



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Karina dos Santos Pereira Cortez

**Uso do habitat, fidelidade de sítio e parâmetros populacionais do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829), na Baía da Ilha Grande (RJ)**

Rio de Janeiro

2022

Karina dos Santos Pereira Cortez

**Uso do habitat, fidelidade de sítio e parâmetros populacionais do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829), na Baía da Ilha Grande (RJ)**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

C828 Cortez, Karina dos Santos Pereira.  
Uso do habitat, fidelidade de sítio e parâmetros populacionais do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829), na Baía da Ilha Grande (RJ) / Karina dos Santos Pereira Cortez. – 2022.  
68 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro,  
Faculdade de Oceanografia.

1. Cetáceos – Brasil - Identificação – Teses. 2. Biologia marinha – Pesquisa – Ilha Grande, Baía de (RJ) – Teses. 3. Golfinho – Comportamento – Teses. 4. Degradação ambiental – Ameaças antrópicas – Teses. I. Azevedo, Alexandre de Freitas. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU 599.5 (815.3)

Bibliotecária responsável: Priscila Freitas Araujo / CRB-7: 6390

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Karina dos Santos Pereira Cortez

**Uso do habitat, fidelidade de sítio e parâmetros populacionais do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829), na Baía da Ilha Grande (RJ)**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Aprovada em 16 de agosto de 2022.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo  
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. José Lailson Brito Junior  
Faculdade de Oceanografia – UERJ

---

Prof. Dr. Eduardo Resende Secchi  
Universidade Federal do Rio Grande – FURG

Rio de Janeiro

2022

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho à população de golfinhos-pintados-do-Atlântico que se aventuram na Baía da Ilha Grande e à toda informação sobre eles, conhecida e as que ainda serão descobertas.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida, por sempre está ao meu lado e me fortalecer nos momentos mais difíceis, principalmente nestes últimos dois anos.

Aos meus irmãos, Samanta e Erickson pelo apoio, em todos os sentidos e em todos os momentos.

Aos professores do MAQUA, Alexandre Azevedo, José Lailson, Tatiana Bisi e Haydeé Cunha, pela oportunidade de fazer parte desse laboratório incrível.

Ao meu orientador, Alexandre Azevedo, que desde a graduação me confiou trabalhos incríveis e que me desafiavam! Meu muito obrigada!

À Ana, Kadu, Lis e Rafael que mesmo durante a pandemia me ajudaram em algum momento; tirando dúvidas, dando dicas ou ensinando mexer no R ou no Statistica.

A todas as pessoas do MAQUA pela convivência (tirando o período da pandemia rsrs), descontrações, troca de ideias e ensinamentos ao longo desses anos.

À Ana Lustosa, Carlos, Lucas e Thiago pela companhia nas disciplinas, ajuda nos trabalhos, conversas aleatórias, divertidas, sérias, de reclamações e desabafo.

Ao pessoal do teatro por todos os ensaios, risadas, choros, estresse, amizade e apoio (mesmo sem saber) em momentos difíceis que jamais pensei que passaria.

Ao Júlio por aguentar o meu pior lado e me ajudar a compreendê-lo.

Ao Marcos Davi pela amizade, companheirismo, apoio e por acreditar em mim!

Ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, pela confiança no meu projeto e pela seriedade acadêmica.

À CAPES pela bolsa cedida durante o mestrado.

À ESEC Tamoios, pelo apoio logístico e parceria ao longo de coletas dentro de suas áreas.

Ao “Programa de Conservação dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e outros cetáceos das baías da Ilha Grande e de Sepetiba” (MAQUA/UERJ, Associação Cultural e de Pesquisa Noel Rosa, INEA, Transpetro) (TAC-4600012708), financiado pela Transpetro, no qual permitiu realizar parte das coletas deste trabalho.

Aos componentes da banca José Lailson Brito Júnior e Eduardo Resende Secchi por concordarem em participar da banca e pelas contribuições.

Por fim, aos golfinhos-pintados-do-Atlântico!

A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.

*Arthur Schopenhauer*

## RESUMO

PEREIRA, Karina dos Santos Pereira Cortez. **Uso do habitat, fidelidade de sítio e parâmetros populacionais do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829), na Baía da Ilha Grande (RJ).** 2022. 68 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

A Baía da Ilha Grande abriga em suas águas pelo menos seis espécies de pequenos cetáceos atualmente, incluindo *Stenella frontalis*. Mas, apesar de *S. frontalis* ter hábito costeiro, as informações têm sido baseadas em encontros breves. Portanto, o objetivo do presente estudo foi descrever as características de grupo e estados comportamentais, uso do habitat, fidelidade de sítio e abundância desta espécie em um ambiente costeiro no sudeste do Brasil. Um total de 132 saídas de campo foram realizadas entre junho de 2017 a janeiro de 2020, onde 26 grupos foram observados. *Stenella frontalis* utilizou profundidades entre 16,5 e 35,2 m, selecionando áreas específicas na área de estudo. A ferramenta *Kernel Density* mostrou que os grupos utilizaram uma área de 242,7 km<sup>2</sup> (K95%), com concentração das observações na região oeste da baía, totalizando 46,5 km<sup>2</sup> (K50%). Os grupos foram observados desempenhando diferentes atividades comportamentais, apesar do deslocamento ter sido o comportamento mais frequente (59,6%), principalmente no outono e inverno. Entretanto, o comportamento não apresentou variação significativa em relação a sazonalidade ( $X^2 = 9,85$ ;  $df = 6$ ;  $p = 0,131$ ). Já em relação às profundidades em que foram observados, os comportamentos de deslocamento e forrageamento/alimentação variaram significativamente (*Kruskal-Wallis*,  $H_{2,45} = 12,4$ ;  $p = 0,0020$ ). O tamanho dos grupos observados variou de nove a cerca de 200 indivíduos ( $94,3 \pm 57,6$ ), com grupos maiores que 100 golfinhos observados em 36% do total dos encontros. Sendo encontradas variações nas profundidades em que foram observados (*Spearman*,  $N = 53$ ,  $R = 0,506$ ;  $p = 0,000112$ ), mas não em relação a sazonalidade (*Kruskal-Wallis*,  $H_{3,53} = 2,18$ ;  $p = 0,535$ ). A técnica de fotoidentificação permitiu identificar e catalogar um total de 234 indivíduos, onde novas identificações foram feitas até o último encontro. O índice de reavistagem variou de 0,13 a 0,75 ( $0,26 \pm 0,16$ ), com três indivíduos apresentando o valor máximo. A frequência sazonal variou de 0,25 (indivíduos avistados em apenas uma estação,  $N = 106$ ) a 1 (indivíduos avistados em todas as estações,  $N = 22$ ). Através do Modelo POPAN foi possível observar que *Stenella frontalis* possui alto índice de sobrevivência ( $\Phi = 0,94 - 1,00$ ) que variou em função do tempo. A probabilidade de captura ( $p = 0,00 - 1,00$ ) na população também variou com o tempo, apesar da probabilidade de entrada ( $pent = 0,03$ ;  $SE = <0,01$ ) ter permanecido constante. Com o tamanho populacional corrigido pela proporção dos indivíduos não marcados, a população de *Stenella frontalis* que utiliza a Baía da Ilha Grande foi estimada em 397 indivíduos (IC 95% = 389-406). A presença de centenas de golfinhos na baía reflete na ocorrência dessa grande população ao longo das águas costeiras e oceânicas do sudeste do Brasil. Mas, por apresentar hábito costeiro e alta fidelidade de sítio, *S. frontalis* fica exposto as diferentes formas de degradação ambiental e ameaças antrópicas. Isso destaca a importância da Baía da Ilha Grande para propostas de conservação de cetáceos que ocorrem ao longo das águas do sudeste brasileiro ao lado das pequenas populações de cetáceos residentes.

Palavras-chave: Baía da Ilha Grande. Delphinidae. Fidelidade de sítio. Marcação-recaptura.

Parâmetros populacionais. *Stenella frontalis*. Uso do habitat.



## ABSTRACT

PEREIRA, Karina dos Santos Pereira Cortez. **Habitat use, site fidelity and population parameters of Atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829) in Ilha Grande bay (RJ)**. 2022. 68 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Ilha Grande Bay currently has at least six common small cetacean species, including *Stenella frontalis*. Despite Atlantic spotted dolphins having coastal habit, information has been based on brief encounters. Therefore, the goal of the present study was to describe group characteristics and surface behavioral, habitat use, site fidelity, and abundance of this species in a coastal environment in southeastern Brazil. A total of 132 days of boat surveys were made between June 2017 and January 2020, where twenty-six groups were observed. *Stenella frontalis* used depths between 16.5 and 35.2 m, selecting specific areas in the study site. Kernel Density showed that groups utilized a total area of 242.7 km<sup>2</sup> (K95%), with a core areas of 46.5 km<sup>2</sup> (K50%) located in the western region of the bay. The groups were observed performing different behavioral activities, although traveling (59.6%) was the most common behavior, mainly in autumn and winter. However, behavior showed no significant variation in relation to seasonally ( $X^2 = 9.85$ ;  $df = 6$ ;  $p = 0.131$ ). Traveling and foraging/feeding behaviors varied significantly (Kruskal-Wallis,  $H_{2, 45} = 12.4$ ;  $p = 0.0020$ ) regarding the depths at which they were observed. Group size varied between nine to about 200 individuals ( $94.3 \pm 57.6$ ), with groups larger than 100 dolphins observed in 36% of the total encounters. Group size varied regarding depth (Spearman,  $N = 53$ ,  $R = 0.506$ ;  $p = 0.000112$ ), but not seasonally (Kruskal-Wallis,  $H_{3, 53} = 2.18$ ;  $p = 0.535$ ). Photo-identification technique allowed the identification and cataloging of 234 individuals marked, and new identifications were made until the last survey. Resighting indices varied from 0.13 to 0.75 ( $0.26 \pm 0.16$ ), with only three individuals at the maximum value. The seasonal occurrence ranged from 0.25 (individuals sighted in one season only,  $n = 106$ ) to 1 (individuals sighted in all seasons,  $n = 22$ ). POPAN model showed *Stenella frontalis* has a high survival ( $\Phi = 0.94 - 1.00$ ) which varied over time. Capture probability ( $p = 0.00 - 1.00$ ) in the population also varied over time, although entry probability ( $pent = 0.03$ ;  $SE = <0.01$ ) remained constant. Correcting population size to include the unmarked individuals, the population of *Stenella frontalis* that utilized the Ilha Grande Bay from 2017 to 2020 was estimated in 397 individuals (95% CI = 389-406). The presence of hundreds of dolphins in Ilha Grande Bay reflect in the occurrence this large population along the southeastern waters of Brazil. But due to coastal habit and site fidelity, *S. frontalis* is facing several ways environmental degradation and anthropic threats. This highlights the importance of Ilha Grande Bay for cetacean conservation proposals that occur along southeastern waters of Brazil alongside the small populations of resident cetaceans.

Keywords: Ilha Grande bay. Delphinidae. Habitat use. Mark-recapture. Population parameters. Site fidelity. *Stenella frontalis*.

## TABELA DE FIGURAS

Figura 1 –	Diferentes padrões de coloração e pintas de <i>Stenella frontalis</i> na Baía da Ilha Grande (RJ).....	18
Figura 2 –	Mapa de distribuição global de <i>Stenella frontalis</i> .....	19
Figura 3 –	<i>Stenella frontalis</i> saltando na Baía da Ilha Grande (RJ).....	23
Figura 4 –	Mapa da Baía da Ilha Grande (22°50' a 23°20' S e 44°00' a 44°45' W) localizada na costa ao sul do Estado do Rio de Janeiro.....	27
Figura 5 –	Funcionamento do <i>software</i> Darwin.....	30
Figura 6 –	Categorias de posicionamento de marcas naturais em nadadeiras dorsais de <i>Stenella frontalis</i> identificados na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	31
Figura 7 –	Esforço de saída de campo à procura de cetáceos na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.	38
Figura 8 –	Uso espacial de grupos de <i>Stenella frontalis</i> na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, de junho de 2017 e janeiro de 2020.....	41

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Esforço de saídas de campo e encontros com <i>Stenella frontalis</i> na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	39
Gráfico 2 –	Frequência de ocorrência dos comportamentos (N = 47) observados de <i>Stenella frontalis</i> ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.....	42
Gráfico 3 –	Profundidades (m) utilizadas por <i>Stenella frontalis</i> em cada comportamento (N = 45) observado na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	42
Gráfico 4 –	Frequência de ocorrência das diferentes classes de tamanho de grupo (N = 53) observados para <i>Stenella frontalis</i> ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.....	43
Gráfico 5 –	Frequência de ocorrência de adultos/juvenis e filhotes de <i>Stenella frontalis</i> observados ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.....	44
Gráfico 6 –	Tamanhos de grupo (N = 53) de <i>Stenella frontalis</i> relacionados com profundidades nas quais foram observados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	44
Gráfico 7 –	Tamanhos de grupo (N = 53) de <i>Stenella frontalis</i> relacionados com as estações do ano em que foram observados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	45
Gráfico 8 –	Número cumulativo de <i>Stenella frontalis</i> fotoidentificados e reavistados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	46
Gráfico 9 –	Número de avistagem de indivíduos de <i>Stenella frontalis</i> identificados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	47

