

-Relatório-

X.1 Monitoramento da população do boto-de-Lahille, *Tursiops gephyreus*, no Estuário da Lagoa dos Patos, RS.



Relatório Anual de atividades

Período: 01/01/2022 a 31/12/2022

X.2 Equipe: Prof. Dr. Eduardo R. Secchi (coordenador)

Dr. Pedro F. Fruet

Dra. Juliana C. Di Tullio

Dra. Silvina Botta

Dr. Rodrigo C. Genoves

X.3 INTRODUÇÃO

O boto-de-Lahille, *Tursiops gephyreus*, se distribui nas águas costeiras do oceano Atlântico Sul Ocidental entre o estado de Santa Catarina, sul do Brasil, até o centro sul da Argentina (Bastida *et al.*, 2007; Wickert *et al.* 2016). Por seu hábito estritamente costeiro, distribuição fragmentada, pequeno tamanho populacional (estima-se poucas centenas de indivíduos para a espécie) e baixa capacidade reprodutiva, a espécie é extremamente suscetível aos impactos antrópicos, sendo as capturas incidentais, poluição química, estresse causado por ruídos aquáticos e degradação do habitat pelo desenvolvimento portuário, industrial e urbano nas regiões costeiras as maiores ameaças a sua sobrevivência (ICMBio, 2011). Devido a isso, a espécie encontra-se listada como **Vulnerável** na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de extinção da União Internacional para a Conservação da Natureza (Vermeulen *et al.* 2019) e na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do Rio Grande do Sul (Decreto Estadual 51.797 de 8 de setembro de 2014), e foi recentemente classificada como **Em Perigo** na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção do Brasil. O boto-de-Lahille consta no Plano de Ação Nacional de Cetáceos Marinhos (Ciclo 2019-2024 – Portaria ICMBio 375 de 2019), onde estão listadas uma série de objetivos e ações específicas de pesquisa, monitoramento e redução de impactos para promover a conservação da espécie.

O Estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes (ELPA), no sul do Brasil, é uma área de extrema importância para a conservação do boto, uma vez que abriga a maior população registrada para a espécie (estimada entre 79-90 indivíduos - Fruet *et al.* 2015a). O uso de habitat desta população sobrepõe-se espaço-temporalmente com uma população que utiliza exclusivamente a zona costeira (Genoves *et al.* 2020), além de atuar como elo central de conectividade com outras populações adjacentes (e.g. Uruguai e Norte do Rio Grande do Sul; Fruet *et al.* 2014). A população do ELPA habita um ambiente restrito que concentra intensa atividade humana e é estudada em detalhe desde 1974 pelo Museu Oceanográfico/FURG (e.g. Castello & Pinedo 1977; Möller *et al.*, 1994; Dalla Rosa 1999; Mattos *et al.* 2007; Fruet *et al.* 2010, 2011, 2014, 2015a, b; Di Tullio *et al.* 2015; Secchi *et al.* 2016; Genoves *et al.* 2018, 2020). Trata-se de uma população pequena com nascimentos ocorrendo em pulso entre o final da primavera e verão (Fruet *et al.* 2015b). Possui

variabilidade genética extremamente reduzida (Fruet et al. 2014) e complexa organização social (Genoves et al. 2018). A população que utiliza o estuário é formada majoritariamente por indivíduos residentes (i.e. observados ao longo de todo o ano na área), especialmente fêmeas adultas e indivíduos imaturos (filhotes e juvenis), os quais utilizam o canal de acesso ao porto do Rio Grande diariamente para fins de alimentação, socialização e reprodução (Mattos et al. 2007; Di Tullio et al. 2015).

A avaliação do estado de conservação da população de botos que utiliza o ELPA é possível com o monitoramento de médio a longo-prazo, através da obtenção de dados que permitam compreender a dinâmica populacional, ecologia trófica e os efeitos de atividades antrópicas sobre a população. O subprojeto “Monitoramento dos Botos” vem acompanhando esta pequena população (de forma não sistemática) através do *Programa de Monitoramento Ambiental Continuado do Porto de Rio Grande* desde 2007, e objetiva:

- > Monitorar a população de botos do estuário da Lagoa dos Patos e sua distribuição ao longo da área portuária, avaliando tendências nos parâmetros populacionais como taxas anuais de mortalidade e reprodução, bem como abundância;
- > Avaliar a existência de alterações espaciais e temporais na ecologia espacial e trófica desta população de botos;
- > Verificar e analisar a interação da população de botos com as atividades do porto e de navegação.

No presente relatório apresentamos os resultados referentes a um ano de monitoramento da população, correspondente à coleta de dados executada entre 01 de janeiro e 31 de dezembro de 2022.

X.4 MATERIAL E MÉTODOS

Saídas de campo para coleta de dados

Realizamos saídas de campo mensais para coleta de dados seguindo as recomendações do Porto do Rio Grande através da sua interpretação dos Pareceres IBAMA n°07/2017 e n°34/2017¹.

A área de estudo compreendeu uma área de aproximadamente 130km², incluindo toda a área portuária do Rio Grande, Porto Velho, Porto Novo, Super Porto, Canal de Navegação e Molhes da Barra, e às áreas norte (até o Mar Grosso) e sul (até o Navio Altair) externas aos Molhes da Barra (**Fig. 1**). Na área estuarina, transecções em ziguezague foram realizadas até a boca da barra. Nas áreas costeiras adjacentes sul e norte, utilizou-se um trajeto retilíneo paralelo à costa, totalizando uma distância linear de 50km (25km desde a base de cada molhe). A fim de melhorar o entendimento do uso da área de estudo por estes animais, criou-se uma área de transição (com raio de 1km e centro entre as pontas dos molhes, ver **Fig. 1**) no ponto de intersecção das três áreas.

¹ Parecer Técnico IBAMA 34/2017 (Pag. 3), referente ao grupo dos cetáceos: o IBAMA recomenda a realização de 12 saídas **por estação do ano**, o que totalizaria 48 saídas/ano considerando as quatro estações do ano ou 24/ano, considerando período quente e frio. Contudo, o Porto entendeu que era necessária apenas uma saída mensal, mesmo após consulta da FURG ao Porto em 2018 em relação ao parecer 34/2017.

