits Santo Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim lagoon system, adjacent Laguna town. In order to catch a prey, some individuals of this population interact with local artisanal fishermen. From a ritualized behavior and stereotyped signals, dolphins “indicate” the fishermen when and where to launch their nets. Between 2012 and 2015 a new bridge was built on the Santo Antônio dos Anjos lagoon, an important dolphin concentration area. To estimate usage and core areas, photo-identification and geographic position data were gathered during two time periods, pre (P1) and post (P2) bridge construction. A study of space usage was carried out, including physical variables and foraging strategies as explanatory variables. Hurdle models were adjusted for both periods. A total of 438 groups of dolphins were spotted during 50 field trips. Dolphins were classified as “cooperative” and “non-cooperative” according to the foraging strategy used. The usage area decreased 57% from one period to the other (P1 = 81.22 km², P2 = 35.31 km²). “Cooperative” and “non-cooperative” dolphins have a core area (Kernel 50%) near the mouth of the Tubarão River and the inlet channel. Core area of “non-cooperative” dolphins decreased between periods (P1 = 14.21 km², P2 = 8.32 km²) and a core area near bridge disappeared. An usage area increase (Kernel 95%) of “cooperative” dolphins was found (P1 = 33.38 km²; P2 = 44.41 km²), overlapping with the usage area of “non-cooperative” dolphins (P1 = 60.41 km²; P2 = 52,59 km²). Physical variables and foraging strategy influenced the presence and number of dolphin’s records inside the lagoon system. Distance from the bridge was significant for “non-cooperative” dolphins. More “non-cooperative” individuals were sighted near the bridge in the first period. Therefore, after bridge construction, there was a reorganization in spatial pattern of dolphins, which can be attributed to the behavior of avoiding more disturbed areas or to changes in the distribution of prey. It is essential to understand the impacts of habitat changes on dolphin distribution in order to establish future conservation efforts and protect critical areas for this population.

Key words: Bottlenose dolphin. Distribution Habitat use. Habitat disturbance. Conservation.

INTRODUÇÃO

A distribuição dos organismos marinhos depende, principalmente, de características químicas, físicas e biológicas do ambiente (FORCADA, 2009). A poluição, o aquecimento global, e o ruído subaquático, produzido por embarcações ou atividades de desenvolvimento urbano, são fatores que podem alterar o ambiente marinho e afetar a distribuição dos organismos. A distribuição dos mamíferos aquáticos nos mares do mundo responde a vários fatores. Entre eles destacam-se: fatores demográficos, evolutivos, e ecológicos, fatores relacionados ao habitat, e fatores antrópicos. Inúmeros autores avaliaram a distribuição de pequenos cetáceos ao redor do mundo (BALMER et al., 2014; BATISTA et al., 2014; BRUSA; YOUNG; SWANSON, 2016; FLORES; BAZZALO, 2004; GUBBINS, 2002; INGRAM; ROGAN, 2002; KISZKA et al., 2012; RAYMENT et al., 2009), e alguns descreveram variações atribuídas a efeitos antrópicos e a efetividade de áreas marinhas protegidas (CREMER et al., 2004; HARTEL; CONSTANTINE; TORRES, 2014; SLOOTEN; RAYMENT; DAWSON, 2006; WEDEKIN; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2010).

No Complexo Lagunar próximo a cidade de Laguna no sul do Brasil, reside uma pequena população de *Tursiops truncatus*. Esta particular população apresenta um alto grau de fidelidade durante todo o ano e foi estimada em aproximadamente 50 indivíduos (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2016; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999). Da mesma forma que outras populações de pequenos cetáceos costeiros, os botos de Laguna estão expostos a impactos de atividades humanas. Um estudo realizado pelo Ministério do Meio ambiente em 2002 caracterizou a região como uma área prioritária para conservação devido ao alto grau de impacto antrópico (MMA 2002).

Além do valor ecológico característico de uma espécie topo de cadeia, os botos de Laguna apresentam alto valor socioeconômico em virtude de uma peculiaridade comportamental. Alguns indivíduos interagem com os pescadores artesanais em um comportamento cooperativo, em que botos indicam o momento e o local para os pescadores jogarem suas tarrafas (PRYOR; LINDBERGH, 1990; SIMÕES-LOPES, 1991; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Esta estratégia de forrageio interfere na estrutura social da população formando dois módulos conhecidos como botos

“cooperativos” e “não cooperativos” (DAURA-JORGE et al., 2012). Somado ao valor ecológico e socioeconômico, os pescadores artesanais cultivam um valor emocional pela espécie, motivando o reconhecimento da população de botos de Laguna como patrimônio cultural da cidade, conforme a lei municipal Nº 521 de 10 de novembro de 1997 (IBAMA 2001).

Muitos dos estudos sobre a população do boto-da-tinha de Laguna exploram direta ou indiretamente questões relacionadas ao comportamento de interação entre botos-pescadores (PETERSON; HANAZAKI; SIMÕES-LOPES, 2008; PRYOR; LINDBERGH, 1990; SIMÕES-LOPES, 1991; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Outros estudos focaram nos padrões de residência, fidelidade, tamanho e estrutura populacional (DAURA-JORGE et al., 2012; DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2016; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999). No entanto, as informações sobre a distribuição espacial da população de botos de Laguna ainda são esparsas (DAURA-JORGE, 2011), e pouco foi estudado sobre as perturbações de diferentes naturezas, que ameaçam a viabilidade populacional.

Especialmente entre os anos 2012 e 2015, uma alteração de habitat de grandes proporções ocorreu na área. Uma nova ponte foi construída sobre a conexão entre as lagoas St. Antônio e Imaruí, sobrepondo com uma importante área de concentração dos botos. A ponte possui 2,8 km de comprimento e é considerada a terceira maior ponte do Brasil. Como parte fundamental da obra foi realizada uma dragagem entre dezembro de 2012 a março de 2013. O volume dragado foi aproximadamente 445 mil m³ (RAPBA, 2014). Entre as perturbações geradas pela etapa de instalação da obra destacam-se: o ruído produzido pelos bate-estacas, dragagens e um aumento massivo no tráfego de embarcações.

Durante as últimas décadas, foram realizados estudos sobre diversos aspectos ecológicos da população de botos de Laguna, caracterizando um monitoramento de longo prazo que possibilitou descrever padrões e acompanhar processos populacionais. Entre alguns resultados, destaca-se a variação de abundância, que embora constante para a população, apresentou um aparente declínio para a parcela de botos que não interage com os pescadores (BEZAMAT et al., 2015). Esta variação coincide com uma acentuada mortalidade durante o período de obras da ponte. Neste contexto, de uma forma ampla, o presente trabalho busca avaliar quais as consequências ecológicas imediatas de uma

marcante alteração de habitat em uma pequena população residente de cetáceos.

Assim, o objetivo principal deste trabalho foi investigar se existem diferenças no comportamento espacial dos botos de Laguna antes e após o início das obras da construção da ponte, e se essas respostas comportamentais estão condicionadas aos módulos sociais dos botos ‘cooperativos’ e ‘não cooperativos’. Ao longo do texto o termo “após a construção da ponte” refere-se ao período após a dragagem e durante a construção. Entender a dimensão dessas respostas comportamentais à um determinado impacto é fundamental para as avaliações atuais sobre o *status* de conservação da população-alvo, bem como para futuras tomadas de decisões de manejo, conservação e/ou processos de licenciamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado no Complexo Lagunar costeiro adjacente à cidade de Laguna (28° 29' S, 48° 46' O). Este Complexo Lagunar representa um dos maiores sistemas lagunares do sul do Brasil. Está dividido em três subunidades: as lagoas de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, abrangendo aproximadamente 200 km² (Figura). A Lagoa Mirim, ao norte, é a mais interna e pouco urbanizada. Na parte central localiza-se a Lagoa do Imaruí, caracterizada por ser o maior corpo d'água e abrigar a maior atividade de carcinicultura. Finalmente a Lagoa de Santo Antônio dos Anjos, ao sul, recebe as águas do rio Tubarão, e está conectada com o Oceano Atlântico através do canal da Barra de Laguna. Caracteriza-se principalmente por ser a área que apresenta a maior urbanização. O Complexo Lagunar possui uma profundidade média de 2 metros, mas nos locais mais profundos, como no canal de navegação, pode atingir até 13 metros.

Existem poucos trabalhos relacionados com a qualidade de água no Complexo Lagunar. Estudos realizados pelo projeto PROVIDA em 1992 e 1993 comprovaram a presença de metais pesados e concentrações de coliformes fecais, Nitrito, Nitrito e Sulfeto acima dos padrões aceitáveis (apud BERRETA, 2007).

A ponte Anita Garibaldi foi construída entre 2012 e 2015 e possui 2.830 metros de comprimento e 25 metros de largura. Antes do início da construção, foi realizado uma dragagem ao longo do canal de conexão entre as lagoas de Santo Antônio e Imaruí já que a profundidade não

permitia a navegação. Escavações de 2,5 metros de diâmetro permitiram a colocação das estacas. A estaca mais profunda atingiu 65 metros de profundidade.

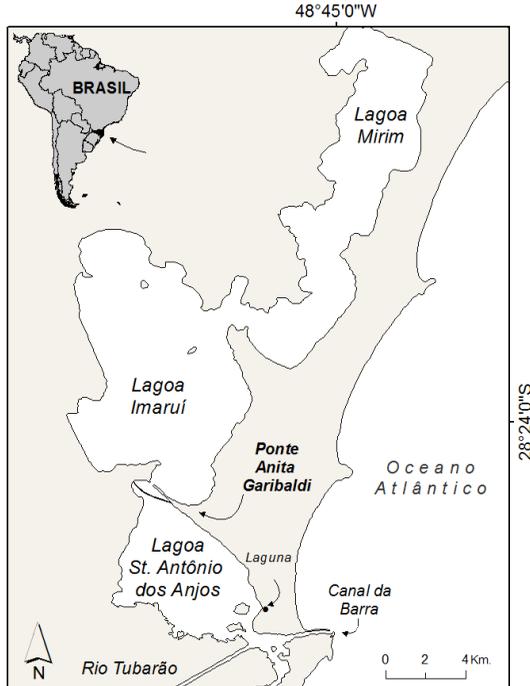


Figura 1. Localização da ponte Anita Garibaldi e do sistema lagunar costeiro St. Antônio-Imaruí-Mirim adjacente à cidade de Laguna, sul do Brasil.

Coleta de dados

Foram realizadas amostragens sistemáticas para registrar a presença e posição dos botos nas lagoas de Santo Antônio e Imaruí em dois períodos: (P1) janeiro de 2008 a outubro de 2009, anterior a construção da ponte, e (P2) abril de 2013 a dezembro de 2014. No primeiro período houve um esforço maior (com três vezes mais saídas que no segundo período), assim padronizou-se o número de saídas. Para isso, foi selecionado o segundo registro de cada mês. As amostragens foram conduzidas em um pequeno bote de cinco metros de comprimento com um motor de 15 HP, através de uma rota predefinida de 30 km durante aproximadamente cinco horas de esforço por dia de campo (ver DAURA-

JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013). Os grupos foram definidos como todos os indivíduos dentro de um raio de 50 metros (LUSSEAU et al., 2003). Quando um grupo era encontrado, o barco se aproximava para registrar a posição geográfica utilizando um sistema de posicionamento global (GPS), e em sessões de 20 minutos buscava-se fotografar a maior quantidade dos indivíduos que compunham o grupo (WURSIG; JEFFERSON, 1990). Após finalizadas as sessões fotográficas, voltava-se para o percurso da rota. Com o registro fotográfico, os indivíduos foram identificados por marcas naturais de longa duração na nadadeira dorsal (WILLIAMS; DAWSON; SLOOTEN, 1993; WURSIG; JEFFERSON, 1990) e classificados como “cooperativos” e “não cooperativos”, conforme a interação com os pescadores artesanais. Quando os indivíduos eram observados conduzindo os cardumes em direção aos pescadores e realizando os comportamentos estereotipados descritos por SIMÕES-LOPES et al., (1998), foram classificados como “cooperativos”. Os botos que não foram observados realizando esses comportamentos, e não interagiam com os pescadores, foram classificados como “não cooperativos” (ver DAURA-JORGE et al., 2012). Para as análises foram incluídas apenas fotos com boa qualidade tiradas durante boas condições de tempo (escala Beaufort ≤ 3).

Análises de dados

Para estimar o tamanho da área de uso total da população e a área de vida por indivíduo foi utilizado o Método do Mínimo Polígono Convexo (MPC, MOHR, 1947). O MPC é uma medida amplamente utilizada que consiste em calcular a área do menor polígono possível incluindo todos os registros do animal. Os registros de posição geográfica de cada grupo de botos avistados foram utilizados nas estimativas do MPC da população. O método de MPC produz geralmente estimativas com distorções (KERNOHAN; GITZEN, 2001) e assim, foi utilizado apenas como uma abordagem comparativa para avaliar visualmente as variações no tamanho de área de uso dos botos entre os períodos antes e depois da instalação da ponte. Da mesma forma, foi estimado o tamanho da área de uso de indivíduos identificados. Apenas os indivíduos identificados que atingiram uma assíntota no tamanho da área de uso (MPC) foram incluídos na análise, o que sugere suficiência amostral e que a adição de novas observações não afeta o tamanho do MPC (HARRIS et al., 1990). Foi utilizado um teste não paramétrico, Mann-Whitney-Wilcoxon (MWW), para avaliar as diferenças entre o tamanho das áreas de uso de indivíduos “cooperativos” e “não cooperativos” nos

dois períodos. Além disso, foi descrita a mudança no uso espacial de indivíduos que atingiram a assíntota e foram avistados em ambos períodos.

Identificando áreas de concentração e áreas de uso

Utilizou-se o método de densidade de Kernel para a distribuição do uso de espaço (KUD, WORTON, 1989) com o intuito de avaliar as diferenças na distribuição do uso pelos botos “cooperativos” e “não cooperativos” antes e após da construção da ponte. O método KUD é uma abordagem probabilística que oferece uma densidade de uso em toda a área de estudo. O uso de espaço é frequentemente apresentado como uma distribuição de probabilidades por uma função de distribuição do uso (UD, VAN WINKLE, 1975) que dá a densidade de probabilidades de realocar os indivíduos em qualquer lugar conforme as coordenadas geográficas. O método KUD também define diferentes linhas de contorno que expressam diferentes probabilidades de ocorrência. A área de uso foi definida como KUD 95% e a área de concentração como KUD 50% (SEAMAN; POWELL, 1996). Considerando que o método KUD é sensível aos efeitos de autocorrelações espaciais, foi utilizado apenas o primeiro registro por indivíduo dentro do mesmo dia de amostragem. A largura da banda de cada Kernel é chamada de parâmetro de suavização (h) e sua escolha é de extrema importância para o cálculo da área de vida (SEAMAN; POWELL, 1996; WORTON, 1989). Atualmente, não existe um consenso sobre qual é o melhor método para estimar a área de vida e o parâmetro de suavização. Estudos sobre a distribuição de mamíferos marinhos variaram em relação a escolha do método. Assim, alguns trabalhos utilizaram a estimativa da média harmônica da distribuição (INGRAM; ROGAN, 2002; WILSON; THOMPSON; HAMMOND, 1997) enquanto outros autores preferiram métodos de densidade de Kernel fixo (SILVA et al., 2008; WEDEKIN; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2010; WEDEKIN et al., 2007) ou método de Kernel adaptativo (GUBBINS, 2002). Quando o método de Kernel é utilizado, o h pode ser estimado através de diferentes métodos. Geralmente os mais utilizados são os métodos de referência (h_{ref}) (WORTON, 1989), o de validação cruzada por mínimos quadrados (*Least Square Cross Validation*) (SEAMAN et al., 1999) e o método de validação cruzada por verossimilhança (*Likelihood cross validation*) (HORNE; GARTON, 2006). Algumas desvantagens na utilização do LSCV incluem uma tendência de sub suavização e múltiplos mínimos locais na função, gerando subestimativas e fragmentação (HORNE; GARTON, 2006). O

uso de LCV, pelo contrário, pode ocasionar uma sobre suavização gerando sobre estimativas da densidade (RAYMENT et al., 2009). Vários autores argumentam que o uso de h de referência também gera sobre estimativas, principalmente nos contornos, mas continua sendo um método acurado para as áreas de concentração (SEAMAN; POWELL, 1996; WORTON, 1989). Quando se trata de identificar áreas críticas para uma espécie é preferível uma sobre estimativa que uma subestimativa. Por conta disso, neste trabalho foi utilizado como parâmetro de suavização o h de referência (Equação 1).

$$h = \sigma \times n^{-1/6} \quad \text{Equação 1}$$

onde

$$\sigma = 0,5 \times (\sigma_x + \sigma_y)$$

σ_x e σ_y são os desvios padrão das coordenadas x e y dos registros dos indivíduos (WORTON, 1989).

Foram confeccionados mapas contendo as áreas de uso (KUD 95%) e as áreas de concentração (KUD 50%) para os botos “cooperativos” e “não cooperativos” por período e por ano. O tamanho das áreas foi calculado só considerando a área dentro d’água, ou seja, excluindo áreas em terra.

Modelando o uso de habitat

A distribuição dos botos em P1 e P2 foi utilizada para a elaboração de modelos de uso do espaço. Foi definido um *grid* contendo 108 células e 1 km² de extensão. Como variável resposta foi utilizado o número de registros de botos “cooperativos” e “não cooperativos” dentro de cada célula do *grid*. Como variáveis explanatórias, utilizou-se as distâncias do mar, do rio, do ponto de cooperação mais próximo, da margem, da ponte, a profundidade máxima, a declividade e a estratégia de forrageio (“cooperativos” e “não cooperativos”). Todas as distâncias foram calculadas desde o ponto central da célula até o ponto desejado e considerando a trajetória através água.

As variáveis de profundidade e declividade foram calculadas a partir de dados coletados no campo e o uso de ferramentas de Sistema de Informação Geográfica. A coleta dos dados de profundidade foi realizada em duas etapas. A primeira etapa entre fevereiro e abril de 2010. A embarcação percorreu uma rota determinada geralmente numa velocidade entre 9 e 12 Km/h. Os dados de profundidade foram coletados em

intervalos constantes equivalente a um metro. A segunda etapa foi realizada de outubro a novembro de 2016 utilizando a mesma metodologia. Foi utilizado o mesmo equipamento em ambas as coletas: uma sonda GPSMAP 400/500 Garmin com capacidade de alcançar uma profundidade de 457 metros, com um transdutor de dupla frequência, que permite definir os contornos dos fundos, visualizar os peixes, estruturas, etc.

Realizou-se uma interpolação pelo método do inverso da distância ponderada pelo peso (IDW, SHEPARD, 1968), a partir de dados batimétricos. A interpolação foi transformada em um *raster* do tamanho das células do *grid* obtendo assim um único valor correspondente ao máximo e a média de cada variável para cada célula. Uma análise exploratória dos dados foi realizada seguindo o protocolo proposto por (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). As variáveis explanatórias contínuas (distâncias, profundidade e declividade) foram estandardizadas com média 0 e desvio padrão igual a 1. Foi avaliada a colinearidade entre as variáveis com o coeficiente de correlação de Spearman e com o fator de inflação da variância (VIF, *Variance Inflation Factor*, ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). Se o valor do coeficiente de Spearman era maior do que 0,5 ou o valor do *vif* maior do que três considerou-se a existência de correlação entre as variáveis (ZUUR et al., 2009; ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010) e as mesmas não foram incluídas no mesmo modelo. A distribuição da variável resposta foi avaliada e uma vez que a maioria das células do *grid* estava desocupada, observou-se uma alta porcentagem de zeros (P1= 70%; P2=75%) (Figura 2).

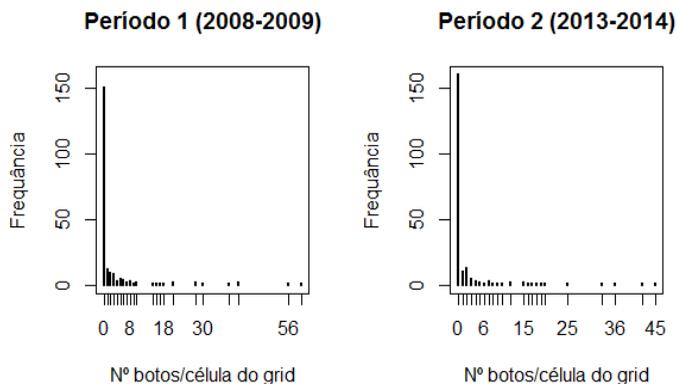


Figura 2. Frequência do número de boto registrados em cada célula do *grid* no período antes (Período 1) e após a construção da ponte (Período 2).