Gráfico 10 – Probabilidade de captura de indivíduos de <i>Stenella frontalis</i> identificados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	51
---	----

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Definições dos estados comportamentais realizados por <i>Stenella frontalis</i> na área de estudo.....	28
Tabela 2 –	Esforço de campo empregado na busca por cetáceos na Baía da Ilha Grande sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	37
Tabela 3 –	Grupos observados, características de grupo, comportamento e profundidade utilizada em cada estação para <i>Stenella frontalis</i> na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	40
Tabela 4 –	Quantidade de indivíduos fotoidentificados, indivíduos reavistados e novas identificações de <i>Stenella frontalis</i> na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	46
Tabela 5 –	Modelos selecionados pelo método POPAN de populações abertas baseado na técnica de fotoidentificação de <i>Stenella frontalis</i> na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	48
Tabela 6 –	Estimativa dos parâmetros do melhor modelo POPAN para <i>Stenella frontalis</i> na Baía da Ilha Grande, sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.....	49

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Água Costeira
ACAS	Água Central do Atlântico Sul
AICc	Critério de Informação de <i>Akaike</i>
APA	Área de Proteção Ambiental
AT	Água Tropical
BIG	Baía da Ilha Grande
CV	Coefficiente de Variação
DDT	Dicloro difenil tricloroetano
DP	Desvio Padrão
ESEC	Estação Ecológica
<i>ESRI</i>	<i>Environmental Systems Research Institute</i>
GOF	<i>Goodness Of Fit</i>
HCB	Hexaclorobenzeno
IC	Intervalo de Confiança
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
PBDE	Éteres Difenílicos Polibromados
PCB	Bifenilas policloradas
POP	Poluentes orgânicos persistentes
QAICc	<i>Quasi Akaike's Information Criteria</i>
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
RI	Índice de Reavistagem

SE	Erro Padrão
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SWAO	Southwestern Atlantic Ocean
UC	Unidades de Conservação
UTM	Universal Transverso de Mercator

## LISTA DE SÍMBOLOS

cm	Centímetro
kg	Quilograma
m	Metro
%	Porcentagem
Hg	Mercúrio
km <sup>2</sup>	Quilômetro ao quadrado
km	Quilômetro
≤	Menor ou igual
h	Hora
mm	Milímetro
$\hat{N}$	Abundância de indivíduos marcados
$p$	Probabilidade de captura
$p_{ent}$	Probabilidade de entrada
$\Phi$	Probabilidade de sobrevivência aparente
$\hat{c}$	Fator de inflação da variância
$\theta$	Proporção de indivíduos marcados na população
$X^2$	Qui-quadrado
±	Mais ou menos



## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	17
1	<b>OBJETIVOS</b> .....	24
1.1	<b>Objetivo Geral</b> .....	24
1.2	<b>Objetivo Específicos</b> .....	24
2	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	25
2.1	<b>Área de estudo</b> .....	25
2.2	<b>Coleta e análise de dados</b> .....	27
2.2.1	<u>Análises estatísticas</u> .....	32
2.2.2	<u>Uso espacial</u> .....	32
2.2.3	<u>Fidelidade de sítio</u> .....	33
2.2.4	<u>Estimativa de parâmetros populacionais</u> .....	34
3	<b>RESULTADOS</b> .....	37
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	52
	<b>CONCLUSÃO</b> .....	58
	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	59
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	60

## INTRODUÇÃO

O golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*, G. Cuvier, 1829) pertence à Ordem Artiodactyla, Infraordem Cetacea, Odontoceti, família Delphinidae. São animais pequenos e moderadamente esguios, com os indivíduos adultos atingindo até 230 cm de comprimento e pesando cerca de 143 kg (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2015). *S. frontalis* apresenta um padrão de coloração bem característico da espécie (Figura 1) (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2015; PERRIN; CALDWELL; CALDWELL, 1994). Os filhotes nascem sem pintas, com a região dorsal cinza escuro que vai clareando em direção a região ventral, chegando a um tom branco ou rosado. Os adultos possuem uma capa dorsal cinza escuro, que se estende do rostro até a nadadeira caudal; a capa lateral é um cinza intermediário entre as camadas dorsal e ventral e; a capa ventral é um cinza mais claro. A espécie apresenta também uma “*spinal blaze*”, que é a intrusão da capa lateral sobre a capa dorsal logo abaixo da nadadeira dorsal, seguindo na direção da região posterior do animal. Além desse padrão de coloração, *S. frontalis* apresenta um padrão de pintas ao longo do corpo de acordo com o seu desenvolvimento. Os filhotes conforme crescem, desenvolvem primeiramente pintas pretas na região ventral e, posteriormente, pintas brancas na região lateral e dorsal.

Figura 1 – Diferentes padrões de coloração e pintas de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ).



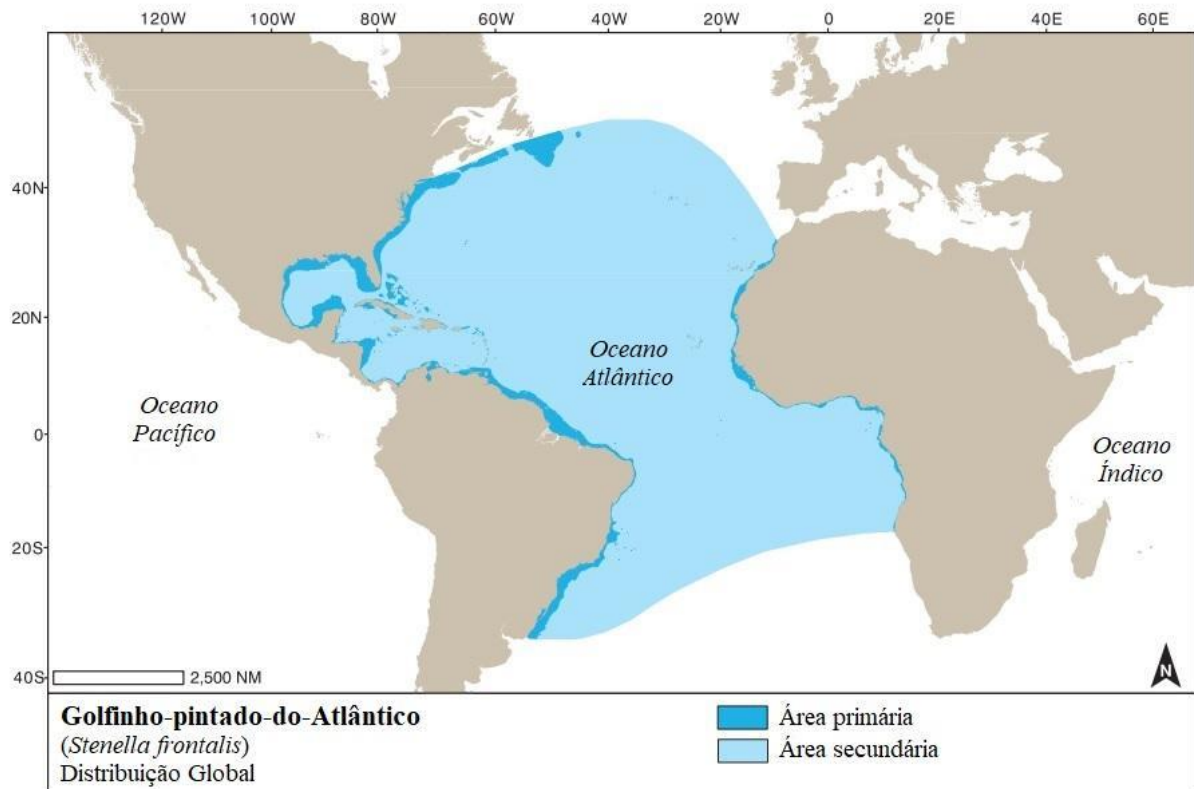
Fonte: Acervo MAQUA.

Sua ocorrência envolve águas tropicais e temperadas do Oceano Atlântico entre 50°N e 30°S, distribuindo-se desde a plataforma continental até águas oceânicas (Figura 2). A espécie também é encontrada em águas mais rasas, como nas Bahamas, que ocorrem em profundidades entre 6 e 12 m (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2015; PERRIN; CALDWELL; CALDWELL, 1994). Ao longo da sua distribuição, distintas populações foram identificadas para a espécie através de sequências de DNA mitocondrial (ADAMS; ROSEL, 2006; CABALLERO et al., 2013; VIRICEL; ROSEL, 2014). Segundo Caballero et al. (2013), as populações dos Açores e da Madeira e a população do sudeste do Brasil não apresentam diferenciação genética, refletindo em alguma conectividade histórica ou atual entre essas regiões. Em contraste, as populações do Caribe e do sudeste do Brasil apresentam uma diferenciação genética significativa, evidenciando o possível isolamento geográfico e reprodutivo entre essas duas regiões.

A distribuição de *S. frontalis* no Sudoeste do Oceano Atlântico apresenta uma descontinuidade entre 6°S e 21°S, resultando na existência de duas populações distintas (DANILEWICZ et al., 2013; MORENO et al., 2005; PARO; ROJAS; WEDEKIN, 2014). Segundo Moreno et al. (2005), a população do norte da América do Sul, que ocorre até 6°S, pode representar uma continuidade da população do Caribe, Golfo do México e Oceano Atlântico Norte. A população do sul/sudeste do Brasil (21°S a 33°S) é possivelmente considerada isolada geográfica e reprodutivamente em relação às outras populações. Mas,

Danilewicz et al. (2013) registraram a ocorrência de um grupo de cerca de 80 indivíduos dentro desse intervalo latitudinal no banco de Abrolhos (18°52.06'S). No Uruguai (35°04'51"S) também foi observado um grupo com cerca de 200 indivíduos, ultrapassando o limite latitudinal até então registrado para a espécie (PARO; ROJAS; WEDEKIN, 2014).

Figura 2 – Mapa de distribuição global de *Stenella frontalis*.



Fonte: JEFFERSON; et al. 2015. Adaptada pela autora, 2022.

No Oceano Atlântico Norte, *S. frontalis* é densamente estudada, principalmente no Golfo do México e Bahamas (AU; HERZING, 2003; DAVIS et al., 2006; ELLISER; HERZING, 2014; FERTL; WÜRSING, 1995; GRIFFIN; GRIFFIN, 2003; HERZING, 1996; HERZING; JOHNSON, 2003; MILLS; RADEMACHER, 1996). Já no Sudoeste do Oceano Atlântico a ocorrência da espécie já foi registrada (DANILEWICZ et al., 2013; DI TULLIO et al., 2016a; DO AMARAL et al., 2015; MORENO et al., 2005). Entretanto, há pouca informação sobre o tamanho populacional de *Stenella frontalis* na literatura nessa região, e informações relacionadas à fidelidade de sítio são desconhecidas. De modo geral, no Sudoeste do Oceano Atlântico os estudos são mais escassos, as informações têm sido baseadas em encontros breves, que limitam o que pode ser aprendido sobre a espécie e, por sua vez, restringem as ações de conservação. Concomitantemente, segundo a IUCN (BRAULIK; JEFFERSON, 2018) a espécie é atualmente considerada como de “Preocupação Menor”,

contudo, a sua tendência populacional é desconhecida. Já no Brasil, devido à falta de informações, *S. frontalis* é classificada como uma espécie com “Dados Insuficientes” (MMA, 2018).

Portanto, o presente estudo relata levantamentos sistemáticos e fornece análises de fotoidentificação e de dados comportamentais para avaliar aspectos da ecologia de *Stenella frontalis*. Sendo que os principais objetivos foram descrever as características do grupo, uso do habitat, fidelidade de sítio e abundância desta espécie na Baía de Ilha Grande, no sudeste do Brasil.

### ***Stenella frontalis* no Brasil**

*Stenella frontalis* ocupa uma longa faixa de forma abundante ao longo da costa sul/sudeste do Brasil (DI TULLIO et al., 2016; DO AMARAL et al., 2015; MORENO et al., 2005; SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017), desde a plataforma continental interna com 20 m até o talude com cerca de 1000 m de profundidade (MORENO et al., 2005; SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017). Segundo Moreno et al. (2005), *S. frontalis* é a única espécie do gênero que possui preferência por habitat costeiro, sendo reforçada pelo estudo de modelagem de nicho que mostra que *S. frontalis* também pode ser encontrado nesses habitats (AMARAL et al., 2015). De acordo com Di Tullio et al. (2016), esta espécie de golfinho também foi observada além da quebra da plataforma continental brasileira em grandes densidades, como registrado também por Moreno et al. (2005). Já no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (SP), a presença da espécie foi positivamente correlacionada com a profundidade, que variou entre 20 e 43 m (SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017). Além disso, Moreno et al. (2005) observaram que avistamentos foram feitos em temperaturas da superfície do mar (TSM) variando de 19 a 27°C, semelhante ao encontrado no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (SP), onde a temperatura variou de 19 a 29°C (SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017). Moreno et al. (2005) também sugerem que *S. frontalis* prefere águas tropicais e que pode evitar a costa sul do Brasil nos meses mais frios. Isto mostra como a espécie possui uma distribuição longitudinal de profundidade variada, e em como o ambiente pode influenciar na ocorrência da espécie.