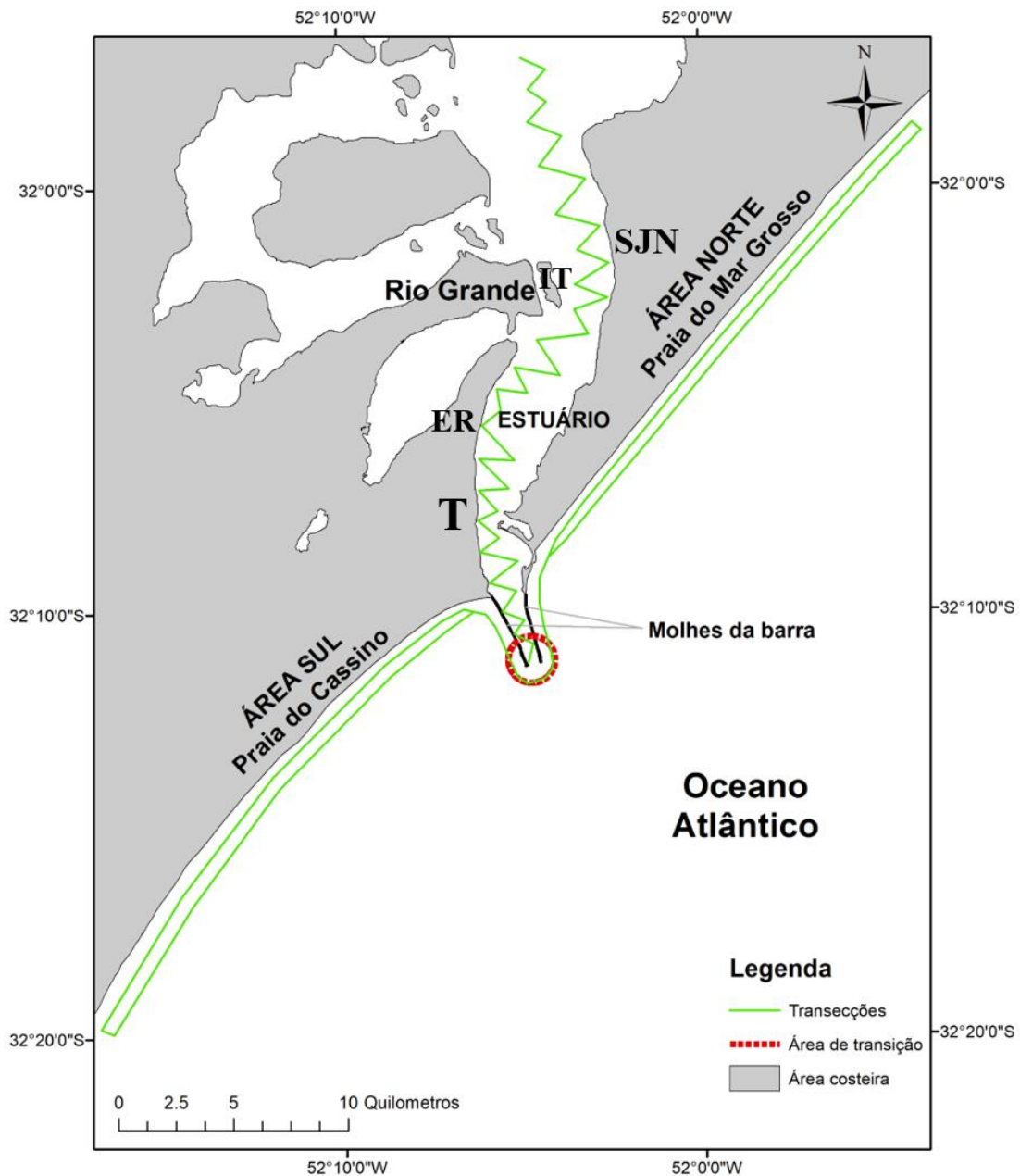


Figura 1. Percurso adotado durante as saídas de campo para foto-identificar os botos, *Tursiops geophysreus*, no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes. O centro de São José do Norte (SJN), a Ilha do Terraplino (IT), o Estaleiro de Rio Grande (ER) e o Terminal de Containers (T) estão especificados no mapa.

A procura pelos botos foi efetuada a olho nu por dois ou três pesquisadores a bordo de um bote inflável de 5.5m de comprimento equipado com motor de popa de 90hp 4T. Visando atender às normas sanitárias de prevenção à COVID-19, realizamos as saídas de campo com no máximo três pesquisadores a bordo: um piloto, um fotógrafo/anotador e um

anotador, portando máscaras, não compartilhando alimentos e bebidas e usando constantemente álcool gel. Ao avistar um grupo de botos, o bote era conduzido paralelamente ao grupo para dar início a foto-identificação (e.g. Wursig & Wursig 1977) (**Fig. 2**), seguindo um protocolo estabelecido para coleta de dados desta população (Dalla Rosa 1999; Fruet et al. 2015a). Para tanto, utilizou-se uma máquina digital Nikon D-7200 com lente fixa de 300mm ou zoom de 70-200mm f2.8 equipada com GPS. A câmera foi programada para salvar as fotografias georreferenciadas em alta definição (JPEG Fine).

Procurou-se tirar o máximo de fotografias possível das nadadeiras dorsais dos animais para aumentar a probabilidade de se obter ao menos uma foto de boa qualidade de cada indivíduo do grupo. Após assegurar-se de que fotos suficientes de boa qualidade de todos os indivíduos haviam sido registradas, o grupo era abandonado, retornava-se para a rota e dava-se início a busca por novos grupos.

Para cada grupo observado, os seguintes dados eram registrados: hora inicial de observação/hora final de observação, estimativa do tamanho de grupo (mínimo/máximo/melhor), composição etária (número de neonatos, filhotes, juvenis, sub-adultos, adultos), área (estuário, norte, sul), comportamento predominante (socialização, alimentação, descanso, deslocamento), presença de atividades antrópicas (redes de pesca, operação de dragagem). Sempre que possível amostras de biópsia de tecido (pele e gordura) de indivíduos foto-identificados eram coletadas utilizando-se uma balestra de 120lb e dardos desenhados especialmente para biópsias em cetáceos (Licença SISBIO 61363-1) (**Fig. 2**). As tentativas de biópsias ocorreram somente após o término da amostragem fotográfica de cada grupo amostrado, seguindo o protocolo de biópsia estabelecido para esta população (Fruet et al. 2016).



Figura 2. Monitoramento da população de botos do Estuário da Lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes inclui atividade de coleta de biópsia e foto-identificação.