Com o intuito de escolher a distribuição que melhor se adapte ao conjunto de dados foram realizados *rootograms* para modelos de regressão. O *rootogram* permite comparar graficamente os valores observados e esperados a partir de um histograma da raiz quadrada da frequência e uma curva para as frequências ajustadas (KLEIBER; ZEILEIS, 2016). A versão “*Hanging*” foi utilizada para avaliar o ajuste de diferentes distribuições, já que utiliza uma linha de referência no zero que permite identificar os valores ajustados subestimados ou sobrestimados (quando são observados abaixo ou acima da linha do zero respectivamente) (KLEIBER; ZEILEIS, 2016). Na figura 3 apresentam-se os *rootograms* para os modelos de regressão com distribuição de *Poisson* e binomial negativa com função de ligação *log*, e a versão dos mesmos para zeros inflacionados (*Hurdle models*, CRAGG, 1971) com função de ligação *logit* na parte binária. Os gráficos mostraram que tanto no modelo com distribuição de *Poisson* como no modelo com distribuição binomial negativa, o valor da frequência de zeros esperado encontrava-se subestimado, enquanto os valores esperados de um e dois apresentaram-se sobrestimados, típico de dados com excesso de zeros (KLEIBER; ZEILEIS, 2016).

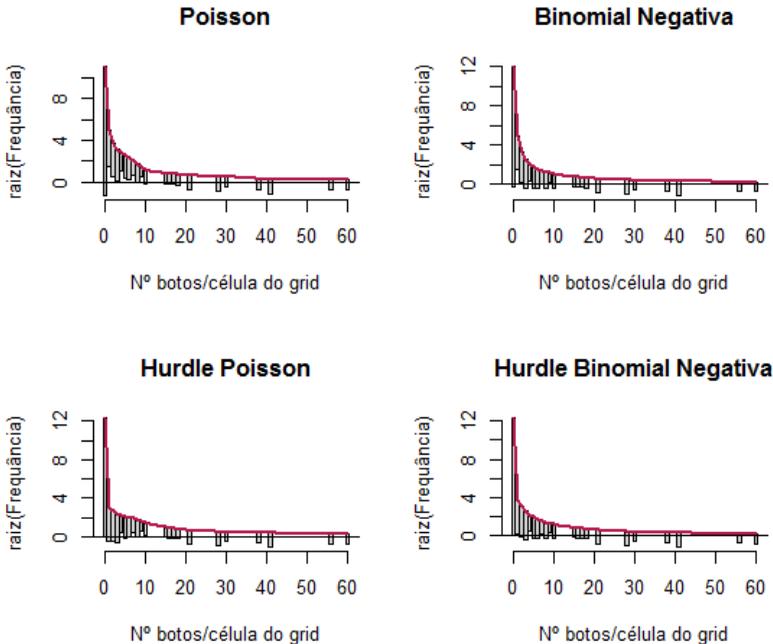


Figura 3. Rootograms da frequência do número de botos por célula do *grid* no período 1. A curva vermelha representa a frequência ajustada (valores esperados pelo modelo de cada distribuição).

Por conta disso, foi utilizada uma abordagem com modelos de zeros inflacionados ou modelos em duas partes (*Hurdle Models*, CRAGG, 1971). Uma parte corresponde a um modelo de regressão binária (presença/ausência), em que os registros de contagem foram avaliados como presenças e os zeros como ausências e um modelo binomial foi utilizado para modelar a probabilidade de observar um zero. Na outra parte só os registros de contagem (>0) são utilizados em uma modelagem com distribuição de Poisson truncada (ZAP) ou binomial negativa truncada (ZANB). Se os dados de contagem apresentam sobre dispersão utiliza-se o ZANB ao invés do ZAP (ZUUR et al., 2009). A vantagem no uso destes modelos é a possibilidade de modelar, por um lado, quais variáveis influenciam a presença dos indivíduos, e por outro, quais variáveis influenciam o número de registros, ou seja, as contagens. Os modelos foram ajustados para o período (P1) e (P2), com o intuito de

avaliar se existem diferenças entre as variáveis explanatórias da presença/ausência e do número de registros dos botos entre os dois períodos. A seleção dos modelos realizou-se utilizando o Critério de Informação de Akaike (AIC; ANDERSON; BURNHAM, 2002), em que o modelo mais parcimonioso selecionado. Foi utilizada a distribuição de Poisson para o ZAP, distribuição binomial negativa para o ZANB e função de ligação “logit”. O modelo ZANB foi selecionado conforme o valor de AIC para os dois períodos (P1: ZAP=719,45 e ZANB= 551,33; P2: ZAP=577,16 e ZANB= 459,78) indicando a existência de sobre dispersão nos dados de contagem. Após a seleção do modelo com distribuição binomial negativa (ZANB), foi ajustado um conjunto de modelos partindo do modelo com todas as variáveis, excluindo, uma por vez, as que apresentavam o maior valor de p (*backward selection*).

Ferramentas de análises

A análises dos dados foi realizada em ambiente R (R CORE TEAM, 2015) com pacotes *sp* (BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013), *adehabitatHR* (CALENGE, 2006), *maptools* (BIVAND; LEWIN-KOH, 2017), *rgeos* (BIVAND; RUNDEL, 2017), *vegan* (OKSANEN et al., 2017), *pscl* (ZEILEIS; KLEIBER; JACKMAN, 2008), *countreg* (KLEIBER; ZEILEIS, 2016) e *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2016). Utilizou-se o software Biotas 2.0 Alpha (Ecological Software Solutions LLC) para identificar os indivíduos que atingiram uma assíntota no tamanho da área de distribuição. Foi utilizado o Sistema de Informação Geográfica (SIG) do software ArcGIS (V10 ESRI) para a construção de todos os mapas.

RESULTADOS

Características da amostragem

Durante os períodos pré (P1: 2008-2009) e pós (P2: 2013-2014) construção da ponte foram realizados 100 dias de amostragem (75 no primeiro período e 25 no segundo). Com o intuito de comparar as distribuições entre períodos foram selecionados 25 dias de amostragem por período (ver detalhe nos Matérias e Métodos). Em P1 foram avistados 265 grupos com 622 botos durante 114 horas de esforço. No segundo período (P2) foram avistados 173 grupos com 455 botos durante 113 horas de esforço. Identificou-se 45 indivíduos em P1 e 50 em P2 (Tabela

1). Do total dos indivíduos registrados em P2, 33 foram identificados pela primeira vez no primeiro período (P1) e 17 correspondem a indivíduos novos adicionados ao catálogo. Doze indivíduos identificados em P1 não foram encontrados em P2, dos quais quatro eram botos “cooperativos” e oito “não cooperativos”. Durante os dois períodos foram identificados 64 indivíduos e todos, com exceção de um, foram classificados conforme a estratégia de forrageio.

Tabela 1. Esforço de amostragem, número de grupos de botos, número de botos avistados, número de indivíduos identificados e categorizados em “cooperativos” ou “não cooperativos” durante um período antes (Período 1) e após (Período 2) a construção da ponte nas lagoas de St. Antônio e Imaruí no sul do Brasil.

	Esforço (horas)	Grupos avistados	Botos avistados	Botos identificados	Botos "cooperativos"	Botos "não cooperativos"
Período 1 (2008-2009)	114	265	622	45	19	26
Período 2 (2013-2014)	92	173	455	50	22	28

Comparação entre períodos

Foi estimado o tamanho da área de uso para a população de botos de Laguna pelo Mínimo Polígono Convexo (MPC) e foi observada uma diminuição de 57% de um período para outro (P1= 81.22 km²; P2=35.31 km²) (Figura 4).

Quando explorada a variação do MPC entre os botos “cooperativos” e “não cooperativos” e entre períodos, ocorreu uma diminuição de 55% no tamanho da área de uso dos “não cooperativos” (P1: 77.90 km²; P2: 35.23 km²), correspondendo espacialmente à diminuição observada na população total. O MPC dos botos “cooperativos” mostrou um aumento de apenas 1,6% entre períodos (P1: 31.07 km²; P2: 31,56 km²).

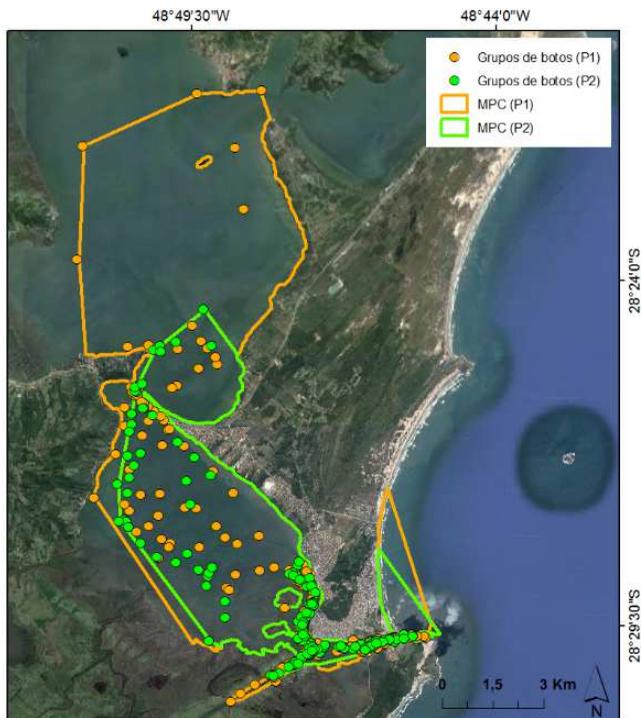


Figura 4. Mínimo Polígono Convexo (MPC) do período 1 (P1), abrangendo uma área de 81,22 km² (linha laranja) contendo 265 grupos de botos; MPC dos botos no período 2 (P2), abrangendo uma área de 35,31 km² (linha verde) contendo 173 grupos de botos.

Durante P1, 33 botos foram registrados em mais de 10 ocasiões, dos quais 20 botos atingiram assíntota no tamanho da área de uso. Já em P2, 24 botos foram registrados em mais de 10 ocasiões e 16 deles atingiram a assíntota. Como o MPC por indivíduo apresentou uma distribuição bimodal, dividindo o tamanho da área de uso de botos “cooperativos” e “não cooperativos”, foi estimado separadamente o MPC para cada módulo social (Figura 5). Em P1, os botos “cooperativos” mostraram uma área de vida pequena (3,43 km²) comparada com a área dos botos “não cooperativos” (30,77 km²). Em P2, registrou-se uma diminuição tanto na área de uso dos “cooperativos” (1,63 km²) como dos botos “não cooperativos” (17,45 km²). A área de uso de botos

“cooperativos” e “não cooperativos” apresentaram diferenças significativas nos dois períodos, mas em P1 essas diferenças foram mais marcantes (P1: $W = 4$, $p = 0,0001$; P2: $W = 6$, $p = 0,01$). A área de uso dos botos “não cooperativos” mostrou diferenças significativas entre períodos ($W=82$, $p=0,0007$).

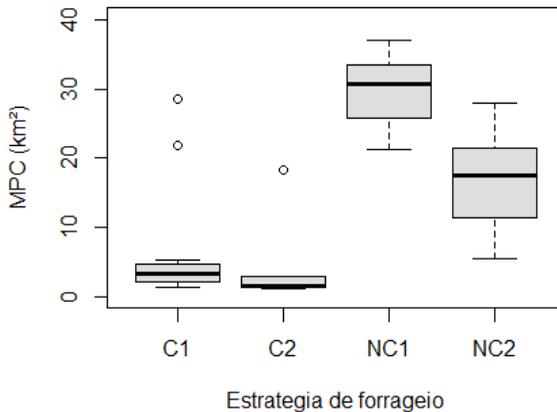


Figura 5. Diagrama de caixas (box plot) do Mínimo Polígono Convexo (MPC) em Km² para botos “cooperativos” no período 1 (C1, $n = 12$), botos “cooperativos” no período 2 (C2, $n = 5$), botos “não cooperativos” período 1 (NC1, $n = 8$), e botos “não cooperativos” no período 2 (NC2, $n = 11$). Os gráficos representam o intervalo interquartil (5th, 25th, 50th, 75th, 95th). Os pontos representam os *outliers*.

Foram encontrados quatro indivíduos que atingiram assíntota no tamanho da área de vida e apareceram nos dois períodos. Na tabela 2 é apresentado o resultado do MPC estimado para os botos identificados (números no catálogo: 11, 16, 18, 37) para cada período. O tamanho da área de uso variou entre os botos “cooperativos” (#11 e #16) e botos “não cooperativos” (#18 e #37) e entre períodos (Tabela 2, figura 6).

Tabela 2. Identificação dos botos no catálogo, estratégia de forrageio, número de registros e tamanho de área de vida estimado pelo Mínimo Polígono Convexo (MPC) no período 1 (P1) e período 2 (P2) em Laguna, sul do Brasil. Estes indivíduos atingiram a assíntota na área do MPC e foram avistados nos dois períodos.

Nro. no catálogo	Estratégia de forrageio	Nro. registros (P1)	Nro. registros (P2)	MPC - P1 (Km ²)	MPC - P2 (Km ²)
# 11	Cooperativo	16	10	4,12	1,21
# 16	Cooperativo	18	21	3,51	2,94
# 18	Não cooperativo	20	12	33,56	27,88
# 37	Não cooperativo	22	12	29,28	5,54

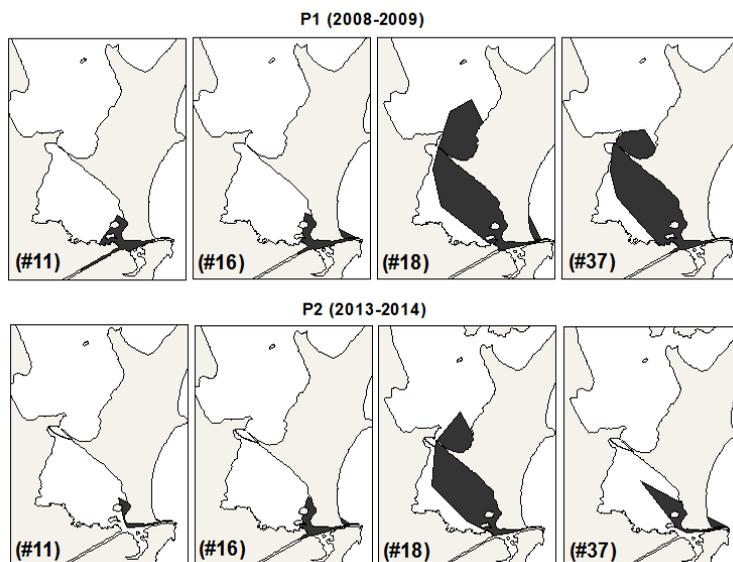


Figura 6. Área de vida de quatro botos da tainha (#11, #16, #18 e #37) no período 1 (P1) e no período 2 (P2) em Laguna, sul do Brasil. Os números entre parêntesis indicam o número de identificação de cada indivíduo no catálogo. Os indivíduos foram registrados em mais de 10 ocasiões, atingiram a assíntota no tamanho da área de vida e foram encontrados nos dois períodos. #11 e #16 são botos “cooperativos” e #18 e #37 são botos “não cooperativos”.

Identificando áreas de concentração e áreas de uso

As áreas de concentração (Kernel 50%) e as áreas de uso (Kernel 95%) de botos “cooperativos” e “não cooperativos” variaram entre P1 e P2 (Figura 7). A área de concentração dos botos “cooperativos” aumentou 40% de P1 (2,87 km²) para P2 (4,02 km²). Por outro lado, a área de concentração dos botos “não cooperativos” diminuiu 28% de P1 (12,21 km²) para P2 (8,84 km²) e uma área de concentração próxima à construção da nova ponte praticamente desapareceu. De fato, uma análise da variação anual mostrou um desaparecimento completo dessa área em 2014 (Figura 8). Por outro lado, ocorreu um aumento na área de uso dos botos “cooperativos” (P1= 33,38 km²; P2= 44,41 km²) sobrepondo mais com a área de uso dos “não cooperativos” (P1= 60,41 km²; P2= 52,59 km²). Durante P1 os botos “cooperativos” apresentaram uma distribuição espacial fragmentada que não foi observada em P2.

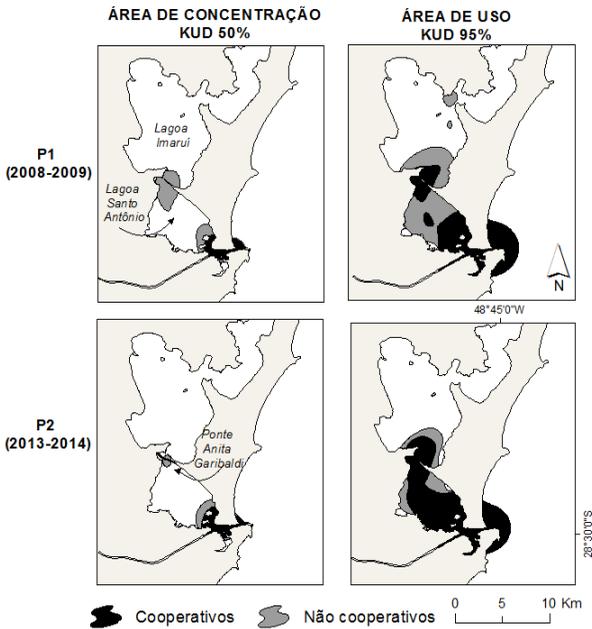


Figura 7. Área de concentração (KUD 50%) e área de uso (KUD 95%) do boto da tainha (*Tursiops truncatus*) no período P1 (2008-2009) e período P2 (2013-2014) em Laguna, sul do Brasil.

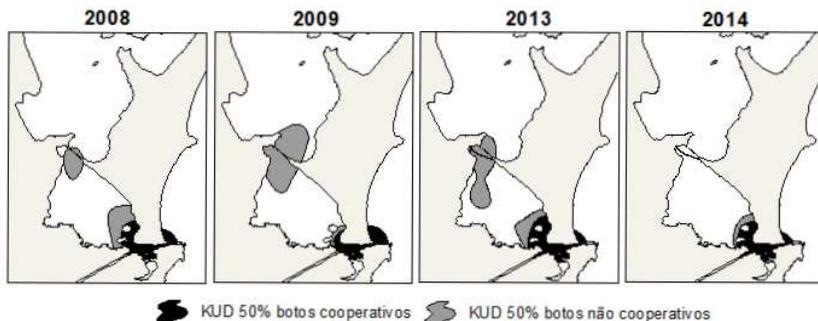


Figura 8. Variação interanual na área de concentração (KUD 50%) de botos “cooperativos” e “não cooperativos” em Laguna, sul do Brasil.

Modelando o uso de habitat

O *grid* utilizado e a distribuição dos botos “cooperativos” e “não cooperativos” no período pré (P1) e pós (P2) construção da ponte se observa na figura 9. Em ambos os períodos, os registros se concentraram no canal e na boca do rio Tubarão. Esse padrão foi observado tanto para indivíduos “cooperativos” quanto indivíduos “não cooperativos”. Observou-se mais registros no primeiro período para as duas estratégias de forrageio: “cooperativos” ($n_{P1} = 279$, $n_{P2} = 198$), e “não cooperativos” ($n_{P1} = 343$, $n_{P2} = 257$). No primeiro período, os registros dos botos “não cooperativos” estavam mais distribuídos ao longo da lagoa de Santo Antônio. Mais da metade dos registros de botos “não cooperativos” no primeiro período (55%) estava fora da área de concentração do canal e da boca do rio, e houve registros de botos “não cooperativos” na lagoa de Imaruí (22%). No segundo período, foram observados poucos registros de botos “não cooperativos” na lagoa de Imaruí (10%, nenhum deles ao norte), e a maioria dos registros ocorreram na área de concentração do canal e boca do rio. Nota-se que os botos “não cooperativos” ocupavam a área próxima da construção da ponte mais no primeiro período (28%) do que no segundo período (18%), e isso coincide com o resultado obtido pelo método de Kernel (ver figura 7). Por outro lado, para os botos “cooperativos” não foram observados registros no norte da lagoa de Imaruí para ambos os períodos. Mais registros de botos “cooperativos” foram observados fora da área do canal e da boca do rio no período 2 (13%) que no período 1 (6%), coincidindo também com o resultado

obtido para a área de uso (KUD 95%) dos botos “cooperativos” no segundo período (ver figura 7).