Geralmente, *S. frontalis* forma grupos de tamanho pequeno a moderado, com menos de 50 indivíduos, com grupos costeiros consistindo em 5 a 15 indivíduos (JEFFERSON;

WEBBER; PITMAN, 2015). Isso foi corroborado no estudo de Moreno et al. (2005) no sul/sudeste do Brasil, em que cerca de 90% dos grupos eram menores que 50 indivíduos. Entretanto, grandes agregações já foram observadas na costa brasileira, porém, em águas mais profundas (DI TULLIO et al., 2016; DO AMARAL et al., 2015; MORENO et al., 2005). No Brasil, não é comum a ocorrência de grupos com centenas de indivíduos em águas costeiras. Contudo, até o presente estudo, já foi registrado um grupo com 250 indivíduos na costa de São Paulo, no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017). Em relação aos estados comportamentais que *S. frontalis* realiza, pouquíssimos estudos no Brasil relatam sobre o assunto. Em estudos sobre a bioacústica da espécie, é relatado a realização de três comportamentos e associados às gravações acústicas, onde os golfinhos estavam envolvidos em deslocamento, socialização e forrageamento/alimentação (AZEVEDO et al., 2010; BITTENCOURT et al., 2020b). Azevedo et al. (2010) revelam que os indivíduos da Baía da Ilha Grande modificaram a estrutura do assobio de acordo com os estados comportamentais que realizavam. Bittencourt et al. (2020b) também reportaram isso para esta população, quando fizeram comparações com outras populações de *Stenella frontalis*, sugerindo que cada população pode apresentar variação única dos parâmetros acústicos de acordo com o estado comportamental que realizam, assim como as diferenças entre as populações podem depender do contexto em que o comportamento foi observado.

De acordo com Di Benedetto et al. (2001), através de análises de conteúdo estomacal proveniente de carcaças recolhidas ao longo do Estado do Rio de Janeiro, *S. frontalis* pode ser considerado principalmente uma espécie teutófaga. Na mesma região, Melo et al. (2010) relataram que o consumo de cefalópodes e peixes foram quase equivalentes (51,8% e 48,3% da biomassa ingerida, respectivamente), onde 14 espécies consumidas por *S. frontalis* ainda não haviam sido relatadas como suas presas no Brasil. Dentre elas, três espécies (*Argonauta nodosa*, *Thysanoteuthis rhombus* e *Ornithoteuthis antillarum*) não eram costeiras e demersais, ocorrendo além da isóbata de 200 m e sendo caracterizadas como epipelágicas (MELO et al., 2010). Lopes et al. (2012) também relatam o consumo de espécie oceânica (*Thysanoteuthis rhombus*) por *S. frontalis* na região da Cananéia (SP). Tais resultados corroboram com avistamentos da espécie em águas brasileiras mais profundas e reforça a hipótese de que *S. frontalis* também se alimenta de espécies oceânicas (DI TULLIO et al., 2016; DO AMARAL et al., 2015; MELO et al., 2010; MORENO et al., 2005). No estudo de Lopes et al. (2012), os autores também encontraram uma predominância de hábito alimentar teutófago para *S. frontalis*, como encontrado por Di Benedetto et al. (2001). Apesar de Melo et al. (2010) ter

encontrado valores equivalentes para o consumo de cefalópodes e peixes, nos três trabalhos citados, a lula *Doryteuthis plei* foi a presa mais consumida por *S. frontalis*. De acordo com Lopes et al. (2012), *S. frontalis* pode ser encontrado se alimentando em diferentes profundidades na coluna d'água, evidenciando sua flexibilidade em explorar diversos nichos, considerada pelos autores uma característica importante para golfinhos costeiros adaptados a depender de recursos alimentares irregulares.

Na costa do Brasil já foi observada, em diferentes cetáceos, contaminação por compostos orgânicos e elementos-traço (DORNELES et al., 2010; KJWARA et al., 2004; OLIVEIRA-FERREIRA et al., 2021; SEIXAS et al., 2019; YOGUI et al., 2010). Em um ambiente costeiro, devido à grande urbanização e industrialização, os níveis desses contaminantes são mais elevados (DORNELES et al., 2010; KJWARA et al., 2004; YOGUI et al., 2010). Kjwara et al. (2004) sugerem grave poluição por PCBs e DDTs na costa sul do Brasil devido às concentrações elevadas. De acordo com Dorneles et al. (2010), no Sudeste do Brasil os predadores de topo ficam altamente exposto a PBDEs, devido ao fato de que a faixa de concentração de PBDEs antropogênicos em delfínídeos do Brasil é semelhante às de cetáceos costeiros de países desenvolvidos. *Stenella frontalis* não está isento da atuação desses contaminantes, sendo a poluição química por poluentes orgânicos persistentes (POPs) uma das maiores ameaças listada para esta espécie (MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2018). De acordo com Leonel et al. (2012), dentre os compostos analisados nas regiões sul e sudeste do Brasil, as concentrações de PCBs (774 a 23.659 ng/g) foram as mais altas e também superiores aos relatados para outros pequenos cetáceos costeiros analisados em regiões próximas, assim como as concentrações de DDTs (79,2 a 6.854 ng/g). Méndez-Fernandez et al. (2018) analisaram amostras de gordura de *S. frontalis* de São Paulo, Ilhas Canárias e Ilha de Guadalupe para PCBs, DDTs, PBDEs, clordanos, HCB e Mirex. Os resultados mostraram que os indivíduos de São Paulo apresentaram as maiores concentrações de PCBs e de PBDEs (MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2018). Segundo os autores, PBDEs tem uma estreita relação com áreas industrializadas, o que explicaria as concentrações encontradas, considerando que São Paulo é uma das áreas mais industrializadas do sudoeste Atlântico. Na região dos Lagos, *S. frontalis* também apresentou altas concentrações de PCBs e PBDEs, maiores tanto no músculo como no fígado em comparação com o golfinho *Tursiops truncatus* (LAVANDIER et al., 2019). Em relação aos elementos traços, *S. frontalis* se mostrou uma espécie sensível ao mercúrio (Hg), por assimilar e acumular esse elemento no tecido muscular através da alimentação ao longo de sua longa vida, como relatado para outras espécies (KEHRIG et al., 2017).

Figura 3 – *Stenella frontalis* saltando na Baía da Ilha Grande (RJ).



Fonte: Acervo MAQUA.



## 1 OBJETIVOS

### 1.1 Objetivo Geral

Determinar o uso do habitat, as características dos grupos e os parâmetros populacionais de golfinhos-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) observados na Baía da Ilha Grande (RJ), entre 2017 e 2020.

### 1.2 Objetivos Específicos

- Determinar as atividades comportamentais e as características de grupo de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande;
- Analisar o uso espacial por *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande;
- Estimar a fidelidade de sítio de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande, por meio da técnica de fotoidentificação;
- Estimar os parâmetros populacionais de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande, por meio da técnica de fotoidentificação.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

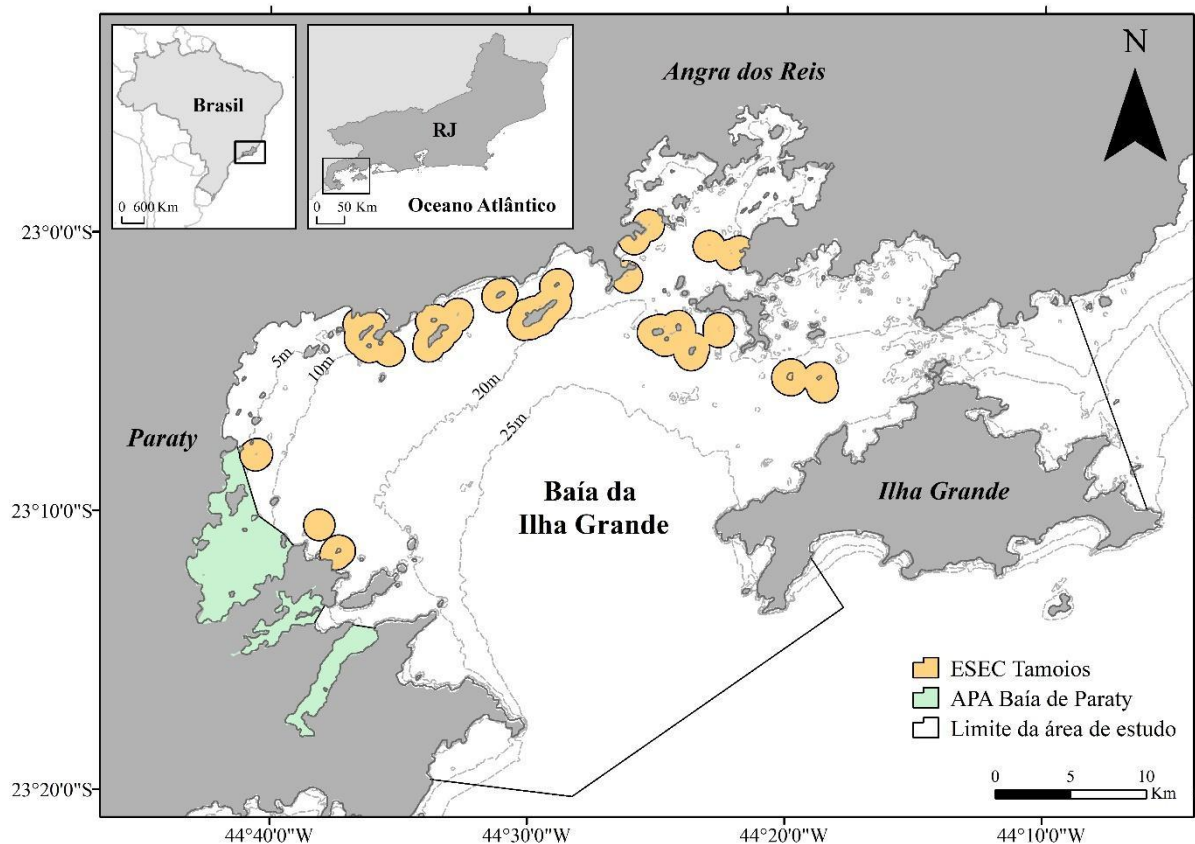
As águas adjacentes ao Estado do Rio de Janeiro são influenciadas por diferentes massas d'água ao longo da sua costa, como da Água Costeira (AC), Água Tropical (AT) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS), presentes na plataforma continental sul/sudeste do Brasil (BRAGA; NIENCHESKI, 2006; CASTRO et al., 2006). A AC é de origem costeira, formada pelas águas provenientes das drenagens continentais e massas d'água de plataforma continental (BRAGA; NIENCHESKI, 2006; SILVEIRA et al., 2000). A AT corresponde a massa d'água que é transportada na superfície do Oceano Atlântico Sul Tropical pela Corrente do Brasil (CB), sendo caracterizada por uma água quente, salina e pobre em nutrientes (BRAGA; NIENCHESKI, 2006; EMÍLSSON, 1961; SILVEIRA et al., 2000). A ACAS se encontra sob a AT, com temperaturas baixas, salinidade alta e uma maior concentração de nutrientes, o que a torna uma importante fonte de nutrientes para os ecossistemas costeiros. Principalmente no verão, quando a ACAS penetra a plataforma continental e atinge as regiões costeiras, como a Baía da Ilha Grande (BIG) (CASTRO et al., 2006; CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987; SILVEIRA et al., 2000).

A Baía da Ilha Grande (BIG) é uma região costeira, localizada no sul do Estado do Rio de Janeiro, próxima à Serra do Mar (22°50' a 23°20' S e 44°00' a 44°45' W; Figura 3). Com cerca de 1.120 km<sup>2</sup> de superfície e um perímetro de 353 km (TATAGIBA et al., 2011). A baía apresenta diversos ecossistemas importantes característico de um sistema estuarino, como costões rochosos, manguezais, rios, praias e ilhas (BELO; DIAS; DIAS, 2002; TATAGIBA et al., 2011). Sendo considerada um dos sítios marinhos mais preservados do Estado, abrigando em suas águas pelo menos seis espécies de pequenos cetáceos atualmente, como as populações residentes de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninha (*Pontoporia blainvillei*), golfinhos-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-comum (*Delphinus delphis*) e *Stenella frontalis*, que se deslocam frequentemente ao longo das águas costeiras (AZEVEDO et al., 2002; CARVALHO et al., 2020; LAILSON-BRITO et al., 2020; LODI, 2016; LODI; HETZEL, 1998; RIBEIRO-CAMPOS et al., 2021; SANTOS et al., 2019).

De acordo com as características morfológicas, a baía é dividida em três partes: o canal central (canal estreito entre a Ilha Grande e o continente), no qual possui a maior profundidade (55 m); a parte oeste, onde profundidades médias superiores a 20 metros são frequentemente encontradas e; a parte leste, que apresenta profundidades de 10 a 25 metros (MAHIQUES, 1987). Já a circulação dentro da Baía da Ilha Grande é influenciada por fatores como oscilações de maré, movimento gerado pelo vento, diferenças na densidade ou gravidade (SIGNORINI, 1980). Segundo Fragoso (1999), o vento na plataforma continental tende a ser mais intenso, ocasionando em um aumento no nível do mar na região oeste da baía, que por sua vez é responsável pelo gradiente barotrópico entre as regiões oeste e leste da Ilha Grande. Portanto, a circulação no interior da baía se dá através de uma corrente unidirecional nas camadas superficiais na direção oeste-leste através do canal central (CORRÊA, 1994; FRAGOSO, 1999; MAHIQUES, 1987; SIGNORINI, 1980).

