

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Beatriz Spresson Kanazawa

**PRIMEIRAS ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS POPULACIONAIS PARA
Tursiops truncatus truncatus NO SUDOESTE DO OCEANO ATLÂNTICO**

Florianópolis

2022

Beatriz Spresson Kanazawa

**PRIMEIRAS ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS POPULACIONAIS PARA
Tursiops truncatus truncatus NO SUDOESTE DO OCEANO ATLÂNTICO**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Gonçalves Daura-Jorge
Coorientadora: Dra. Carolina Bezamat de Abreu

Florianópolis

2022

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

Kanazawa, Beatriz Spresson
PRIMEIRAS ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS POPULACIONAIS PARA
Tursiops truncatus truncatus NO SUDOESTE DO OCEANO
ATLÂNTICO / Beatriz Spresson Kanazawa ; orientador, Fábio
Gonçalves Daura-Jorge, coorientadora, Carolina Bezamat,
2022.
42 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis,
2022.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Parâmetros populacionais. 3.
Golfinho nariz de garrafa. 4. Monitoramento. 5. Bacia de
Santos. I. Daura-Jorge, Fábio Gonçalves. II. Bezamat,
Carolina. III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Beatriz Spresson Kanazawa

PRIMEIRAS ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS POPULACIONAIS PARA *Tursiops truncatus truncatus* NO SUDOESTE DO OCEANO ATLÂNTICO

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Licenciada e aprovado em sua forma final pelo Curso de Ciências Biológicas

Florianópolis, 12 de dezembro de 2022



Prof. Daniela Cristina de Toni, Dra.

Coordenadora do Curso

Banca examinadora



Prof. Fábio Gonçalves Daura-Jorge, Dr.

Orientador



Carolina Bezamat de Abreu, Dra.

Coorientadora



Prof. Paulo César Simões-Lopes, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina



Mauricio Eduardo Graipel, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2022

Ao meu pai, em memória.

AGRADECIMENTOS

Eu nem acredito que o momento de escrever essa parte do trabalho tenha chego. Eu posso afirmar, com toda a certeza, que aproveitei muito a minha graduação. Aproveitei as disciplinas, os estágios, os espaços de formação fora de sala, as oportunidades, o CABio, GEABio, PET, LAMAQ, IBJ, IFSC... aprendi demais nesse caminho, com muita gente do meu lado!

Agradeço, em primeiro lugar, à minha família. Sem vocês nada disso seria possível! Meu pai, que não está mais aqui, foi quem proporcionou tudo isso ao lado da minha Mãe maravilhosa, mulher forte que me ensina muito sobre resiliência. Meus irmãos que seguram muita barra, só sou por que vocês são! Amo vocês, mais que o universo. Um muitíssimo obrigada à UFSC e todos os servidores, a gente só estuda e pesquisa por que vocês nos dão apoio; obrigada aos professores que ajudaram minha formação; um obrigada especial ao Fábio e à Carol por toda disponibilidade e paciência na orientação desse trabalho, eu realmente aprendi muito com vocês. Agradeço também ao Paulinho, Maurício e Ale não só pela disponibilidade como banca, mas também pela parceria no dia a dia do LAMAQ! A galera do IBJ e do PARNAM Abrolhos que me acolheram e me ensinaram tanto, em especial Milton, Rafa e Berna.

Agradeço imensamente à Socioambiental e toda equipe do Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos, financiado pela PETROBRAS e definido no Licenciamento Ambiental Federal do Polo Pré-Sal da Bacia de Santos conduzido pelo IBAMA, por me disponibilizarem os dados! Obrigada pela confiança.

Um grandíssimo muito obrigada à Gabriela Oms, pessoa que me colocou no mundo dos cetáceos e navega comigo desde então, não só por ter me apresentado tudo isso, mas por todo amor, parceria, amizade, choros, surtos, alegrias e tudo que vivemos nesses anos! Obrigada pela paciência e pelos puxões de orelha, ChefOms, você foi parte importantíssima em todos os âmbitos da minha vida e sem você, eu não seria possível... nem esse trabalho!

Agradeço do fundo do meu coração à todas as minhas amigas pelas alegrias e, principalmente, pelos momentos que eu achei que não ia dar conta e vocês me deram força, sou muito sortuda por ter tanta gente especial comigo! Minhas amigas de infância, Bé e Gi, vocês são tudo pra mim! As pessoas que entraram comigo na faculdade, Bia e Manô principalmente. Isis, pela parceria todos os dias e por cuidar de

mim! As pessoas que construíram lares comigo nesse tempo, Lua, Rebs, Ju, Ingrid. Os presentes preciosos que a Biologia me trouxe, Bruno, Amanda, Bazinha, Dani e todo um telhadinho de pessoas. Grata a família que o LAMAQ me trouxe, com vocês tudo se torna mais leve, Ana, Thais, John e tantos mais. Obrigada também a equipe da fotoid do PMC, orgulho demais de todo mundo – antigos e novos, todos tem mão aqui nesse trabalho! As estagiárias do IBJ de 2019, tenho muito orgulho das nossas conquistas. Um cheiro especial para meus carinhos e afetos, sem amor não somos. Agradeço também as amizades que não listei aqui, mas são tão importantes quanto. Aqueles que me encontram depois de uma semana cheia, vocês são tudo também! Por fim, agradeço a todo mundo que segurou minha barra nos últimos tempos. Não foi um ano fácil para mim, e ter com quem contar fez e faz toda a diferença!

RESUMO

Estimar populações de cetáceos em escala regional é desafiador. A subespécie oceânica do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus truncatus*, é amplamente distribuída no Atlântico Sudoeste. Para estimar a abundância desta subespécie na Bacia de Santos, foi utilizado dados de um esforço de monitoramento a longo prazo: o Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos (PMC-BS), que realizou cruzeiros de pesquisa em águas brasileiras durante sete anos (2015-2022). Duas abordagens metodológicas foram utilizadas para estimar parâmetros populacionais: (1) amostragem de distâncias utilizando transectos lineares e (2) dados de fotoidentificação coletados durante os cruzeiros de pesquisa. A partir da amostragem de distâncias, a densidade e abundância foram estimadas para cada campanha. Com o software Distance, foram ajustadas curvas de detecção incluindo covariáveis às distâncias perpendiculares observadas. O melhor modelo de curva de detecção incluiu o estado do mar (escala Beaufort) afetando a probabilidade de detecção e estimou uma abundância média de 4.154 golfinhos (CV = 24,1%; IC95% = 2.598-6.643). O cruzeiro com a maior abundância ocorreu entre Inverno/Primavera de 2019, com a estimativa de 8.242 golfinhos (CV = 33,5%; IC95% = 4.299-15.800). Modelos de marcação-recaptura POPAN Jolly-Seber foram construídos e executados no pacote RMark, no software R. Foram considerados os históricos de captura de 849 indivíduos fotoidentificados. Oito modelos foram ajustados e comparados, assumindo todos os parâmetros—probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ); probabilidade de captura (p) e a probabilidade de entrada de indivíduos na população (p_{ent})—como constantes ou variando com o tempo. O melhor modelo de marcação-recaptura sugere uma sobrevivência aparente constante entre ocasiões de 0,92 (IC95% = 0,88–0,95); probabilidade de captura variando com o tempo entre 0 e 0,035 (IC95% = 0,024–0,050); e uma probabilidade de entrada constante de igual a 0,34 (CI95% = 0,30–0,39). A superpopulação de indivíduos marcados foi de 7.797 (CV = 12,9%; CI95% = 6.610–9.228). As estimativas geradas a partir de modelos de marcação-recaptura e amostragem de distâncias foram coerentes e complementares entre si. Mantendo o programa de monitoramento e integrando esses dados com dados obtidos por outros grupos de pesquisa, as estimativas poderão ser refinadas.

Palavras-chave: Parâmetros populacionais, Golfinho-nariz-de-garrafa, Bacia de Santos, métodos de estimativa populacional, monitoramento.

ABSTRACT

Estimating cetacean populations at a regional scale is challenging. The shelf/offshore subspecies of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus truncatus*, is widely distributed in the Southwestern Atlantic Ocean. To estimate the population abundance of this subspecies we used data from a long-term monitoring effort: the Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) that performed boat-based surveys in Brazilian waters for seven years (2015-2022). We used two approaches to estimate population parameters: (1) line transect distance sampling; and (2) photo-identification data collected during these surveys. Density and abundance were estimated for each survey using the Multiple Covariate Distance Sampling approach using the software Distance. The best detection curve included Beaufort sea state affecting the probability of detection, and estimated a mean abundance of 4154 dolphins (CV = 24.1%; CI95% = 2598–6643). The survey with the highest abundance occurred during Winter/Spring of 2019, with an estimate of 8242 dolphins (CV= 33.5%; CI95% = 4299–15800). We built mark-recapture POPAN Jolly-Seber models implemented in package RMark in R. We fitted and compared eight models assuming all parameters—apparent survival probability (ϕ); the capture probability (p) and the probability of individuals entering the population (p_{ent})—as constant or varying in time. We photo-identified a total of 849 individual dolphins. The best mark-recapture model suggested constant survival of 0.92 (CI95% = 0.88–0.95); temporal variance in capture probabilities (range = 0 – 0.035; CI95% = 0.024–0.050), and constant probability of entrance of 0.34 (CI95% = 0.30–0.39). The super-population abundance of marked individuals was 7797 (CV = 12.9%; CI95% = 6610–9228). Estimates from mark-recapture and distance sampling were coherent and complementary to each other. By maintaining this monitoring program and integrating this data with that of other research groups, we will be able to further refine these estimates.