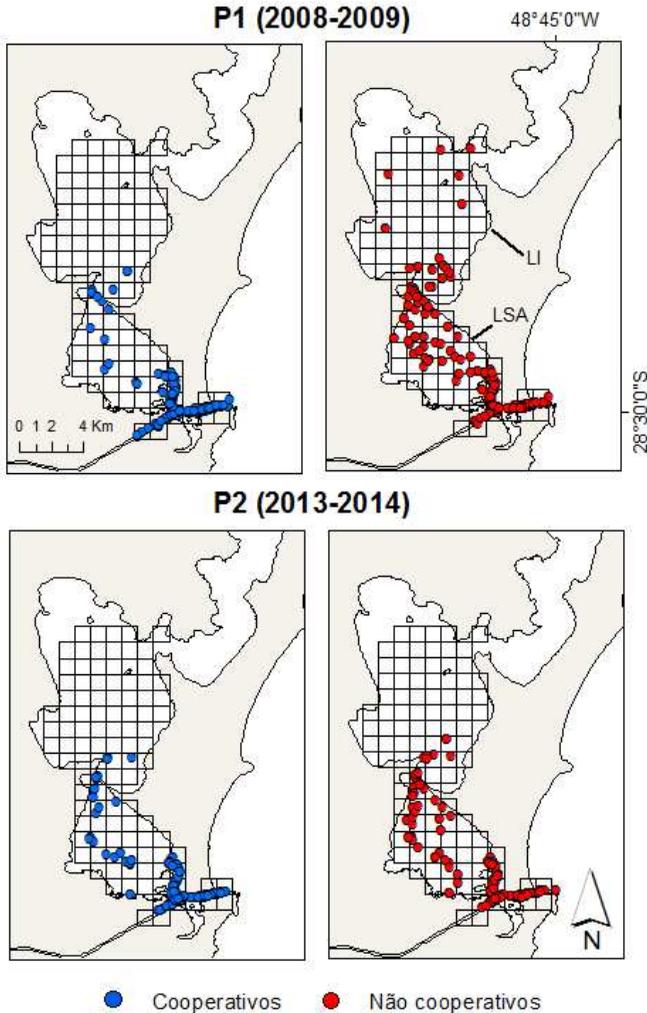


Figura 9. Distribuição dos registros de botos “cooperativos” (pontos azuis) e “não cooperativos” (pontos vermelhos) nos períodos antes (P1) e após (P2) a construção da ponte. Grid utilizado para a modelagem de uso de espaço com células de 1 km² de extensão. LSA: Lagoa de Santo Antônio, LI: Lagoa de Imaruí.

Foram amostrados em campo 5250 pontos de profundidade, e 3106 pontos foram criados com a ferramenta SIG para atribuir o valor zero as margens do Complexo Lagunar (Figura 10A). Os dados de profundidade foram coletados durante o estófo de maré, que é um curto período em que a maré enchente atinge o nível mais elevado. Neste período não ocorre qualquer alteração do nível da superfície da água, e a intensidade da corrente da maré atinge o valor zero. O valor máximo de profundidade amostrado no campo foi de 13,2 metros no canal de navegação, e o valor médio foi de 1,75 metros. Realizou-se uma interpolação pelo método de inverso da distância ponderada para criar um *raster* que permita a visualização da batimetria do Complexo Lagunar (Figura 10B). Com intuito de conhecer o valor máximo e médio da profundidade para cada célula do *grid*, criou-se um novo *raster* com extensão de 1 km². A classificação dos intervalos foi realizada manualmente para melhorar a visualização e compreensão do resultado (Figura 10C). Criou-se também um *raster* com o valor médio da profundidade para cada célula do *grid* que foi utilizado como variável explanatória na modelagem estatística. Realizou-se o mesmo procedimento para obter os dados da declividade. A partir do *raster* de declividade estimado por ferramentas SIG (Figura 10D) foi calculado o valor máximo de declividade para cada célula do *grid* (Figura 10E). Os resultados mostraram um valor máximo de declividade de 45 graus localizado no canal de navegação.

Ao avaliar a colinearidade das variáveis explanatórias para a elaboração dos modelos encontrou-se uma alta correlação entre algumas das variáveis de distância. As distâncias do rio, do mar e do ponto de cooperação mais próximo apresentaram coeficientes de Spearman (p) de 0,99, e vif de mais de 100. Devido à posição do *grid* esses pontos são quase equivalentes. Para a modelagem estatística foi escolhida a distância do ponto de cooperação mais próximo como variável representativa das outras distâncias, por estar relacionada com a estratégia de forrageio característica desta população e com uma das perguntas centrais desse trabalho. Por outro lado, a profundidade máxima apresentou uma alta correlação com a profundidade média ($p = 0,59$) e com a declividade ($p = 0,60$), enquanto a profundidade média e declividade apresentaram uma correlação baixa ($p = 0,07$). A profundidade média e a declividade foram utilizadas como variáveis explanatórias para a modelagem.

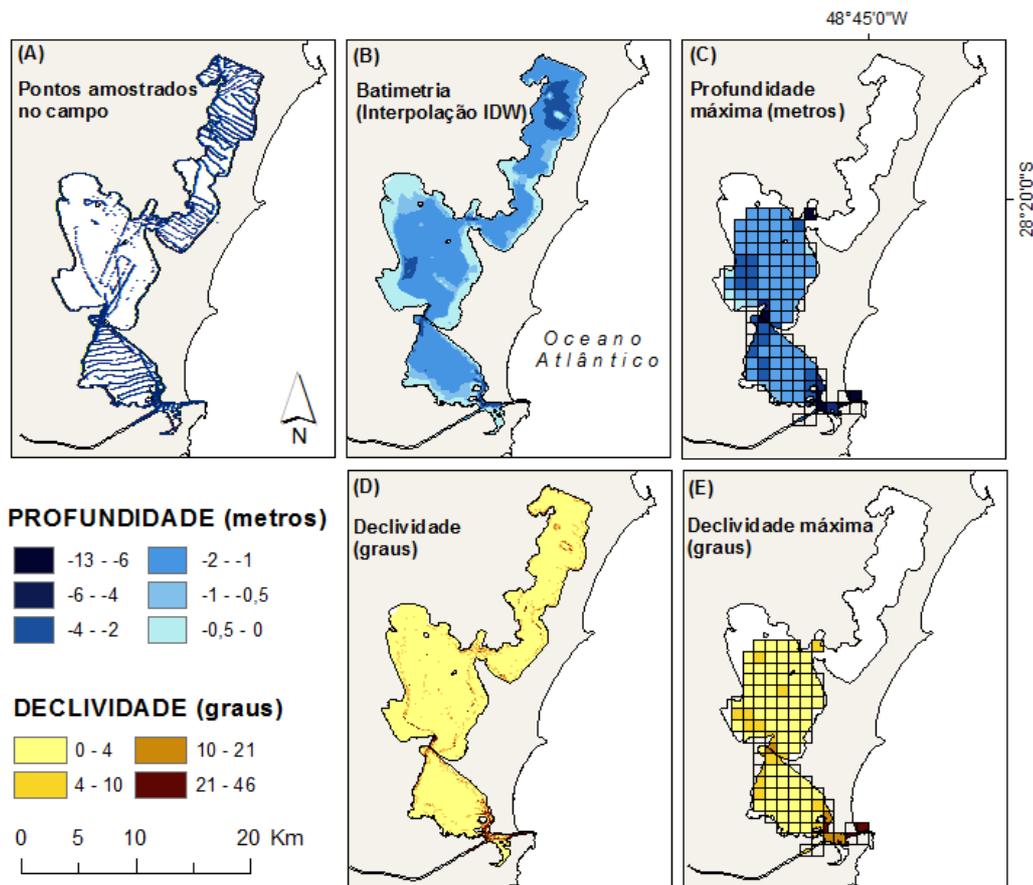


Figura 10. Batimetria e declividade do Complexo Lagunar, Laguna, sudeste do Brasil. (A) Pontos amostrados no campo e pontos das margens ($z=0$) criados com a ferramenta SIG. (B) Interpolação pelo método do inverso da distância ponderada (IDW). (C) Valores para a profundidade máxima para cada célula do grid. (D) Declividade calculada com a ferramenta SIG a partir dos pontos de profundidade amostrados. (E) Valores de declividade máxima para cada célula de grid.

Realizou-se o ajuste para os modelos de duas partes (ZAP e ZANB) com as mesmas variáveis explanatórias: distâncias do ponto de cooperação mais próximo, da ponte, da margem, profundidade média, declividade máxima como variáveis contínuas e estratégia de forrageio como variável categórica. Além disso, avaliou-se a interação entre a distância do ponto de cooperação e da ponte com a estratégia de forrageio.

Na tabela 3 apresenta-se o resultado da modelagem para o período antes (período 1) e após (período 2) a construção da ponte. Os modelos apresentados representam modelos *hurdle* saturados (Modelo 1) e o modelos ajustados com menor AIC (Modelo 2) para cada período avaliado. Foram gerados 8 modelos *hurdle* para cada período, excluindo uma variável por vez de cada uma das partes do modelo (*backward selection*). Para ambos os períodos a probabilidade de encontrar maior densidade de botos ocorreu em áreas próximas da margem, e dos pontos de cooperação, e com maiores profundidades (contagem, regressão binomial negativa). Da mesma forma, a probabilidade de presença ocorreu em áreas próximas da ponte, próximas aos pontos de cooperação e com maior declividade (presença/ausência, regressão logística). Só para o período 2, a probabilidade de presença dos botos ocorreu em áreas distantes da margem.

Observou-se diferenças entre os dois períodos avaliados tanto nos modelos de contagem quanto nos modelos de presença/ausência. As mais marcantes foram as diferenças entre estratégias de forrageio. A variável da estratégia de forrageio foi significativa para o modelo logístico apenas no primeiro período, indicando que os botos “não cooperativos” se encontravam mais distribuídos no primeiro período. A probabilidade de encontrar densidades maiores de botos “não cooperativos” ocorreu em áreas próximas da ponte no primeiro período. Essa interação de variáveis não foi significativa para o segundo período indicando que no período 2 (após a dragagem e durante a construção da ponte) houve uma menor densidade de botos “não cooperativos” nessa área. No segundo período, uma densidade maior de botos “não cooperativos” ocorreu em áreas próximas dos pontos de cooperação, coincidindo com a área de concentração do canal de navegação e boca do rio Tubarão.

Tabela 3. Modelagem de uso de habitat dos botos de Laguna para um período antes (P1) e após (P2) a construção da ponte. Modelos *hurdle* com distribuição binomial negativa. Modelo 1: modelo saturado; Modelo 2: modelo ajustado com menor AIC. EF: estratégia de forrageio. NC: “não cooperativos”. Os valores indicam os coeficientes das variáveis, valores entre parênteses indicam o erro padrão dos coeficientes.

	P1 (2008-2009)		P2 (2013-2014)	
	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 1	Modelo2
Regressão Binomial Negativa				
(Intercepto)	-0.21 (0.90)	0.19 (0.37)	-0.74 (0.94)	-1.19 (0.61)
Distância da ponte	0.22 (0.37)	0.37 (0.21)	0.25 (0.41)	
Distância da margem	-0.43 (0.27)	-0.47 ** (0.17)	-1.02 *** (0.30)	-0.98 *** (0.28)
Distância do ponto de cooperação	-0.99 (0.75)	-0.63 ** (0.21)	-1.50 (0.81)	-1.92 *** (0.46)
Profundidade	0.45 (0.35)	0.50 *** (0.13)	1.13 ** (0.39)	1.07 ** (0.36)
Declividade	0.06 (0.33)		-0.78 * (0.35)	-0.70 * (0.30)
EF - NC	1.09 (0.93)	0.66 * (0.29)	1.25 (1.08)	1.67 ** (0.64)
Distância do ponto de cooperação: EF - NC	0.39 (0.78)		0.73 (0.97)	1.13 * (0.50)
Distância da ponte: EF-NC	-0.57 (0.37)	-0.71 ** (0.23)	-0.21 (0.46)	
Log(theta)	0.44 (0.32)	0.42 (0.31)	0.45 (0.37)	0.42 (0.37)
Regressão Logística				
(Intercepto)	-2.91 *** (0.83)	-2.82 *** (0.64)	-2.60 *** (0.63)	-2.74 *** (0.48)
Distância da ponte	-0.64 (0.42)	-0.59 * (0.23)	-0.83 * (0.38)	-1.04 *** (0.27)
Distância da margem	-0.13 (0.28)		0.44 (0.32)	0.59 * (0.27)
Distância do ponto de cooperação	-2.22 ** (0.74)	-2.18 *** (0.60)	-2.03 *** (0.59)	-2.15 *** (0.40)
Profundidade	0.13 (0.30)		0.31 (0.31)	
Declividade	0.86 (0.49)	1.04 ** (0.37)	0.96 (0.52)	1.26 ** (0.44)
EF - NC	2.38 ** (0.87)	2.28 *** (0.67)	0.51 (0.82)	0.77 (0.42)
Distância do ponto de cooperação: EF - NC	1.31 (0.80)	1.24 (0.66)	-0.13 (0.76)	
Distância da ponte: EF-NC	0.07 (0.49)		-0.38 (0.51)	
AIC	551.34	541.88	459.78	451.83
Log Likelihood	-256.67	-256.94	-210.89	-211.92
Num. obs.	216	216	216	216

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05

DISCUSSÃO

A distribuição dos botos-da-tainha de Laguna variou entre os períodos pré e pós construção da ponte. O mínimo polígono convexo (MPC), calculado para os dois períodos, mostrou uma diminuição de 57% no tamanho da área utilizada pelos botos. Desde o período pré-construção da ponte os registros de grupos ao norte da lagoa de Imaruí eram raros. Já no período pós-instalação tais registros desapareceram, indicando um abandono temporário ou permanentemente da área. Os botos que ocupavam o norte da lagoa de Imaruí eram botos “não cooperativos”. Estes resultados coincidem com a diminuição da área de uso neste grupo.

A vantagem do uso do MPC para estimar o tamanho de área de uso é a possibilidade de comparar resultados obtidos por outros autores para diferentes populações de golfinhos (HARRIS et al., 1990). As diferenças de MPC para cada estratégia de forrageio avaliada para o primeiro período (pré-construção da ponte) condiz com os resultados apresentados por MANN et al., (2012) para uma população de *T. truncatus* em *Shark Bay* no oeste da Austrália. Parte da população utilizava esponjas marinhas como ferramenta na procura de alimentos (MANN et al., 2008). Semelhante ao que ocorre com os botos “cooperativos”, os golfinhos de *Shark Bay* que usam as esponjas apresentavam áreas de uso menores em relação à porção dos botos que não usavam essa estratégia de forrageio (MANN et al., 2012). Ambas as estratégias de forrageio, uso de esponjas e cooperação com pescadores, apresentam menor custo energético na procura do alimento.

MPC por indivíduo

O tamanho da área de vida de cada indivíduo, estimado pelo MPC, foi menor que os valores médios registrados por outros autores para a mesma espécie em ambientes estuarinos. No estuário de Shannon, na Irlanda, o valor médio de MPC individual de *T. truncatus* foi de 47,7 km² (obtido a partir dos resultados de INGRAM; ROGAM 2002). Em estuários na Carolina do Sul, nos Estados Unidos estimou-se um valor médio do MPC individual de 40,7 km² (GUBBINS, 2002) e de 32,6 km² (BRUSA; YOUNG; SWANSON, 2016). Por outro lado, em um estuário considerado aberto em Veracruz, no México o valor médio foi de 129 km² (SERRANO; HECKEL; SCHRAMM, 2011). Estes resultados, com exceção do México, são próximos aos observados para os botos “não cooperativos”. No primeiro período estimou-se uma área de vida média de 37,9 km². É importante salientar que neste trabalho não foi calculado

o valor médio do MPC considerando os indivíduos “cooperativos” e “não cooperativos” juntos, pois essa métrica não é representativa da população de Laguna, já que os dados apresentaram uma distribuição bimodal.

As estratégias de forrageio utilizadas pelos botos de Laguna incluem dois módulos sociais diferenciados (DAURA-JORGE et al., 2012) e esses módulos sociais utilizam de forma diferenciada o espaço. Em um estudo anterior (DAURA-JORGE, 2011), assim como no presente estudo, foi estimada a área de vida de cada indivíduo e esta foi maior para os botos “não cooperativos” do que para os “cooperativos”. Apesar da diminuição entre períodos, os botos “não cooperativos” continuam apresentando diferenças significativas com o tamanho de área de vida dos botos “cooperativos”.

Por outro lado, os botos “cooperativos” usaram uma área de vida menor (mínimo = 0,93 km²) comparável com outras espécies de cetáceos de menor tamanho. Para a população de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, da Baía Norte no sul do Brasil foi estimado um tamanho de área de vida de $13,38 \pm 1,92$ km² (FLORES; BAZZALO, 2004), e no estuário do rio Paraguaçu no nordeste do Brasil o tamanho de área de vida foi ainda menor, sendo estimado em $3,88 \pm 2,44$ (BATISTA et al., 2014).

As variações entre as áreas de vida dos dois módulos sociais podem ser atribuídas às diferenças na estratégia de forrageio. A interação com os pescadores permite aos botos “cooperativos” reduzir o custo energético na procura do alimento concentrando a exploração do recurso em uma área menor do que o forrageio realizado pelos botos “não cooperativos” ao longo de todo o Complexo Lagunar. As variações individuais dentro da população também podem ser atribuídas a diferenças de sexo, sendo que as fêmeas apresentam áreas de vida menores que os machos (CONNOR et al., 2000; URIAN et al., 2009). Embora possível para os botos de Laguna, essa hipótese não foi avaliada no presente estudo.

Áreas de uso e concentração

Quanto às áreas de uso e concentração, observou-se variações entre períodos para as duas estratégias de forrageio. No primeiro período a área de concentração dos “não cooperativos”, estava representada por duas áreas (uma no canal da barra e boca do rio Tubarão, e outra próxima a conexão entre as lagoas Santo Antônio e Imaruí), e no segundo período ela foi reduzida principalmente próxima a ponte. De fato, quando consideradas as variações anuais, a área de concentração próxima à ponte desapareceu completamente em 2014, e em 2015 ainda não foi recuperada

(dados não apresentados). Nos “cooperativos” a principal mudança foi o aumento da área de uso entre períodos, devido ao maior uso dos botos “não cooperativos” da área dos botos “cooperativos”.

Os resultados do primeiro período coincidem com os apresentados por DAURA-JORGE (2011). Apesar de ter utilizado diferentes parâmetros de suavização (LSCV e *Href*) para estimar o Kernel 50% e 95%, os padrões gerais em ambos os estudos são semelhantes. Como descrito anteriormente, o método de Kernel é sensível ao parâmetro de suavização (h) e depende da distribuição dos dados. Uma escolha certada h é essencial para não gerar sobre e subestimativas. Este estudo permitiu confirmar que para a população dos botos de Laguna é possível utilizar ambos os parâmetros de suavização para obter resultados semelhantes, contrariamente ao que foi observado para outras populações de cetáceos (DE FARIA OSHIMA; DE OLIVEIRA SANTOS, 2016; RAYMENT et al., 2009).

Variações na distribuição entre diferentes períodos foram avaliadas por diversos autores em diferentes espécies de pequenos cetáceos, e tais variações foram atribuídas a mudanças na distribuição ou abundância das presas, bom como dos comportamentos para evitar as perturbações promovidas por atividades humanas (CREMER ET AL, 2004; HARTEL; CONSTANTINE; TORRES, 2014; SLOOTEN; RAYMENT; DAWSON, 2006; WEDEKIN; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2010). A efetividade de áreas marinhas protegidas, criadas com o intuito de proteger as populações residentes, foi avaliada para o golfinho de Hector, *Cephalorhynchus hectori*, para o golfinho nariz de garrafa, *Tursiops truncatus*, na Nova Zelândia (HARTEL; CONSTANTINE; TORRES, 2014; SLOOTEN, 2007), e para o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no sul do Brasil (WEDEKIN, LEONARDO L.; DAURA-JORGE, FÁBIO G.; SIMÕES-LOPES, 2010). Estes estudos concluíram que a nova distribuição dos cetáceos não estava contida dentro das áreas marinhas protegidas, principalmente as áreas de concentração, e que os limites dessas áreas deveriam ser reconsiderados. Nos últimos anos, a população de botos de Laguna apresentou uma única área de concentração, no canal de navegação e na boca do rio Tubarão, e devem ser implementados esforços para a sua proteção.

Uso de habitat

Entre ambos os períodos foram encontradas diferenças entre as variáveis e sua contribuição para explicar densidades maiores e a presença dos botos dentro do Complexo Lagunar. No primeiro período encontrou-

se maior densidade de botos principalmente em (1) áreas próximas da margem, (2) áreas próximas aos pontos de cooperação, e (3) maior profundidade. Já a probabilidade de presença dos botos foi maior em (1) áreas próximas da ponte, (2) áreas próximas dos pontos de cooperação, e (3) maior declividade. Para a seleção dos modelos utilizou-se o critério de AIC que tende a ser conservador e incluir no modelo variáveis não significativas, mas que permitem um maior ajuste (ANDERSON; BURNHAM, 2002). Assim, a estratégia de forrageio foi selecionada no modelo logístico (presença/ausência) no segundo período, mas não foi significativa. Por outro lado, nota-se que quando observada a distribuição dos indivíduos (ver figura 8) no segundo período, há um padrão de registros mais afastados da margem, que coincide com o resultado do modelo logístico, mas parece contradizer o modelo de contagem (regressão binomial negativa). Esta contradição pode ser resultado da medição das distâncias utilizadas. As distâncias foram medidas desde o centro da célula do *grid* até a linha de costa (ou da ponte ou pontos de cooperação mais próximo). Os registros mais abundantes estão no canal de navegação e como o canal possui uma largura de aproximadamente 200 metros, as células do *grid* (1 km x 1 km de extensão) acima do canal, apresentam distância zero da margem. Devido a maior concentração de registros no canal, as variações na distribuição não são observadas no modelo. Porém, para a elaboração de um modelo preditor do uso do habitat, o cálculo dos valores das distâncias deve ser reconsiderado.