A BIG também está exposta a diversas atividades antrópicas presentes na região, como: porto comercial, terminal de petróleo e minério, estaleiro, usinas nucleares, tráfego das embarcações e turismo. Isto gera produção de lixo flutuante, possibilidade de derramamento de óleo, poluição química (ex.: tintas antiincrustantes), térmica (ex.: operações das usinas) e sonora (ex.: embarcações e operações das usinas); acarretando assim em estresse aos animais, perda de habitat e da biodiversidade (CREED; PIRES; FIGUEIREDO, 2007; INEA, 2011). Apesar disso, a baía possui em seus limites duas Unidades de Conservação (UC) de proteção marinha, sendo elas: Estação Ecológica de Tamoios (ESEC) e APA da Baía de Paraty (Figura 3) (CREED; PIRES; FIGUEIREDO, 2007; INEA, 2015).

Figura 4 – Mapa da Baía da Ilha Grande (22°50' a 23°20' S e 44°00' a 44°45' W) localizada na costa ao sul do Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: A autora, 2022.

## 2.2 Coleta e análise de dados

De junho de 2017 a janeiro de 2020 foram conduzidas quatro saídas de campo por mês. As regiões amostradas na baía foram alternadas ao longo das saídas, a fim de amostrar toda a área de estudo, percorrendo a área em ziguezague. A busca por grupos de cetáceos foi realizada a partir de embarcações motorizadas de 17 a 26 pés em condições de mar  $\leq 3$  na escala Beaufort, entre 7h e 18h. A procura pelos grupos focais foi feita a olho nu por pelo menos três observadores a bordo, em posições que abrange uma varredura de 180° da proa da embarcação em uma velocidade entre 8 e 12 nós.

A coleta foi feita através da observação e acompanhamento de um grupo focal em intervalos de dez minutos (sensu ALTMANN, 1974). Quando se presumiu que os animais se habituaram à presença da embarcação (ou seja, sem interrupção do comportamento habitual),

a aproximação foi feita de forma lenta e gradual do respectivo grupo focal. Para cada grupo focal foi identificado a espécie e então registrado a hora local, estado comportamental, tamanho e composição do grupo (adultos/juvenis e filhotes). As coordenadas geográficas e profundidade local foram obtidas por meio de GPS portátil (*Garmin etrex 10*) e da sonda da embarcação (*Garmin GPSmap 4008* e *ECHOMap Plus 42cv*), respectivamente.

Um grupo-focal foi considerado quando os indivíduos apresentaram aparente associação e normalmente realizando a mesma atividade (AZEVEDO, 2005). O estado comportamental realizado pelos grupos-focais foi classificado em quatro categorias adaptadas de Azevedo (2005) e Herzing (1996) e estão descritos na tabela 1. Quando os golfinhos não interromperam seu comportamento ou se afastaram da área devido à presença da embarcação, consideramos que não houve interferência no comportamento deles. Por fim, para garantir a independência dos dados em uma amostragem consecutiva, foi selecionada somente uma observação dos grupos focais de *Stenella frontalis* em cada hora do dia para a realização das análises de uso espacial, atividades comportamentais e características de grupo.

Tabela 1 – Definições dos estados comportamentais realizados por *Stenella frontalis* na área de estudo.

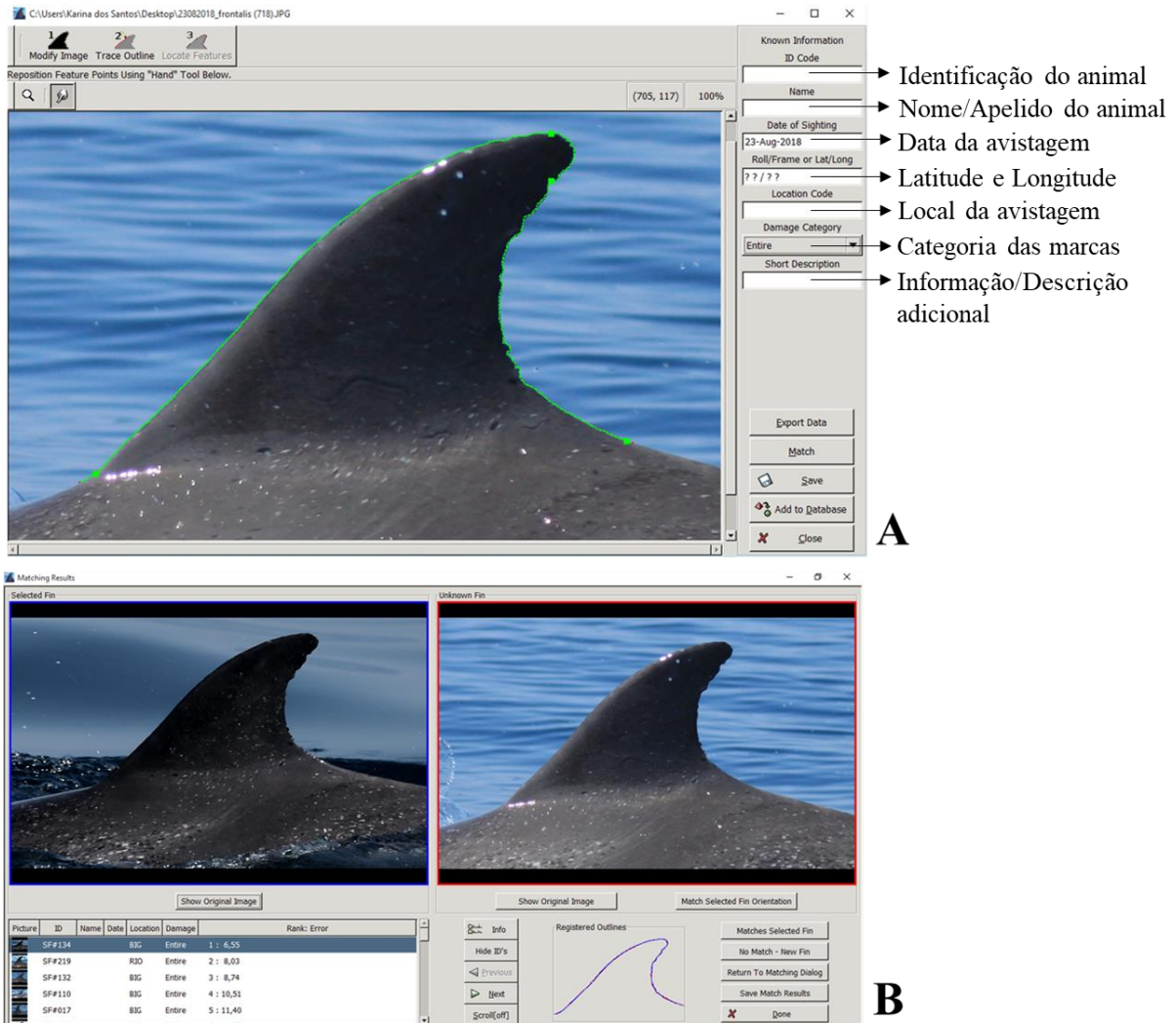
<b>Estado comportamental</b>	<b>Definição</b>
Deslocamento	O grupo focal realiza movimento em uma direção definida, com os indivíduos emergindo e submergindo de modo sincronizado.
Alimentação/Forrageamento	O grupo focal se desloca variando a direção do movimento, procurando ou consumindo presas. Os golfinhos emergem e submergem de forma não sincronizada.
Socialização	Alta atividade dos indivíduos em superfície, estando muito próximos uns dos outros, incluído frequentemente comportamento tátil entre os golfinhos.
Descanso	Os indivíduos emergem e submergem lentamente e, quase não há deslocamento. Geralmente, a nadadeira dorsal e a cabeça emergem simultaneamente.

Fonte: Adaptado de Azevedo (2005) e Herzing (1996).

A fim de não comprometer a amostragem comportamental, a coleta foi interrompida quando a técnica de fotoidentificação foi aplicada, devido à necessidade de maior aproximação com os animais. As marcas naturais da nadadeira dorsal e as marcas causadas pela interação com atividades antrópicas são usadas para distinguir individualmente os

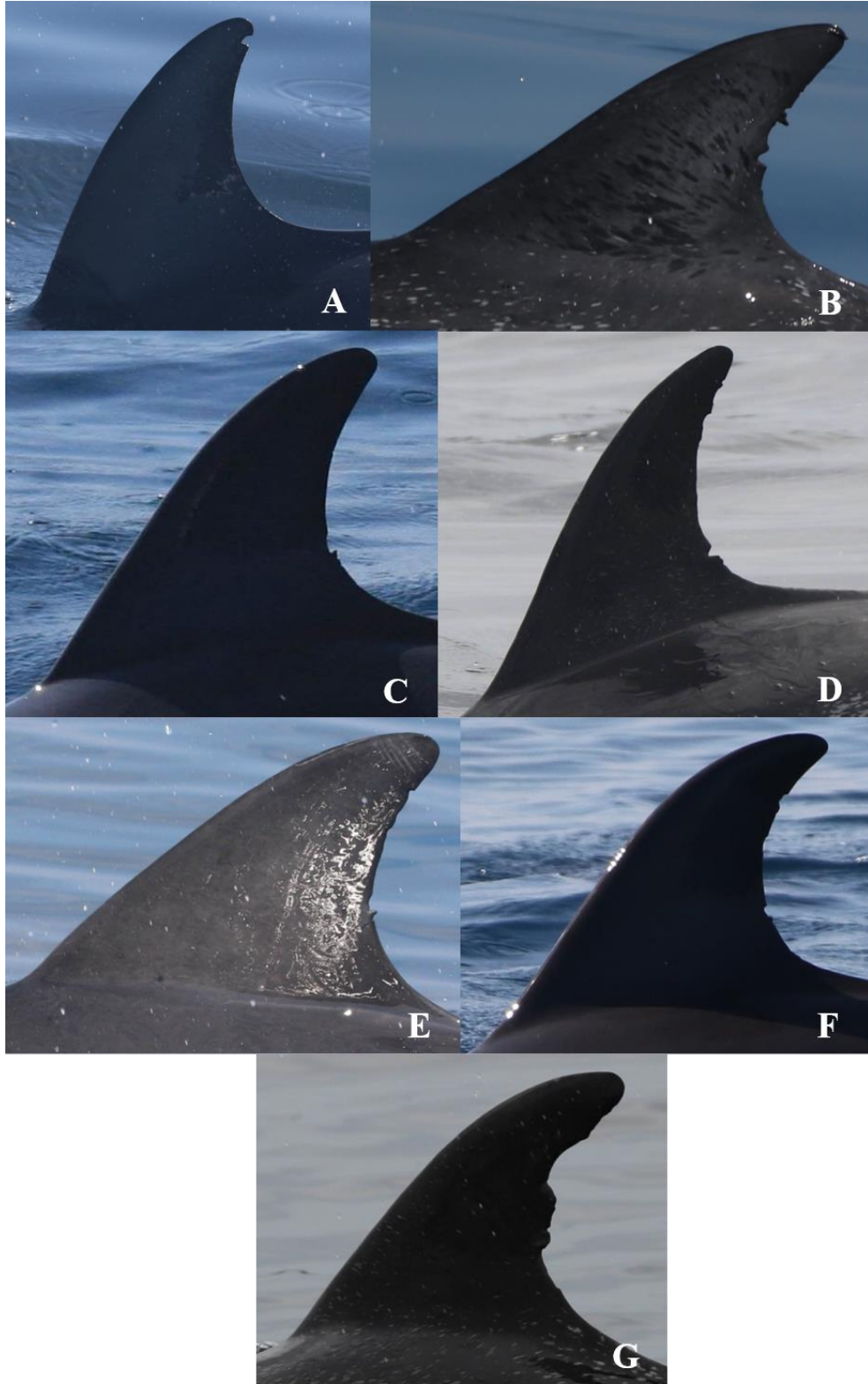
golfinhos. A presença ou ausência das pintas também foram utilizadas, secundariamente, no auxílio das identificações. Uma câmera digital *Canon 7D Mark II* equipada com lentes objetivas de 100-400mm foi utilizada nos esforços de fotoidentificação. As fotografias foram tiradas a distâncias aproximadas de 10 m, em posição perpendicular aos golfinhos. Em laboratório as fotografias foram triadas, sendo analisadas apenas aquelas com nitidez (ou seja, com foco e contraste entre o indivíduo e o plano de fundo), distância e ângulo perpendicular para a identificação das marcas (ou sua ausência). O processo de catalogação e comparações com fotografias tiradas em saídas de campo subsequentes (DEFRAN; SCHULTZ; WELLER, 1990) foi realizado com o auxílio do *software Darwin 2.22 (Eckerd College)*.