Keywords: Population parameters, Bottlenose dolphin, Santos basin, long-term monitoring, methods.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da área de estudo com limites da Bacia de Santos, rotas das Campanhas de Telemetria do PMC (pontilhado em vermelho) e rota das Campanhas de Avistagem do PMC (transectos lineares em preto).21
- Figura 2. (a) Histograma das distâncias perpendiculares (metros) com a curva de detecção (linha vermelha) do modelo selecionado; (b) Curvas de detecção considerando a influência do estado do mar na probabilidade de detecção. Notações: C1 = Curva em Beaufort 1; C3 = Curva em Beaufort 3 e C5 = Curva em Beaufort 5.29
- Figura 3. Estimativas de abundância (A) e probabilidade de sobrevivência (B). Notações: N_{dist} = abundância média das campanhas calculadas via *distance sampling*; $N_{dist} (>)$ = maior abundância calculada via *distance sampling*; N_{est} = abundância de animais marcados estimada via marcação recaptura; N_{total} = abundância total corrigida pelo *theta*.....30

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Descrição das categorias de classificação dos registros fotográficos de <i>Tursiops truncatus truncatus</i>	23
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Modelos POPAN para probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ), probabilidade de captura (p), probabilidade de entrada (c), ranqueados pelo menor AICc (critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras). Δ AIC representa a diferença do AICc de cada modelo em relação ao modelo de menor AICc. AICc peso indica o suporte de cada modelo em relação aos outros. Desvio representa a medida de ajuste do modelo. Npar representa o número de parâmetros estimado por cada modelos. Notações: (~1) constante, (t) tempo dependente entre ocasiões.	28
Tabela 2. Doze modelos gerados ranqueados pelo menor AIC (critério de informação de Akaike). Δ AIC representa a diferença do AIC de cada modelo em relação ao modelo de menor AIC. Npar representa o número de parâmetros estimado por cada modelo; ESW representa a largura efetiva da faixa de detecção; GOF Chi-p representa o teste qui quadrado de <i>goodness of fit</i> . Notações: (cont) = contínuo e (cat) = categórico.....	29
Tabela 3. Descrição das estimativas de densidade e abundância de <i>Tursiops truncatus truncatus</i> por campanha de avistagem embarcada do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos de 2015 a 2021, a estação em que cada campanha ocorreu e o número de detecções de grupos em cada campanha utilizando a metodologia de amostragem de distâncias.	30

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	Critério de Informação Akaike
AICc	Critério de Informação Akaike Corrigido
BS	Bacia de Santos
CV	Coeficiente de Variação
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IC	Intervalo de Confiança
ID	Identificação
LAMAQ	Laboratório de Mamíferos Aquáticos
MAP	Monitoramento Acústico Passivo
MCDS	Multiple Covariate Distance Sampling
PMC-BS	Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	METODOLOGIA	20
3.1	ÁREA DE ESTUDO	20
3.2	COLETA DE DADOS	21
3.3	PROCESSAMENTO DOS DADOS	23
3.3.1	Processamento das fotos	23
3.3.2	Processamento dos transectos lineares	24
3.4	ANÁLISE DOS DADOS	25
3.4.1	Marcação-recaptura	25
3.4.2	Amostragem de distância	26
4	RESULTADOS	27
4.1	MARCAÇÃO RECAPTURA	27
4.2	AMOSTRAGEM DE DISTÂNCIAS	28
5	DISCUSSÃO	31
6	CONCLUSÃO	35
	REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

Estudos e esforços de monitoramento de populações naturais em longo prazo e em grande escala espacial são desafiadores, porém, necessários para a definição de estratégias de conservação (Kaschner et al., 2006; Rudolf & Rasmussen, 2013) e manejo (Hayes & Schradin, 2017). Tais esforços podem ser particularmente difíceis para cetáceos, considerando que vivem em ambiente marinho, com distribuição abrangente e alta mobilidade, o que dificulta a sistematização de amostragens para o estudo de suas populações (Mann & Karniski, 2017). Uma consequência desse desafio é que existem uma maior quantidade de estudos de longo prazo para as espécies que ocorrem mais próximas a costa, por serem mais acessíveis a monitoramentos sistemáticos que exigem menor logística (Mann et al., 2000). Ainda assim, tal contexto complexo relacionado ao comportamento e habitat dessas espécies exigiu o desenvolvimento de uma gama de diferentes abordagens metodológicas, que permitiram tanto estudos comportamentais básicos, como a estimativa de parâmetros populacionais (Williams et al. 2006).

Dentre os métodos mais aplicados para estimativas de parâmetros populacionais de mamíferos marinhos, se destacam duas abordagens: marcação-recaptura, combinada à técnica de fotoidentificação (Würsig & Jefferson, 1990), e amostragem de distâncias (*distance sampling*) (Buckland et al., 1993). Estas abordagens sofreram adaptações e ajustes com fins a superar os desafios supracitados. Em um contexto de monitoramento de longo prazo, a dinâmica populacional de uma determinada espécie de mamífero marinho pode ser avaliada a partir da aplicação de ambas as metodologias, que permitem não somente a estimativa de parâmetros populacionais, mas também o acompanhamento das variações dos mesmos ao longo do tempo. Para avaliar a dinâmica, o status e a viabilidade de uma população, no entanto, estes estudos exigem muitos dados primários de campo e amplo investimento em tempo, esforço e recursos (Hayes & Schradin, 2017).

Estudos de longo prazo também são um desafio para cetáceos, mas a única alternativa para acessar alguns parâmetros demográficos. Por exemplo, padrões de sobrevivência e parâmetros reprodutivos são particularmente difíceis de estimar, exigindo longos esforços sistemáticos de campo. Como resultado, é comum avaliar a

dinâmica de populações de cetáceos e sua viabilidade no tempo a partir de dados secundários obtidos de diferentes populações (Reed et al., 2002). No entanto, como diferentes populações podem estar expostas a diferentes condições ecológicas e pressões antrópicas (Baker et al., 2018), tais avaliações podem ter utilidade limitada por não representar adequadamente a dinâmica da população de interesse, considerando suas realidades locais. Ou seja, há benefícios claros quando as discussões de conservação são baseadas em parâmetros demográficos regionais específicos, estimados para a população alvo de estudo (Manlik et al., 2016).

Para pequenos cetáceos, como espécies de golfinhos pertencentes ao gênero *Tursiops*, a técnica de fotoidentificação consiste na diferenciação individual por meio da identificação do formato da nadadeira dorsal, bem como de marcas naturais presentes como marcas na borda, arranhões e padrões de pigmentação (Karczmarski & Cockcroft, 1998; Würsig & Jefferson, 1990). Combinada à abordagem de marcação-recaptura, a técnica auxilia a estimativa de múltiplos parâmetros populacionais como abundância, sobrevivência e recrutamento (Wells & Scott, 1990; Wilson et al., 1999), além de fornecerem informações sobre vários aspectos ecológicos e história de vida individual (Mann et al., 2000), sistemas sociais (Alberts, 2019) e padrão espacial (Mintzer et al., 2013). Outra alternativa para a estimativa de parâmetros populacionais é a amostragem de distância (*distance sampling*) que, a partir do número de avistagens em rotas pré-definidas por transectos lineares, é capaz de estimar a densidade e abundância de indivíduos na área amostrada (Buckland et al., 1993).

Várias espécies globalmente abundantes estão expostas a ações humanas que ameaçam populações locais. O golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) é uma dessas espécies, embora seu estado de conservação seja classificado como pouco preocupante pela Lista Vermelha da IUCN (Wells et al., 2019). No entanto, apesar de algumas populações que habitam águas costeiras estejam estáveis ou crescentes (por exemplo, Arso Civil et al., 2019), muitas outras diminuíram e estão em risco de extinção (Currey et al., 2009; Félix et al., 2017). Estas populações são especialmente vulneráveis visto que suas faixas de distribuição se sobrepõem às atividades humanas (Reeves et al., 2003). A espécie apresenta uma ampla distribuição em águas temperadas e tropicais, em uma variedade de habitats (Wells & Scott, 1999), tanto costeiros quanto oceânicos, sendo a espécie de golfinho mais

estudada no mundo (Connor et al., 2000), porém, com poucas informações sobre o estado das populações oceânicas.

Esforços de pesquisa de longo prazo em todo o mundo (por exemplo, Arso Civil et al., 2019; Cheney et al., 2019; Fruet et al., 2015; Mann et al., 2000; Wells & Scott, 1990), permitiram o estudo de muitos aspectos relacionados a história de vida e biologia do gênero *Tursiops*. Porém, um ponto focal de pesquisa atual é a discussão taxonômica de *Tursiops* spp., sendo discutida em nível mundial. Recentemente, dois ecótipos presentes no Oceano Atlântico Sul foram reconhecidos como subespécies: *T. truncatus truncatus* e *T. truncatus gephyreus* (Committee on Taxonomy, 2021). A divisão é baseada em aspectos morfológicos, genéticos e de ocupação de habitat: a primeira, ocorre principalmente em ambientes oceânicos enquanto a segunda, em ambientes costeiros (Costa et al., 2016; Fruet et al., 2017; Pereira et al., 2020; Simões-Lopes et al., 2019; Teixeira et al., 2021).