Análise de dados de distribuição dos botos

Os padrões de distribuição das avistagens foram analisados para todos os botos avistados, sem comparação de uso entre populações costeiras ou estuarinas, e de acordo com dois períodos, determinados de acordo com as variações da temperatura superficial da água (quente: novembro a abril; frio: maio-outubro) e três subáreas: estuário, região costeira norte e sul. As coordenadas geográficas dos grupos encontrados durante as saídas de campo foram exportadas para uma carta náutica digitalizada no programa QGIS 3.16 (QGIS Geographic Information System). A estimativa da área principalmente utilizada pelos botos em cada um dos períodos (frio e quente) foi feita através do estimador de densidade de kernel fixo utilizando-se o software livre R, versão 4.1.0 (R Core Team 2022), através do pacote AdehabitatHR (Calenge 2006). Para tanto, calcularam-se isolinhas de kernel que contivessem 25, 50% e 95% dos pontos de avistagem.

Análises dos dados de foto-identificação

No laboratório, cada fotografia foi julgada de acordo com sua qualidade técnica. Somente fotos no foco, com a nadadeira dorsal exposta e perpendicular ao fotógrafo foram utilizadas nas análises. A identificação individual foi baseada somente em marcas evidentes de longa duração (ver **Fig. 2**, lado direito), como cortes, depressões, arranhões profundos ou deformidades (Würsig & Würsig, 1977). Cada boto marcado recebeu um código exclusivo (p.ex.: #008) e foi adicionado ao catálogo de referência de botos foto-identificados no sul do Brasil, o qual é mantido pelo Museu Oceanográfico e ECOMEGA/FURG desde 1974. As marcas naturais de cada boto marcado fotografado eram então comparadas com o catálogo de referência. Caso o boto marcado não houvesse sido fotografado anteriormente,

ele recebia um código e era adicionado ao catálogo. Caso contrário, era considerado como uma reavistagem.

Após a seleção técnica de fotos, analisamos os dados de cada saída de campo separadamente em uma planilha específica, como recomendado por Dalla Rosa (1999). Cada saída teve todos os seus grupos analisados independentemente. Para cada grupo registraram-se os seguintes dados: identificação dos animais marcados (tomando como referência o catálogo de botos foto-identificados), o número total de indivíduos fotografados no grupo, número de animais marcados, número de animais sem marca, número total de fotografias, número de fotos de boa qualidade, número de fotos de animais marcados e número de fotos de animais sem marca.

Estimativa do número de animais marcados na população

Para estimar abundância, aplicamos os dados de foto-identificação a modelos de marcação-recaptura para populações fechadas, utilizando o programa computacional Mark (White & Burnham, 1999) e o resultado foi confrontado com dados históricos. Para minimizar potenciais vieses causados pelo não cumprimento das premissas de fechamento populacional, selecionamos dados de apenas sete saídas de campo realizadas entre abril e outubro de 2021, período em que as mortes por capturas incidentais dos botos nas redes de emalhe são minimizadas pelo baixo esforço pesqueiro artesanal na área de estudo. Importante ressaltar que grupos de botos fotografados na área externa que sabidamente não fazem parte da população que habita o estuário da Lagoa dos Patos foram eliminados das análises. Esta seleção de dados foi realizada para permitir uma comparação histórica fiel de abundância, uma vez que hoje sabe-se que indivíduos de outras populações utilizam a área costeira adjacente ao ELPA, os quais nunca estiveram incluídos em estimativas de abundância anteriores (por motivos logísticos, durante décadas, as saídas de campo limitavam-se ao interior do estuário).

Estimativa do tamanho total da população

Nem todos os botos apresentam marcas permanentes identificáveis; entretanto, a abundância pode ser estimada combinando a estimativa do número de animais marcados com a estimativa da sua proporção na população (Seber, 1982; Willians et al. 1993; Wilson

et al. 1999). A proporção dos indivíduos com marcas de longa duração na população (θ), obtida pela média das proporções de animais marcados estimadas para cada grupo de botos fotografados, foi utilizada para corrigir o tamanho total da população (N_T), que é dada pela relação N/θ . Filhotes foram tratados como botos não marcados (caso não apresentassem marcas) e foram incorporados na estimativa do *theta* (Wilson *et al.*, 1999). A variância foi calculada pelo método delta como

$$\text{var}(\hat{N}_T) = \hat{N}_T^2 \left(\frac{\text{var}(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1 - \hat{q}}{n\hat{q}} \right) \text{ onde,}$$

n = número total de animais a partir do qual (θ) foi estimado;

θ = proporção de animais marcados na população;

N^* = estimativa do número de animais marcados na população;

Burnham et al. (1987) recomendam a aproximação log-normal para a construção dos intervalos de confiança, uma vez que intervalos de confiança padrão (i.e., através de aproximação normal) podem resultar em limites abaixo de zero. Assim, o limite inferior do intervalo de confiança é dado por $\hat{N}_I = \hat{N} / r$ e o limite superior por $\hat{N}_S = \hat{N} \cdot r$. Para um intervalo de 95%, r é calculado como:

$$r = \exp\{1,96\sqrt{\ln(1 + (CV(\hat{N}_T))^2)}\}$$

onde, $(1 + (CV(\hat{N}_T))^2)$ é uma aproximação da $\text{var}(\ln \hat{N}_T)$.

Taxas reprodutivas

Foi definido como *neonato* todos os indivíduos que apresentassem tamanho corporal menor ou igual a 50% do tamanho corporal do adulto que o acompanha e dobras fetais proeminentes (e.g. Mann & Smuts 1999). Os nascimentos na população foram contabilizados anualmente através da identificação individual das fêmeas com filhotes recém-nascidos durante a estação reprodutiva de cada ano. Marcas temporárias (e.g.

arranhões) também foram utilizadas para auxiliar na identificação de fêmeas que não possuíam marca de longa duração. A taxa bruta de reprodução anual foi calculada dividindo-se o número de nascimentos registrados durante o pulso de nascimentos de verão pelo tamanho total da população estimado. Uma vez que o pulso de nascimentos se inicia no final de um ano (final da primavera) e se estende até o início do próximo ano (verão) (Fruet et al. 2015b), utilizamos dados coletados durante a saída de janeiro de 2022 para compor a análise desta seção do relatório. Assim, os nascimentos contabilizados foram aqueles registrados ao final de 2021 e janeiro de 2022.