O resultado mais marcante foi a interação entre a estratégia de forrageio e a distância da ponte. A relação negativa entre os botos “não cooperativos” e a distância da ponte foi significativa só para o primeiro período, indicando que botos “não cooperativos” eram mais abundantes em áreas próximas da ponte. Já para o segundo período essa interação não foi selecionada pelo modelo, indicando mudanças no uso do espaço entre os períodos por parte dos botos “não cooperativos”. Da mesma forma, a estratégia de forrageio mostrou uma influência positiva na presença dos botos “não cooperativos”, possivelmente devido aos registros no norte da lagoa de Imaruí no primeiro período. A distância da ponte apresentou uma influência negativa e de significância alta ($p < 0,001$) no segundo período. Este resultado possivelmente se deve ao fato de que os botos que ocupavam o norte da lagoa de Imaruí no primeiro período não foram encontrados no segundo período. No primeiro período o registro mais afastado da área de construção da ponte em direção ao norte da lagoa de Imaruí foi de aproximadamente 10 km, enquanto no segundo período foi de 3 km.

A batimetria realizada para o Complexo Lagunar revelou que as lagoas são bastante rasas com maiores profundidades no canal de navegação, e nas conexões entre as lagoas Santo Antônio- Imaruí (local da instalação da ponte) e das lagoas Imaruí-Mirim. Essas áreas de maior profundidade coincidem com as áreas de maior densidade de botos. Cabe salientar que a batimetria gerada durante este estudo reflete o padrão já conhecido para esta área, e resulta de uma ótima aproximação para ser utilizada na modelagem de uso de habitat, mas não possui a precisão para ser utilizada para navegação.

Estudos de uso de habitat em *T. truncatus* em várias partes do mundo mostraram a influência de variáveis como profundidade, declividade e distância da costa para explicar a presença e abundância destes cetáceos (CAÑADAS; SAGARMINAGA; GARCÍA-TISCAR, 2002; CARLUCCI et al., 2016; DI TULLIO; FRUET; SECCHI, 2015; INGRAM; ROGAN, 2002). A influência da profundidade na presença dos botos foi positiva para todos estes estudos. Porém existem diferentes profundidades onde *T. truncatus* pode ser encontrado. Para a população costeira do mar Mediterrâneo na Espanha, a espécie foi confirmada até os 200 metros de profundidade (CAÑADAS; SAGARMINAGA; GARCÍA-TISCAR, 2002), e posteriormente até 300 metros (CARLUCCI et al., 2016). Já para a população da Irlanda, a preferência foi de profundidades entre 31 a 50 metros (INGRAM; ROGAN, 2002). Para a população costeira de *T. truncatus* na Argentina foi registrado que os golfinhos passavam 92% do tempo em locais com profundidade menor a 10 metros (WURSIG; WURSIG, 1979).

As variações na distribuição dos botos podem ser atribuídas a uma estratégia para evitar as perturbações ocasionadas durante a construção da ponte como o ruído subaquático, dragagens e o alto tráfego de embarcações, assim como a falta de disponibilidade de presas. Essa resposta pode ser interpretada como uma reação aguda frente a um estímulo raro para os indivíduos. Durante a dragagem e a construção da ponte houve diversos tipos de ruídos subaquáticos que podem ocasionar uma resposta análoga dos indivíduos ao risco de predação (FRID; DILL, 2002). Isso pode fazer com que certos indivíduos abandonem temporariamente essas áreas até que o tráfego de embarcações e os ruídos produzido pela dragagem diminuam. As alterações na profundidade produzidas pela dragagem podem produzir efeitos permanentes.

Este trabalho descreveu as variações de distribuição entre os dois períodos para o total da população, para os diferentes módulos sociais (“cooperativos” e “não cooperativos”), e para alguns indivíduos, além de identificar as áreas de concentração para as duas estratégias de forrageio

apresentadas pela população. Todos os resultados indicaram mudanças na distribuição dos botos de Laguna entre os dois períodos avaliados. As informações geradas a partir deste estudo, assim como de estudos prévios da população de botos de Laguna, precisam ser consideradas na tomada de decisões para efetuar planos de manejo e conservação.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer aos coautores deste trabalho o Dr. Fábio G. Daura-Jorge, a doutoranda Carolina Bezamat, o Dr. Paulo C. Simões Lopes, e o Dr. José Salatiel Rodrigues Pires da Universidade Federal de Santa Catarina, e o Dr. Pedro Volkmer de Castilho da Universidade de Estado de Santa Catarina, por contribuir com os dados, contribuir com a melhora do manuscrito, e o desenvolvimento do trabalho. A Clarissa Ribeiro Teixeira por ler o trabalho e contribuir com as correções. Gostaria também de agradecer as bolsas de CNPq e CAPES, a FAPESC, e a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza que financiaram o desenvolvimento deste projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. **The Journal of Wildlife Management**, p. 912–918, 2002.

BALMER, B. C. et al. Integrating multiple techniques to identify stock boundaries of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 4, p. 511–521, 2014.

BATISTA, R. L. G. et al. Site fidelity and habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the estuary of the Paraguaçu River, northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10, n. 1, p. 93–100, 2014.

BEZAMAT, C., et al. **The advantages of cooperation: A mutualistic cooperative behaviour with fishermen confers higher survival rates to bottlenose dolphins in Southern Brazil**. Trabalho apresentado no 21. Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, San Francisco, 2015.

BERRETA, M. DOS S. R. **A qualidade das águas da lagoa do Imaruí e dos efluentes da carcinicultura-Laguna, SC**. Dissertação (mestrado em geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

BIVAND, R.; LEWIN-KOH, N. **maptools: Tools for Reading and Handling Spatial Objects**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=maptools>>

BIVAND, R.; RUNDEL, C. **rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS)**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=rgeos>>

BIVAND, R. S.; PEBESMA, E.; GÓMEZ-RUBIO, V. Hello World: Introducing Spatial Data. In: **Applied Spatial Data Analysis with R**. Springer, 2013. p. 1–16.

BRUSA, J. L.; YOUNG, R. F.; SWANSON, T. Abundance, ranging patterns, and social behavior of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in an estuarine terminus. **Aquatic Mammals**, v. 42, n. 1, p. 109–121, 2016.

CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological modelling**, v. 197, n. 3, p. 516–519, 2006.

CAÑADAS, A.; SAGARMINAGA, R.; GARCÍA-TISCAR, S. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. **Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 49, n. 11, p. 2053–2073, 2002.

CARLUCCI, R. et al. Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea , Central-eastern Mediterranean Sea). **Ecological Indicators**, v. 69, p. 707–721, 2016.

CONNOR, R. C. et al. The bottlenose dolphin. **Cetacean societies**, p. 91–125, 2000.

CRAGG, J. G. Some statistical models for limited dependent variables with application to the demand for durable goods. **Econometrica: Journal of the Econometric Society**, p. 829–844, 1971.

CREMER et al., 2004. **Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina** Revista Univille, 2004.

DAURA-JORGE, F. G. **Quantos ? Onde ? Como ? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna , sul do Brasil : implicações para conservação**. Teses (doutorado em zoologia) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

DAURA-JORGE, F. G. et al. The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. **Biology Letters**, v. 8, n. 5, p. 702–705, 2012.

DAURA-JORGE, F. G.; INGRAM, S. N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 2, p. 293–311, 2013.

DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil. **American Journal Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 11, n. 1–2, p. 133–143, 2016.

DE FARIA OSHIMA, J. E.; DE OLIVEIRA SANTOS, M. C. Guiana dolphin home range analysis based on 11 years of photo-identification research in a tropical estuary. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 2, p. 599–610, 2016.

DI TULLIO, J.; FRUET, P.; SECCHI, E. Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 1, p. 35–50, 2015.

FLORES, P. A. C.; BAZZALO, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, n. 1, p. 37–52, 2004.

FRID, A.; DILL, L. Human-caused disturbance as a form of predation risk. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 1, 2002.

GUBBINS, C. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a south carolina estuary. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 1, p. 178–187, 2002.

HARRIS, S. et al. Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. **Mammal Review**, v. 20, n. 2/3, p. 97–123, 1990.

HARTEL, E. F.; CONSTANTINE, R.; TORRES, L. G. Changes in habitat use patterns by bottlenose dolphins over a 10-year period render static management boundaries ineffective. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, p. n/a-n/a, 2014.

HORNE, J. S.; GARTON, E. O. Likelihood cross-validation versus least squares cross-validation for choosing the smoothing parameter in kernel home-range analysis. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 3, p. 641–648, 2006.

INGRAM, S. N.; ROGAN, E. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 247–255, 2002.

KERNOHAN, B. J.; GITZEN, R. A. Radio Tracking and Animal Populations. **Radio Tracking and Animal Populations**, p. 125–166, 2001.

KISZKA, J. et al. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology Habitat partitioning and fine scale population structure among insular bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in a tropical lagoon. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 416–417, p. 176–184, 2012.

KLEIBER, C.; ZEILEIS, A. Visualizing Count Data Regressions Using Rootograms. **The American Statistician**, n. 2013, p. 1–25, 2016.

LUSSEAU, D. et al. The bottlenose dolphin community of doubtful sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 54, n. 4, p. 396–405, 2003.

MANN, J. et al. Why do dolphins carry sponges? **PLoS ONE**, v. 3, n. 12, 2008.

MANN, J. et al. Social networks reveal cultural behaviour in tool-using dolphins. **Nature Communications**, v. 3, n. July, p. 980, 2012.

MAZEROLLE, M. J. **AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)**, 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>

MOHR, C. O. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. **American Midland Naturalist**, v. 37, n. 1, p. 223–249, 1947.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>

PETERSON, D.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 51, n. 6, p. 469–475, 2008.

PRYOR, K.; LINDBERGH, J. A dolphin-human fishing cooperative in Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 6, n. 1, p. 77–82, 1990.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria, 2015. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

RAPBA. **Relatório de Acompanhamento do Plano Básico Ambiental - Travessia de Cabeçudas e Canal de Laranjeiras, Laguna/SC**, julho, 2014. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Rodovias/>

RAYMENT, W. et al. Kernel density estimates of alongshore home range of Hector's dolphins at Banks Peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 537–556, 2009.

SEAMAN, D. E. et al. Effects of sample size on kernel home range estimates. **The journal of wildlife management**, p. 739–747, 1999.

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. **Ecology**, v. 77, n. 7, p. 2075–2085, 1996.

SERRANO, A.; HECKEL, G.; SCHRAMM, Y. Distribution and home range of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). v. 37, p. 379–392, 2011.

SHEPARD, D. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. **23rd ACM national conference**, p. 517–524, 1968.

SILVA, M. A. et al. Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: Implications for population structure. **Marine Biology**, v. 156, n. 2, p. 179–192, 2008.

SIMÕES-LOPES, P. C. Interaction of coastal population of *Tursiops truncatus* (Cetacea, delphinidae) with the mullet artisanal fisheries in southern Brazil. **Biotemas**, 1991.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16(4), p. 1017–1024, 1999.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: A qualitative and Quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15(3), p. 709–726, 1998.

SLOOTEN, E. Conservation management in the face of uncertainty: effectiveness of four options for managing Hector's dolphin bycatch. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 169–179, 2007.

SLOOTEN, E.; RAYMENT, W.; DAWSON, S. Offshore distribution of Hector's dolphins at Banks Peninsula, New Zealand: Is the Banks Peninsula Marine Mammal sanctuary large enough? **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 40, n. 2, p. 333–343, 2006.

URIAN, K. W. et al. Fine-scale population structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Tampa Bay, Florida. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 619–638, 2009.

VAN WINKLE, W. Comparison of Several Probabilistic Home-Range Models. **Journal of Wildlife Management**, v. 39, n. 1, p. 118–123, 1975.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1561–1570, 2010.

WEDEKIN, L. L. et al. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**, v. 67, n. 1, p. 1–8, 2007.

WILLIAMS, J. A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, p. 2080–2088, 1993.

WILSON, B.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, n. 6, p. 1365–1374, 1997.

WORTON, B. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 164–168, 1989.

WURSIG, B.; JEFFERSON, T. A. Methods of photo-identification for small cetaceans. **Individual recognition of cetaceans: Use of photo identification and other techniques to estimate population parameters**, p. 43–51, 1990.

WURSIG, B.; WURSIG, M. Behavior and Ecology of the Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. **Fishery Bulletin**, v. 77, n. 2, p. 399–412, 1979.

ZEILEIS, A.; KLEIBER, K.; JACKMAN, S. Regression Models for Count Data in R. **Journal of Statistical Software**, v. 27, n. Mullahy 1986, 2008.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer, New York, 2009.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

O BOTO-DA-TAINHA E O HOMEM: IMPACTOS ANTRÓPICOS E BASES PARA UM MODELO CONCEITUAL DE CONSERVAÇÃO, LAGUNA, SUL DO BRASIL

RESUMO

Os mamíferos aquáticos encontram-se expostos a múltiplas ameaças promovidas por atividades humanas. Uma pequena população de botos-da-tainha, *Tursiops truncatus*, é residente ao longo do ano no Complexo Lagunar de Santo Antônio-Imaruí-Mirim adjacente à cidade de Laguna SC, sul do Brasil. Os botos de Laguna são reconhecidos pela estratégia de forrageio peculiar que parte da população realiza em interação com os pescadores artesanais. Por ser uma região de grande atividade industrial e agropecuária, além de ser uma zona turística, a população encontra-se exposta a múltiplos impactos antrópicos. Um levantamento sobre estes impactos foi realizado a partir de informações das atividades poluidoras cadastradas pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA), e pelas apreensões de petrechos de pesca registradas pela Polícia Militar Ambiental de Laguna (PMAL). Foram identificados os impactos ocorrentes dentro do Complexo Lagunar que possam afetar direta ou indiretamente aos botos de Laguna. Testou-se a hipótese de que a reorganização espacial, após uma marcante alteração de habitat em uma área de concentração dos botos, gerou maior exposição aos impactos antrópicos, afetando, em maior grau, os botos que não interagem com os pescadores. Foram elaborados mapas de calor para avaliar a intensidade de cada fonte de impacto dentro do Complexo Lagunar e classificou-se as fontes de impactos poluidores em: impactos domésticos e hospitalares (DH), agropecuários e aquicultura (AA), e industriais e de transporte de produtos (ITP). Adicionalmente, as localidades com maior intensidade de petrechos ilegais apreendidos (redes de emalhe, aviãozinho e gerival) foram identificadas. Utilizando um modelo de zeros inflacionados de duas partes foi avaliada a sobreposição da distribuição dos botos (presença e maior densidade de registros) com os impactos antrópicos. Os resultados mostraram que pré-alterações do habitat, os botos que não interagem com os pescadores encontravam-se mais afastados das regiões de maior intensidade de apreensões de redes de emalhe. Após a alteração no habitat, os botos encontraram-se mais próximos a regiões com maior intensidade de impactos poluidores e maior intensidade de apreensões de petrechos de pesca. Um modelo conceitual foi elaborado para fornecer as bases prioritárias para o manejo e conservação desta população.

Palavras chaves: Boto-da-tainha. Impactos antrópicos. Artes de pesca. Conservação. Modelo conceptual.

ABSTRACT

Aquatic mammals are exposed to multiple threats promoted by human activities. A small population of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, resides in Santo Antônio-Imaruí-Mirim lagoon system adjacent to Laguna town in southern Brazil. Laguna dolphins are recognized by the peculiar foraging strategy that part of their population performs in interaction with the artisanal fishermen. Because of the great industrial and agricultural activity of the region and for being a tourist area, this population is exposed to multiple anthropogenic impacts. A survey of these impacts was carried out based on information on the polluting activities registered by Brazilian Environmental Fundation (FATMA) and on the seizures of fishing gear registered by the Laguna Environmental Military Police (PMAL). Impacts that occurred within lagoon system that may directly or indirectly affect Laguna dolphins were identify. It was hypothesized that spatial reorganization, after a marked habitat change in dolphins' core area, generated a greater exposure to the anthropogenic impacts, mainly for the dolphins that do not interact with the fishermen. Heat maps were elaborate to evaluate the intensity of each source of impact within lagoon system. Polluting impacts were classified into domestic and hospital impacts (DH), agriculture and aquaculture impacts (AA), and industrial and product transportation impact (IPT). Locations with the highest intensity of gillnets, fyke nets, and *gerivals* seized were identified. Using Hurdle models, the overlap of dolphin distribution (presence and records) with anthropogenic impacts was evaluated. Results showed that prior to habitat changes, dolphins that not interact with fishermen were farther from the regions of greater gillnet seizures, and after habitat change, dolphins are closer to regions with higher intensity of pollution impacts and greater intensity of fishing gear seizures. A conceptual model was developed in order to provide the priority bases for the management and conservation of this population.

Key words: Bottlenose dolphin. Anthropogenic impacts. Artisanal fisheries. Conservation. Conceptual model.

INTRODUÇÃO

Interações entre golfinhos do gênero *Tursiops* e o homem são bem conhecidas e amplamente estudadas em especial aquelas com atividades de pesca (ADIMEY et al., 2014; BROADHURST, 1997; BROWN; REID; ROGAN, 2013; DI TULLIO; FRUET; SECCHI, 2015; DÍAZ LÓPES, 2006; FERTL; LEATHERWOOD, 1997; FRUET et al., 2016; PALKA; ROSSMAN, 2001; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998). Também avaliou-se recentemente os efeitos de vários impactos antrópicos como o da poluição sobre os padrões de mergulho (CRIBB; SEURONT, 2016), os efeitos de embarcações sobre o comportamento de superfície (BAŞ; AMAHA ÖZTÜRK; ÖZTÜRK, 2015), e sobre o comportamento vocal (GOSPIĆ; PICCIULIN, 2016; HEILER et al., 2016). Para *T. truncatus* foram avaliadas as consequências dos impactos relacionados a dragagens (PIROTTA et al., 2013) e, posteriormente, foi reportada uma ferramenta preditiva para acessar os riscos para o estado de conservação destas populações quando expostas a essa atividade (PIROTTA et al., 2015).

No sul do Brasil, adjacente à cidade de Laguna encontra-se o Complexo Lagunar de Santo Antônio-Imaruí-Mirim onde há uma pequena população residente de *T. truncatus* ou botos-da-tainha, como é conhecido na região (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999). Parte dessa população interage com os pescadores artesanais durante a captura de presas (PRYOR; LINDBERGH, 1990; SIMÕES-LOPES, 1991; SIMÕES-LOPES; FABIAN; MENEGHETI, 1998), formando dois módulos sociais: os botos “cooperativos”, e os botos “não cooperativos” (DAURA-JORGE et al., 2012).

Uma marcante alteração do habitat para esta população foi a construção de uma ponte sobre uma importante área de concentração dos botos. Entre os anos 2012 e 2015 foi instalada a ponte Anita Garibaldi sobre o canal das Laranjeiras, que une os municípios de Laguna com Pescaria Brava. O aumento de ruído subaquático e o tráfego intenso de embarcações, durante a construção da nova ponte, gerou um impacto direto sobre o habitat.

Um modelo conceitual de conservação pode servir como uma ferramenta para descrever de maneira clara e concisa os resultados das análises dos sistemas que afetam o alvo que se pretende conservar (GUIDE, 2009). Pode ser definido como um diagrama que estabelece relações entre os fatores que influenciam ou levam a uma determinada

situação desejada (SALAFSKY; MARGOLUIS, 1998), para tentar entender, mediante uma simplificação criteriosa, cenários complexos que combinam ecossistemas naturais e sociedades humanas (SALAFSKY et al., 2002). WEDEKIN et al. (2005) propuseram um método simples para a elaboração de um modelo conceitual aplicado a conservação do boto cinza da Baía Norte, no sul do Brasil, onde são identificados e ordenados os impactos que influenciam o cenário complexo de conservação de acordo com sua magnitude e reversibilidade por ações conservacionistas. Neste modelo, são identificadas as atividades humanas que os causam e as ações práticas necessárias para revertê-los. Estas abordagens permitem diminuir o fator de aleatoriedade nas ações de conservação, e fornecer uma linguagem comum para facilitar a discussão sobre estas ações entre os diversos atores sociais (SALAFSKY et al., 2002). No caso dos botos de Laguna, em que a magnitude dos impactos é amplificada pelo alto grau de residência, pelo pequeno tamanho populacional (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2016; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999) e pequena área de distribuição (ver capítulo I), encontrar prioridades de ação é essencial para a conservação desta população.