No Brasil, muitos estudos foram realizados desde a década de 1990 permitindo a compreensão de múltiplos aspectos ecológicos e comportamentais de várias populações costeiras. A maioria destes estudos vêm utilizando a técnica de fotoidentificação combinada a amostragens específicas que permitiram estimar parâmetros populacionais como a abundância, padrões de movimentos, fidelidade à área, interações intraespecíficas e ocorrência de patologias (Daura-Jorge et al., 2012a; Daura-Jorge et al., 2012b; Fruet et al., 2011; Lodi, 2016; Lodi et al., 2008; Simões-Lopes & Fabian, 1999; Van Bressemer et al., 2015). Apesar da espécie ser bastante estudada no Brasil, observa-se que a maior parte das pesquisas são realizadas com populações residentes em regiões costeiras e estuarinas, habitat ocupado por *Tursiops truncatus gephyreus* (Daura-Jorge et al., 2012a; Daura-Jorge et al., 2012b; Fruet et al., 2011; Simões-Lopes et al., 1998; Simões-Lopes & Fabian, 1999). Assim, há uma lacuna de conhecimento quanto aos aspectos ecológicos de *Tursiops truncatus truncatus* na costa brasileira, apesar de alguns esforços recentes e pontuais (Pereira et al., 2020; Simões-Lopes et al., 2019; Tardin et al., 2020).

O Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) é um programa único de monitoramento de longo prazo, que combina múltiplas abordagens e métodos de amostragem, entre eles campanhas embarcadas para levantamentos visuais combinados à amostragem por monitoramento acústico passivo e campanhas

para monitoramento por telemetria satelital. Nestas campanhas, durante transectos lineares sistemáticos percorridos em um contexto de amostragens de distâncias ou rotas previamente definidas, são realizados esforços de fotoidentificação para reconhecimento individual. O PMC-BS foi implementado em 2015 e financiado pela empresa petrolífera brasileira (PETROBRAS) como uma exigência do órgão ambiental federal do Brasil, IBAMA, para o processo de licenciamento ambiental da exploração de petróleo na província da Bacia de Santos. O projeto visa estudar toda a comunidade de cetáceos que utiliza esta Bacia em águas brasileiras pretendendo, primeiramente, estabelecer um banco de dados base para esta comunidade pouco compreendida e, segundo, ao manter o monitoramento de longo prazo, possibilitar a estimativa de parâmetros populacionais e padrões espaciais de diversas espécies, permitindo avaliar e monitorar seu estado de conservação em um cenário de intensa exploração de petróleo.

A subespécie oceânica do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus truncatus*) é uma das populações presente nesta comunidade, sendo a que, até o momento, apresenta dados suficientes que permitem a aplicação de diferentes abordagens metodológicas com fins a estimar parâmetros populacionais. Utilizando os dados de fotoidentificação e de avistagens ao longo de transectos lineares, coletados pelo PMC-BS desde o início de suas atividades, o presente estudo tem como objetivo central contribuir com as primeiras estimativas de parâmetros populacionais, em especial a abundância, para *Tursiops truncatus truncatus* em escala regional, na área da Bacia de Santos. Modelos de marcação-recaptura e modelos de amostragem de distância foram utilizados com o intuito de comparar as estimativas geradas, avaliar a efetividade de cada abordagem em uma perspectiva de monitoramento de longo prazo e contribuir para uma melhor compreensão desta subespécie, pouco estudada até o momento.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar parâmetros populacionais para a subespécie oceânica do golfinho-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus truncatus* na Bacia de Santos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

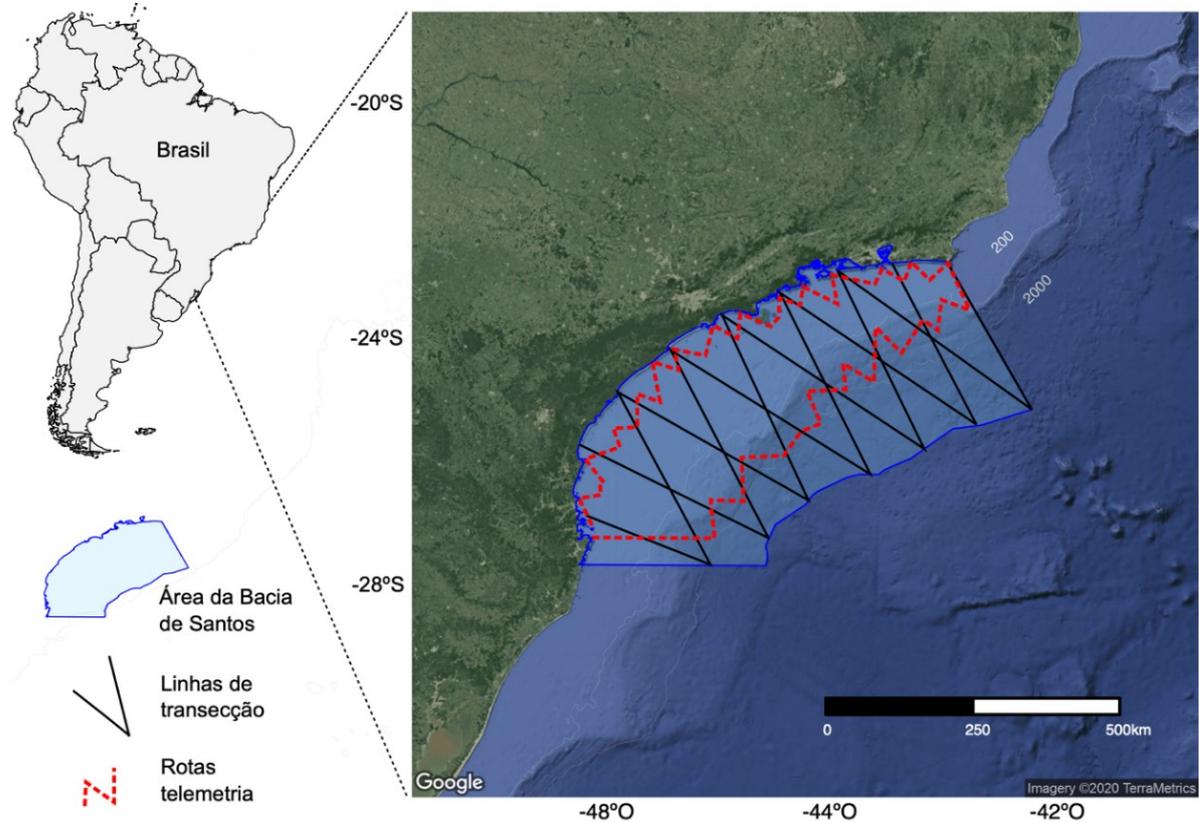
- Estimar a abundância, probabilidade de captura, probabilidade de sobrevivência entre ocasiões de captura e a probabilidade de entrada de indivíduos na população a partir da metodologia de marcação-recaptura;
- Estimar a densidade e a abundância a partir dos dados coletados via amostragem de distâncias a partir de transectos lineares.
- Comparar as estimativas de abundância geradas por marcação-recaptura e amostragem de distâncias.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Bacia de Santos (BS), área de estudo deste trabalho, está localizada na porção sudeste do Brasil, entre as latitudes de 23° e 28°S, e engloba os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina, totalizando uma área de 263.353 km², sendo limitada ao sul pela plataforma de Florianópolis, onde se inicia a Bacia de Pelotas, e ao norte, por Cabo Frio, onde se inicia a Bacia de Campos (Moreira et al., 2007; Figura 1). A sua plataforma continental é larga, principalmente na porção sul, chegando a mais de 200 km de extensão em algumas localidades e faz parte do ecossistema marinho *South Brazilian Shelf* (Sherman et al., 1990; Mahiques et al., 2010). A área é influenciada principalmente pelas águas tropicais quentes da Corrente Brasileira. No inverno a Corrente das Malvinas torna-se mais forte e altera a condição da água, produzindo a Convergência Subtropical ao encontrar a Corrente Brasileira (Campos et al., 1995). A produtividade na região é moderada/alta e caracterizada por marcantes variações temporais e espaciais (Ekau & Knoppers, 2003). As áreas de ressurgência das Águas Centrais do Atlântico Sul, que aumentam as densidades das comunidades fitoplanctônicas e elevam a produtividade, ocorrem principalmente no verão no litoral do Estado do Rio de Janeiro (Palma & Matano, 2009). Nesta área ocorrem intensas atividades de pesca, principalmente para a sardinha brasileira (*Sardinella brasiliensis*) (Ekau & Knoppers, 2003).

Figura 1. Localização da área de estudo com limites da Bacia de Santos, rotas das Campanhas de Telemetria do PMC (pontilhado em vermelho) e rota das Campanhas de Avistagem do PMC (transectos lineares em preto).



Fonte: adaptado de Minussi Rama, 2020.

3.2 COLETA DE DADOS

Os dados para o presente estudo foram disponibilizados pelo Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos (PMC-BS). O PMC-BS surgiu como exigência do órgão ambiental para atender a demanda do processo de licenciamento ambiental para exploração de petróleo e gás, com objetivo principal de avaliar os potenciais impactos das atividades de produção e escoamento de petróleo e gás natural – no polo pré-sal da Bacia de Santos – sobre todas as espécies de cetáceos com possível ocorrência dentro dessa localidade. De acordo com o Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural, em março de 2022, a Bacia de Santos foi a maior produtora brasileira de petróleo e gás natural (ANP, 2022). O PMC-BS obtém dados de ocorrência, diversidade, densidade e distribuição das espécies a partir de três

abordagens amostrais: campanhas de avistagem embarcada e monitoramento acústico passivo (MAP), de telemetria e de avistagem aérea.

A embarcação utilizada nas campanhas embarcadas é do tipo *mini-supply* de 23,7 metros de comprimento, que conta com suporte de dois botes infláveis com motor de popa para aproximação e marcação dos animais nas campanhas de telemetria. Durante o período de amostragem, três observadores procuram por cetáceos a olho nu e com binóculos (reticulado 7x50 e estabilizador de imagem 15x50) a partir da torre de observação, que fica a cerca de 7 m de altura em relação ao nível do mar.