X.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os dias 01 de janeiro e 31 de dezembro de 2022 realizamos 12 saídas de campo para monitorar os botos no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes, totalizando 93 horas e 55 minutos de esforço embarcado (Tabela 1). Foram percorridos 1.536km, sendo aproximadamente 956km em esforço amostral e 579km em deslocamento entre áreas (Figura 3A). Foi possível atender a demanda de uma saída por mês, resultando em seis saídas para o período quente (janeiro a abril + novembro e dezembro) e seis no período frio (maio a outubro). O esforço amostral de observação foi muito similar entre os períodos quente e frio (747km percorridos durante 47h e 12min vs. 788km percorridos durante 46h e 43min, respectivamente). O esforço de amostragem foi mais intenso na área estuarina (564km percorridos) e desequilibrado entre as duas áreas costeiras, com um esforço duas vezes maior na área sul (251km percorridos na área sul e 141,3km na área norte). Isto se deu por uma maior incidência de vento e ondas dos quadrantes norte e leste nos dias das saídas, dificultando a amostragem da área Norte. Considerando cada período separadamente, registra-se que o esforço na área estuarina foi um pouco maior no período quente, maior durante o período frio na área sul e muito equilibrado entre períodos na área norte (Tabela 2).

Tabela 1. Resumo do esforço amostral realizado durante os períodos quente (Q) e frio (F) para monitorar a população de botos, *Tursiops gephyreus*, no estuário da Lagoa dos Patos e sistema marinho adjacente.

Período	Saída	Dia	Mês	Ano	Esforço (hh:mm)	Translado (km)	Esforço amostral(km)	N grupos	Total de fotografias
Quente	1	24	Janeiro	2022	10:50	50,9	111,1	15	741
Quente	2	1	Fevereiro	2022	08:20	36,3	80,7	13	435

Quente	3	28	Março	2022	08:42	38,1	79,9	14	589
Quente	4	19	Abril	2022	07:40	44,5	91,5	15	564
Frio	5	9	Maio	2022	08:37	59,8	94,2	13	680
Frio	6	19	Junho	2022	07:32	66,8	77,2	12	470
Frio	7	30	Julho	2022	06:48	45,6	64,3	9	575
Frio	8	20	Agosto	2022	07:43	39,9	91,1	13	939
Frio	9	4	Setembro	2022	07:43	58,4	77,7	12	252
Frio	10	13	Outubro	2022	08:20	33,1	80,7	13	794
Quente	11	3	Novembro	2022	06:05	69,2	49,7	9	372
Quente	12	14	Dezembro	2022	05:35	37,0	58,2	10	354
TOTAL					93:55	579,6	956,3	148	6.765

Encontramos os botos em todas as saídas de campo realizadas, totalizando o registro de 148 grupos distribuídos ao longo da área de estudo, dos quais 46 estavam presentes na zona estuarina, 26 na área sul, 18 na área norte e 58 dentro da área de transição (Figura 3B). Observamos 161 eventos comportamentais, dos quais registra-se o predomínio de eventos de alimentação (n=73 eventos) e deslocamento (n=67 eventos), seguido de socialização (n=21 eventos) e descanso (n=3 eventos). Dentre os eventos de socialização, em duas oportunidades registramos os botos surfando na proa de navio de grande porte e para 15 observações não conseguimos definir a atividade desempenhada.

Considerando os eventos comportamentais em cada área de estudo, observou-se um predomínio do comportamento de alimentação e deslocamento na área de transição (18,9% e 18,3%, respectivamente) e no estuário (14,6% e 10,4%, respectivamente), enquanto os registros destes comportamentos foram similares na área costeira sul (7,3% e 6,7%) e um pouco diferentes na área norte (3,7% e 5,5%). O comportamento de socialização foi ligeiramente menor no estuário e similar entre áreas costeiras e a zona de transição (1,2% no estuário; 3,7% na área sul, 3,0% na área norte e 4,9% na zona de transição). O comportamento de descanso não foi observado dentro da zona de transição e foi observado apenas uma vez em cada uma das outras áreas. O tamanho de grupo variou desde indivíduos solitários até 39 indivíduos (mediana=3). Obtivemos 6.765 fotografias durante as saídas de campo, das quais 71% foram classificadas como sendo de boa qualidade técnica e foram utilizadas para análise de identificação individual e estimativas de parâmetros populacionais.

Tabela 2. Somatório da quilometragem percorrida em esforço de observação do boto, *Tursiops gephyreus*, ao longo de todo o período de estudo e para cada período, assim como o esforço amostral em cada área e a taxa de encontro de botos por quilômetro percorrido.

	Esforço de observação (km)	Estuário (km) [boto/km]	Sul (km) [boto/km]	Norte (km) [boto/km]
PERÍODO QUENTE	747,1	325 [0,50]	69,9 [0,70]	76,2 [1,16]
PERÍODO FRIO	788,8	239 [0,53]	181,1 [0,94]	65,1 [1,07]
TOTAL	1535,9	564 [0,51]	251 [0,83]	141,3 [1,12]

Os botos concentraram-se na boca da barra e nas proximidades dos molhes leste e oeste na zona costeira, com mais de dois terços dos grupos registrados nesta área (69%). Este padrão segue o que foi observado nos anos anteriores, onde o número de avistagens diminuiu à medida em que aumenta a distância dos molhes (Di Tullio et al. 2015); contudo, vale salientar que adotando a determinação do Porto de realizar apenas uma saída mensal para o monitoramento da população, as saídas de campo focaram na área estuarina e houve uma grande redução de esforço amostral na zona costeira. Em relação à área monitorada periodicamente (estuário e adjacências), registramos um padrão de avistagens similar ao observado em 2020 e 2021, com uma maior ocupação de áreas mais internas do estuário, principalmente nos meses quentes, inclusive com um registro próximo a ponta do retiro.

Assim como em 2021, o uso da área foi mais concentrado na região dos molhes no período frio, enquanto no período quente foi ligeiramente mais distribuído, com vários registros na porção mais interna do estuário e bem distantes dos molhes na zona costeira (Figura 3). Neste ano houve uma grande dificuldade de amostrar a área norte nos meses frios, resultando em um esforço muito maior na área sul nestes meses. Entretanto, a taxa de encontro de botos por quilômetros percorridos foi similar entre as áreas costeiras e menor na área estuarina (Tabela 2).