A presente pesquisa tem como objetivo identificar, quantificar e qualificar os impactos antrópicos no entorno e dentro do Complexo Lagunar, e descrever a sobreposição destes com a distribuição dos botos “cooperativos” e “não cooperativos” entre os períodos separados pela construção da nova ponte. Utilizando uma abordagem de modelagem estatística, buscou-se testar a hipóteses de que a reorganização da distribuição dos botos, avaliada anteriormente (ver capítulo I), gerou maior exposição as áreas mais impactadas, e que este novo padrão afetou mais significativamente os botos “não cooperativos”. Com os resultados da avaliação dos impactos antrópicos pretende-se elaborar um modelo conceitual de conservação para fornecer as bases para ações conservacionistas. Adicionalmente, algumas estratégias de manejo para a conservação dos botos de Laguna serão apresentadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Sistema de estudo

Abrange o Complexo Lagunar Santo Antônio-Imaruí-Mirim adjacente a cidade de Laguna (28° 29' S, 48° 46' O) e os municípios do entorno: Tubarão, Laguna, Imbituba, Imaruí e Pescaria Brava. Os municípios de Laguna e Pescaria Brava encontram-se conectados pela

ponte Anita Garibaldi, construída no período 2012-2015 (Figura 1). A construção da ponte foi dividida em quatro etapas: fundação, construção dos pilares, construção dos mastros, instalação das proteções da estrutura e acabamentos. Durante a primeira etapa foram realizadas as dragagens, para permitir a navegação, e escavações para a instalação das estacas. Cerca de 15 a 20 balsas transportaram as partes de concretagem realizadas em terra até o local da ponte. A primeira estaca de 2,5 metros de diâmetro foi instalada no final do ano 2012, e a estaca mais profunda chegou até 65 metros de profundidade.

A população total dos municípios de Tubarão, Laguna, Pescaria Brava, Imaruí e Imbituba é de aproximadamente 212 mil habitantes, sendo o município de Tubarão o mais populoso, seguido pelos municípios de Laguna e Imbituba. As áreas adjacentes ao Complexo Lagunar apresentam múltiplas atividades econômicas. Certamente a pesca artesanal é uma atividade de grande destaque, porém a economia local é diversa e recebe contribuição significativa da agricultura, pecuária e carcinicultura (i.e., cultivo de mandioca, a bovinocultura de leite e corte, o cultivo de arroz irrigado, o cultivo de camarões marinhos (PDR, 2012, 2013). Adicionalmente, no município vizinho de Tubarão existe numerosas indústria de queima e exploração de carvão nas margens da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão, que deságua no Complexo Lagunar e contribui com um volume de água significativo para as Lagoas de Santo Antônio e Imaruí (VARGAS et al., 2001). BERRETA (2007) realizou um estudo nas águas da Lagoa de Imaruí e dos efluentes de carcinicultura gerados no entorno. Os resultados apontaram que as águas utilizadas para o cultivo do camarão, *Litopenaeus vannamei*, encontram-se comprometidas com Nitrogênio Amoniacal e Fósforo e a do efluente com Fósforo, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato. O único estudo que analisou a qualidade da água das três lagoas do Complexo Lagunar foi realizado pelo projeto PROVIDA nos anos 1992 e 1993. Foi comprovada a presença de metais pesados, principalmente Ferro, Alumínio e Manganês, além das concentrações de coliformes fecais, Nitrato, Nitrito e Sulfeto que ficaram acima dos padrões aceitáveis (apud BERRETA, 2007).

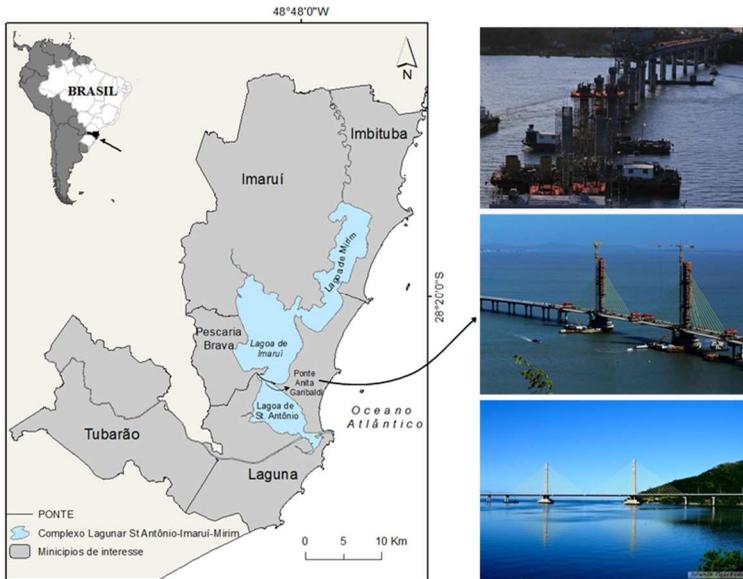


Figura 1. Localização do Complexo Lagunar St. Antônio-Imaruí-Mirim, dos municípios do entorno: Tubarão, Laguna, Imaruí, Pescaria Brava e Imituba, e da ponte Anita Garibaldi em Santa Catarina, sudeste do Brasil. Nas imagens pode se observar diferentes etapas da instalação da ponte. Imagens obtidas do site oficial de Ponte de Laguna (<http://www.pontedelaguna.com.br>)

Atividades poluidoras

Foram utilizadas informações cadastradas pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA) das atividades poluidoras dos municípios de Laguna, Imituba, Imaruí, Pescaria Brava e Tubarão. Os dados foram triados conforme as coordenadas geográficas, e classificados segundo a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente N°13 (CONSEMA 2012). Esta resolução está composta pela listagem das atividades causadoras de degradação ambiental. Duas abordagens foram utilizadas: (1) a construção de um mapa de carga referente aos municípios das atividades poluidoras, utilizando todos os dados fornecidos pela FATMA, e (2) a construção de mapas de calor dos potenciais impactos antrópicos nos municípios do entorno do Complexo Lagunar, utilizando os dados das coordenadas geográficas das atividades cadastradas. Para a construção dos mapas de calor foram criados *buffers* no entorno dos principais corpos

de água e da distribuição dos botos (Mínimo Polígono Convexo de P1, ver capítulo I). Para cada um dos pontos foi atribuído um valor específico conforme a distância do rio mais próximo, a distância da área de distribuição dos botos, do Complexo Lagunar, o porte da atividade, o tipo ofensivo (agudo ou crônico) e o potencial poluidor. Os valores das distâncias dependeram da localização das atividades segundo os *buffers*: 100 metros, de 100 a 300, de 300 a 500, de 500 a 1000 e mais de 1000 metros. Os valores do potencial poluidor e tipo ofensivo de cada uma das atividades foi resultado do critério de classificação de quatro especialistas nas áreas de toxicologia aquática, biomarcadores de contaminação aquática, toxicologia de agroquímicos, e estudos de avaliação de impactos ambientais. Foi solicitado aos especialistas que justificassem a escolha do potencial poluidor de 1 a 5 (“risco muito baixo” até “risco muito alto” respetivamente), e do tipo ofensivo “crônico” ou “agudo”. Conforme a justificativa oferecida, foi atribuído um valor para cada tipo de atividade. Com o intuito de diferenciar cada um dos pontos, todos os valores foram multiplicados para obter um único valor por ponto. Esse valor foi utilizado na construção final dos mapas de calor.

As atividades foram divididas em três categorias conforme a fonte de impacto: impactos domésticos e hospitalares (DH), impactos agropecuários e de aquicultura (AA) e impactos industriais e de transporte de produtos (ITP). Realizou-se uma interpolação pelo método do inverso da distância ponderada pelo peso (IDW, SHEPARD, 1968) para visualizar a intensidade de cada uma das categorias dos impactos dentro da área de estudo. Os intervalos da intensidade das atividades poluidoras foram definidos conforme a classificação de quebras naturais (*Natural Breaks*, JENKS, 1967).

Artes de pesca artesanal

A pesca realizada com redes de saquinho, também chamadas de aviãozinho, utiliza uma estrutura de redes presas a estacas de bambu ou eucalipto, geralmente formando um círculo. Possui um dispositivo luminoso no centro para atrair o camarão que é a espécie alvo. No Complexo Lagunar a pesca com aviãozinho é permitida no período que vai de 16 de novembro até 14 de julho. O camarão branco (*Litopenaeus schmitti*) e o camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) são as principais espécies pescadas. No período do defeso as redes são retiradas da água ficando apenas as estruturas a serem reutilizadas no ano seguinte. No sul da Lagoa de Imaruí está a maior área de concentração destas estruturas. Entre outros tipos de pesca realizadas no interior do Complexo Lagunar

destacam-se a pesca com rede de cerco, tarrafa, gerival, coca, puçá, bernunça, redes de emalhe (feiticeira e malha-só) entre outras. A pesca com gerival é uma pesca de arrasto de fundo que utiliza malha entre 14 a 24 mm. Trata-se de uma arte manual para pescar camarão e pode ser efetuada com ou sem embarcação (BENEDET; DOLCI; D'INCAO, 2011). A pesca com gerival, coca e bernunça encontram-se proibidas dentro do Complexo Lagunar. A pesca com redes de cerco, emalhe e tarrafa possuem uma regulamentação específica que incluem períodos e locais onde é permitido o uso.

A Polícia Militar Ambiental da cidade de Laguna realiza fiscalizações durante o dia e a noite, percorrendo uma rota pré-definida, retirando as redes que se encontram colocadas fora dos locais permitidos ou durante o período de proibição. Para esta pesquisa foram utilizadas informações dos relatórios diários de fiscalização fornecidos pela Polícia Militar Ambiental de Laguna (PMAL). Foram analisados os relatórios dos anos 2007 até 2015 (com exceção dos anos 2010 e 2011), e registrados o número de petrechos apreendidos, o tipo de petrecho, o local da apreensão. Utilizou-se um mapa da PMAL onde se detalha os locais de pesca dentro do Complexo Lagunar (ver anexo 1). Os locais foram agrupados conforme a região de fiscalização. Elaborou-se mapas com a localização da apreensão e número de cada petrecho. Apenas as apreensões que possuíam localização foram utilizadas nas análises. Quando não especificado o local da apreensão, mas encontrava-se especificado a lagoa onde a apreensão ocorreu, utilizou-se essa informação para a quantificação em uma escala maior.

Os petrechos escolhidos para a análises foram as redes de emalhe, o aviãozinho e o gerival. As redes de emalhe foram escolhidas por ser o petrecho que mais afeta aos botos em todo o mundo. Com o intuito de avaliar o risco potencial, utilizou-se todas as apreensões realizadas ao longo do Rio Tubarão, e dentro do Complexo Lagunar. O aviãozinho foi escolhido por ser uma estrutura de grande tamanho que fica fixa no local e que se for colocada fora dos locais permitidos interfere com a navegação e sobrepõe com o espaço tridimensional utilizado pelos botos. O gerival foi escolhido por ser uma arte de arrasto manual, que não apresenta seleção de pescado e remove o fundo. Estas três artes de pesca representam todos os impactos ocasionados pela pesca: impacto direto sobre os botos (rede de emalhe), sobreposição espacial (aviãozinho), e distúrbios no ambiente (gerival).

Distribuição dos botos

A distribuição dos botos “cooperativos” e “não cooperativos” no período pré (P1: 2008-2009) e pós (P2: 2013-2014) construção da ponte apresentada no capítulo I, foi utilizada para avaliar a sobreposição entre botos e impactos antrópicos.

Sobreposição dos impactos antrópicos com a distribuição dos botos

Foi utilizada modelagem estatística para saber se as áreas de maior intensidade de impacto coincidem com as áreas de presença ou maior densidade de botos. Para isso, foram ajustados modelos de zeros alterados (ver capítulo I). Estes modelos permitem lidar com a sobre dispersão dos dados de contagem e com uma quantidade de zeros maior do que o esperado para uma distribuição de Poisson ou binomial negativa. Utilizou-se um modelo de duas partes (*Hurdle Models*, CRAGG, 1971) onde é possível modelar separadamente por um lado, dados de densidade (dados de contagem) com uma distribuição de Poisson truncada (não pode produzir zeros) ou binomial negativa truncada (caso exista sobre dispersão), e por outro lado, dados de presença-ausência, onde todos os dados de contagem correspondem a presenças e os zeros as ausências, e uma modelagem binomial é aplicada para ajustar a probabilidade de observar um zero (ZUUR et al., 2009). A vantagem de utilizar este modelo é que as duas partes podem ser explicadas por diferentes variáveis, contribuindo para a compreensão do cenário estudado.

Utilizou-se a distribuição dos botos “cooperativos” e “não cooperativos” do período anterior e após a construção da ponte detalhado no capítulo I. Foi montado um *grid* contendo células de 1 km² de extensão. Como variável resposta considerou-se o número de botos por célula do *grid* e como variáveis explanatórias as atividades poluidoras, as artes de pesca e a estratégia de forrageio. Avaliou-se também interação entre a intensidade dos impactos industriais e as apreensões de redes de emalhe com a estratégia de forrageio.

Para obter o valor das atividades poluidoras, os mapas de calor foram transformados em *rasters* de 1 km² de extensão (mesmo tamanho que as células do *grid*), e utilizou-se o valor médio de cada uma das categorias de cada célula como variável explanatória. Para as variáveis de pesca, foram identificadas as regiões de fiscalização e colocados *buffers* de 2 km de raio a partir da margem do Complexo Lagunar. O número de petrechos apreendidos em cada uma das regiões de fiscalização foi atribuído como peso para células do *grid*. Desta forma foi possível

identificar regiões sobrepostas e atribuir um peso diferente para essa área igual à soma das regiões adjacentes.

Realizou-se uma análise exploratória dos dados seguindo o protocolo detalhado em ZUUR; IENO; ELPHICK (2010). As variáveis explanatórias de atividades poluidoras e artes de pesca foram estandardizadas com média igual a 0 e desvio padrão 1. A colinearidade entre as variáveis explanatórias foi avaliada pela correlação de Spearman e pelo fator de inflação da variância (*vif*, *Variance Inflation Factor*, ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). Variáveis com valores superiores a 0,5 no coeficiente de Spearman ou valores superiores a 3 no *vif* foram definidas como colineares. Realizou-se uma seleção de modelos por período (pré e pós instalação da ponte) com o intuito de avaliar se existem diferenças entre os impactos que sobrepõe com cada uma das distribuições. Foram ajustados dois modelos de duas partes com as mesmas variáveis explanatórias e diferentes distribuições na variável resposta: Poisson (ZAP) e binomial negativa (ZANB) para avaliar a sobre dispersão. Para o ajuste dos modelos foi seguido o protocolo de ZUUR et al. (2009) para modelos de duas partes onde é excluída uma variável por vez separadamente do modelo de contagem e do modelo binomial. O critério de exclusão utilizado foi o valor de p : a variável que apresentava o maior p era excluída primeiro até que todas as variáveis do modelo fossem significativas. Para a escolha do modelo mais parcimonioso utilizou-se o Critério de Informação de Akaike (AIC; ANDERSON; BURNHAM, 2002).

Modelo conceitual de conservação

Seguiu-se o protocolo detalhado para a elaboração de modelos conceituais como ferramentas para o planejamento e avaliação em conservação (GUIDE, 2009; MARGOLUIS et al., 2009). A elaboração do modelo envolve as seguintes etapas: (1) definir o alvo de conservação e escopo que o projeto pretende influenciar; (2) elencar as ameaças diretas que afetam o alvo de conservação; (3) elencar as ameaças indiretas (fatores e causas das ameaças diretas) ou oportunidades (fator que tem um efeito potencialmente positivo sobre o alvo de conservação, *e.g.*, pesca sustentável); (4) adicionar estratégias e mostrar que parte do modelo pode ser influenciado. São utilizadas setas que indicam quais ameaças afetam cada alvo de conservação, e a relação entre as ameaças indiretas e as diretas (MARGOLUIS et al., 2009).

Para a população dos botos-da-tainha foi elaborado um modelo conceitual de conservação adaptado do modelo clássico apresentado por

MARGOLUIS et al. (2009). O alvo de conservação foi definido como a conservação dos botos-da-tainha de Laguna. As ameaças diretas e indiretas foram identificadas e agrupadas em módulos a partir da avaliação dos impactos poluidores e as atividades de pesca artesanal ocorrentes no Complexo Lagunar de St. Antônio-Imaruf-Mirim. Foram adicionadas algumas estratégias de conservação para serem implementadas neste cenário. Complementarmente, foi incluída uma nova categoria dentro do modelo que reflete as consequências das ameaças diretas sobre a população alvo.

Ferramenta de análises

Os mapas foram construídos em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) utilizando o programa ArcGIS (V10 ESRI) e as extensões *Analysis Tools* e *Spatial Analises Tools*. A elaboração dos modelos foi realizada em ambiente R (R CORE TEAM, 2015) com auxílio dos pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2017), *pscl* (JACKMAN et al., 2015), *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2016).

RESULTADOS

Atividades poluidoras

Uma lista de 1446 empreendimentos foi fornecida pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA). Os empreendimentos com informação incompleta ou informação duplicada foram excluídos das análises. Assim, 708 empreendimentos foram utilizados para a elaboração do mapa de carga (Figura 2). Os resultados obtidos a partir da classificação por município considerando o potencial poluidor sobre a água atribuído pela Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente Nº13 (CONSEMA 2012), indicaram Tubarão como o município de maior aporte de empreendimentos e atividades poluidoras (45%), seguido pelos municípios de Laguna e Imbituba (22% e 23% respectivamente).

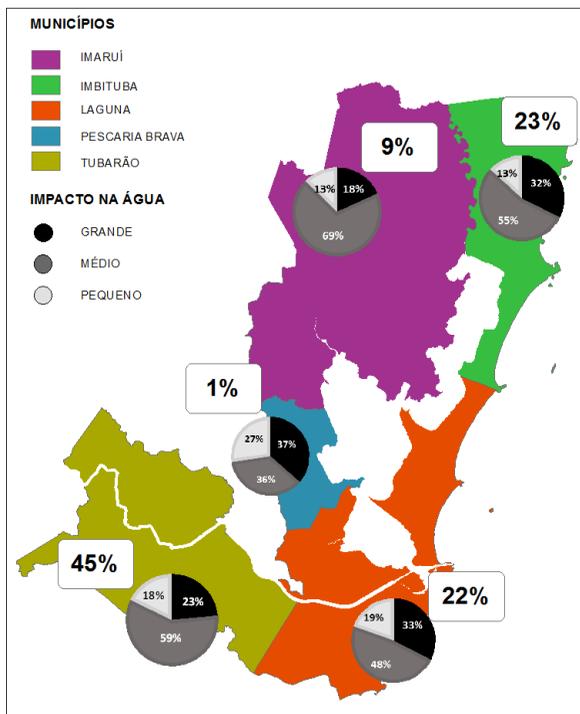


Figure 2. Mapa de carga dos empreendimentos das atividades potencialmente poluidoras cadastradas pela FATMA dos municípios do entorno do Complexo Lagunar: Imaruí, Imbituba, Laguna, Pescaria Brava e Tubarão. As porcentagens representam a quantidade de empreendimentos potencialmente poluidores aportados por cada município. Do total aportado por cada município, porcentagens do impacto das atividades sobre a água (grande, médio e pequeno, atribuído pela CONSEMA) são apresentados nos gráficos de pizza.

Um total de 154 empreendimentos de 42 atividades (ver anexo 2) foram utilizados para a elaboração dos mapas de calor das atividades poluidoras. Dos 154 empreendimentos 64 pertenciam ao município de Tubarão, 25 a Laguna, 36 a Imbituba, 26 a Imaruí e três ao município de Pescaria Brava. Registrou-se 59 empreendimentos classificados como impactos agropecuários e de aquicultura (AA), 64 impactos industriais e de transporte de produtos (ITP) e 38 empreendimentos classificados na categoria de impactos domésticos e hospitalares. Os pesos dos pontos das atividades poluidoras variaram entre 1 e 1080, resultado do cálculo

aplicado (ver detalhe em Material e Métodos). Devido à variação dos valores dos pesos, estes foram reclassificados em 6 categorias: (1) valores de peso entre 1-30, (2) entre 31-60, (3) 61-90, (4) 91-120, (5) 121 - 999, e (6) mais do que 1000. A atividade de dragagem e desassoreamento na conexão das lagoas de Santo Antônio e Imaruí apresentou o maior valor (1080), por ocorrer dentro do Complexo Lagunar, sobrepôr com a distribuição dos botos, ser de grande porte e ter um potencial poluidor “muito alto” (igual a 5).