Durante as campanhas de Avistagem Embarcada, os dados são coletados seguindo a metodologia de transecções lineares com amostragem de distâncias (*Distance Sampling*; ver rota na figura 1) (Buckland et al., 1993). Para cada campanha, as rotas são definidas previamente a fim de amostrar de forma homogênea e sistematizada toda a área de estudo. Cada linha de transecção ocorreu em um período amostral ininterrupto e o esforço amostral (milhas náuticas percorridas) foi registrado com o auxílio de um GPS de mão. No início da amostragem foram registradas as condições ambientais com as seguintes variáveis: reflexo do Sol; cobertura de nuvens; visibilidade (excelente, boa, ruim ou péssima); estado no mar na escala Beaufort; e condição do tempo. Cada mudança de condição foi registrada. Os observadores passam a maior parte do tempo olhando para a proa e próximo da rota do barco para garantir que os animais na linha de transecção sejam detectados (i.e assume-se que a probabilidade de detecção na linha, $g(0)$, é igual a 1). No momento da detecção de um grupo de cetáceos, os observadores registram o ângulo horizontal em relação à linha de transecção usando uma alidade e o número de retículos do binóculo entre o horizonte e o grupo. Estas informações permitem o cálculo da distância perpendicular do grupo em relação à linha de transecção. Além dessas informações, foram registradas outras informações adicionais referentes à avistagem do grupo. Sempre que possível, os animais são fotografados para confirmar a identificação taxonômica e para identificar os indivíduos por meio de marcas naturais na nadadeira dorsal, no caso dos pequenos cetáceos (fotoidentificação; Würsig & Jefferson, 1990). As fotografias são tiradas geralmente por mais de um fotógrafo, visando fotografar o maior número de indivíduos naquele grupo em alta qualidade em termos de foco e nitidez, ângulo da dorsal, luz, proximidade do animal e proporção da dorsal na foto (Williams et al., 1993).

Nas campanhas de Telemetria, onde o objetivo é a implantação de transmissores via satélite ou rastreadores VHF, bem como coleta de biópsias e fotoidentificação, as rotas são direcionadas para regiões com maior probabilidade de encontro com grupos de cetáceos. Como é feita a aproximação dos grupos, o volume de fotos para a identificação individual é maior do que nas campanhas de avistagem embarcada, onde o esforço para fotoidentificação é oportunista.

Para o presente trabalho, os dados utilizados são referentes às avistagens de *Tursiops truncatus truncatus*, sendo os registros fotográficos de qualidade suficiente, obtidos em todas as campanhas embarcadas, utilizados para elaboração de históricos de captura e posterior ajuste de modelos de marcação-recaptura, enquanto os dados obtidos nas campanhas de avistagem, utilizados para a aplicação da metodologia de amostragem de distâncias.

3.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS

3.3.1 Processamento das fotos

Na triagem, as fotografias registradas em campo foram classificadas em quatro categorias de acordo com a qualidade do registro, levando em consideração a qualidade da imagem para a utilização da técnica (nitidez, ângulo da dorsal, luz, visibilidade das marcas) e a qualidade das marcas do indivíduo (quantidade, profundidade, posição e tipo de marcas) (Quadro 1). Para a análise de fotoidentificação foram utilizadas apenas as fotos classificadas como A, B + e B-. Na etapa de identificação, as fotos de cada grupo avistado foram analisadas e os indivíduos distinguidos entre si de acordo com as marcas naturais, em especial na nadadeira dorsal, presentes em cada um, seguindo protocolos tradicionais de fotoidentificação (Würsig & Jefferson, 1990).

Quadro 1. Descrição das categorias de classificação dos registros fotográficos de *Tursiops truncatus truncatus*.

Categoria	Descrição
A	Fotos de excelente qualidade para fotoidentificação em termos de foco e nitidez, ângulo da dorsal, luz, proximidade do animal e proporção da dorsal na foto
B+	Fotos com informações suficientes para fotoidentificação
B-	Fotos de menor qualidade, que podem ou não conter informações e serão reanalisadas posteriormente
C	Fotos sem informações para a fotoidentificação

Fonte: elaborado pela autora.

Na etapa de catalogação, os indivíduos recém identificados foram comparados com os indivíduos já catalogados. A partir disso, duas situações foram possíveis: a primeira, onde o indivíduo não está presente no catálogo e foi adicionado na próxima etapa (nova ID) ou, a segunda, onde o indivíduo já foi identificado antes, sendo essa avistagem, uma reavistagem (*match*). Os novos indivíduos receberam um número sequencial como código de identificação (ID) e então, foram adicionadas ao catálogo. Em caso de *match*, as informações da ID em questão foram atualizadas no catálogo e no banco de dados. Os dados finais do processamento são organizados e armazenados em uma planilha Excel (Matriz Geral) para posterior exportação em formatos específicos dependendo das análises em questão.

3.3.2 Processamento dos transectos lineares

A distância radial para cada detecção foi calculada a partir do número de retículos no binóculo e altura do observador em relação ao nível do mar, considerando a curvatura da Terra (Lerczak & Hobbs, 1998) e a distância perpendicular do grupo em relação à linha de transecção foi calculada por trigonometria, a partir da distância radial e do ângulo horizontal.

Os dados coletados em 12 campanhas de avistagem foram organizados em uma planilha, contendo o tamanho da área amostrada, o número da campanha, número de cada transecto e respectivo esforço amostral juntamente com os dados de cada avistagem de *Tursiops truncatus truncatus*, sendo eles: distância perpendicular, tamanho de grupo, pista que levou à detecção, meio de detecção, reflexo do Sol,

cobertura de nuvens, estado do mar na escala Beaufort, condição do tempo e visibilidade.

3.4 ANÁLISE DOS DADOS

3.4.1 Marcação-recaptura

Utilizando a planilha Matriz Geral como base, foi estruturada uma segunda planilha Excel em um formato de histórico de captura, sendo cada linha um indivíduo e cada coluna uma ocasião de captura – consideradas aqui 29 campanhas, sendo 15 de Avistagem (A1 – A15) e 14 de Telemetria (T1 – T14). Esse histórico de captura foi inserido no programa Mark (White & Burnham, 1999), chamado pelo pacote RMark (Laake, 2013) em ambiente R (R Core Team, 2020), para gerar as estimativas de parâmetros populacionais a partir de modelos de marcação-recaptura de Jolly-Seber, na formulação de POPAN (Arnason & Schwarz, 1995), que considera, além de outras coisas, a população como aberta.

Nesta formulação de POPAN é postulado a existência de uma ‘superpopulação’ hipotética que significa o número de animais presentes na população (ver Arnason & Schwarz, 1995). Ainda, nesta formulação para cada ocasião de captura é estimada a probabilidade de captura (p); e entre ocasiões é estimada a probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ) e a probabilidade de entrada de indivíduos (b) da ‘superpopulação’ na população. A partir destes parâmetros, como parâmetro secundário, foi estimada a abundância da ‘superpopulação’ (N). Foram ajustados oito modelos assumindo todos os parâmetros – probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ); a probabilidade de captura (p) e a probabilidade de indivíduos entrarem na população (b) – como constante ou variável no tempo. Para selecionar o modelo mais parcimonioso, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido para tamanho de amostra pequeno (AICc, Burnham & Anderson, 2002), sendo o modelo com menor AICc o que melhor suporta os dados.

Como a estimativa de abundância se refere exclusivamente aos animais marcados na população, uma correção foi feita para incluir os indivíduos não marcados, gerando uma estimativa de abundância total (N_t). Para estimar esta

abundância total (N_t), a abundância de indivíduos marcados (N) foi dividida pela proporção de indivíduos marcados na população (θ , ver Williams et al., 1993; Wilson et al., 1999). Para o cálculo do *theta* (θ) foram selecionadas 20 fotografias com no mínimo 3 e máximo 10 indivíduos, e calculada a razão entre o número de indivíduos marcados dividido pelo número total de indivíduos observados em cada foto. A partir dessa amostra, foram calculados a média e desvio padrão do *theta* (θ). A média foi utilizada para corrigir a abundância total, enquanto o desvio padrão para corrigir o erro padrão (SE) da abundância total. O erro padrão (SE) foi corrigido utilizando o método delta (Williams et al. 2002):

$$SE(\hat{N}_{Total}) = \sqrt{\hat{N}_{Total}^2 \left(\frac{SE(\hat{N})^2}{\hat{N}^2} + \frac{1 - \hat{\theta}}{n\hat{\theta}} \right)}$$

onde n é o número total de fotos (tamanho da amostra) utilizadas para estimar θ . Os intervalos de confiança log-normal para a abundância total foram estimados seguindo Burnham et al. (1987), dividindo ou multiplicando a abundância total por um fator C calculado como:

$$C = \exp \left[z \frac{\alpha}{2} \times \sqrt{\ln \{ 1 + [CV(\hat{N}_{Total})]^2 \}} \right]$$

em que z é o desvio normal, $\alpha = 0,05$ e CV é o coeficiente de variação.

3.4.2 Amostragem de distância

A análise dos dados de amostragem de distâncias foi realizada no software Distance 6.3 (Thomas et al., 2010), utilizando a abordagem *Multiple Covariate Distance Sampling* (MCDS), que incorpora covariáveis que podem afetar a probabilidade de detecção (Marques & Buckland, 2003). As distâncias perpendiculares foram plotadas em histogramas e uma distância de truncagem adequada foi selecionada, eliminando as detecções com distâncias acima de 800 m da linha de detecção e diversos modelos para a função de detecção foram ajustados aos dados das distâncias perpendiculares. Foi realizada a estratificação por campanha e a estimativa geral de densidade foi obtida a partir da média das

estimativas para cada campanha, ponderada pelo respectivo esforço. Na abordagem MCDS, a densidade é estimada pelo estimador Horvitz-Thompson:

$$\hat{D}_{HT} = \sum_{i=0}^n \frac{si \cdot \hat{f}_i(0|zi)}{2L}$$

onde si indica o tamanho do grupo detectado em cada ocasião (i), $\hat{f}_i(0|zi)$ indica a função da densidade de probabilidade levando em consideração as estimativas de distância, ajustadas pelas covariáveis, de cada grupo detectado à linha de transecção, e L indica o comprimento total dos transectos lineares. O melhor modelo entre todos os ajustados foi selecionado a partir do Critério de Informação Akaike (AIC; Burnham & Anderson, 2002).