O Darwin é um *software* que permite traçar o contorno das nadadeiras dorsais e salvá-las, criando um catálogo das nadadeiras dorsais dos indivíduos avistados. A partir desse banco de dados é possível comparar os contornos das nadadeiras dorsais de novos indivíduos com o catálogo já existente (Figura 4). No *software* as nadadeiras dorsais são categorizadas de acordo com os tipos e posição das marcas. Para a categorização, a nadadeira dorsal é dividida em três partes iguais, resultando em uma combinação de sete categorias: topo, meio, base, topo-meio, topo-base, meio-base e inteiro (Figura 5).

Figura 5 – Funcionamento do *software* Darwin.

**Legenda:** (A) Contorno da nadadeira dorsal de *S. frontalis* (linha tracejada verde), no qual o software utiliza para comparar as nadadeiras dorsais. À esquerda da imagem encontram-se campos para inserção de informações do indivíduo. (B) Comparação entre as nadadeiras dorsais de *S. frontalis*, sendo a fotografia à direita o indivíduo que está sendo comparado com o catálogo (fotografia à esquerda). No canto inferior esquerdo encontram-se informações sobre os possíveis indivíduos: ID = identificação dos indivíduos no catálogo; Location = localização da fotografia (avistagem); Damage = categoria da nadadeira dorsal do indivíduo; Rank: Error = posto de erro entre as fotografias comparadas.

Figura 6 – Categorias de posicionamento de marcas naturais em nadadeiras dorsais de *Stenella frontalis* identificados na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



**Legenda:** (A) Topo. (B) Meio. (C) Base. (D) Topo-base (E) Topo-meio. (F) Meio-base. (G) Inteiro.  
 Fonte: Acervo MAQUA.



As comparações foram feitas por pelo menos dois membros experientes da equipe que decidiram se o indivíduo identificado correspondia a algum indivíduo já catalogado ou não. Cada comparação foi considerada uma revisão, pois se algum indivíduo catalogado fosse observado com marcas distintas em saídas subsequentes, sua fotografia era incluída no catálogo a fim de evitar erros de identificação. Assim, o catálogo foi constantemente atualizado ao longo do estudo. A partir dos dados de fotoidentificação foi possível compilar um histórico de marcação-recaptura para cada indivíduo catalogado, no qual a marcação é o primeiro dia em que um indivíduo foi fotografado na área de estudo e a recaptura (reavistagem) é todo o dia subsequente em que um indivíduo foi fotografado novamente na área de estudo. O histórico de captura é uma tabela, em que cada linha representa um indivíduo e cada coluna representa uma ocasião de esforço, onde se o indivíduo estivesse presente era identificado pelo número “1”, e se estivesse ausente, pelo número “0”.

### 2.2.1 Análises estatísticas

O teste *Kruskal-Wallis* foi utilizado para determinar se houve diferença significativa nas profundidades utilizadas entre os comportamentos observados. Também foi utilizado para determinar se houve diferenças nos tamanhos de grupos entre as estações do ano.

O teste Qui-quadrado foi utilizado para comparar as frequências de comportamento entre as estações.

O teste de correlação de *Spearman* foi utilizado para avaliar se houve relação entre os tamanhos de grupos observados e as profundidades utilizadas.

O comportamento de socialização não foi incluído nas análises estatísticas devido ao baixo número de avistagem. Todos os testes foram realizados no *software STATISTICA 7*.

### 2.2.2 Uso espacial

As coordenadas geográficas coletadas em campo foram utilizadas para a análise do uso espacial por *S. frontalis*, onde as áreas de uso e de concentração foram estimadas pelo

método *Kernel Density* com o auxílio do programa R 3.6.3 (R CORE TEAM, 2020) através do pacote *ks* (CALENGE, 2015). O método probabilístico *Kernel Density* consiste em um método estatístico não paramétrico, que apresenta informações acerca das áreas que um indivíduo ou população se distribui e as suas áreas preferências de uso, permitindo assim uma visualização espacial da sua distribuição (POWELL, 2000; SEAMAN; POWELL, 1996).

O estimador *Kernel Density* é produzido baseado nos dados distribuídos em um plano x-y e da determinação da largura dos *kernels* (*bandwidths*, “parâmetro de suavização”, “largura da banda” ou “h”), resultando em um polígono cuja área é proporcional à densidade dos dados (CÂMARA; CARVALHO, 2004; POWELL, 2000). O método pode ser empregado com larguras distintas: *kernel* fixo (*fixed kernel*) e *kernel* adaptativo (*adaptive kernel*). No *kernel* fixo, a largura de influência se mantém constante ao longo da distribuição dos dados, enquanto o *kernel* adaptativo possui uma largura de influência que varia ao longo da distribuição (POWELL, 2000; SEAMAN; POWELL, 1996).

No presente trabalho, foi utilizado o *kernel* fixo, com duas categorias: Kernel 95% e Kernel 50%. O polígono Kernel 95% representa a área de uso como um todo, com a exclusão de 5% referente às possíveis saídas ocasionais da área de estudo pelos animais. O polígono Kernel 50% representa as áreas de concentração, ou seja, onde ocorre a maior concentração das observações coletadas. Esses polígonos gerados com o auxílio do programa R foram projetados para o sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000 (sistema geodésico adotado no Brasil) no programa ArcGIS 10.3 (ESRI – Environmental Systems Research Institute), a fim de ser possível calcular o tamanho da área utilizada por *S. frontalis* e, por fim, elaborar o mapa do uso espacial.

### 2.2.3 Fidelidade de sítio

As frequências individuais na área de estudo foram calculadas utilizando o histórico de marcação-recaptura, agrupado sazonalmente, ou seja, o histórico foi compilado por estação do ano, resultando em somente uma presença ou ausência do indivíduo por estação. A taxa de avistagem sazonal foi estimada para cada golfinho catalogado como o número de estações em que um golfinho catalogado foi identificado como uma proporção do número total de estações em que pelo menos um golfinho foi identificado (BENMESSAOUD; CHÉRIF; BEJAOU, 2013).

Para cada indivíduo identificado também foi calculado um índice de reavistagem (RI), como a proporção das estações posteriores ao primeiro avistamento em que o golfinho foi identificado (AZEVEDO et al., 2004):

$$RI = \frac{Fi}{N}, \quad (1)$$

onde  $Fi$  é o número total de estações que um indivíduo  $i$  foi avistado após sua primeira identificação e  $N$  é o número total de estações pesquisadas.

Um valor de índice de fidelidade igual a 1 indica que o indivíduo esteve presente em todos os dias de campo desde a sua primeira avistagem até a última, e os valores iguais a 0 indicam que o indivíduo não foi reavistado após a sua primeira avistagem. Para determinar o período de cada estação do ano foi utilizada a referência do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

#### 2.2.4 Estimativa de parâmetros populacionais

Para a estimativa dos parâmetros populacionais, o histórico de marcação-recaptura também foi agrupado, porém mensalmente, totalizando em 25 ocasiões de avistagem. Análises de marcação-recaptura foram conduzidas no modelo POPAN, um estimador para populações abertas que considera que durante o período de esforço ocorram saídas e entradas (morte, migração, nascimento e emigração) de indivíduos na população. Este modelo também consiste na existência de uma superpopulação, formada por indivíduos que em algum momento podem entrar na população, provenientes de uma área geográfica maior que a área de estudo (SCHWARZ; ARNASON, 1996). Os seguintes parâmetros foram estimados: probabilidade de captura ( $p$ ), probabilidade de sobrevivência aparente ( $\Phi$ ), probabilidade de entrada ( $pent$ ) e a abundância de indivíduos marcados ( $\hat{N}$ ). Todas as análises do modelo foram realizadas no programa R 3.6.3 (R CORE TEAM, 2020) usando o pacote *RMark* (LAAKE; REXTAD, 2014). Foram testadas cinco combinações de modelos, em que os parâmetros variaram no tempo ou se mantiveram constantes.

A heterogeneidade foi testada para probabilidade de captura (TEST2) e sobrevivência (TEST3) a partir do teste de ajuste (*goodness of fit* – GOF) no programa *RELEASE*

(BURNHAM et al., 1987), inserido no pacote *RMark* (função *release.gof*). Se a heterogeneidade foi identificada e com isso a possível ausência de ajuste dos dados, o fator de inflação da variância ( $\hat{c}$ ) foi calculado (dividindo o  $X^2$  do teste de ajuste pelo seu número de graus de liberdade) e utilizado para estimar um novo conjunto de modelos (TYNE et al., 2014). O critério para a seleção dos melhores modelos foi baseado no Critério de Informação de Akaike (AICc) corrigido para amostras reduzidas (AKAIKE, 1974; ANDERSON; BURNHAM; WHITE, 1994). Para os modelos corrigidos pelos valores de  $\hat{c}$ , a escolha do melhor modelo foi com base no menor valor de QAICc (*Quasi Akaike's Information Criteria*), seguindo o mesmo critério de AICc (ANDERSON; BURNHAM; WHITE, 1994).

Para aplicação dos modelos do POPAN, foram assumidos os seguintes pressupostos:

- a) a população é considerada aberta;
- b) os indivíduos não perdem as marcas;
- c) as marcas individuais podem ser identificadas corretamente;
- d) as probabilidades de sobrevivência e captura são as mesmas para todos os indivíduos da população;
- e) a área de estudo se mantém constante.

Considerando que na população nem todos os indivíduos possuem marcas para serem fotoidentificados, a proporção de indivíduos marcados na população ( $\theta$ ) foi calculada a partir do número total de fotografias de indivíduos marcados dividido pelo número total de fotografias de qualidade adequada para identificação individual (indivíduos marcados e não marcados) (WILLIAMS; DAWSON; SLOOTEN, 1993). Então, o tamanho total da população ( $Nt$ ) foi corrigida através da divisão do tamanho da população estimada no modelo POPAN ( $\hat{N}$ ) pela proporção de indivíduos marcados na população ( $\theta$ ) da seguinte forma:

$$Nt = \frac{\hat{N}}{\theta}. \quad (2)$$

A variância do tamanho total da população foi calculada de acordo com Williams; Dawson; Slooten (1993):

$$var(Nt) = Nt^2 \left( \frac{var(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1-\theta}{n\theta} \right), \quad (3)$$

onde  $n$  é o número total de fotografias usadas para calcular  $\theta$ .

Os intervalos de confiança foram estimados de acordo com Burnham et al. (1987), sendo os limites máximos e mínimos calculados como  $Nt/r$  e  $Nt*r$ , respectivamente:

$$r = \exp \{1.96\sqrt{\ln (1 + (CV(Nt))^2)}\}, \quad (4)$$

onde CV é o coeficiente de variação.

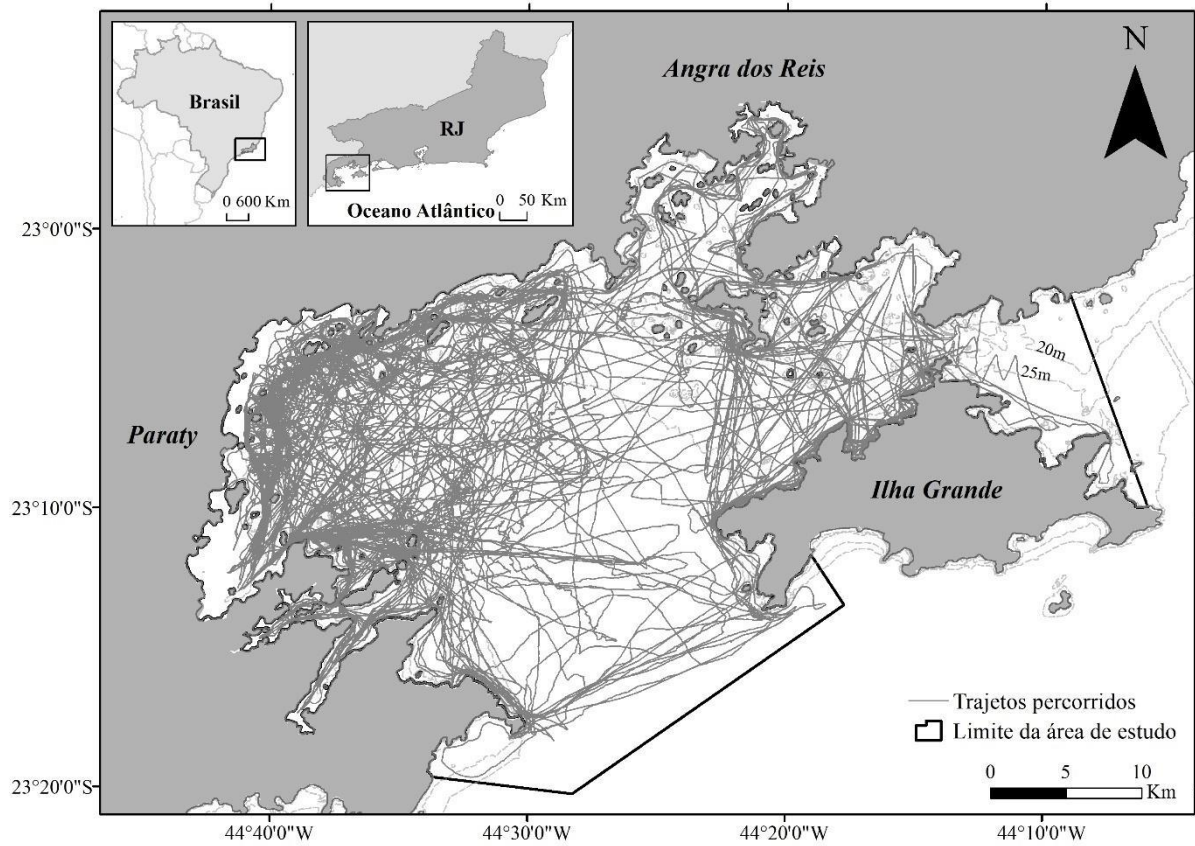
### 3 RESULTADOS

Durante o período de estudo foram realizadas 132 saídas de campo, resultando em 838 horas e 17 minutos de esforço de mar, sendo que 480 horas e 22 minutos foram empregadas em áreas que *S. frontalis* foi observado, o que equivale a 57% do esforço total (Tabela 2). Durante as transecções foram percorridos 9.066,9 km, cobrindo uma área de 982,7 km (Figura 6). O esforço de campo foi bem distribuído ao longo das estações, mas cerca de 74% dos encontros ocorreram no outono e inverno (Gráfico 1). Grupos de *S. frontalis* foram encontrados em 23 dias diferentes, representando 17% dos 132 dias de esforço.