Quando realizadas as interpolações e elaboração dos mapas, o mapa de calor dos impactos domésticos não representava a realidade conhecida da região. Isto pode ser consequência da pequena proporção (14%) do total de empreendimentos cadastrados nessa categoria. Como a principal fonte de impactos domésticos e hospitalares estão nas cidades, para contornar essa falta de representatividade colocou-se um ponto na cidade principal de cada um dos municípios, com um peso equivalente à média ponderada dos potenciais poluidores das atividades que não apresentaram informação geográfica confiável (que foram excluídas no início). Os resultados dos mapas de calor das três categorias de impactos são observados na figura 3. A maior intensidade de impactos domésticos e hospitalares encontra-se no sul da lagoa de Santo Antônio, próximo à cidade de Laguna, enquanto a maior intensidade dos impactos industriais e de Transporte de Produtos e os impactos de Agropecuária e Aquicultura concentra-se na conexão entre as lagoas Santo Antônio e Imaruí.

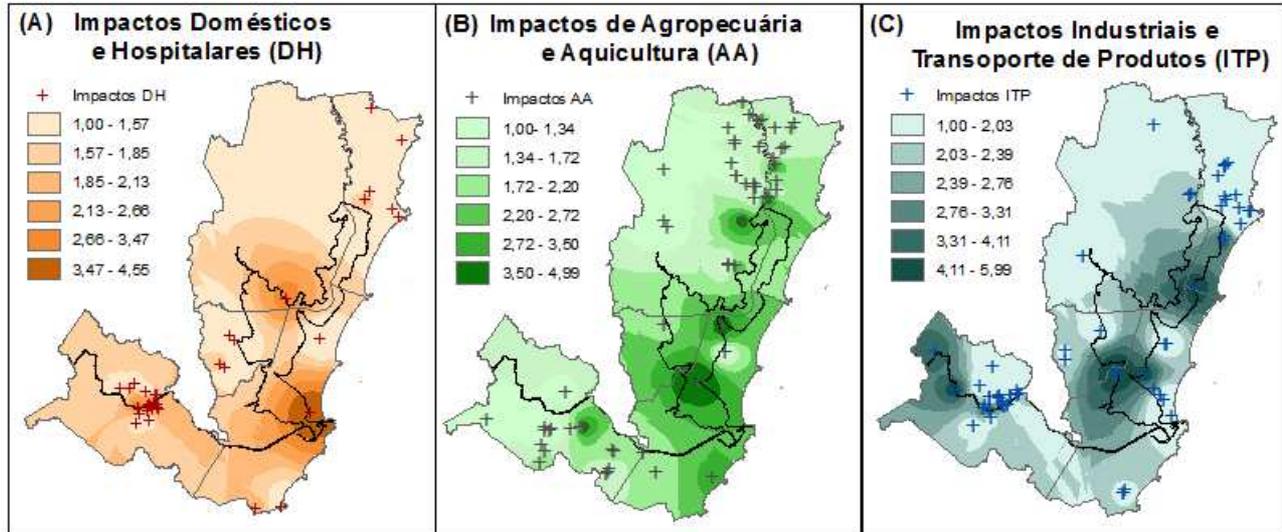


Figure 3. Mapas de calor de: (A) impactos domésticos e hospitalar, (B) impactos de agropecuária e aquicultura e, (C) impactos industriais e transportes de produtos, nos municípios de Laguna, Tubarão, Imaruí, Imbituba e Pescaria Brava, sudeste do Brasil.

Artes de pesca artesanal

Foram analisados 2524 relatórios diários de fiscalização contendo os arquivos operacionais dos anos 2007-2009 e 2012-2015. Quando separadas as informações das apreensões das redes de emalhe, aviãozinho e gerival por local, foi observado que cada um dos petrechos apresenta maior intensidade de ocorrência em uma local específico (Tabela 1). As apreensões de redes de emalhe foram maiores no Rio Tubarão, as do aviãozinho na lagoa de Imaruí, e as apreensões de gerival nas lagoas de Santo Antônio e Imaruí.

Tabela 1. Apreensões de redes de emalhe, aviãozinho e gerival nas lagoas Santo Antônio, Imaruí e Rio Tubarão entre os anos 2007-2015 (com exceção de 2010-2011), Laguna, sudeste do Brasil.

	Emalhe	Aviãozinho	Gerival
Lagoa Santo Antônio	29	203	473
Imaruí	4	916	463
Rio Tubarão	83	81	106

Os locais de pesca foram agrupados em 11 regiões de fiscalização: uma no Rio Tubarão, seis na Lagoa de Santo Antônio e quatro na lagoa de Imaruí (Figura 4). Pode-se observar a maior densidade de botos nas regiões de fiscalização próximas ao canal de navegação e boca do rio tubarão. Outra área importante de concentração é observada na conexão entre a lagoa Santo Antônio e Imaruí compreendida entre as regiões de Bananal e Cabeçadas.

Atribuiu-se a cada região o valor do número de petrechos apreendidos com o intuito de visualizar a distribuição dos mesmos. A maior concentração de apreensões de redes de emalhe ocorreu no Rio Tubarão (n=83) e nos molhes da barra (n=10). Não foram identificados registros de apreensões de redes de emalhe na lagoa de Imaruí, sendo estes registros raros (entre 1 e 3 registros) na lagoa de Santo Antônio, com exceção da área do canal de navegação e áreas próximas à boca do rio Tubarão (Figura 5A). Este resultado indica que as áreas de apreensões de redes de emalhe dentro do Complexo Lagunar são restritas ao canal de navegação e o rio Tubarão, onde ocorre a maior concentração de botos.

Por outro lado, as apreensões de aviõzinhos ocorreram ao longo da costa oeste do Complexo Lagunar, tanto para a Lagoa de Imaruí quanto para a lagoa de Santo Antônio (Figura 5B) A maior intensidade foi observada na lagoa de Imaruí principalmente na região de fiscalização de Laranjeiras (n=173) e Pescaria Brava (n=263). Nota-se que nas regiões de maior intensidade de aviõzinhos é rara a presença dos botos.

Por último, o gerival foi aprendido ao longo de todo o Complexo Lagunar, principalmente na lagoa da Passagem (n=112) e no Rio Tubarão (n=61), e no norte da lagoa de Imaruí (Figura 5C).

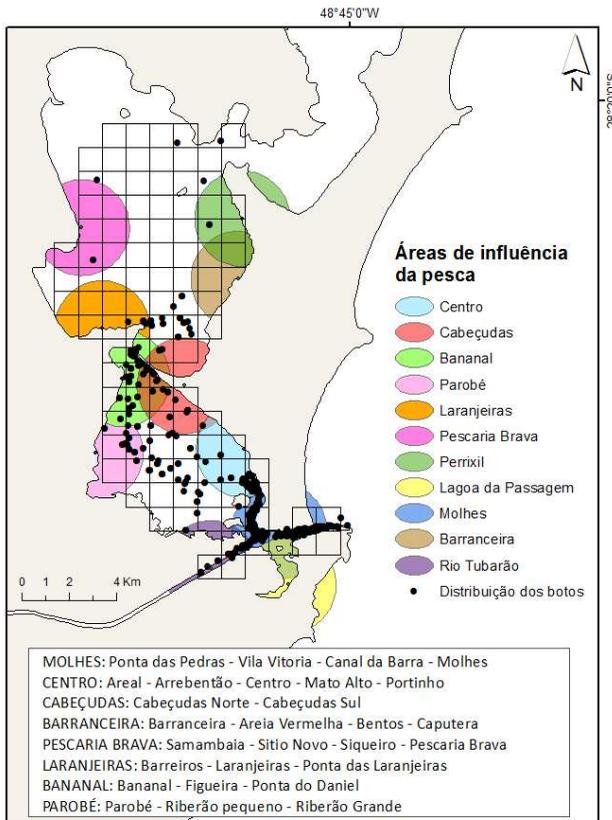


Figure 4. Mapa dos locais de apreensões agrupados em regiões de fiscalização dentro das lagoas Santo Antônio e Imaruí, e o rio Tubarão, Laguna, sudeste do Brasil. Os círculos possuem 2 km de raio e representam a área de influência de cada região de fiscalização.

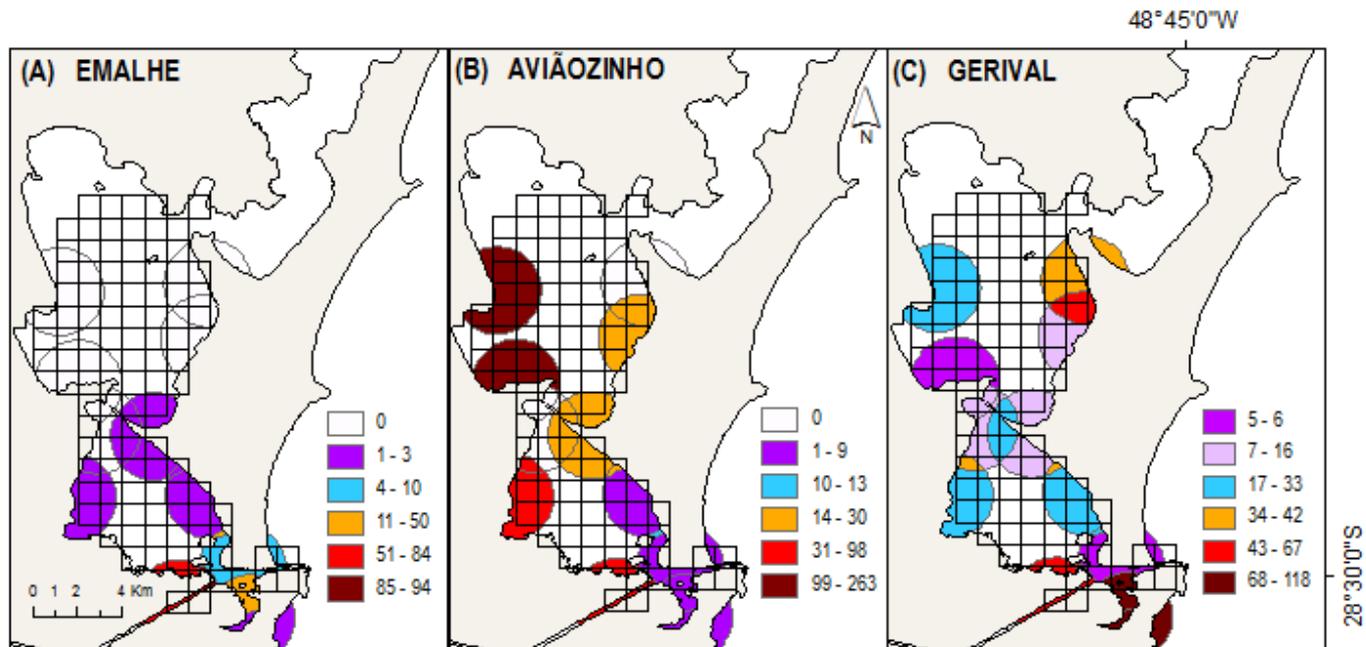


Figure 5. Distribuição e intensidade das apreensões de petrechos: (A) redes de emalhe, (B) redes de aviãozinho, e (c) gerival, entre os anos 2007 e 2015 (com exceção dos anos 2010-2011) no Complexo Lagunar, Laguna, sudeste do Brasil.

Sobreposição dos impactos antrópicos com a distribuição dos botos

Para a elaboração dos modelos foram utilizados como variáveis explanatórias a estratégia de forrageio (botos “cooperativos” e “não cooperativos”), a distribuição e intensidade das artes de pesca (emalhe, aviãozinho e gerival), e o valor médio por célula do *grid* das atividades poluidoras (impactos (DH) domésticos e hospitalares, (AA) agropecuária e aquicultura e (ITP) industriais e de transporte de produtos) (Figura 6). As variáveis ITP e AA apresentaram uma alta correlação (coeficiente de Spearman = 0,59), assim como as variáveis de pesca de aviãozinho e gerival (coeficiente de Spearman = 0,65). Para a modelagem foram escolhidas as variáveis de impactos Industriais e de Transporte de Produtos por serem as que apresentaram maior intensidade na área devido a dragagem e desassoreamento. Entre as variáveis de pesca foi escolhida a distribuição das apreensões de redes de emalhe por ocasionar um impacto direto na viabilidade da população, e o aviãozinho porque quando colocados em locais não permitidos interferem com a navegação e se sobrepõe com o espaço tridimensional utilizado pelos botos. Adicionalmente, avaliou-se interação entre os botos “não cooperativos” e a maior intensidade de apreensões de redes de emalhe e de impactos industriais.

Foram ajustados modelos de zeros alterados de duas partes (ZAP, ZAMB) com as mesmas variáveis explanatórias para a densidade de registros e a presença/ausência, e diferente distribuição da variável resposta: distribuição de Poisson truncada (ZAP) e binomial negativa truncada (ZANB) para os dois períodos (P1 e P2), utilizando a função de ligação “*logit*”. O modelo selecionado por menor AIC foi o ZANB para os dois períodos (P1: ZAP = 836,57 e ZANB = 561,19; P2: ZAP = 590,64 e ZANB = 487,81). Estes resultados indicam que existe uma sobre dispersão nos dados de contagem que não é suportada pela distribuição de Poisson.

Na tabela 2 apresentam-se os resultados da modelagem utilizada para avaliar a sobreposição dos botos com maiores intensidades de impactos antrópicos. Para a parte de contagem (regressão binomial negativa) os resultados indicaram densidades maiores de botos ocorreram em áreas de alta intensidade de impactos domésticos e hospitalares para ambos os períodos. A relação entre os impactos industriais e os botos “não cooperativos” foi significativa para os dois períodos avaliados (P1: $p < 0,0001$; P2: $p < 0,05$), sendo mais marcante no primeiro período. Outras variáveis (impactos industriais, emalhe e estratégia de forrageio) foram

selecionadas pelo modelo com menor AIC, mas não foram significativas para os dados de contagem. Por outro lado, para o modelo de presença/ausência (regressão logística), os resultados mostraram que os botos ocorreram em locais de alta intensidade de impactos domésticos e industriais nos dois períodos ($p < 0,001$). Diferenças entre períodos foram encontradas para a variável de emalhe e a interação entre emalhe e botos “não cooperativos”, indicando que no primeiro período, a presença dos botos de ambas as estratégias de forrageio se sobrepôs com as áreas de apreensões de redes de emalhe. Especificamente, ao avaliar as duas estratégias separadamente, os botos “não cooperativos” encontraram-se mais afastados desses locais. Para o segundo período, esta relação não foi significativa (Tabela 2).

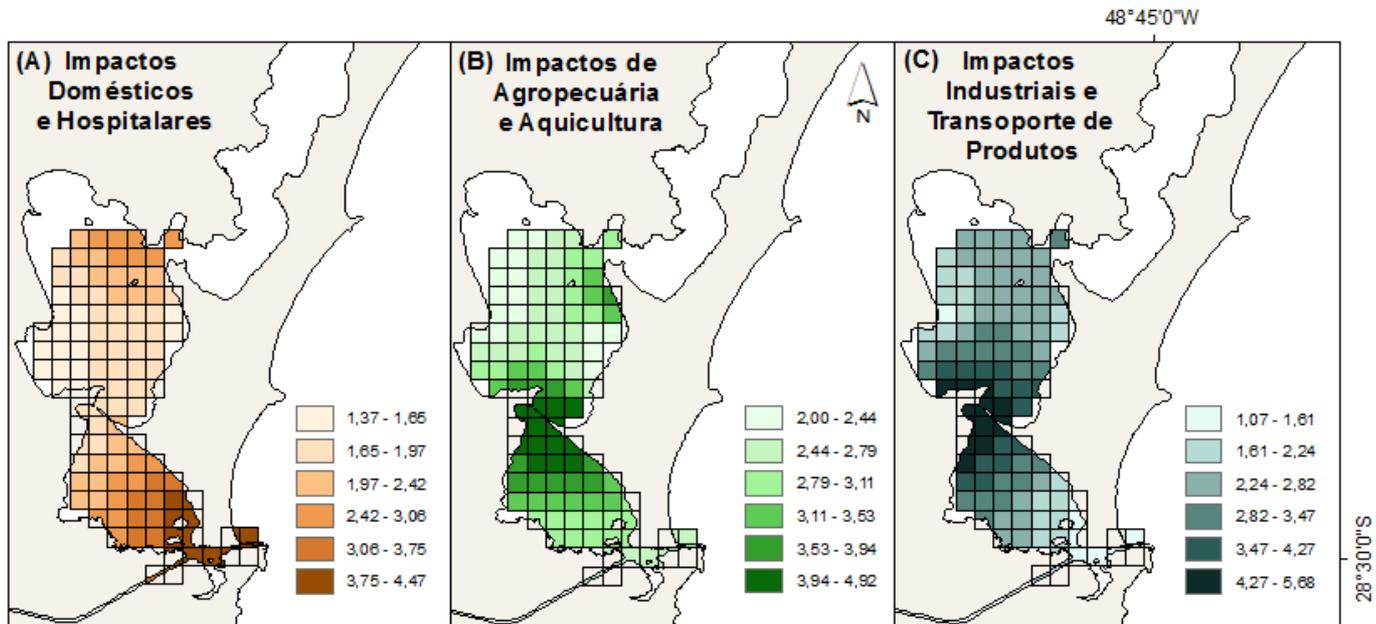


Figure 6. Valor médio da intensidade das atividades poluidoras por célula do *grid*: (A) Intensidade de impactos de origem doméstico e hospitalar, (B) de Agropecuária e Aquicultura, e (C) industriais e de Transporte de Produtos, nas lagoas de Santo Antônio e Imaruí, sudeste do Brasil.

Tabela 2. Modelos *hurdle* gerados para avaliar a sobreposição dos botos com os impactos antrópicos antes (P1) e após (P2) a alteração do habitat. Modelo 1: modelo saturado; Modelo 2: modelos ajustados com menor AIC. EF: estratégia de forrageio. NC: “não cooperativos”. Os valores indicam os coeficientes das variáveis, valores entre parênteses indicam o erro padrão dos coeficientes.

	P1 (2008-2009)		P2 (2013-2014)	
	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 1	Modelo 2
Regressão Binomial Negativa				
(Intercepto)	0.41 (0.43)	0.32 (0.41)	-0.23 (0.47)	-0.11 (0.42)
Impactos Industriais	-0.06 (0.34)	0.01 (0.32)	0.63 (0.38)	0.61 (0.38)
Impactos Domésticos	1.18 *** (0.34)	1.25 *** (0.32)	1.68 *** (0.42)	1.65 *** (0.42)
Emalhe	-0.03 (0.14)		0.19 (0.14)	0.15 (0.10)
Aviãozinho	-0.02 (0.40)		-0.25 (0.42)	
EF - NC	0.51 (0.37)	0.60 (0.35)	0.56 (0.31)	0.55 (0.30)
Emalhe: EF-NC	0.16 (0.20)		-0.03 (0.19)	
Impactos Industriais: EF-NC	0.91 *** (0.24)	0.86 *** (0.24)	0.50 * (0.22)	0.50 * (0.21)
Log(theta)	-0.14 (0.35)	-0.17 (0.35)	0.36 (0.37)	0.35 (0.37)
Regressão Logística				
(Intercepto)	-1.27 (0.65)	-1.23 (0.67)	-2.33 *** (0.41)	-2.22 *** (0.37)
Impactos Industriais	1.55 *** (0.40)	1.40 *** (0.31)	1.57 *** (0.40)	1.68 *** (0.35)
Impactos Domésticos	2.00 *** (0.38)	1.98 *** (0.36)	2.35 *** (0.42)	2.41 *** (0.40)
Emalhe	6.71 * (2.87)	6.49 * (2.94)	0.11 (0.23)	
Aviãozinho	-0.02 (0.33)		-0.39 (0.43)	
EF - NC	0.55 (0.67)	0.50 (0.68)	0.63 (0.39)	0.64 (0.38)
Emalhe: EF-NC	-6.62 * (2.88)	-6.37 * (2.94)	-0.09 (0.31)	
Impactos Industriais: EF-NC	-0.23 (0.38)		0.20 (0.34)	
AIC	561.18	552.49	487.81	477.62
Log Likelihood	-263.59	-264.24	-226.90	-227.81
Num. obs.	216	216	216	216

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05

Modelo conceitual de conservação

As ameaças diretas foram definidas como as ações humanas que afetam de forma direta o alvo de conservação, com consequências sobre a população (Figura 7). O modelo conceitual encontra-se estruturado em um alvo de conservação, ameaças diretas, ameaças indiretas e estratégias. As estratégias incluem um conjunto de ações para atenuar as ameaças, valorizar oportunidades sustentáveis e restaurar os sistemas naturais (GUIDE, 2009). Dentro do modelo conceitual gerado, as ameaças indiretas encontram-se agrupadas em módulos: (1) Pesca, (2) Impactos domésticos e hospitalares, (3) Impactos industriais e de transporte de produtos, e (4) Impactos agropecuários e de aquicultura. Cada módulo está conectado a um conjunto de ameaças diretas que provocam um conjunto de consequências que afeta diretamente aos botos. As consequências também podem estar conectadas entre si.