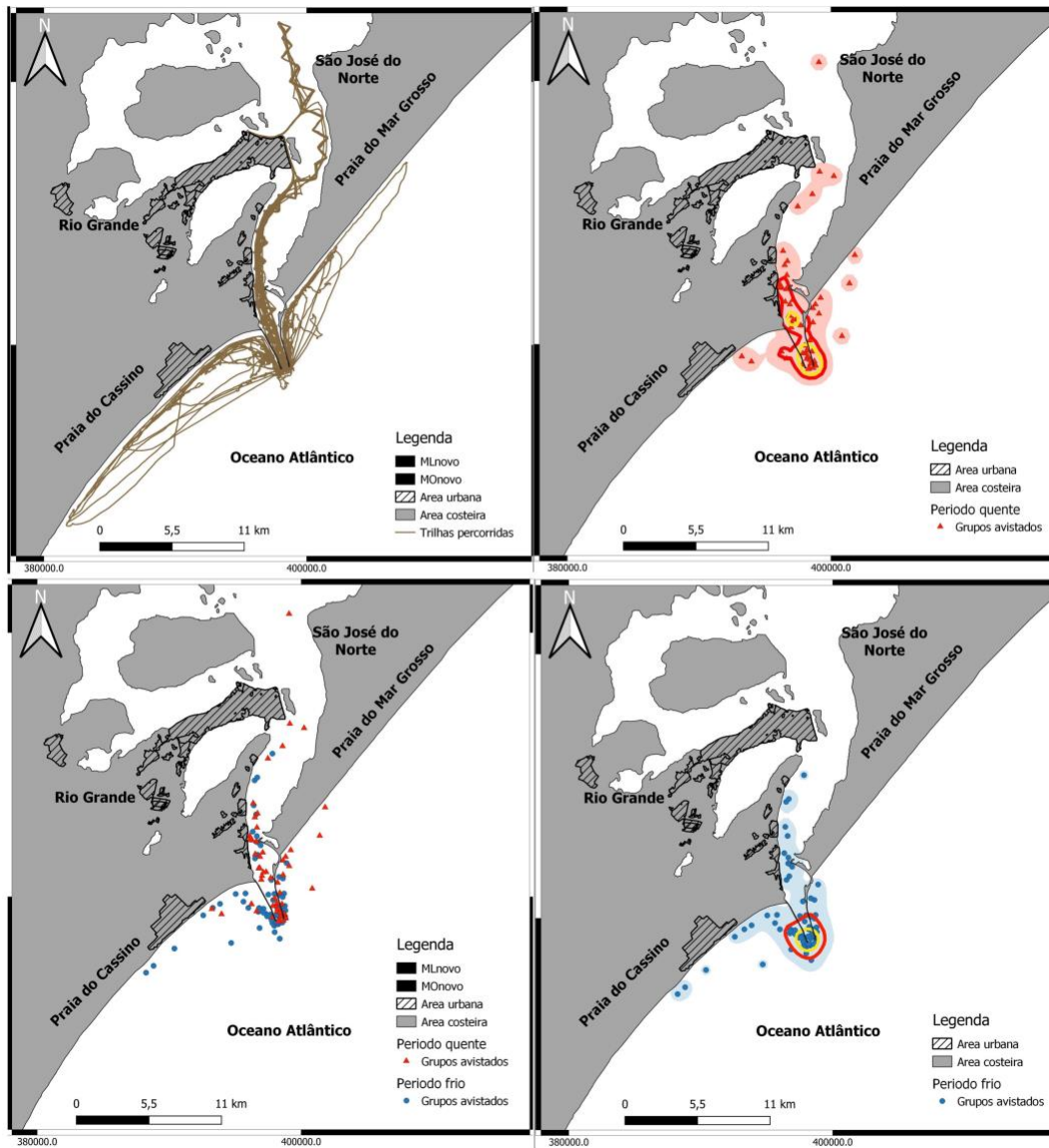


Figura 3. Esforço amostral em observação (Superior esquerdo) e distribuição dos grupos de botos (*Tursiops gephyreus*) encontrados durante os 12 monitoramentos realizados entre os meses de janeiro e dezembro de 2022 no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes ((Inferior esquerdo)). Os mapas do lado direito representam o Kernel das avistagens, com esforço de seis saídas para os períodos Quente (Superior) e Frio (Inferior), respectivamente, com as densidades de 90% (cor cheia), 50% (Linha vermelha) e 25% (Linha amarela) representadas.

Estimativa de abundância e taxa bruta de reprodução anual

No total das sete saídas analisadas para estimar abundância, registramos 56 botos marcados através da foto-identificação, sendo que o número de animais marcados fotografados por ocasião amostral variou de 15 a 21 indivíduos. Dos 56 animais foto-identificados, 40 (71,4%) foram capturados em duas ou mais ocasiões amostrais, corroborando o alto grau de residência descrito para esta população na área de estudo (e.g. Dalla Rosa 1999; Fruet et al. 2015a). A curva de descobrimento de animais marcados - com forte tendência a estabilidade – e elevadas taxas de recaptura indicam que a população se manteve fechada durante o período de amostragem, cumprindo as principais premissas do modelo (Figura 4).

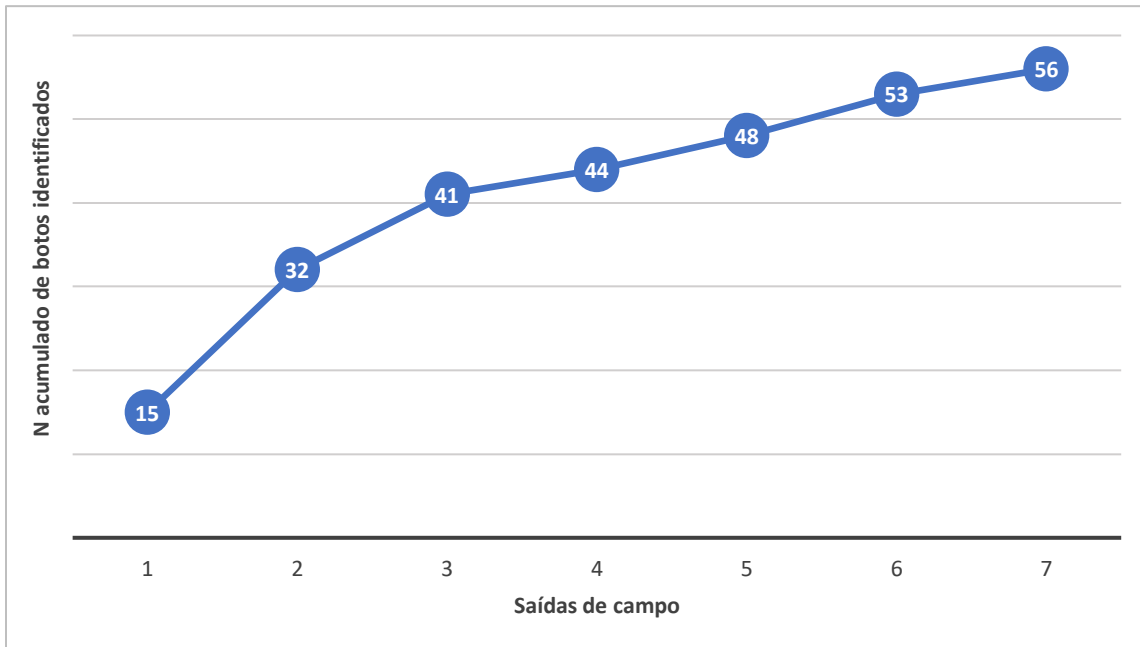


Figura 4. Curva de descobrimento de botos marcados na população alvo do monitoramento durante o período de dados selecionados para estimar abundância em 2022 (7 saídas de campo realizadas entre abril e outubro de 2022).