4 RESULTADOS

4.1 MARCAÇÃO RECAPTURA

Foram fotoidentificados um total de 849 indivíduos em 30 ocasiões de captura, onde o tempo máximo entre as ocasiões foi de 133 dias e o mínimo de 5 dias, sendo a média do tempo entre ocasiões igual a 51 dias. Durante todo o esforço realizado pelo PMC-BS, 66 indivíduos foram avistados em mais de uma ocasião: 59 indivíduos foram avistados em duas ocasiões, 6 indivíduos em três ocasiões e 1 indivíduo em quatro ocasiões. Dentre as reavistagens, 16 delas ocorreram com a presença de mais de um indivíduo em ambas as ocasiões (*match* de grupo): 9 com presença de dois indivíduos, 3 com a presença de três indivíduos, 2 com a presença de quatro indivíduos, 1 com a presença de seis indivíduos e o último com a presença de nove indivíduos, sendo o maior grupo reavistado. O maior tempo entre a primeira e a segunda avistagem de grupo foi de 4 anos e o menor, de 22 dias. O *theta* (θ) calculado foi de 0,8352 (DP = 0,16), indicando uma proporção de 83% de indivíduos marcados em toda a população.

Foram ajustados oito modelos de marcação-recaptura, sendo o modelo que melhor suportou os dados aquele que considerou a sobrevivência aparente (ϕ) e probabilidade de entrada (b) na população como constantes, e a probabilidade de captura (p) variando no tempo (Tabela 1). Este modelo estimou uma sobrevivência aparente entre ocasiões igual a 0,92 (IC95% = 0,88–0,95); a probabilidade de captura

entre ocasiões variou no tempo entre 0 e 0,035 (IC95% = 0,024–0,050); a probabilidade de entrada na população foi de 0,34 (IC95% = 0,30–0,39; Figura 3). A abundância da população de indivíduos marcados foi de 7.797 indivíduos (IC95% = 6.610–9.228; Figura 3), sendo a abundância da superpopulação, corrigida pelo theta, de 9.334 (IC95% = 4.556–13.388; Figura 3) indivíduos.

Tabela 1. Modelos POPAN para probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ), probabilidade de captura (p), probabilidade de entrada (c), ranqueados pelo menor AICc (critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras). Δ AICc representa a diferença do AICc de cada modelo em relação ao modelo de menor AICc. AICc peso indica o suporte de cada modelo em relação aos outros. Desvio representa a medida de ajuste do modelo. Npar representa o número de parâmetros estimado por cada modelos. Notações: (~ 1) constante, (t) tempo dependente entre ocasiões.

Modelo	Npar	AICc	Δ AICc	AICc peso	desvio
ϕ (~ 1) p ($\sim t$) b (~ 1)	228	977,35	0	0,998	-4403,48
ϕ (\sim time) p ($\sim t$) b (~ 1)	445	990,77	13,42	0,001	-4426,96
ϕ (~ 1) p ($\sim t$) b ($\sim t$)	553	994,26	16,91	0	-4441,35
ϕ (\sim time) p ($\sim t$) b ($\sim t$)	887	1053,54	76,18	0	-4461,85
ϕ (\sim time) p (~ 1) b ($\sim t$)	556	1436,56	459,20	0	-4005,84
ϕ (~ 1) p (~ 1) b ($\sim t$)	227	1664,43	687,08	0	-3714,27
ϕ (\sim time) p (~ 1) b (~ 1)	115	1736,27	758,91	0	-3617,27
ϕ (~ 1) p (~ 1) b (~ 1)	44	1966,64	989,28	0	-3364,42

Fonte: elaborada pela autora.

4.2 AMOSTRAGEM DE DISTÂNCIAS

Foram realizadas 12 campanhas de avistagem e MAP, onde 684 transectos lineares foram percorridos, totalizando uma distância de 35.538,06 milhas náuticas. No total, 60 grupos de *Tursiops truncatus truncatus* foram avistados com tamanho médio de 16 indivíduos, observados a uma distância perpendicular máxima de 3.015 metros. A distância de truncagem escolhida foi de 800 metros, sendo desconsideradas 12 avistagens observadas acima desta distância perpendicular.

Utilizando 48 avistagens, foram gerados diferentes modelos para ajustar a curva de detecção a partir das distâncias perpendiculares observadas. Os modelos ajustados também consideraram cada uma das potenciais covariáveis que poderiam influenciar na detecção, um modelo considerando duas covariáveis e um modelo que não considerou nenhuma das variáveis (nulo), totalizando 12 modelos onde as covariáveis foram consideradas como contínuas e/ou categóricas. O modelo que melhor suportou os dados – menor AIC – foi o que utilizou uma função meia normal com ajustes de coseno (Figura 2a) e que considerou as condições do mar (Beaufort) afetando a probabilidade de detecção (Tabela 2, Figura 2b).

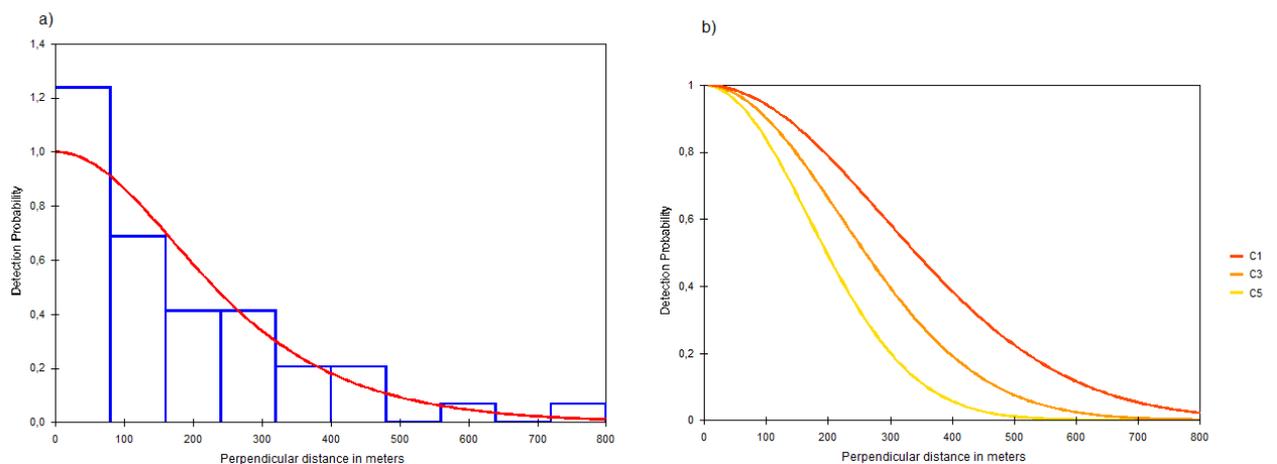
As campanhas foram analisadas individualmente para calcular a taxa de encontro, densidade e abundância de cada uma. A abundância máxima foi de 8.242 (IC95% = 4.299–15.800) indivíduos no inverno de 2019 (Tabela 3). A estimativa média da densidade foi de 1,05 indivíduos por km² (CV = 24,1%; IC95% = 0,98-2,52) e da abundância foi de 4.154 golfinhos (CV = 24,1%; IC95% = 2.598–6.643)

Tabela 2. Doze modelos gerados ranqueados pelo menor AIC (critério de informação de Akaike). Δ AIC representa a diferença do AIC de cada modelo em relação ao modelo de menor AIC. Npar representa o número de parâmetros estimado por cada modelo; GOF Chi-p representa o teste qui quadrado de *goodness of fit*. Notações: (cont) = contínuo e (cat) = categórico.

Covariáveis	Npar	AIC	Δ AIC	GOF Chi-p
Beaufort (cont)	2	590,35	0	0,608
Beaufort (cont) + Visibilidade (cat)	5	592,64	2,29	0,119
Beaufort (cat)	5	593,13	2,78	0,096
Visibilidade (cat)	4	593,37	3,02	0,320
Visibilidade (cont)	2	594,92	4,57	0,528
Nulo	2	595,75	5,4	0,532
Tempo (cat)	4	596,95	6,60	0,222
Reflexo	2	598,01	7,66	0,434
Tempo (cont)	2	598,20	7,85	0,427
Nuvem	2	598,56	8,21	0,413
Pista de detecção	4	599,08	8,73	0,181
Meio de detecção	3	600,20	9,85	0,277

Fonte: elaborada pela autora.

Figura 2. (a) Histograma das distâncias perpendiculares (metros) com a curva de detecção (linha vermelha) do modelo selecionado; (b) Curvas de detecção considerando a influência do estado do mar na probabilidade de detecção. Notações: C1 = Curva em Beaufort 1; C3 = Curva em Beaufort 3 e C5 = Curva em Beaufort 5.