Dentro do módulo da pesca, uma das principais ameaças ocorre quando existe uma fraqueza na fiscalização. As artes de pesca possuem uma regulamentação que indica os locais e os períodos em que a atividade está permitida. Essa regulamentação varia dependendo da espécie alvo e do tipo de petrecho utilizado. Quando a fiscalização é fraca, para qualquer tipo de pesca (recreativa, profissional e ilegal), a pesca pode se tornar não sustentável e, em certas ocasiões, pode provocar a captura acidental de diversas espécies, incluindo os botos. Isso pode causar a morte de animais e um decréscimo na população. Mesmo que o animal não venha a óbito, a captura acidental pode ocasionar feridas que o tornem mais susceptível a contrair doenças, e a longo prazo, também contribuir com o decréscimo da população. Outra ameaça que pode provocar as mesmas consequências, mas por outro caminho, é a pesca não sustentável (sobrepesca), que pode produzir um declínio na biomassa de presas da população alvo. Se o alimento diminui, pode-se aumentar a competição por recursos, com potencial de diminuir a sobrevivência e aumentar a mortalidade. Por outro lado, outras ameaças diretas foram identificadas a partir dos módulos das atividades poluidoras. Entre elas pode-se mencionar: o aumento do ruído subaquático, a degradação de habitat, a poluição por diferentes tipos de efluentes, e a colisão com embarcações.

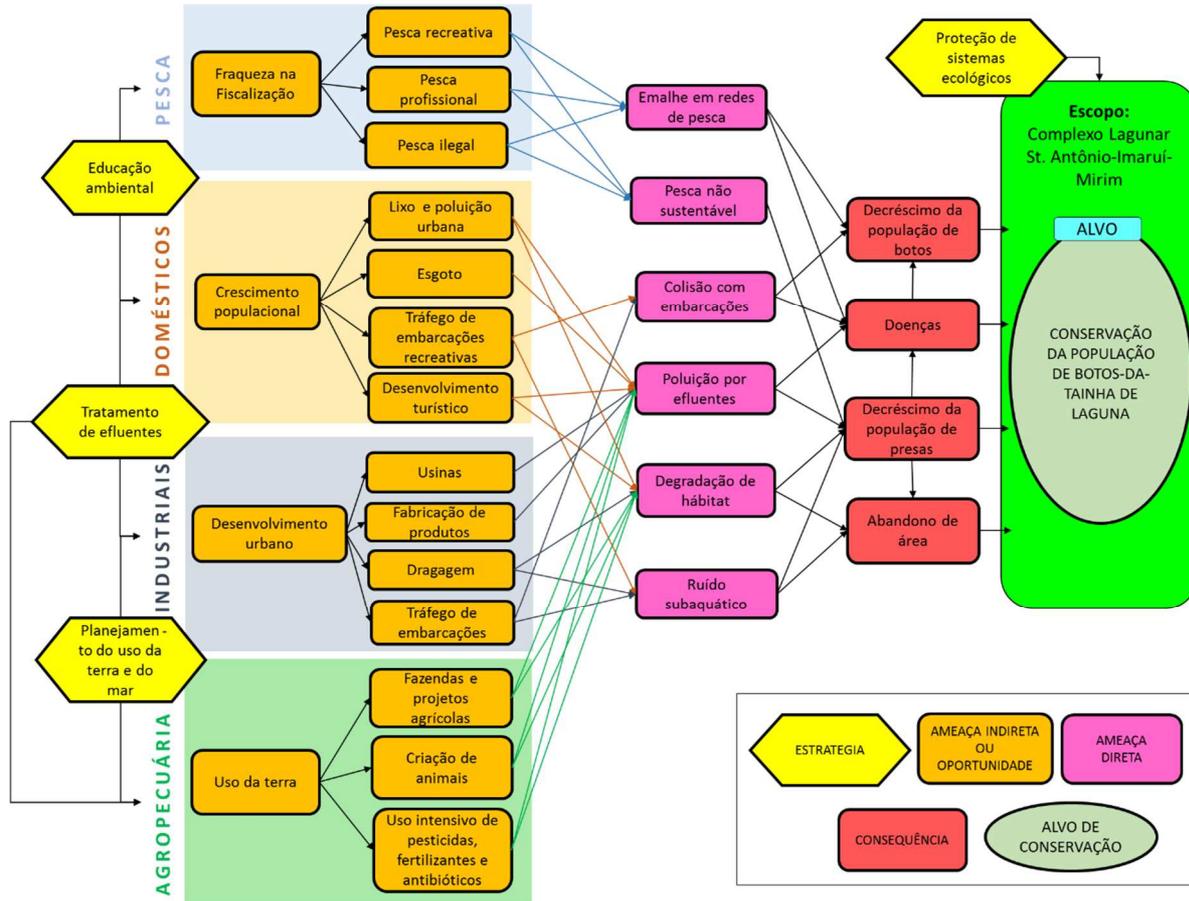


Figure 7. Modelo conceitual de conservação simplificado para a população de botos-da-tainha de Laguna, sul do Brasil.

Dentro do módulo de impactos domésticos e hospitalares, as principais ameaças ocorrem a partir do aumento da população humana. Isso acarreta um aumento no lixo, poluição urbana, esgoto e desenvolvimento turístico, e dentro do habitat dos botos, um aumento no número de embarcações recreativas. O aumento de lixo, poluição urbana, esgoto e desenvolvimento turístico contribuem com a poluição por efluentes (ameaça direta), que traz como consequência uma maior susceptibilidade a contrair doenças, seja pelo ambiente em si, ou pelo declínio da população de presas. O aumento da poluição urbana e o desenvolvimento turístico podem influenciar na degradação do habitat. Dependendo da magnitude da degradação, pode implicar o abandono da área por parte da população alvo, ou novamente, um declínio da população de presas. Por outro lado, o aumento do tráfego de embarcações recreativas pode ocasionar colisões com os botos, ferindo o animal ou levando-o a morte, provocando as mesmas consequências explicadas para a pesca acidental. O aumento do tráfego de embarcações, também pode gerar um aumento do ruído subaquático ocasionando abandono de área e/ou declínio da população de presas. A colisão com embarcações pode ser provocada tanto pelas embarcações recreativas (lanchas e *jet-ski*) como por um aumento do tráfego de embarcações devido ao desenvolvimento urbano.

Por último, os impactos industriais e de transporte de produtos, e os impactos agropecuários e de aquicultura, influenciam o mesmo conjunto de ameaças diretas: poluição por efluentes, degradação de habitat, e ruído subaquático. Todas elas podem implicar consequências como o declínio da população de presas, abandono de área e, susceptibilidade para contrair doenças. Dentro do módulo industrial, as ameaças indiretas ocorrem a partir do desenvolvimento urbano. As usinas termelétricas, a fabricação de produtos, as dragagens realizadas no Complexo Lagunar e no rio Tubarão, e o aumento do tráfego de embarcações para a construção civil (como foi o caso da construção da ponte), são algumas das ameaças indiretas identificadas. Dentro do módulo de agropecuária e aquicultura, a partir do uso da terra, ocorrem diversas atividades como: fazendas e projetos agrícolas, criação de animais, uso intensivo de pesticidas, fertilizantes e/ou antibióticos. O módulo de impactos agropecuários e de aquicultura, influencia especificamente em duas ameaças diretas: a poluição por efluentes e a degradação do habitat, que como explicado anteriormente,

atingem direta ou indiretamente, todo o conjunto de consequências identificadas.

As estratégias propostas neste modelo conceitual, abrangem todos os módulos gerados. Para diminuir os impactos ocasionados pela pesca e os impactos domésticos e hospitalares é essencial investir em educação ambiental. Palestras, oficinas e outras alternativas participativas sobre o cuidado do meio ambiente e regulamentações da região com relação ao lixo, pesca e atividades esportivas aquáticas podem ser fornecidas tanto para a comunidade quanto para os turistas. Por outro lado, para diminuir os impactos produzidos pelas atividades poluidoras (módulos doméstico, industrial e agropecuário) é primordial um bom tratamento dos efluentes. Como mencionado anteriormente, a poluição por efluentes, provenientes de diferentes fontes, atinge direta ou indiretamente todo o conjunto de consequências identificadas que afetam ao alvo de conservação. Para diminuir a poluição por efluentes e a degradação do habitat é necessário um bom planejamento do uso da terra. Por último, uma estratégia direta sobre o alvo de conservação é a proteção de sistemas ecológicos. Proteger o sistema ecológico onde o alvo de conservação está inserido, seja através de políticas públicas ou, diretamente, estabelecendo uma área de proteção ambiental na área de concentração da população alvo, pode reduzir enormemente as ameaças sobre esta população, embora algumas das ameaças identificadas sejam exógenas à distribuição dos botos.

DISCUSSÃO

Os resultados revelaram um alto grau de sobreposição entre a distribuição dos botos e os impactos de atividades humanas poluidoras no entorno e na própria área do Complexo Lagunar (artes de pesca). A exposição a estes impactos aumentou após a construção da ponte, que constituiu uma alteração marcante e direta sobre uma importante área de concentração dos botos, promovendo mudanças no comportamento espacial.

O abandono ou redução do uso de áreas perturbadas já foram registrados para outras populações de *Tursiops* spp. (PIROTTA et al., 2013; WATSON-CAPPS; MANN, 2005). Em Shark Bay, Austrália, avaliou-se as variações no padrão de distribuição de fêmeas adultas antes

e durante a implementação da aquicultura na região. Os resultados mostraram que após a instalação de fazendas de criação de ostras de pérolas, as fêmeas diminuíram significativamente o uso da área (WATSON-CAPPS; MANN, 2005).

Para a população de *T. truncatus* da costa nordeste da Escócia, investigou-se o efeito da dragagem durante a amplificação do porto Aberdeen, um dos mais ativos da Europa, onde há uma área importante de forrageio desta população. Os golfinhos tenderam a evitar as áreas com atividade de dragagem, existindo baixas probabilidades de observá-los quando as embarcações de dragagem estavam operando. O maior efeito ocorreu durante o início das operações quando os golfinhos abandonaram a área durante cinco semanas (PIROTTA et al., 2013). Para a população de botos de Laguna não há dados de distribuição no início da instalação da ponte, mas acredita-se que durante a dragagem os botos tenham reduzido o uso ou abandonado as áreas próximas à construção. O Programa de Monitoramento de Fauna Aquática da Área de Influência da Dragagem de Rebaixamento do Canal das Laranjeiras, Laguna (SC), realizado entre junho de 2012 e abril de 2013 (antes, durante e após as atividades de dragagem) reportou a presença e números de botos em pontos com diferente impacto da dragagem. Os resultados mostraram que um menor número de botos foi encontrado nas áreas mais impactadas (RAPBA, 2014). As atividades de dragagem produzem ruídos de baixa frequência que podem ser detectados a mais de 6 km (apud PIROTTA et al., 2013). Em condições de ruído subaquático elevado e de baixa frequência os golfinhos produzem sons de maior frequência (GOSPIĆ; PICCIULIN, 2016), provocando variações no comportamento vocal que podem afetar a comunicação a longo prazo e aumentar o gasto energético (HEILER et al., 2016). Além do ruído subaquático, a dragagem provoca um aumento de turbidez, ao remover os sedimentos do fundo, contaminando a coluna de água (HEDGE; KNOTT; JOHNSTON, 2009) e alterando a disponibilidade de presas.

Impactos antrópicos

Foram identificadas as áreas com maior intensidade de impactos poluidores sobre o Complexo Lagunar. Os impactos foram classificados

em relação a fonte (doméstico e hospitalar, de agropecuária e aquicultura, e industriais e de transporte de produtos) com o intuito de abranger as diversas atividades poluidoras que são realizadas no entorno do Complexo Lagunar. As áreas com maior impacto são consequência do potencial efeito das diferentes atividades sobre os botos, uma vez que o valor definido para cada ponto inclui a proximidade da distribuição dos mesmos. As atividades próximas à ocorrência dos botos apresentaram valores maiores de intensidade que o mesmo tipo de atividade, com igual porte e potencial poluidor localizadas em áreas distantes.

Os mapas dos impactos poluidores foram consequência das atividades cadastradas pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA), e só foram utilizados os registros que possuíam a posição geográfica. Devido a falta de informação sobre a posição geográfica de cada um dos empreendimentos, foram utilizadas apenas 10% das informações. Apesar disso, os resultados coincidiram com o esperado para a região.

Este trabalho apresenta ainda a distribuição dos petrechos de pesca apreendidos em locais ou períodos proibidos. Considerando os três petrechos avaliados, a pesca artesanal ocorreu ao longo de todo o Complexo Lagunar, em locais específicos para cada petrecho. As apreensões de redes de emalhe ocorreram principalmente no rio Tubarão e os molhes da barra (canal de navegação). Os registros em outros locais da lagoa de Santo Antônio foram raros, e ausentes para a lagoa de Imaruí.

O aviãozinho concentrou-se na margem oeste do Complexo Lagunar, com maior intensidade na lagoa de Imaruí. Por último, as apreensões de gerival ocorreram ao longo de todo o Complexo Lagunar, mais intensamente na lagoa da Passagem e no norte da lagoa de Imaruí. Cabe salientar que os resultados obtidos na presente pesquisa não refletem o esforço pesqueiro na região, mas os riscos aos quais a população está exposta.

O aviãozinho é utilizado para a pesca do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) e o branco (*Litopenaeus schimitti*). Por se tratar de uma pesca passiva, que não exige habilidade, conhecimento nem tempo do pescador, o aviãozinho é atualmente o petrecho mais utilizado para esta atividade e causa maior impacto ambiental que outros petrechos utilizados para a pesca do camarão. Por ser uma pesca pouco seletiva, captura quase a mesma quantidade da espécie alvo que de fauna acompanhante, e devido ao desembarque em terra, gera a morte de toda

fauna acompanhante (SUNYE et al., 2014). A fauna acompanhante está constituída principalmente o siri-azul, *Callinectes sapidus*, e por teleóustos de diversas famílias, principalmente o bagre branco *Genidens genidens*, o carapicu, *Eucinostomus gula*, e a corvina, *Micropogonias furnieri*. Quase toda a totalidade dos descartes são peixes imaturos (SUNYE et al., 2014). O espaço ocupado pelo petrecho é o principal motivo pelo qual ele foi incluído na presente pesquisa. Um aviãozinho ocupa uma área de 30 m² (BENEDET; DOLCI; D'INCAO, 2011). Em uma pesquisa realizada por SUNYE et al. (2014), foram registrados 796 aviãozinhos em dezembro de 2004, o equivalente a quase 24 km² ocupados pelos petrechos. Considerando que cada pescador pode colocar um aviãozinho, mas não há limitação no número de pescadores, é essencial uma reforma na regulamentação para proteger não apenas a espécie alvo, mas também toda a fauna acompanhante que está sendo retirada.

Em relação ao gerival a informação na literatura é escassa por se tratar de uma arte brasileira e proibida na região. A pesca com gerival ou *berimbau* é proibida pelo impacto que pode ter sobre o fundo, já que ocorre em regiões rasas com profundidades de 0,6 a 1,5 metros (BENEDET; DOLCI; D'INCAO, 2011). Um estudo recente avaliou o impacto desta atividade nas propriedades do sedimento e nas comunidades bênticas em fundos cobertos e não cobertos por vegetação (COSTA; NETTO, 2014). Não foram detectados efeitos estruturais ou funcionais negativos nas comunidades bênticas. O uso do gerival não é benéfico para a vegetação do fundo, já que ocorre perda após os arrastos. Como os fundos cobertos de vegetação são habitat chaves de biodiversidade, os autores sugeriram um controle específico para as atividades de arrasto nesses ambientes, mas salientaram que os motivos pelos quais o petrecho é proibido, podem não ser comprovados (Costa e Neto 2014). As redes de emalhe são o petrecho com maior impacto nos mamíferos aquáticos em todo mundo. A maior causa de mortes nos mamíferos aquáticos se deve à captura acidental em redes de pesca, ao redor do mundo (ADIMEY et al., 2014; BEARZI, 2002; BROWN; REID; ROGAN, 2013; BYRD et al., 2008; DÍAZ LÓPES, 2006) e no Brasil (DI TULLIO; FRUET; SECCHI, 2015; FERREIRA; MUELBERT; SECCHI, 2010; FRUET et al., 2012, 2016; SECCHI; KINAS; MUELBERT, 2004). Em Laguna, as redes de emalhe são colocadas na boca do Rio Tubarão e no canal de navegação, principalmente no verão, mas podendo ocorrer durante todo o ano. Considerando que

nestes últimos anos, a única área de concentração dos botos se sobrepõe à principal área de pesca com redes de emalhe, é necessário um estudo sobre o esforço pesqueiro na região para conhecer detalhadamente a sobreposição das redes com a área de uso dos botos, e avaliar o risco para esta população. Esse tipo de estudo não é do interesse apenas da comunidade científica, para tentar prever o tamanho populacional e risco de extinção, mas também uma preocupação recorrente na comunidade de pescadores de Laguna que interagem com os botos.

Sobreposição dos impactos antrópicos com a distribuição dos botos

Avaliou-se a sobreposição dos impactos poluidores e de pesca com a presença e densidade dos botos dentro do Complexo Lagunar utilizando uma abordagem de modelos estatísticos. A modelagem revelou maior número de registros nos locais de maior intensidade de impactos: domésticos e hospitalares (DH), industriais e de transporte de produtos (ITP). A maior área de concentração dos botos fica no canal de navegação, onde também está a maior intensidade de impactos DH. Portanto, em ambos os períodos ocorreu marcante sobreposição dos botos com estes impactos. Existe uma sobreposição do número de registros dos botos com os impactos de agropecuária e aquicultura (AA) uma vez que esta variável estava altamente correlacionada com os impactos ITP. Por outro lado, a diferença mais marcante foi a relação entre as apreensões de redes de emalhe e a ocorrência dos botos, tanto “cooperativos” quanto “não cooperativos”. Só no primeiro período, esta relação foi significativa ($p < 0,05$) e positiva, indicando que a presença dos botos se sobrepôs aos locais de apreensões de redes de emalhe. Isso pode ser explicado uma vez que no primeiro período, houveram mais registros de botos “cooperativos” e “não cooperativos” no rio Tubarão, área onde ocorrem apreensões de redes de emalhe com maior intensidade. Da mesma forma, ao avaliar a interação entre as apreensões de redes de emalhe e as duas estratégias de forrageio separadamente, observou-se diferenças entre períodos. A relação dos locais com maior intensidade de apreensões de redes de emalhe com a presença dos botos “não cooperativos” foi negativa e significativa ($p < 0,05$) só no primeiro período. Isso indica que no primeiro período os botos “não cooperativos” encontravam-se mais afastados dos locais de apreensões de

redes de emalhe. No segundo período, essa relação não foi significativa. Isso somado a distribuição observada no segundo período, em que tanto os botos “cooperativos” quanto os “não cooperativos” estavam concentrados no canal e na boca do rio Tubarão, indica mudanças na distribuição que afetou, principalmente, aos botos “não cooperativos”.

Um estudo realizado no Golfo de Taranto (Mar Jónico) mostrou que a distribuição de *T. truncatus* foi influenciada pela distância das áreas de pesca e industriais, com maior presença de botos próximo às áreas de pesca e longe das áreas industriais (CARLUCCI et al., 2016).

Na presente pesquisa, os impactos poluidores (DH, AA, ITP) tiveram sobreposição com a presença dos botos nos dois períodos, já que a cidade de Laguna está localizada no entorno da principal área de concentração dos botos, contribuindo com o aporte contínuo de impactos DH, e pelas altas intensidades de impactos ITP e AA nessa região.

A hipótese de que a redistribuição dos botos após a alteração do habitat provocou maior exposição destes aos impactos antrópicos, e que esse efeito foi maior nos botos “não cooperativos”, pode ser confirmada pelo resultado interpretado da modelagem em conjunto com a distribuição dos dados observada.

É importante salientar que se a intensidade de apreensões no rio Tubarão não for considerada, a região de fiscalização dos Molhes da Barra possui a maior intensidade de pesca ilegal com redes de emalhe dentro do Complexo Lagunar, e nestes últimos anos, a única área de concentração dos botos de Laguna coincide com essa região.

Novas regulamentações combinadas a uma maior fiscalização deveriam ser implementadas nesta área, uma vez que o emalhamento acidental em redes de pesca é a principal causa de morte de *Tursiops truncatus* no Brasil (FRUET et al., 2016; SECCHI; KINAS; MUELBERT, 2004) e no mundo (CORKERON, 1990; DÍAZ LÓPES, 2006; PALKA; ROSSMAN, 2001), e a população dos botos de Laguna possui alto grau de sobreposição com uma das áreas de maior intensidade desta pesca.