O modelo de marcação-recaptura selecionado (M_h) indica significativa heterogeneidade individual nas probabilidades de captura. Resultado deste modelo estimou 63 (IC 95%= 59-79) indivíduos marcados na população. Corrigindo este valor pela proporção de animais

marcados na população ($\theta_{2022} = 0,54$), estimamos uma abundância de 117 indivíduos (IC 95%=99-137) para o período – maior número histórico já registrado. Este salto no tamanho populacional estimado para o ano de 2022 reverte a tendência de queda no tamanho populacional que vinha sendo observada nos últimos quatro anos (2018-2021), especialmente ao considerar o tamanho total da população (Figura 5). É importante ressaltar que a sobreposição entre os intervalos de confiança impede de afirmarmos estatisticamente que tais oscilações no tamanho populacionais reflitam uma tendência significativa ou são reflexos de variações no esforço amostral e/ou outro tipo de “data noise”, como ocorrido com o declínio observado em 2012 (Fruet et al. 2015).

Importante enfatizar que a série de dados utilizada para estimar a abundância para o período de 2022 resultou em uma precisão moderada para estimativas de abundância, uma vez que os intervalos de confiança ainda estão amplos. Esta incerteza/imprecisão acarreta sérios prejuízos sob ponto de vista de monitoramento de longo-prazo desta pequena população, uma vez que, além de dificultar uma comparação estatística robusta com a série temporal histórica, amplia em muitos anos o tempo necessário para detectar tendências de declínio populacional com alto poder estatístico (ver análise de poder realizada em Fruet et al. 2015 para esta população) – como é o caso das presentes estimativas. Análise de tendência robusta é de suma importância para fins de conservação de espécies ameaçadas, como o boto-de-Lahille.

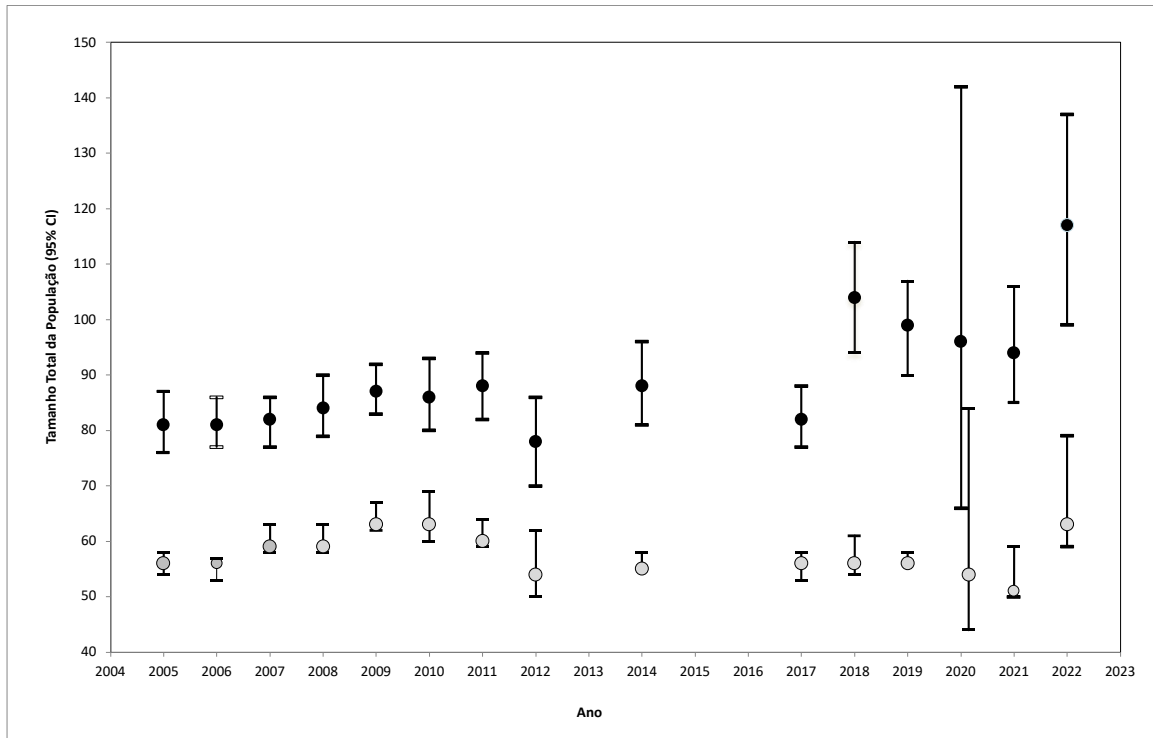


Figura 5. Tendências temporais na abundância da população de botos que utiliza o estuário da Lagoa dos Patos, RS. Círculos negros indicam abundância total da população (tendência superior) e círculos cinza informam as estimativas pontuais apenas do número de animais marcados na população (tendência inferior na figura). Estimativas de abundância para o período 2004-2012 extraídas de Fruet et al. 2015 e para 2014, 2017-2021 de relatórios técnicos anteriores.

Taxa bruta de reprodução anual

É importante enfatizar que uma saída por mês é insuficiente para estimativas de dados reprodutivos, visto que o primeiro ano de vida é o período mais crítico para os botos. Entretanto, complementando os dados coletados com saídas de campo adicionais entre final de 2021 e janeiro de 2022 registramos dez nascimentos na população residente de botos (ver exemplos na Figura 6). Embora o número de nascimentos tenha sido recorde na série histórica, este número, quando dividido pelo tamanho populacional estimado para o período – que também atingiu marca positiva histórica - resultou em uma taxa bruta anual de 9%, mantendo a média da população.



Figura 6. Neonatos de boto registrados durante a temporada reprodutiva 2021/2022 no estuário da Lagoa dos Patos.