Tabela 2 – Esforço de campo empregado na busca por cetáceos na Baía da Ilha Grande, sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

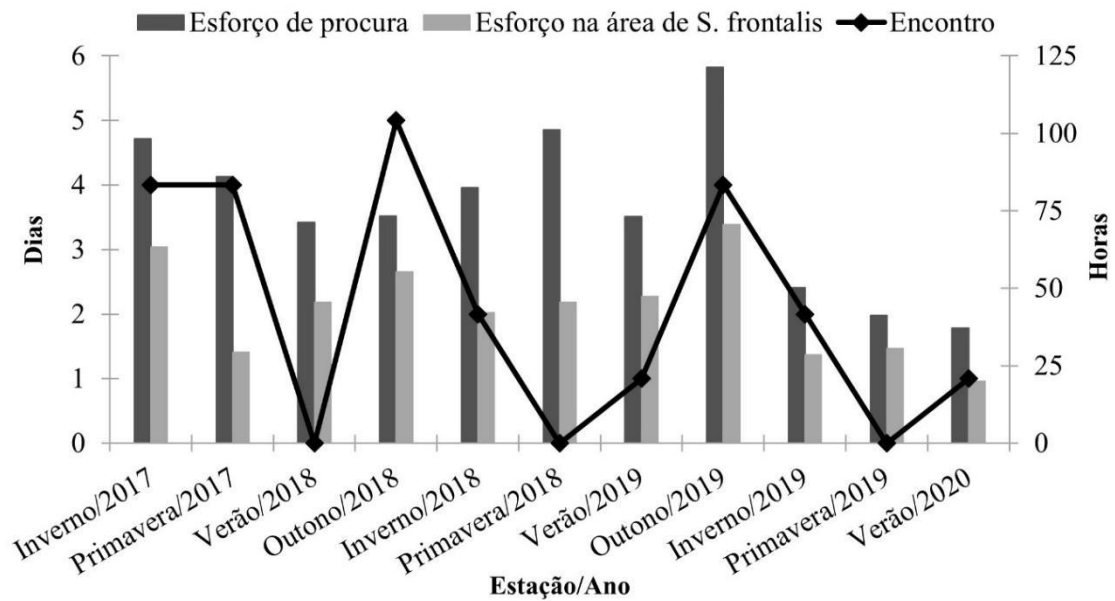
<b>Estação/ano</b>	<b>Nº de saídas</b>	<b>Horas de esforço</b>	<b>Transecção (km)</b>	<b>Avistagem de <i>S. frontalis</i></b>	<b>Observações coletadas</b>
Inverno/2017	16	98h 28min	1.166,9	4	24
Primavera/2017	15	86h 09min	1.017,5	4	32
Verão/2018	12	71h 35min	814,0	0	0
Outono/2018	11	73h 36min	682,4	5	16
Inverno/2018	11	82h 55min	735,8	2	33
Primavera/2018	16	101h 17min	792,0	0	0
Verão/2019	8	73h 19min	782,7	1	9
Outono/2019	17	121h 33min	1.251,2	4	59
Inverno/2019	12	50h 30min	722,3	2	22
Primavera/2019	10	41h 29min	91,3	0	0
Verão/2020	4	37h 22min	524,5	1	20
<b>Total</b>	<b>132</b>	<b>838h 17min</b>	<b>9.066,9</b>	<b>23</b>	<b>215</b>

Figura 7 – Esforço de saída de campo à procura de cetáceos na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



Fonte: A autora, 2020.

Gráfico 1 – Esforço de saídas de campo e encontros com *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



Vinte e seis grupos de *Stenella frontalis* foram encontrados em profundidade entre 16,5 e 35,2 m (Tabela 3), com áreas de uso de 242,7 km<sup>2</sup> e se concentrando em 46,5 km<sup>2</sup> da área de estudo (Figura 7). O deslocamento foi o comportamento mais comum (59,6%), seguido por forrageamento/alimentação (25,5%), descanso (10,6%) e socialização (4,3%) (Tabela 3).

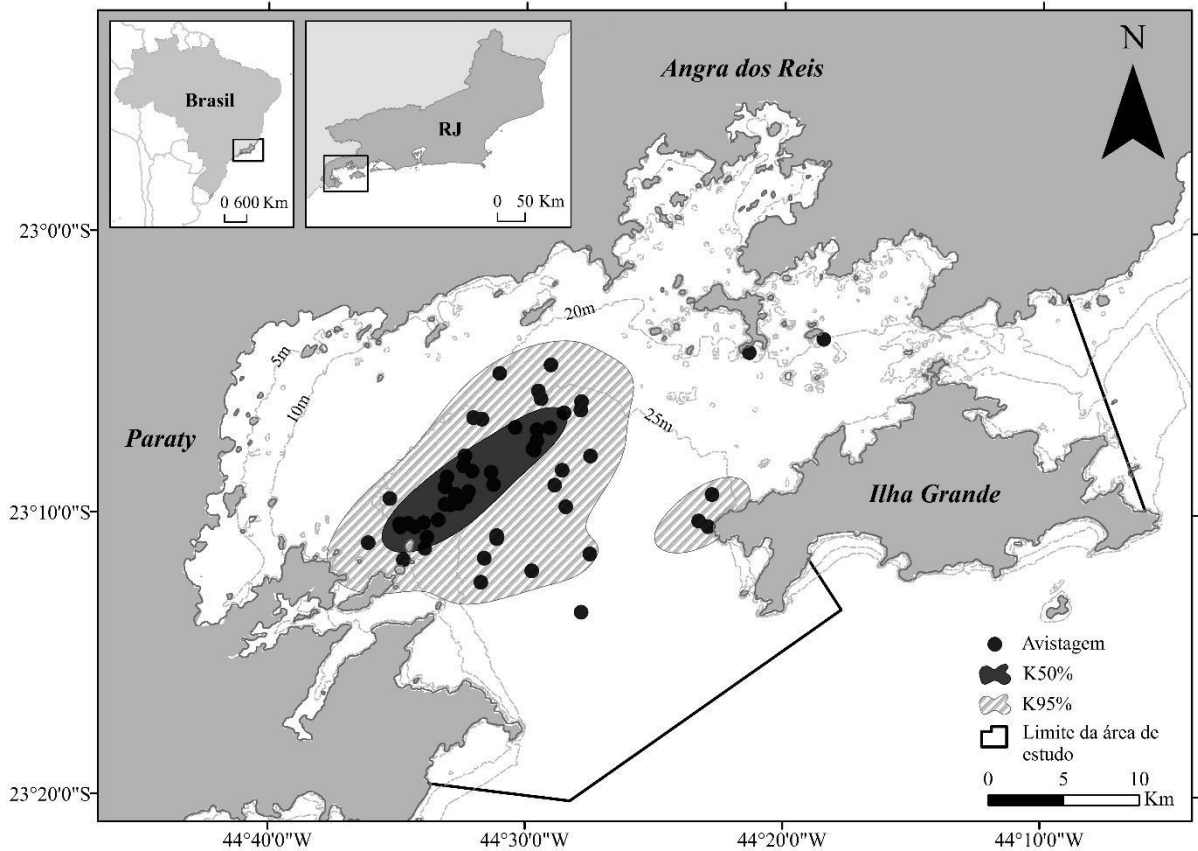


Tabela 3 – Grupos observados, características de grupo, comportamento e profundidade utilizada em cada estação para *Stenella frontalis* na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

<b>Estação/Ano</b>	<b>Grupos observados</b>	<b>Tamanho de grupo</b> M±DP Mín-Máx	<b>Estado comportamental</b>	<b>Prof. (m)</b> M±DP Mín-Máx
Inverno/2017	5	96,3±47,3 40-150	Deslocamento (87,5%) Alimentação (12,5%)	26,2±4,7 18-30
Primavera/2017	4	103,1±20,9 75-150	Deslocamento (62,5%) Socialização (25%)	23,3-1,6 21-26
Verão/2018	-	-	-	-
Outono/2018	6	125,0±0,0 -	Descanso (75%) Socialização (25%)	26,4±1,1 25-28
Inverno/2018	2	101,6±115,5 9-225	Alimentação (100%)	26,8±4,2 20-33,5
Primavera/2018	-	-	-	-
Verão/2019	1	75,0±0,0	Deslocamento (50%) Alimentação (50%)	23,3±0,1 23,2-23,4
Outono/2019	5	93,3±62,3 50-200	Deslocamento (80%) Alimentação (20%)	26,7±4,0 22-35,2
Inverno/2019	2	60,0±23,1 40-80	Deslocamento (50%) Alimentação (25%) Socialização (25%)	27,1±8,3 16,5-34,3
Primavera/2019	-	-	-	-
Verão/2020	1	80,0±41,1 50-125	Alimentação (80%) Descanso (20%)	20,8±2,6 17-23,4
<b>Total</b>	26	94,3±57,6 9-225	Deslocamento (59,6%) Alimentação (25,5%) Descanso (10,6%) Socialização (4,3%)	25,5±4,3 16,5-35,2

Legenda: Prof. (m) = profundidade em metros; M = Média; DP = Desvio padrão; Mín = Mínimo; Máx = Máximo.

Figura 8 – Uso espacial de grupos de *Stenella frontalis* na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, de junho de 2017 e janeiro de 2020.



Legenda: Cada grupo amostrado é indicado no mapa (●). Isóbatas são representadas por linhas cinza claro.  
Fonte: A autora, 2020.

Foram observadas atividades de deslocamento e forrageamento/alimentação em todas as estações. O deslocamento foi predominante no outono ( $N = 12$ ), inverno ( $N = 10$ ) e primavera ( $N = 5$ ) e, forrageamento/alimentação no verão ( $N = 5$ ); apesar disso o comportamento não apresentou variação significativa em relação às estações do ano ( $X^2 = 9,85$ ;  $df = 6$ ;  $p = 0,131$ ; Gráfico 2). Já em relação às profundidades em que foram observados, os comportamentos de deslocamento e forrageamento/alimentação variaram significativamente (*Kruskal-Wallis*,  $H_{2,45} = 12,4$ ;  $p = 0,0020$ ; Gráfico 3).

Gráfico 2 – Frequência de ocorrência dos comportamentos (N = 47) observados de *Stenella frontalis* ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.