Modelo conceitual de conservação

O modelo conceitual é uma figura dinâmica que se ajusta aos novos conhecimentos sobre o sistema estudado (GUIDE, 2009). Foram identificadas as principais ameaças para a conservação da população dos

botos de Laguna, por tanto, o modelo é resultado da informação obtida durante o trabalho e constitui o cenário atual desta população. Este modelo pode ser modificado conforme o entendimento da área e a situação da população sejam conhecidos detalhadamente. Como todo modelo conceitual, ele precisa ser validado. A opinião de especialistas e participação de diferentes atores sociais são fundamentais para respaldar o modelo, e propor estratégias de conservação que possam ser discutidas ainda dentro do poder público. Por conta disso, o modelo gerado é um modelo provocativo, que fornece as bases para uma discussão sobre este cenário relevante não só pelo valor ecológico, mais também pelo valor socioeconômico e cultural.

Este trabalho destaca a possibilidade de mapeamento dos impactos com potencial interferência sobre a conservação de um ambiente específico ou uma espécie alvo. Além disso, salienta a importância da informação geográfica precisa para estudos de impacto ambiental e apresenta uma abordagem simples de avaliação dos impactos poluidores que pode ser utilizado para outras espécies, desde que se tenha conhecimento dos potenciais efeitos dos impactos sobre a população em estudo. Ademais, contribui com uma primeira versão de um modelo simplificado baseado no conhecimento local que vincula explicitamente a conservação dos botos de Laguna com as principais ameaças que eles enfrentam.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer aos coautores deste trabalho o Dr. Fábio G. Daura-Jorge, a doutoranda Carolina Bezamat, o Dr. Paulo C. Simões Lopes, e o Dr. José Salatiel Rodrigues Pires da Universidade Federal de Santa Catarina, e o Dr. Pedro Volkmer de Castilho da Universidade de Estado de Santa Catarina, por contribuir com os dados, à melhora do manuscrito, e o desenvolvimento do trabalho. A Clarissa Ribeiro Teixeira por ler o trabalho e contribuir com as correções. Gostaria de agradecer aos quatro especialistas que contribuíram enormemente na classificação do potencial poluidor e tipo ofensivo das atividades poluidoras ocorrentes no Complexo Lagunar: à doutora Karim Hahn Lüchmann do Laboratório de Bioquímica da Universidade Estadual de Santa Catarina, Brasil; à doutoranda Isis Coalova e o doutor Sebastián E. Sabatini do Laboratório de Enzimologia,

Estrés y Metabolismo (QB 78/81) do Departamento de Química Biológica da Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina. Ao biólogo Alberto Chaia, especialista em engenharia ambiental e estudos de avaliação de impactos ambiental, responsável do Meio Ambiente na Municipalidad de Quilmes, Buenos Aires, Argentina. Aos oficiais da 3ª Companhia do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Laguna, em especial ao 3º Sargento PM AMBIENTAL Robson Vieira pela ajuda para o levantamento da informação das atividades de pesca artesanal da região e identificação dos locais de fiscalização. Aos alunos Thiago Piazza e Isabel Pinho Viana da Universidade de Estado de Santa Catarina por disponibilizar os dados de pesca de 2012 e 2015. Às bolsas de CNPq e CAPES, a FAPESC e a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza que permitiram o desenvolvimento deste projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ADIMEY, N. M. et al. Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins, Florida manatees and sea turtles in Florida, U.S.A. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 103–115, 2014.

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. **The Journal of Wildlife Management**, p. 912–918, 2002.

BAŞ, A. A.; AMAHA ÖZTÜRK, A.; ÖZTÜRK, B. Selection of critical habitats for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) based on behavioral data, in relation to marine traffic in the Istanbul Strait, Turkey. **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 3, p. 979–997, 2015.

BEARZI, G. Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. **Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco**, v. 9, p. 20, 2002.

BENEDET, R. A.; DOLCI, D. C.; D'INCAO, F. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da

Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 32, n. 1, p. 5–24, 2011.

BERRETA, M. DOS S. R. **A qualidade das águas da lagoa do Imaruí e dos efluentes da carcinicultura-Laguna, SC.** [s.l.] INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS, 2007.

BROADHURST, M. K. Bottlenose Dolphins , *Tursiops truncatus* , Removing By-catch from Prawn-trawl Codends During Fishing in New South Wales , Australia. **Marine Fisheries Review**, v. 60(3), p. 9–14, 1997.

BROWN, S. L.; REID, D.; ROGAN, E. A risk-based approach to rapidly screen vulnerability of cetaceans to impacts from fisheries bycatch. **Biological Conservation**, v. 168, p. 78–87, 2013.

BYRD, B. L. et al. Effects of commercial fishing regulations on stranding rates of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **Fishery Bulletin**, v. 106(1), p. 72–81, 2008.

CARLUCCI, R. et al. Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea , Central-eastern Mediterranean Sea). **Ecological Indicators**, v. 69, p. 707–721, 2016.

CORKERON, P. J. Aspects of the behavioral ecology of inshore dolphins *Tursiops truncatus* and *Sousa chinensis* in Moreton Bay, Australia. **The bottlenose dolphin**, p. 285–293, 1990.

COSTA, K. G.; NETTO, S. A. Effects of small-scale trawling on benthic communities of estuarine vegetated and non-vegetated habitats. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 4, p. 1041–1055, 2014.

CRAGG, J. G. Some statistical models for limited dependent variables with application to the demand for durable goods. **Econometrica: Journal of the Econometric Society**, p. 829–844, 1971.

CRIBB, N.; SEURONT, L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology Changes in the behavioural complexity of bottlenose dolphins along a gradient of anthropogenically-impacted environments in South Australian coastal waters : Implications for conservation and management s. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 482, p. 118–127, 2016.

DAURA-JORGE, F. G. et al. The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. **Biology Letters**, v. 8, n. 5, p. 702–705, 2012.

DAURA-JORGE, F. G.; INGRAM, S. N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 2, p. 293–311, 2013.

DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil. **American Journal Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 11, n. 1–2, p. 133–143, 2016.

DI TULLIO, J.; FRUET, P.; SECCHI, E. Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 1, p. 35–50, 2015.

DÍAZ LÓPES, B. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. **ICES Journal of Marine Science**, v. 951, p. 946–951, 2006.

FERREIRA, E. C.; MUELBERT, M. M. C.; SECCHI, E. R. Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe e dos encalhes ao longo da costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica**, v. 32(2), p. 183–198, 2010.

FERTL, D.; LEATHERWOOD, S. Cetacean Interactions with Trawls : A Preliminary Review. **J. Northw. Atl. Fish. Sci**, v. 22, p. 219–248, 1997.

FINN, H.; DONALDSON, R.; CALVER, M. **Feeding Flipper: A case study of a human-dolphin interaction** *Pacific Conservation Biology*, 2008.

FRUET, P. F. et al. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1–12, 2012.

FRUET, P. F. et al. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1865–1876, 2016.

GOSPIĆ, N. R.; PICCIULIN, M. Changes in whistle structure of resident bottlenose dolphins in relation to underwater noise and boat traffic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 193–198, 2016.

GUIDE, A. F. O. S. H. Using Conceptual Models to Document a Situation Analysis. **Foundations**, n. April, 2009.

HEDGE, L. H.; KNOTT, N. A.; JOHNSTON, E. L. Dredging related metal bioaccumulation in oysters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 6, p. 832–840, 2009.

HEILER, J. et al. Changes in bottlenose dolphin whistle parameters related to vessel presence, surface behaviour and group composition. **Animal Behaviour**, v. 117, p. 167–177, 2016.

JACKMAN, S. et al. Package “pscl”. p. 100, 2015.

JENKS, G. The Data Model Concept in Statistical Mapping (Le concept de modèle de données en matière de cartographie statistique). **International Yearbook of Cartography**, v. 7, 1967.

KAJIWARA, N. et al. Contamination by Persistent Organochlorines in Cetaceans Incidentally Caught Along Brazilian Coastal Waters. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 46, n. 1, p. 124–134, 2004.

MARGOLUIS, R. et al. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. **Evaluation and Program Planning**, v. 32, n. 2, p. 138–147, 2009.

MAZEROLLE, M. J. **AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)**, 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>

PALKA, D. L.; ROSSMAN, M. C. Bycatch Estimates of Coastal Bottlenose in U . S . Mid-Atlantic Gillnet Fisheries for 1996 to 2000 by. **Northeast Fisheries Science Center Reference Document 01-15**, n. November, 2001.

PDR. **Plano de Desenvolvimento Regional. Secretaria de desenvolvimento regional de Tubarão**, julho, 2012. Disponível em: http://www2.spg.sc.gov.br/fmanager/spg/pdrs%202013/pdr_tubarao.pdf

PDR. **Plano de Desenvolvimento regional. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional Laguna**, fevereiro, 2013. Disponível em: http://www2.spg.sc.gov.br/fmanager/spg/pdrs%202013/pdr_laguna.pdf

PERRTREE, R. M.; KOVACS, C. J.; COX, T. M. Standardization and application of metrics to quantify human-interaction behaviors by the bottlenose dolphin (*Tursiops* spp.). **Marine Mammal Science**, v. 30, n. October, p. 1320–1334, 2014.

PIROTTA, E. et al. Dredging displaces bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n. 1, p. 396–402, 2013.

PIROTTA, E. et al. Predicting the effects of human developments on individual dolphins to understand potential long-term population consequences. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1818, p. 20152109, 2015.

POWELL, J. R.; WELLS, R. S. Recreational fishing depredation and associated behaviors involving common bottlenose dolphins (*Tursiops*

truncatus) in Sarasota Bay, Florida. **Marine Mammal Science**, v. 27, n. 1, p. 111–129, 2011.

PRYOR, K.; LINDBERGH, J. A dolphin-human fishing cooperative in Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 6, n. 1, p. 77–82, 1990.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria, 2015. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

RAPBA. **Relatório de Acompanhamento do Plano Básico Ambiental - Travessia de Cabeçadas e Canal de Laranjeiras, Laguna/SC**, julho, 2014. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Rodovias/>

SALAFSKY, N. et al. Improving the practice of conservation: A conceptual framework and research agenda for conservation science. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1469–1479, 2002.

SALAFSKY, N.; MARGOLUIS, R. A. **Measures of success: designing, managing, and monitoring conservation and development projects**. [s.l.] Island Press, 1998.

SAMUELS, A.; BEJDER, L. Chronic interaction between humans and free-ranging bottlenose dolphins near Paname City Beach, Florida, USA. **J. Cetacean Res. Manage**, v. 6(1), p. 69–77, 2004.

SECCHI, E. R.; KINAS, P. G.; MUELBERT, M. INCIDENTAL CATCHES OF FRANCISCANA IN COASTAL GILLNET FISHERIES IN THE FRANCISCANA MANAGEMENT AREA III : PERIOD 1999-2000. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, p. 61–68, 2004.

SHEPARD, D. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. **23rd ACM national conference**, p. 517–524, 1968.

SIMÕES-LOPES, P. C. **Interaction of coastal population of *Tursiops truncatus* (Cetacea, delphinidae) with the mullet artisanal fisheries in southern Brazil** Biotemas, 1991.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16(4), p. 1017–1024, 1999.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: A qualitative and Quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15(3), p. 709–726, 1998.

VARGAS, B. M. et al. Estudos de circulação d'água e de dispersão de poluentes no complexo lagunar sul de Santa Catarina. n. 21, 2001.

WATSON-CAPPS, J. J.; MANN, J. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 4, p. 519–526, 2005.

WEDEKIN, L. L. et al. O uso de um modelo conceitual para descrever o cenário de conservação do boto-cinza na Baía Norte, sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 3, n. 1, p. 59–67, 2005.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer, New York, 2009.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo buscou identificar as diferentes fontes de impactos antrópicos dentro e no entorno do Complexo Lagunar que possam afetar a viabilidade da população de botos de Laguna.

Os resultados do primeiro capítulo mostraram que houve variações na distribuição dos botos entre os dois períodos avaliados. As maiores diferenças no uso do espaço e distribuição dentro do Complexo Lagunar ocorreu com os botos que não interagem com os pescadores. A diferença mais marcante foi o desaparecimento da área de concentração dos botos “não cooperativos” próxima à construção da ponte. Apesar de ambos os períodos estarem separados pelas atividades de dragagem não é possível atribuir, diretamente, as variações observadas a essas atividades. Entre os períodos amostrados há uma lacuna de três anos no monitoramento sistemático da população, e as mudanças podem ter acontecido antes do começo das obras. Porém, são conhecidos os efeitos deste tipo de atividade sobre os mamíferos aquáticos ao redor do mundo, principalmente pelo aumento do ruído subaquáticos e tráfego de embarcações. O Programa de Monitoramento da Fauna Aquática realizado durante a dragagem reportou diferenças na abundância e biodiversidade da ictiofauna, mostrando que houveram modificações no ambiente durante esse período.

Por outro lado, os resultados do segundo capítulo mostraram a diversidade de impactos antrópicos que podem afetar a população dos botos de Laguna. Apesar destes impactos não serem sistematicamente cadastrados, a abordagem utilizada permitiu conhecer o cenário atual desta população. A comparação entre a distribuição nos dois períodos avaliados e a sobreposição com os impactos revelou que atualmente os botos estão mais expostos às redes de emalhe e atividades poluidoras. É necessário um estudo sobre a sobreposição dos botos com o esforço pesqueiro na região, e um monitoramento da qualidade da água do Complexo Lagunar.

O canal de navegação que conecta com o oceano é a única área de concentração desta população atualmente, e por tanto, é uma área crítica que deve ser protegida e considerada em futuros planos de manejo da população dos botos de Laguna.

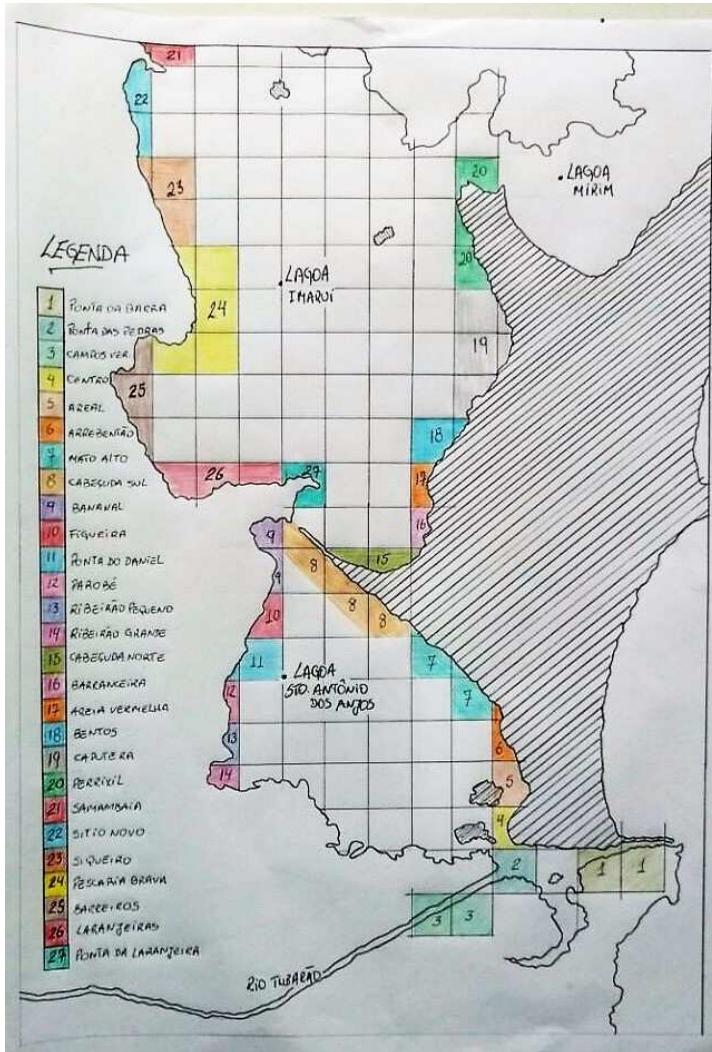
O Modelo Conceitual desenvolvido apresenta de forma resumida o cenário de conservação desta população. Agora deve ser aprimorado conforme novas informações sejam geradas, para poder acessar a um

conhecimento mais detalhado do cenário atual. De pouco serve esta informação para a conservação se ela não for divulgada nem permitir a participação de outros atores sociais. Este trabalho mostrou que a ação multidisciplinar é primordial para atingir o cenário ideal: a conservação dos botos de Laguna e a sua peculiar tradição cultural.



ANEXO A

Mapa dos locais de fiscalização fornecido pelo Sargento Robson Vieira da 3ª Companhia do Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Laguna.



ANEXO B

Tabela das atividades poluidoras ocorrentes no entorno do Complexo Lagunar. Potencial poluidor 1- Muito baixo, 2- Baixo, 3- Médio, 4- Alto, 5- Muito alto. Tipos de atividades: Impactos domésticos e hospitalares (DH), impactos de agropecuária e aquicultura (AA), e impactos industriais e de transporte de produtos (ITP).

NOME DA ATIVIDADE (empreendimentos)	POTENCIAL POLUIDOR	TIPO DE ATIVIDADE
Antenas de telecomunicações com estrutura em torre ou poste	1	ITP
Florestamento e reflorestamento de essências arbóreas	1	AA
Líneas e redes de transmissão de energia elétrica	1	ITP
Linhas e redes de transmissão de energia elétrica	1	ITP
Armazenamento temporário de resíduos de Classe IIA e IIB, exceto eletroeletrônicos e eletrodomésticos pós consumo	2	DH
Captação de água em poços tubulares profundos	2	DH
Granja de suínos de ciclo completo	2	AA
Serviço de coleta e transporte rodoviário de resíduos e/ou rejeitos industriais classes IIA e IIB (não perigosos)	2	DH
Unidades de análises laboratoriais, exceto locais exclusivos de coleta	2	DH
Fabricação de rações balanceadas e de alimentos preparados para animais	2	ITP

inclusive farinhas de carne, sangue, osso, peixe e pena		
Preparação de pescado e fabricação de conservas de pescado, exceto entreposto.	2	AA
Abate de animais de grande porte (bovinos, equinos, bubalinos, muares) em abatedouros, frigoríficos e charqueadas, com ou sem industrialização de produtos de origem animal	3	AA
Comércio atacadista e depósitos de produtos químicos	3	ITP
Complexos turístico e de lazer, inclusive parques temáticos e autódromos	3	DH
Condomínios de casas ou edifícios localizados em municípios da Zona Costeira que (a) não possua Plano Diretor e (b) não exista sistema de coleta e tratamento de esgoto na área objeto da atividade.	3	DH
Conjuntos habitacionais destinados à população de baixa renda	3	DH
Criação de animais confinados de pequeno porte (avicultura)	3	AA
Estação de transbordo para resíduos de qualquer natureza	3	DH
Fabricação de sabão, detergentes, desinfetantes, glicerina, preparados para limpeza e velas	3	ITP
Serviço de coleta e transporte rodoviário de resíduos e/ou rejeitos industriais classe I (perigosos)	3	ITP

Serviços de coleta e transporte de efluentes de tanques sépticos sem tratamento	3	DH
Terminal rodoviário de carga	3	ITP
Transporte rodoviário de produtos perigosos exclusivamente no território catarinense	3	ITP
Atividades de hotelaria, com capacidade de 100 ou mais hóspedes, localizados em municípios da Zona Costeira que (a) não possua Plano Diretor e (b) não exista sistema de coleta e tratamento de esgoto na área	3	DH
CARCINICULTURA - Unidade de Produção de Camarões	3	AA
Disposição final de resíduos e/ou rejeitos industriais Classe II A e Classe IIB, em aterros	3	DH
Fabricação de concentrados aromáticos naturais, artificiais e sintéticos - inclusive mescla.	3	ITP
Relaminação de metais não-ferrosos - inclusive ligas	3	ITP
Comércio atacadista e depósitos de combustíveis e lubrificantes, de origem vegetal e mineral	4	ITP
Comércio de combustíveis líquidos e gasosos em postos de abastecimento, postos de revenda, postos flutuantes e instalações de sistema retalhista, com lavagem e/ou lubrificação de veículos.	4	ITP
Projeto Agrícola Irrigado por Inundação, com exceção nas áreas consolidadas das pequenas propriedades rurais, assim definidas no Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina	4	AA

Terminal retroportuários	4	ITP
Comércio de combustíveis líquidos e gasosos em postos de abastecimento, postos de revenda, postos flutuantes e instalações de sistema retalhista.	4	ITP
Disposição final de rejeitos urbanos em aterros sanitários	4	DH
Usinas de produção de concreto asfáltico.	4	ITP
Fabricação e acondicionamento de pneumáticos e câmaras-de-ar e fabricação de material para acondicionamento de pneumáticos	4	ITP
Beneficiamento de Minerais com Cominuição.	5	ITP
Lavra a céu aberto com desmonte hidráulico	5	ITP
Lavra a céu aberto por dragagem	5	ITP
Lavra a céu aberto por escavação	5	ITP
Dragagem e desassoreamento	5	ITP
Lavra por outros métodos, inclusive de água mineral	5	ITP