Tabela 3. Taxas reprodutivas da população de botos, *Tursiops gephyreus*, do estuário da Lagoa dos Patos. TBRA = Taxa Bruta de Reprodução Anual.

	ABUNDÂNCIA	NASCIMENTOS	TBRA(%)
2005	81	7	8
2006	81	7	8
2007	82	5	7
2008	84	6	8
2009	87	9	8
2010	86	8	7
2011	88	8	9
2012	78	8	10
2014	88	-	-
2017	82	8	10
2018	104	7	7
2019	98	8	8
2020	96	8	8
2021	94	8	9
2022	117	10	9

Interações com atividades antrópicas

Atividades pesqueiras

Durante os monitoramentos registramos atividades de pesca artesanal de emalhe dentro dos limites da área de proteção ao boto, instituída no Artigo 8 da INI 12/2012 (Figura 7),

principalmente na zona costeira bem próxima aos molhes da barra. Também registramos eventos de grande intensidade e frequência de pesca e arrasto (Figura 8) ao longo do mês de setembro na beira da praia do Cassino, entre a Querência e o Navio encalhado (Figura 7). Um evento isolado de arrasto de alguns barcos também foi registrado na zona interna do estuário, próximo a Ilha do Terraplano (Figura 8).

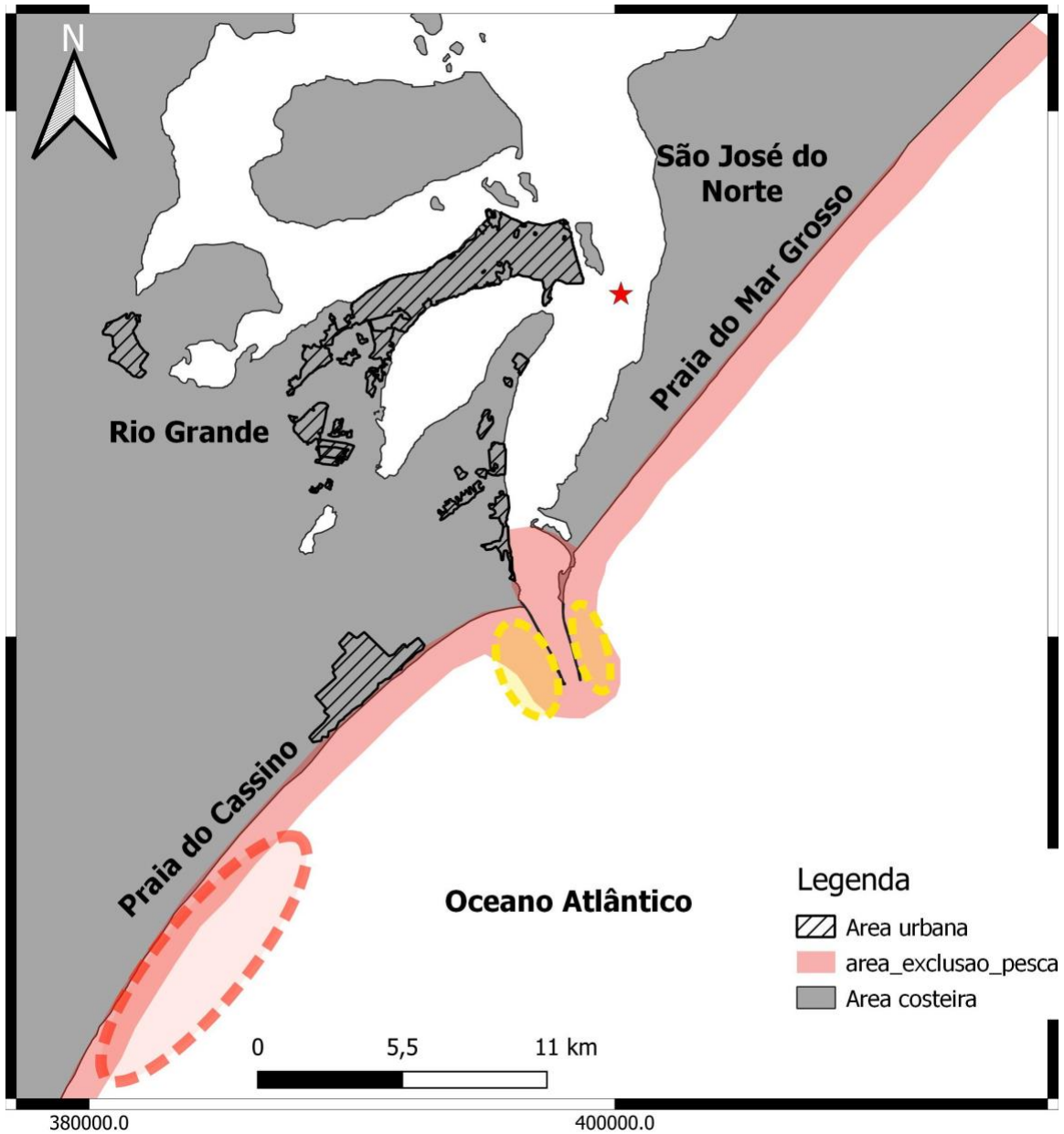


Figura 7. Registros de pesca de arrasto marcados em elipse vermelha para a área de registros recorrentes e em formato de estrela vermelha em um evento único. As elipses amarelas representam a principal área de

ocorrência de redes de emalhe, com maior intensidade na zona de sombra do molhe oeste, na praia do Cassino.



Figura 8. Registros de pesca de arrasto na praia do Cassino, ocorrendo de forma intensa ao longo do mês de setembro bem próxima a zona de arrebentação, entre as proximidades da Estação Marinha de Aquicultura da FURG e o Navio Encalhado. A foto no canto inferior direito é o registro de arrasto dentro do estuário, próximo à ilha do Terraplino.

X.6 CONCLUSÕES

A malha amostral foi insuficiente para responder as perguntas elencadas de forma robusta, dificultando uma análise fiel no contexto histórico. Com estas limitações respeitadas, concluímos o seguinte:

- Os dados analisados no presente relatório indicam, em um contexto histórico, uma população estável, com registro de salto no tamanho populacional em 2022, revertendo a leve tendência de declínio que vinha sendo observada nos últimos quatro anos, e estável na sua taxa reprodutiva, com o número de nascimentos crescendo de acordo com aumento no tamanho populacional estimado.