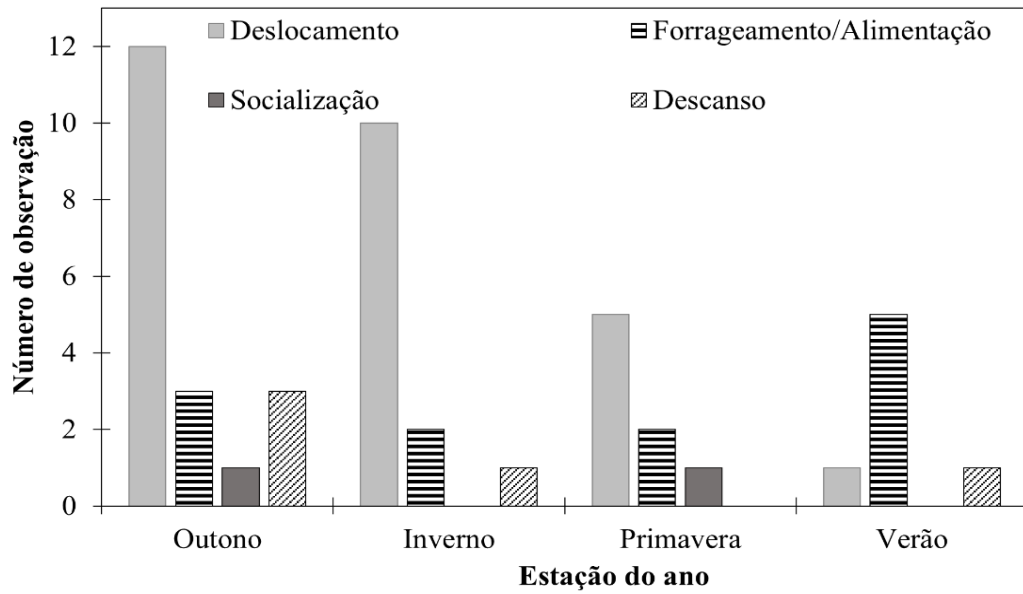
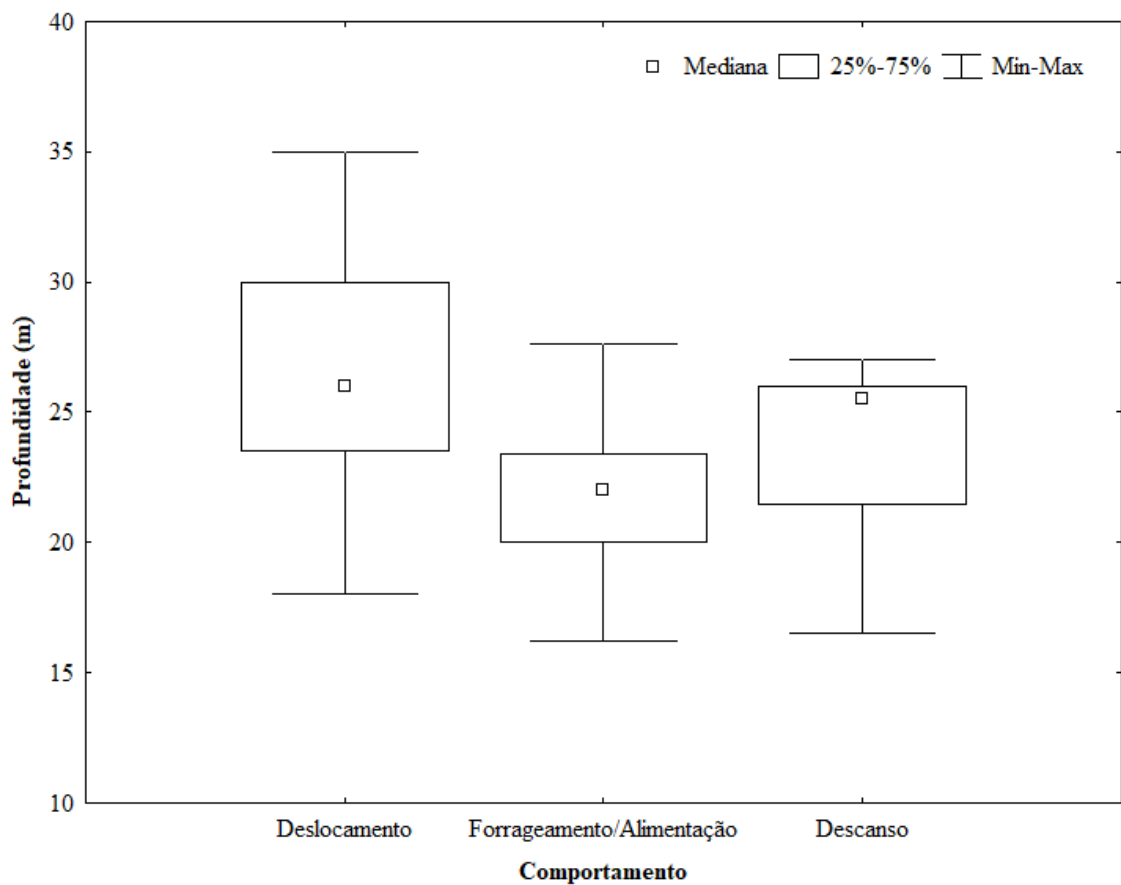


Gráfico 3 – Profundidades (m) utilizadas por *Stenella frontalis* em cada comportamento (N = 45) observado na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



O tamanho do grupo variou de nove a cerca de 200 indivíduos (média = 94,3; DP = 57,6; Tabela 3), com grupos maiores que 100 golfinhos observados em 36% (n = 19) do total de encontros (Gráfico 4). Os filhotes foram observados em todas as estações, com predominância no outono e inverno (Gráfico 5). O tamanho de grupo variou significativamente em relação às profundidades em que foram observados (*Spearman*, N = 53, R = 0,506; p = 0,000112; Gráfico 6). Enquanto, que em relação a sazonalidade não houve variação no tamanho de grupo (*Kruskal-Wallis*,  $H_{3,53} = 2,18$ ; p = 0,535; Gráfico 7).

Gráfico 4 – Frequência de ocorrência das diferentes classes de tamanho de grupo (N = 53) observados para *Stenella frontalis* ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.

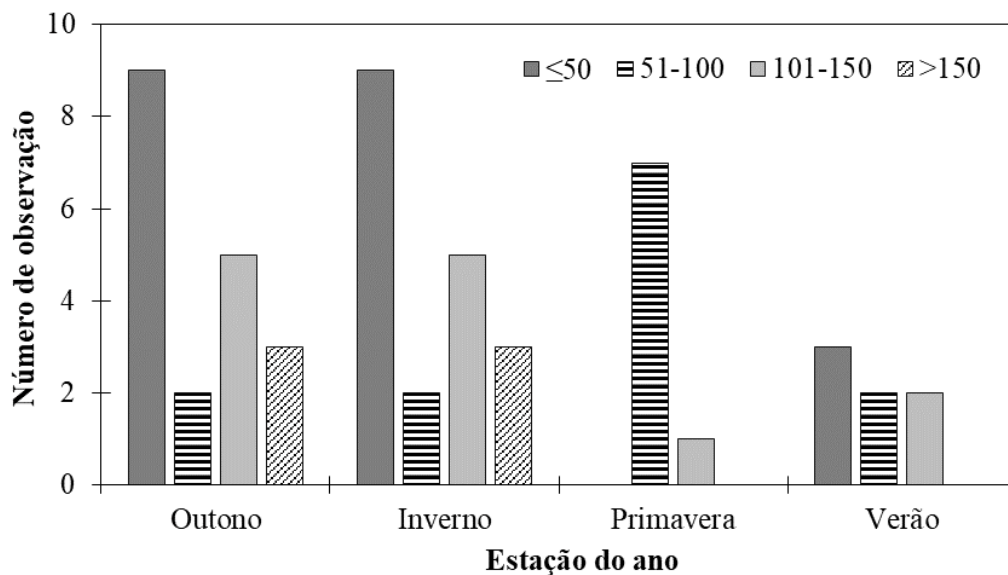


Gráfico 5 – Frequência de ocorrência de adultos/juvenis e filhotes de *Stenella frontalis* observados ao longo das estações do ano entre junho de 2017 e janeiro de 2020 na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil.

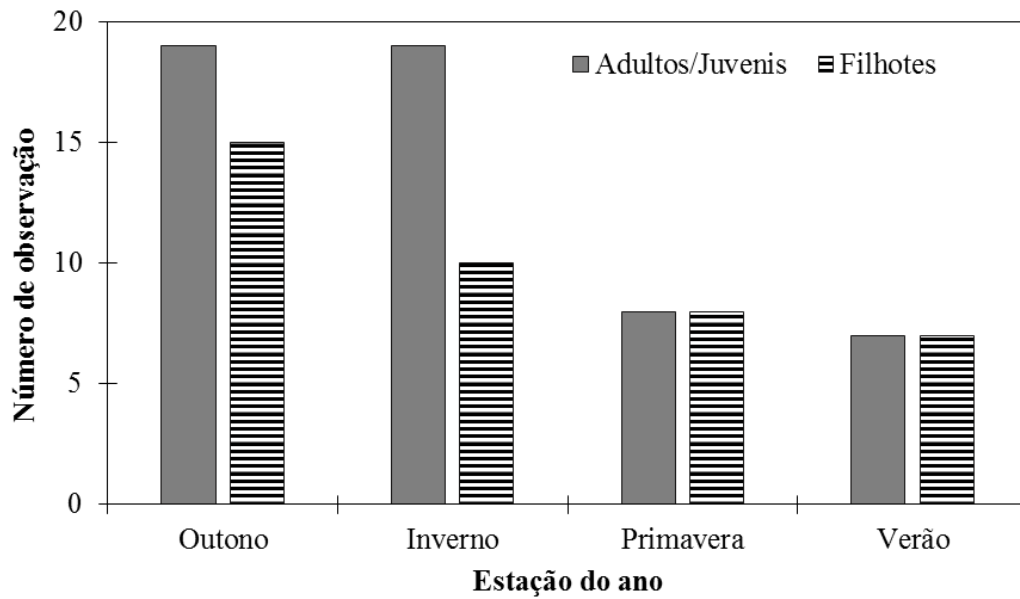


Gráfico 6 – Tamanhos de grupo (N = 53) de *Stenella frontalis* relacionados com profundidades nas quais foram observados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

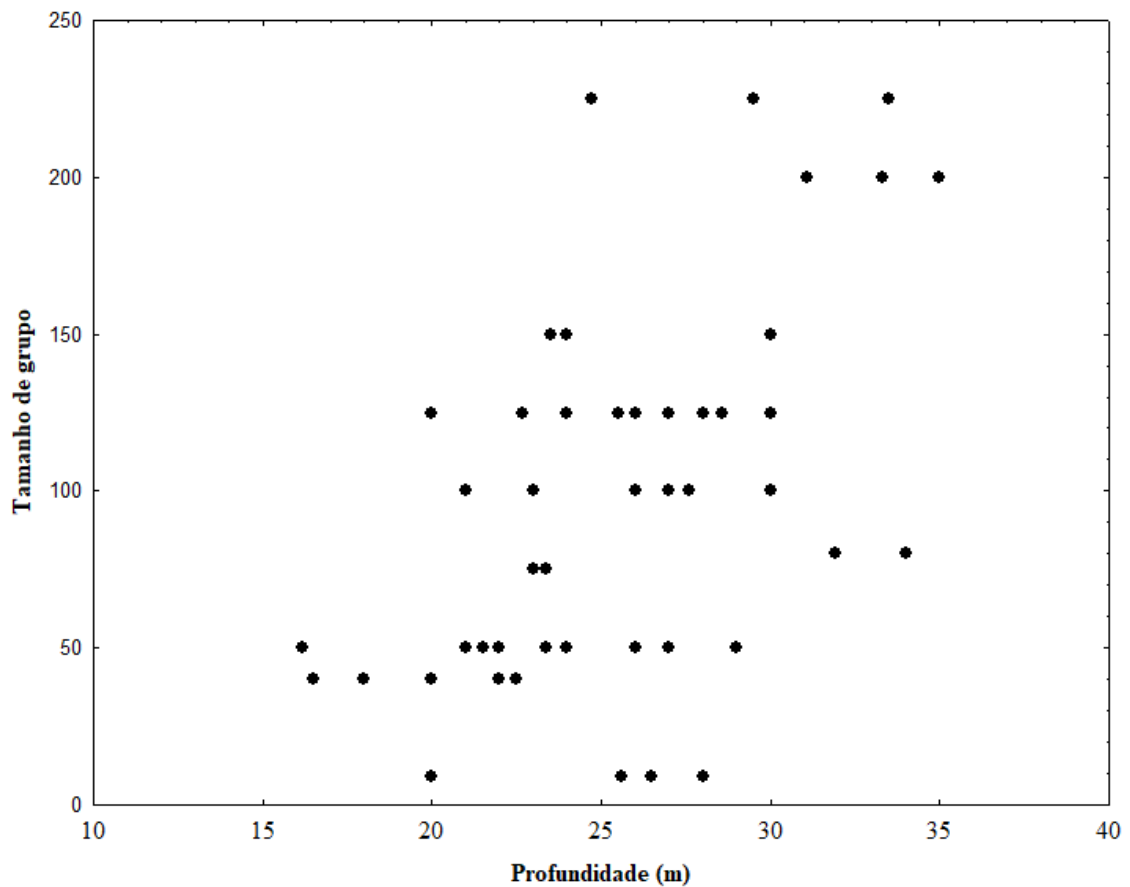
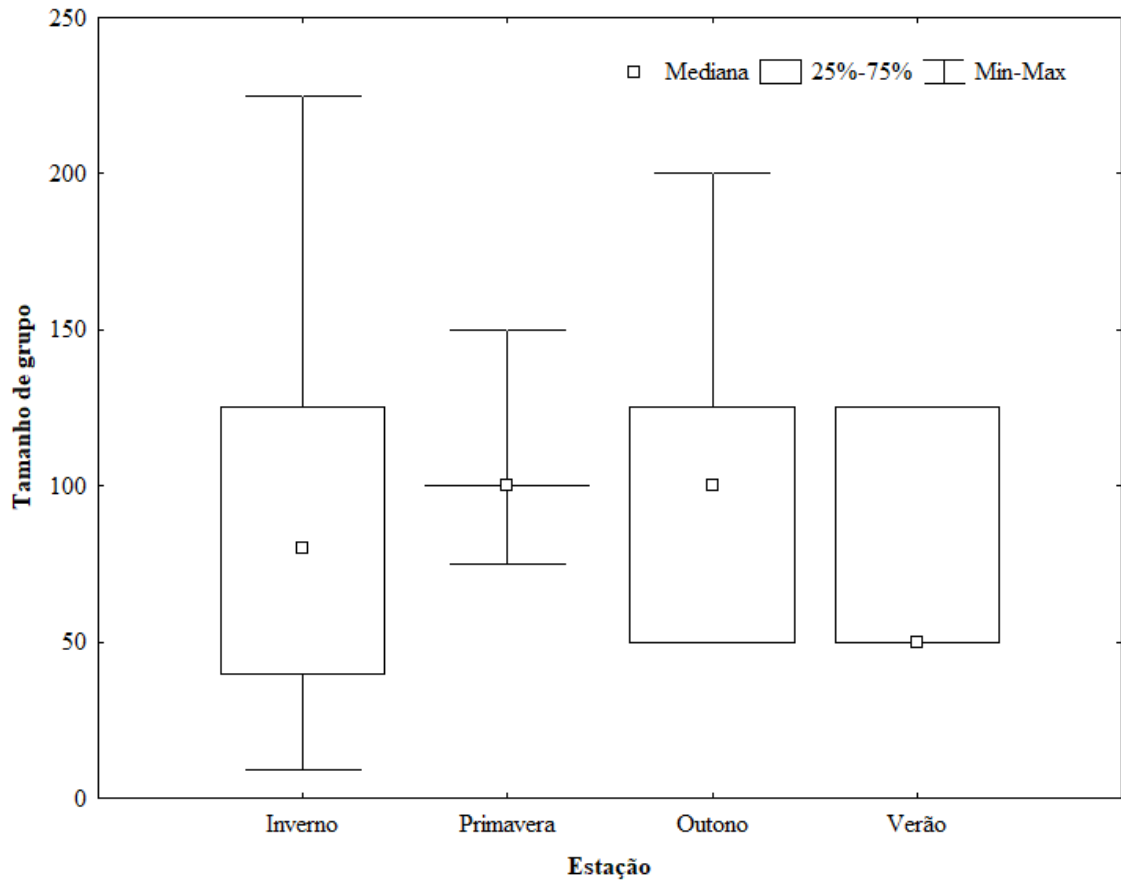