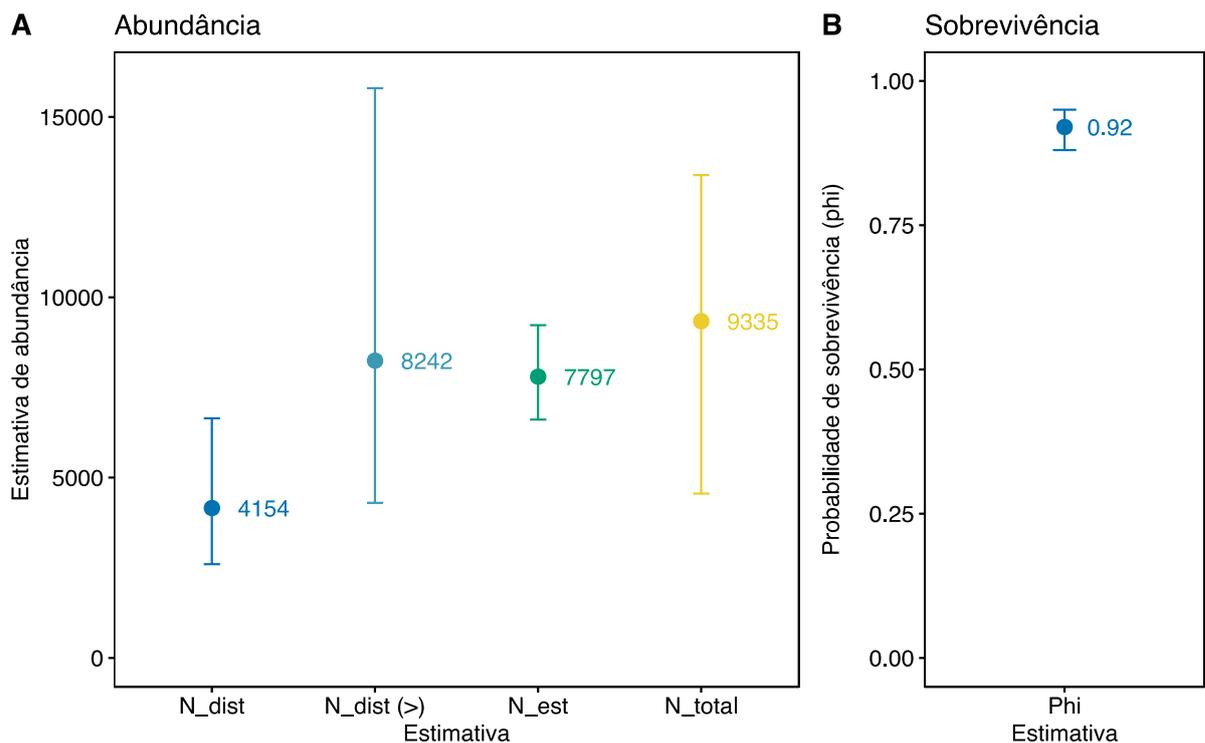
Fonte: elaborada pela autora.

Tabela 3. Descrição das estimativas de densidade e abundância de *Tursiops truncatus truncatus* por campanha de avistagem embarcada do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Baía de Santos de 2015 a 2021, a estação em que cada campanha ocorreu e o número de detecções de grupos em cada campanha utilizando a metodologia de amostragem de distâncias e o valor médio das estimativas.

Campanha	Estação	N detecções	Densidade		Abundância		
			Indivíduos/ 100km ²	95% IC	Estimativa	95% IC	%CV
1	Prim/ver	2	0,85	0,29-2,47	2.235	767-6.515	56,7
2	Outono	3	1,20	0,51-2,81	3.165	1.352-7.407	44,2
3	Primavera	3	1,17	0,47-2,90	3.088	1.250-7.629	47,1
4	Ver/out	3	1,18	0,35-4,00	3.109	917-10.535	66,3
5	Primavera	2	0,79	0,21-2,93	2.082	561-7.725	71,9
6	Verão	5	1,92	0,88-4,19	5.063	2.324-11.031	40,3
7	Inv/prim	4	1,51	0,58-3,89	3.964	1.533-10.245	50
8	Ver/out	7	2,84	1,28-6,26	7.470	3.382-16.497	41
9	Inv/prim	8	3,13	1,63-6,00	8.242	4.299-15.800	33,5
10a	Verão	2	1,53	0,62-3,78	4.037	1.636-9.959	45,5
11	Primavera	3	1,2	0,59-2,42	3.160	1.566-6.376	36,2
10b	Primavera	1	0,7	0,33-1,46	1.841	880-3.853	37,7
12	Verão	5	2,06	0,96-4,41	5.423	2.531-11.620	39,4
MÉDIA	-	48	1,05	0,98-2,52	4.154	2.598-6.643	24,1

Fonte: elaborado pelo autor. Nota: A Campanha 10 foi realizada em duas etapas devido à interrupção do primeiro período (10a) em março/2020 por conta da pandemia de COVID-19, tendo sido realizado o complemento do esforço amostral em outubro/2020 (10b).

Figura 3. Estimativas de abundância (A) e probabilidade de sobrevivência (B). Notações: N_dist = abundância média das campanhas calculadas via *distance sampling*; N_dist (>) = maior abundância calculada via *distance sampling*; N_est = abundância de animais marcados estimada via marcação-recaptura; N_total = abundância estimada por marcação-recaptura corrigida pelo *theta*.



Fonte: elaborado pela autora.

5 DISCUSSÃO

Este estudo forneceu as primeiras estimativas populacionais para a subespécie oceânica do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus truncatus*, na costa Brasileira, com base em uma amostragem em grande escala espacial, na Baía de Santos. O número de avistagens da espécie, bem como de reavistagens de mesmos indivíduos e *matches* de grupo, sugerem que a área estudada é utilizada pela subespécie em questão, com presença de uma ou mais unidades populacionais. Embora não seja possível sustentar a possibilidade de uma única grande população ocorrer na área, mesmo que mais de uma unidade ocorra, estas devem estar conectadas e/ou pouco estruturadas. Dados de reavistagem sugerem que os grandes grupos observados se movimentem tanto latitudinalmente quanto longitudinalmente, se aproximando da costa durante prováveis atividades de forrageio. Além disso, as reavistagens de grupos indicam certa estabilidade social nas composições de grupo. As estimativas de abundância geradas por diferentes abordagens metodológicas são confirmatórias, ou seja, estimam abundâncias aproximadas, de um grande número de indivíduos. Ambas as metodologias sugerem que a área de estudo é intensamente utilizada por esta população, sendo uma área importante para esta subespécie.

Os resultados de marcação-recaptura foram em geral mais precisos quando comparados à amostragem de distâncias, apresentando menores intervalos de confiança, sugerindo, primeiro, que a amostra utilizada, apesar da escala gerar dados esparsos, é suficiente para gerar resultados que parecem fazer sentido. O modelo que melhor suportou os dados indica uma probabilidade de entrada de indivíduos na população de 34%, sendo esta constante no tempo. Assim, ao longo do monitoramento, novos indivíduos entraram no histórico de captura à uma taxa constante, reforçando tratar-se de um contexto de população aberta, e que a amostragem ainda não chegou a uma assíntota, ou seja, ainda não estabilizou o número de indivíduos catalogados.

A probabilidade de captura variou com o tempo e foi muito baixa (0-0,035; IC95% = 0,024–0,050). Esta baixa probabilidade de captura é provável consequência da grande escala espacial combinada ao provável grande tamanho da população

estudada e, também, de se tratar de uma população aberta. Com isso, apesar do esforço intensivo no tempo e no espaço, se faz necessário encontrar uma maneira de adequar os dados com o fim de aumentar este parâmetro ou aumentar a quantidade de eventos de recaptura (reavistagem) a partir de um maior esforço amostral. Esta baixa probabilidade de captura pode ter consequências para os demais parâmetros estimados. A sobrevivência pode ter sido subestimada, assim como a abundância pode ser enviesada positivamente, ou seja, ser superestimada.

A teoria sugere que um bom conjunto de dados tenha uma probabilidade de captura maior que 35% para gerar estimativas de abundância adequadas, sendo que capturas de 20% seriam efetivas e de 0,05, ou próximo a isso, pouco efetivas para derivar os parâmetros de abundância (Otis et al., 1981). Ou seja, neste trabalho, a probabilidade de captura de 3,5% (0,035) pode ter gerado superestimativas de abundância. De fato, a abundância de indivíduos marcados foi de 7.797 indivíduos (IC95% = 6.610–9.228) que representam 83% da população como um todo, segundo o cálculo do *theta*. Assim, a estimativa total de indivíduos calculada por marcação-recaptura seria de aproximadamente 9.335 indivíduos. Com a continuação do monitoramento será possível aumentar a probabilidade de captura, confirmando ou corrigindo esta primeira estimativa aqui gerada.

A probabilidade de sobrevivência, também constante no tempo, foi de 0,92 (IC95% = 0,88–0,95). A sobrevivência aqui gerada se refere aos intervalos de captura, que indicam tempos diferentes entre si. Outros estudos realizados com a mesma espécie e que forneceram valores deste parâmetro calcularam o mesmo para períodos anuais, sendo necessário a adequação da estimativa para o mesmo período a fim de realizar uma comparação. Considerando que a cada ano foram realizadas quatro ocasiões de captura, a sobrevivência anual seria aproximadamente 0,72 ($0,92^4$). Para populações costeiras, o intervalo da probabilidade de sobrevivência anual varia de 0,93 a 0,97 (e.g. Currey et al. 2009; Arso Civil, Cheney, et al., 2019; Fábio G. Daura-Jorge et al., 2012b; Ludwig et al., 2021). Estas populações costeiras estão provavelmente mais expostas a atividades antrópicas diversas, o que tende a aumentar suas taxas de mortalidade não-natura, reduzindo sobrevivência. Embora cada população tenha sua dinâmica própria e outros fatores que podem influenciar na sobrevivência dos oceânicos, esta sobrevivência anual menor (0,72) estimada para

os oceânicos, pode estar subestimada por conta da baixa probabilidade de captura – padrão esperado considerando a escala deste estudo.