- A tendência no padrão de distribuição, tamanho de grupo e comportamento também se mostraram similares ao que já vinha sendo reportado para anos anteriores, com a boca da barra sendo a área mais importante para os botos. Assim como observado em 2020 e 2021, houve um aumento no número de avistagens na área mais interna do estuário, principalmente nos meses quentes. A comparação histórica da distribuição/uso do habitat na região costeira não pode ser executada de forma adequada devido ao reduzido número de saídas de campo.

- Uma parcela de pescadores artesanais permanece desrespeitando o artigo 8 da IN Interministerial 12/2012, mas neste ano os eventos de pesca de arrasto foram intensos e concentrados no mês de setembro. Além disso, nesta área continuam ocorrendo atividades pesqueiras que ainda não foram regulamentadas e atividades proibidas, como a pesca de arrasto, que oferecem altíssimo risco para os botos, para as pessoas e para a navegação.

X.8 BIBLIOGRAFIA DE APOIO

- BASTIDA R, RODRÍGUEZ D, SECCHI ER, SILVA V (2007) Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida, 1ª ed. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires
- BURNHAM KP, ANDERSON DR, WHITE GC, BROWNIE C, POLLOCK KH (1987) Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society, Bethesda Maryland
- CALENGE C (2006) The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol Modell* 197:516–519.
- CASTELLO H, PINEDO M (1977) Botos da Lagoa dos Patos. *Nat Rev Publ Fund Zoobot (Porto Alegre)* 2:46–49.
- DALLA ROSA L (1999) Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. Universidade Federal do Rio Grande. Master Thesis. 104p. Available online at: <http://www.botosdalagoa.com.br/arquivos/dissertacaoA.pdf>
- DI TULLIO JC, FRUET PF, SECCHI ER (2015) Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. *Endanger Species Res* 29:35–50. doi: 10.3354/esr00698
- FRUET PF, KINAS PG, DA SILVA KG, DI TULLIO JC, MONTEIRO DS, DALLA ROSA L, ESTIMA SC, SECCHI ER (2010) Temporal trends in mortality and effects of

- by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. J Mar Biol Assoc United Kingdom 98:1–12. doi: 10.1017/S0025315410001888
- FRUET PF, SECCHI ER, DI TULLIO JC, KINAS PG (2011) Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: implications for conservation. Zool (Curitiba, Impresso) 28:23–30. doi: 10.1590/S1984-46702011000100004
- FRUET PF, SECCHI ER, DAURA-JORGE FG, VERMEULEN E, FLORES PAC, SIMÕES-LOPES PC, GENOVES RC, LAPORTA P, DI TULLIO JC, FREITAS TRO, DALLA ROSA L, VALIATI VH, BEHEREGARAY LB, MÖLLER LM (2014) Remarkably low genetic diversity and strong population structure in common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from coastal waters of the Southwestern Atlantic Ocean. Conserv Genet 15:879–895. doi: 10.1007/s10592-014-0586-z
- FRUET PF, DAURA-JORGE FG, MÖLLER LM, GENOVES RC, SECCHI ER (2015a) Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. J Mammal. doi: 10.1093/jmammal/gyv035
- FRUET PF, GENOVES RC, MÖLLER LM, BOTTA S, SECCHI ER (2015b) Using mark-recapture and stranding data to estimate reproductive traits in female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the Southwestern Atlantic Ocean. Mar Biol 162:661–673. doi: 10.1007/s00227-015-2613-0
- FRUET PF, DALLA ROSA L, GENOVES RC, VALIATI VH, DE FREITAS TRO, MÖLLER LM (2016) Biopsy darting of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in southern Brazil: evaluating effectiveness, short-term responses and wound healing. Lat Am J Aquat Mamm 11:99–109. doi: <http://dx.doi.org/10.55.97/lajam00179>
- GENOVES RC, FRUET PF, DI TULLIO JC, MÖLLER LM, SECCHI ER (2018) Spatiotemporal use predicts social partitioning of bottlenose dolphins with strong home range overlap. Ecol Evol ece3.4681. doi: 10.1002/ece3.4681
- GENOVES RC, FRUET PF, BOTTA S, BEHEREGARAY LB, MÖLLER LM, SECCHI ER (2020) Fine-scale genetic structure in Lahille's bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus gephyreus*) is associated with social structure and feeding ecology. Mar Biol 167:1–16. doi: 10.1007/s00227-019-3638-6
- MANN J, SMUTS B (1999) Behavioral Development in Wild Bottlenose Dolphin Newborns (*Tursiops sp.*). Behaviour 136:529–566.
- MATTOS PH, DALLA ROSA L, FRUET PF (2007) Activity Budgets and Distribution of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. LAJAM 6:1–27.
- MOLLER LM, SIMOES-LOPES PC, SECCHI ER, ZERBINI NA (1994). Uso de fotoidentificação no estudo do deslocamento de botos, *Tursiops truncatus* (Cetacea - Delphinidae) na costa sul do Brasil. In: VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 1994, Florianópolis. Actas da VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. p. 5-8.
- SEBER GAF (1982) The estimation of animal abundance and related parameters. Blackburn Press, New York, MacMillan, 2nd ed., 654p.
- SECCHI ER, BOTTA S, WIEGAND MM, LOPEZ LA, FRUET PF, GENOVES RC, DI TULLIO JC (2017) Long-term and gender-related variation in the feeding ecology of common bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary and the adjacent marine

coast in the western South Atlantic. Mar Biol Res. doi:
10.1080/17451000.2016.1213398

VERMEULEN E, FRUET PF, COSTA A, COSCARELLA M, LAPORTA P (2019)
Tursiops truncatus ssp. *gephyreus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019:
e.T134822416A135190824.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T134822416A135190824.en>

Copyright:

WHITE GC, BURNHAM KP (1999) Program MARK: Survival Estimation from
Populations of Marked Animals. Bird Study 46: S120-139. doi:
10.1080/00063659909477239

WICKERT JC, VON EYE SM, OLIVEIRA LR, MORENO IB (2016) Revalidation of
Tursiops gephyreus Lahille, 1908 (Cetartiodactyla: Delphinidae) from the southwestern
Atlantic Ocean. J Mammal 97:1728–1737. doi: 10.1093/jmammal/gyw139

WILLIAMS JA, SM DAWSON & E SLOOTEN (1993) The abundance and distribution
of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand.
Canadian Journal of Zoology 71: 2080-2088.

WILSON B, HAMMOND PS, THOMPSON P. (1999) Estimating Size and Assessing
Trends in a Coastal Bottlenose Dolphin Population. Ecol Appl 9:288–300.

WÜRSIG B, WÜRSIG M (1977) The photographic determination of group size,
composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). Science (80-)
198:755–756.