Já as estimativas geradas a partir da metodologia de amostragem de distâncias apresentaram um intervalo de confiança maior, ou seja, estimativas menos precisas que as geradas por marcação-recaptura. O número de avistagens para gerar estimativas precisas e confiáveis por esta abordagem deve ser de, no mínimo, 60, sendo estimativas geradas com menos de 40 avistagens não confiáveis (Buckland et al., 1993). Ao realizar a truncagem de distância dos dados, o presente estudo utilizou 48 avistagens para gerar as estimativas, o que pode ter contribuído para uma baixa precisão da abundância estimada. Ainda, o modelo selecionado indica que o estado do mar interfere na detecção dos grupos, sendo que em situações de maior escala Beaufort, a detecção de grupos diminui, e vice-versa. Ao considerar esta covariável, se corrige de forma positiva a probabilidade de detecção, reduzindo a chance de se gerar superestimativas de densidade e abundância. Como para marcação-recaptura, a continuação do monitoramento e o aumento da amostra tende a confirmar ou corrigir as estimativas geradas por esta abordagem.

As estimativas de abundância geradas por ambas as metodologias parecem ser complementares, com intervalos de confiança que se sobrepõem. A estimativa média da abundância calculada pelo método de amostragem de distâncias foi de 4.154 indivíduos (IC95% = 2.598–6.643), valor que representa menos da metade da estimativa de abundância calculada via marcação-recaptura, de 9.335 indivíduos (IC95% = 4.556–13.388) após o ajuste do *theta*. Com o aumento da amostragem a tendência é estas estimativas se aproximarem, mas ainda devem se manter marginalmente diferentes. Tal diferença pode ser explicada por características funcionais de cada método. Ou seja, as estimativas de abundância geradas representam, conceitualmente, aspectos biológicos diferentes. Enquanto marcação-recaptura, na parametrização de POPAN, considera todos os indivíduos presentes na população em algum momento do esforço amostral (i.e. superpopulação; Arnason & Schwarz, 1995), a amostragem de distâncias estima apenas a abundância a partir da densidade de indivíduos presentes naquele determinado momento amostrado (Barlow & Calambokidis, 2004). Ao levar em consideração que, provavelmente, os golfinhos presentes dentro da área de estudo se locomovem para além dos limites da

Bacia, é de se esperar que uma metodologia que impõem limites geográficos (amostragem de distâncias) para uma população aberta estime uma abundância menor. Essa característica espacial e de movimento da população pode ser observada na variação da abundância nos diferentes cruzeiros de amostragem de distâncias, onde as estimativas variam de 2.082 a 8.242 indivíduos. Nota-se que a maior estimativa de abundância, gerada com os dados do esforço amostral realizado no inverno de 2019, se aproxima de forma muito impressionante (embora menos precisa) da estimativa obtida por marcação-recaptura – amostragem de distâncias: 8.242 (IC95% = 4.299–15.800); marcação-recaptura: 9.335 (IC95% = 4.556–13.388).

Apesar das exigências de processamento pós-amostragem, a metodologia de marcação-recaptura oferece uma estimativa mais precisa sobre a população em si. Ainda assim, ambas abordagens geraram estimativas preliminares que devem ser validadas com o aumento amostral e um refinamento no modo como os dados são utilizados. Se faz necessário pensar em uma maneira de utilizar os dados de forma que uma maior probabilidade de captura seja gerada via marcação-recaptura, com o fim de gerar estimativas que sejam confiáveis. Além disso, com a continuação do monitoramento, reavistagens devem se tornar mais frequentes, também aumentando a probabilidade de captura estimada. Da mesma forma, o aumento no número de detecções incluídas nos modelos de amostragem de distâncias tende a aumentar a precisão de seus resultados. Estudos feitos em regiões costeiras comparando ambas as metodologias também mostraram uma maior precisão nas estimativas geradas via marcação-recaptura (Barlow & Calambokidis, 2004; Lukoschek & Chilvers, 2008; Daura-Jorge & Simões-Lopes, 2016). De qualquer forma, mesmo sendo possível um monitoramento consistente em um contexto de longo prazo via marcação-recaptura, a utilização de amostragem de distâncias a partir de transectos lineares deve ser considerada para validar as estimativas de marcação-recaptura, para gerar estimativas instantâneas, por amostragem, e para complementar informações sobre padrões espaciais da espécie ao longo do tempo. Desta forma, considerando o desafio espaço-temporal do monitoramento realizado pelo PMC-BS, a manutenção de ambas as abordagens metodológicas parece ser uma estratégia acertada para a avaliação da dinâmica desta e de outras espécies monitoradas na Bacia de Santos.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo estimou parâmetros populacionais inéditos de *Tursiops truncatus truncatus*, utilizando dados de um esforço de monitoramento em longo prazo e pela primeira vez nessa escala espacial, com resultados que indicam a importância da Bacia de Santos para a população em questão. Por tratar-se de um estudo sem precedentes em termos de escala temporal e espacial, há uma certa dificuldade em validar as estimativas geradas e comparar com trabalhos em contextos semelhantes. De modo geral, a metodologia de marcação-recaptura foi efetiva para gerar os parâmetros populacionais como sobrevivência e recrutamento, porém, é necessário que uma maior probabilidade de captura seja gerada com o fim de gerar uma estimativa de abundância adequada. Já a metodologia de amostragem de distâncias é efetiva para gerar a densidade e a abundância, mas é necessário que mais avistagens sejam incorporadas com o fim de gerar estimativas mais precisas. Este ponto reforça a necessidade de se manter ambas estratégias metodológicas (marcação-recaptura e amostragem de distâncias), e da continuidade deste monitoramento, que possibilitará um aumento amostral e estimativas mais definitivas. Mesmo assim, os resultados aqui gerados, embora preliminares, são pontos de referência importantes para um acompanhamento da dinâmica populacional dessas populações oceânicas, e como respondem a potenciais ações antrópicas deletérias. Com o aumento da exploração de recursos marinhos, como a pesca e a criação de plataformas petrolíferas, só será possível avaliar os efeitos na vida marinha e mostrar caminhos específicos para a conservação das populações presentes nas áreas afetadas a partir de estudos sistemáticos de longo prazo, apoiados em pontos de referência (*baselines*) adequados.

REFERÊNCIAS

- Agencia Nacional do Petróleo. Superintendência de Desenvolvimento e Produção. Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural. Março/2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/boletins/boletim-mensal-da-producao-de-petroleo-e-gas-natural>. Acesso em: 02/05/2022.
- Alberts, S. C. (2019). Social influences on survival and reproduction: Insights from a long-term study of wild baboons. In *Journal of Animal Ecology* (Vol. 88, Issue 1).
- Arnason, A. N., & Schwarz, C. J. (1995). Popan: Enhancements to a system for the analysis of mark—recapture data from open populations. *Journal of Applied Statistics*, 22(5–6), 785–800.
- Arso Civil, M., Cheney, B., Quick, N. J., Islas-Villanueva, V., Graves, J. A., Janik, V. M., Thompson, P. M., & Hammond, P. S. (2019). Variations in age- and sex-specific survival rates help explain population trend in a discrete marine mammal population. *Ecology and Evolution*, 9(1), 533–544.
- Arso Civil, M., Quick, N. J., Cheney, B., Pirota, E., Thompson, P. M., & Hammond, P. S. (2019). Changing distribution of the east coast of Scotland bottlenose dolphin population and the challenges of area-based management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(S1), 178–196.
- Baker, M. R., Goodman, A. C., Santo, J. B., & Wong, R. Y. (2018). Repeatability and reliability of exploratory behavior in proactive and reactive zebrafish, *Danio rerio*. *Scientific Reports*, 8(1), 1–10.
- Barlow, J., & Calambokidis, J. (2004). Abundance of Blue and Humpback Whales I N the Eastern North Pacific Estimated By Capture-Recapture and Line-Transect Methods. *Marine Mammal Science*, 20(1), 63–85.
- Buckland, S., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London. (p. 440).
- Burnham, Kenneth P, & Anderson, D. R. (2002). Model Selection and Multimodel Inference. *Technometrics*, 45(2), 181–181.
- Burnham, K. P. (1987). Release-recapture protocols and data. In *Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture* (Vol. 5, pp. 25–39).

- Campos, E., Miller, J., Müller, T., & Peterson, R. (1995). Physical Oceanography of the Southwest Atlantic Ocean. *Oceanography*, 8(3), 87–91.
- Cheney, B. J., Thompson, P. M., & Cordes, L. S. (2019). Increasing trends in fecundity and calf survival of bottlenose dolphins in a marine protected area. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9.
- Committee on Taxonomy. List of marine mammals species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. 2021. Disponível em: <http://www.marinemammalscience.org>. Acesso em: 01/12/2022.
- Connor, R. C., Wells, R. S., Mann, J., & Read, A. J. (2000). Social Relationships in a Fission-Fusion Society. *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*, 91–126.
- Costa, A. P. B., Rosel, P. E., Daura-Jorge, F. G. & Simões-Lopes, P. C. (2016). Offshore and coastal common bottlenose dolphins of the western South Atlantic face-to-face: What the skull and the spine can tell us. *Marine Mammal Science*, 32(4), 1433–1457.
- Currey, R., Dawson, S., Slooten, E., Schneider, K., Lusseau, D., Boisseau, O., Haase, P. & Williams, J. (2009). Survival rates for a declining population of bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: An information theoretic approach to assessing the role of human impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 19. 658 - 670.
- Daura-Jorge, F.G. & Simões-Lopes, P. C. (2016). Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11(1–2), 133–143.
- Daura-Jorge, F. G., Cantor, M., Ingram, S. N., Lusseau, D., & Simões-Lopes, P. C. (2012). The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. *Biology Letters*, 8(5), 702–705.
- Daura-Jorge, Fábio G., Ingram, S. N., & Simões-Lopes, P. C. (2012). Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. *Marine Mammal Science*, 29(2), 293–311.
- Ekau, W. & Knoppers, B. A review and redefinition of the large marine ecosystems of Brazil. In: Hempel, G. & Sherman, K. (Eds.) *Large Marine Ecosystems of the World: Trends in Exploitation, Protection and Research*. Amsterdam: Elsevier Science, 2003, p. 355-372.

- Félix, F., Calderón, A., Vintimilla, M., & Bayas-Rea, R. A. (2017). Decreasing population trend in coastal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Guayaquil, Ecuador. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(4), 856–866.
- Fruet, P. F., Daura-Jorge, F. G., Möller, L. M., Genoves, R. C. & Secchi, E. R. (2015). Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Mammalogy*, 96(2), 332–343.
- Fruet, P. F., Secchi, E. R., Di Tullio, J. C. & Kinas, P. G. (2011). Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implications for conservation. *Zoologia*, 28(1), 23–30.
- Fruet, P. F., Secchi, E. R., Di Tullio, J. C., Simões-Lopes, P. C., Daura-Jorge, F., Costa, A. P. B., Vermeulen, E., Flores, P. A. C., Genoves, R. C., Laporta, P., Beheregaray, L. B. & Möller, L. M. (2017). Genetic divergence between two phenotypically distinct bottlenose dolphin ecotypes suggests separate evolutionary trajectories. *Ecology and Evolution*, 7(21), 9131–9143.
- Hayes, L. D. & Schradin, C. (2017). Long-term field studies of mammals: what the short-term study cannot tell us. *Journal of Mammalogy*, 98(3), 600–602.
- Karczmarski, L., & Cockcroft, V. G. (1998). Matrix photo-identification technique applied in studies of free-ranging bottlenose and humpback dolphins. *Aquatic Mammals*, 24(January), 143–147.
- Kaschner, K., Watson, R., Trites, A. W. & Pauly, D. (2006). Mapping world-wide distributions of marine mammal species using a relative environmental suitability (RES) model. *Marine Ecology Progress Series*, 316(May 2017), 285–310.
- Laake, J. L. (2013). RMark: An R interface for analysis of capture-recapture data with MARK. *AFSC Processed Rep. 2013-01, March, 25*.
- Lerczak, J. A., & Hobbs, R. C. (1998). Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial, and shore-based marine mammal surveys. *Marine Mammal Science*, 14(3), 590–598.
- Lodi, Lilian. (2016). Update on the current occurrence of *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) in Rio de Janeiro State. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11(1–2), 220–226.
- Lodi, Liliane, Wedekin, L. L., Rossi-Santos, M. R., & Marcondes, M. C. (2008).

- Movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8(4), 205–209.
- Ludwig, K. E., Daly, M., Levesque, S. & Berrow, S. D. (2021). Survival Rates and Capture Heterogeneity of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Shannon Estuary, Ireland. *Frontiers in Marine Science*, 8(March), 1–18.
- Lukoschek, V. & Chilvers, B. L. (2008). A robust baseline for bottlenose dolphin abundance in coastal Moreton Bay: A large carnivore living in a region of escalating anthropogenic impacts. *Wildlife Research*, 35(7), 593–605.
- Mahiques, M., Sousa, S., Furtado, V., Tessler, M., Toledo, F., Burone, L., Figueira, R., Klein, D., Martins, C. & Alves, D. The Southern Brazilian shelf: General characteristics, quaternary evolution and sediment distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*. 58. 25-34. 2010.
- Manlik, O., McDonald, J. A., Mann, J., Raudino, H. C., Bejder, L., Krützen, M., Connor, R. C., Heithaus, M. R., Lacy, R. C. & Sherwin, W. B. (2016). The relative importance of reproduction and survival for the conservation of two dolphin populations. *Ecology and Evolution*, 6(11), 3496–3512.
- Mann, J., Connor, R.C., Tyack, P.L. & Whitehead, H., eds. 2000. *Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales*. University of Chicago Press, Chicago, IL. 433pp.
- Mann, J. & Karniski, C. (2017). Diving beneath the surface: long-term studies of dolphins and whales. *Journal of Mammalogy*, 98(3), 621–630.
- Marques, F. F. C. & Buckland, S. T. (2003). Incorporating Covariates into Standard Line Transect Analyses. *Biometrics*, 59(4), 924–935.
- Mintzer, V. J., Martin, A. R., da Silva, V. M. F., Barbour, A. B., Lorenzen, K. & Frazer, T. K. (2013). Effect of illegal harvest on apparent survival of Amazon River dolphins (*Inia geoffrensis*). *Biological Conservation*, 158, 280–286.
- Minussi Rama, A. C. (2020). Prevalência, intensidade e distribuição de *Xenobalanus globicipitis* (Cirripedia: Coronulidae) em cetáceos na Bacia de Santos, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) Universidade Federal De Santa Catarina Centro De Ciências Biológicas Departamento De Ecologia E Zoologia Curso De Ciências Biológicas. Florianópolis.
- Moreira, J. L. P., Madeira, C. V., GIL, J. A. & Machado, M. A. P. (2007). Bacia de Santos. *Boletim de Geociências da Petrobras*, v. 15, n. 2, p. 531-549.

- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C. & Anderson, D. R. (1981). Statistical Inference From Capture Data on Closed Animal Populations. *Journal of the American Statistical Association*, 76(374), 498.
- Palma, E. D. & Matano, R. P. (2009). Disentangling the upwelling mechanisms of the South Brazil Bight. *Continental Shelf Research*, 29(11–12), 1525–1534.
- Pereira, L. B., Botta, S., Teixeira, C. R., Fruet, P., Simões-Lopes, P. C. & Daura-Jorge, F. G. (2020). Feeding ecology of two subspecies of bottlenose dolphin: a tooth tale. *Aquatic Ecology*, 54(4), 941–955.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. (2020) R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.r-project.org/>.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. C. & Miller, P. (2002). Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology*, 16(1), 7–19.
- Reeves, Randall R., Smith, Brian D., Crespo, E. A. & Notarbartolo di Sciara, G. (2003). Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans. In *Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans*.
- Rudolf, V. H. W. & Rasmussen, N. L. (2013). Population structure determines functional differences among species and ecosystem processes. *Nature Communications*, 4.
- Sherman, K., Alexander, L. M. & Gold, B. D. Large Marine Ecosystems: Patterns, Processes and Yields. Washington: American Association for the Advancement of Science, 1990.
- Simões-Lopes, P. C., Daura-Jorge, F. G., Lodi, L., Bezamat, C., Costa, A. P. B. & Wedekin, L. L. (2019). Bottlenose dolphin ecotypes of the western south atlantic: The puzzle of habitats, coloration patterns and dorsal fin shapes. *Aquatic Biology*, 28(October), 101–111.
- Simões-Lopes, P. C. & Fabian, M. E. (1999). Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(4), 1017–1024.
- Simões-Lopes, P. C., Fabián, M. E. & Menegheti, J. O. (1998). Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3), 709–726.

- Tardin, R. H., Maciel, I. S., Maricato, G., Simão, S. M., Maria, T. F. & Alves, M. A. S. (2020). Occurrence, residency patterns and habitat use of the bottlenose dolphin, *tursiops truncatus truncatus*, on two marine protected areas in Southeastern Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 92(2), 1–15.
- Teixeira, C. R., Botta, S., Daura-Jorge, F. G., Pereira, L. B., Newsome, S. D. & Simões-Lopes, P. C. (2021). Niche overlap and diet composition of three sympatric coastal dolphin species in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Mammal Science*, 37(1), 111–126.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A. & Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5–14.
- Van Bresseem, M. F., Simões-Lopes, P. C., Félix, F., Kiszka, J. J., Daura-Jorge, F. G., Avila, I. C., Secchi, E. R., Flach, L., Fruet, P. F., Du Toit, K., Ott, P. H., Elwen, S., Di Giacomo, A. B., Wagner, J., Banks, A. & Van Waerebeek, K. (2015). Epidemiology of lobomycosis-like disease in bottlenose dolphins *Tursiops* spp. from South America and southern Africa. *Diseases of Aquatic Organisms*, 117(1), 59–75.
- Wells, R. S., & Scott, M. D. (1990). Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. *Report - International Whaling Commission, Special Issue*, 12(12), 407–415.
- Wells, R. S. & Scott, M. D. (1999) Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). Pages 137–182 In: S. H. Ridgway and R. Harrison (eds.). *Handbook of Marine Mammals. Volume 6. The second book of dolphins and the porpoises.* Academic Press, London.
- Wells R.S., Natoli A. & Braulik G. (2019). *Tursiops truncatus*, Common Bottlenose Dolphin Errata version THE IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES™. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). From Populations of Marked Animals. *Bird Study*, 46(April 2012), 37–41.
- Williams, J. A., Dawson, S. M., & Sloaten, E. (1993). The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology*, 71(10), 2080–2088.
- Williams, B. K., Nichols, J. D. & Conroy, M. J. 2002. Analysis and management of

animal populations: modeling, estimation, and decision making. Academic, San Diego, California, USA

Wilson, B., Hammond, P. S. & Thompson, P. M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, 9(1), 288–300.

Würsig, B. & Jefferson, T. a. (1990). Methods of photo-identification for small cetaceans. *Report of the International Whaling Commission, Special Is*(12), 43–52.