Gráfico 7 – Tamanhos de grupo (N = 53) de *Stenella frontalis* relacionados com as estações do ano em que foram observados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

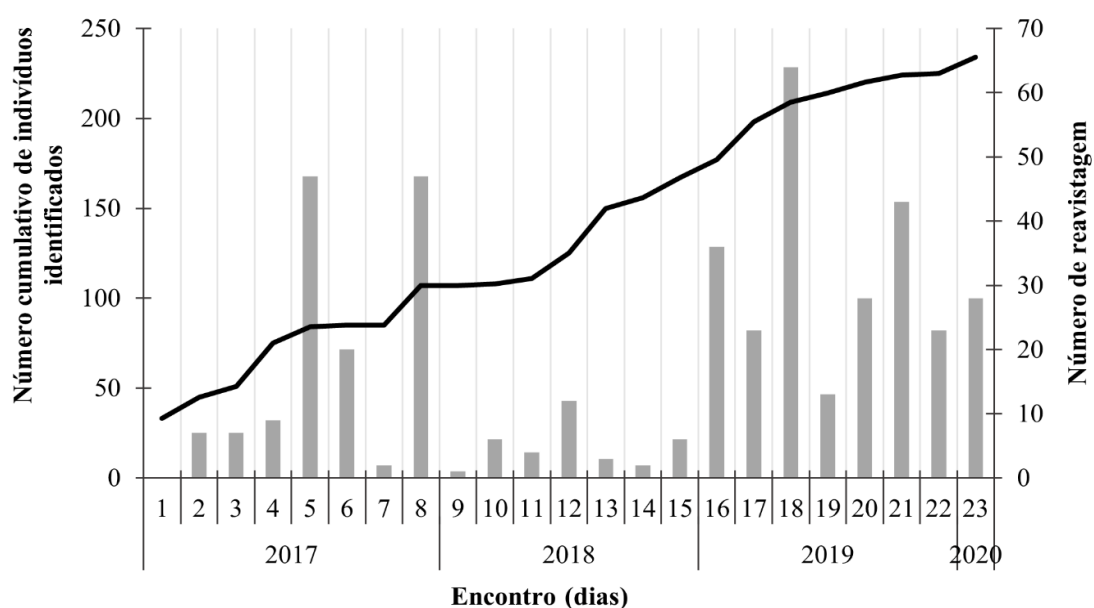


Um total de 234 *S. frontalis* foram fotoidentificados e catalogados, e novas identificações foram feitas até o último encontro (Gráfico 8). A curva do descobrimento (número cumulativo de indivíduos identificados) apresentou momentos de estabilidade, mas, de um modo geral, a curva continuou aumentando gradualmente com o tempo, sugerindo que nem todos os indivíduos marcados da população foram identificados na área de estudo. Oitenta e sete indivíduos (37%) foram capturados uma vez, enquanto 147 (63%) foram reavistados em dois ou mais dias. Apenas um indivíduo exibiu o número máximo de encontros, que foi de 11 ocasiões (Gráfico 9).

Tabela 4 – Quantidade de indivíduos fotoidentificados, indivíduos reavistados e novas identificações de *Stenella frontalis* na Baía de Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

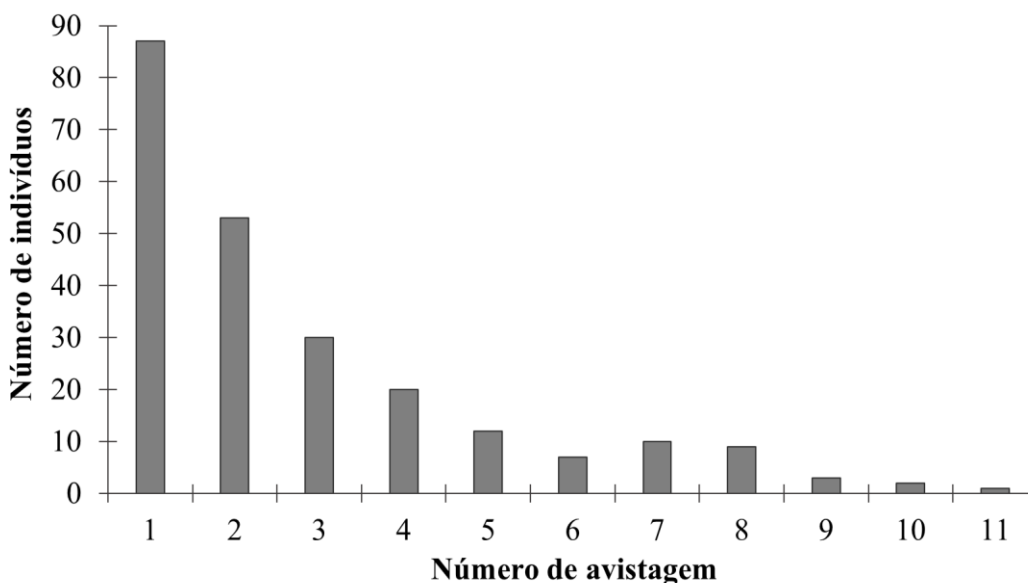
Estação/Ano	Indivíduos fotoidentificados	Reavistagem individual	Novos identificados
Inverno/2017	75	0	75
Primavera/2017	87	55	32
Verão/2018	-	-	-
Outono/2018	60	17	43
Inverno/2018	25	8	17
Primavera/2018	-	-	-
Verão/2019	46	36	10
Outono/2019	111	68	43
Inverno/2019	60	55	5
Primavera/2019	-	-	-
Verão/2020	37	28	9
<b>Total</b>	234	147	-

Gráfico 8 – Número cumulativo de *Stenella frontalis* fotoidentificados e reavistados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



Legenda: As barras verticais representam o número de indivíduos reavistados e a linha representa o número cumulativo de indivíduos identificados.

Gráfico 9 – Número de avistagem de indivíduos de *Stenella frontalis* identificados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



O índice de reavistagem variou de 0,13 a 0,75 ( $0,26 \pm 0,16$ ), com três indivíduos apresentando o valor máximo, e os intervalos entre avistagens consecutivas foram de 1 a 910 dias ( $409,6 \pm 304,7$ ). Já a frequência sazonal variou de 0,25 (indivíduos avistados em apenas uma estação,  $N = 106$ ) a 1 (indivíduos avistados em todas as estações,  $N = 22$ ) (moda = 0,25). Entre os indivíduos que foram avistados em apenas uma estação, 55 indivíduos foram observados no outono (24%), 26 indivíduos no inverno (11%), 8 indivíduos na primavera (3%) e 17 indivíduos no verão (7%). Enquanto, entre os reavistados em duas ou mais ocasiões sazonais, 22 indivíduos (9%) foram observados pelo menos uma vez em cada estação.

O histórico de encontro resultou em 25 ocasiões, onde os intervalos entre cada ocasião variaram de 6 a 50 dias (média =  $26,7 \pm 10,5$ ), totalizando em mais de 20 dias de esforços de fotoidentificação. As probabilidades de sobrevivência e captura foram heterogêneas (TESTE2 + TESTE3:  $X^2 = 103,6$ ;  $df = 47$ ;  $p = 0,0167$ ) e o  $\hat{c}$  (= 2,20) foi corrigido. Cinco modelos diferentes foram testados no POPAN (Tabela 5) e as estimativas foram: sobrevivência variando no tempo ( $\Phi = 0,94 - 1,00$ ), probabilidade de captura variando no tempo ( $p = 0,00 - 1,00$ ) e a probabilidade de entrada foi constante (pent = 0,03; SE = <0,01; Tabela 6). Nas ocasiões de janeiro, março, julho, setembro, novembro e dezembro de 2018, fevereiro, agosto, outubro e dezembro de 2019, a estimativa de probabilidade de captura foi nula, pois não ocorreram encontros com grupos de *Stenella frontalis* (Gráfico 10). A abundância de indivíduos marcados ( $\hat{N}$ ) foi estimada em 314 (SE = 14; IC 95% = 291-347); e considerando



a proporção de indivíduos marcados ( $\theta = 0,79$ ), o  $\hat{N}$  foi corrigido para o tamanho total da população ( $Nt$ ) estimado em 397 indivíduos (IC 95% = 389-406; Tabela 6).

Tabela 5 – Modelos selecionados pelo método POPAN de populações abertas baseado na técnica de fotoidentificação de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.

<b>Modelo</b>	<b>QAICc</b>	<b><math>\Delta</math>QAICc</b>	<b>Weight</b>	<b>No. Parâmetros</b>
$\Phi(t)p(t)pent(.)N(.)$	943.7	0.0	1.000	51
$\Phi(t)p(t)pent(t)N(.)$	966.3	22.6	<0.001	74
$\Phi(.)p(t)pent(.)N(.)$	973.4	29.7	<0.001	28
$\Phi(t)p(.)pent(t)N(.)$	1266.4	322.6	0.000	27
$\Phi(.)p(.)pent(.)N(.)$	1323.5	379.8	0.000	4

Legenda: QAICc = Critério de informação de Quasi-Akaike corrigido para amostras pequenas;  $\Delta$ QAICc = Diferença entre o QAICc de um determinado modelo e QAICc do melhor modelo; Weight = Peso; No. parâmetros = Número de parâmetros utilizados no modelo; (t) = parâmetro variou no tempo; (.) = parâmetro se manteve constante.

Tabela 6 – Estimativa dos parâmetros do melhor modelo POPAN para *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande, sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020. (continua)

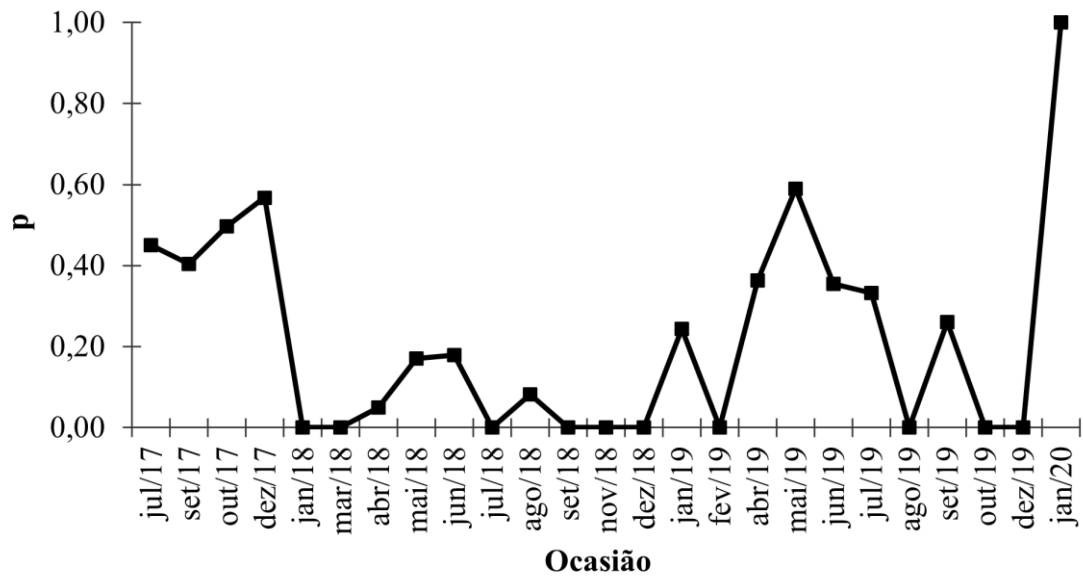
Parâmetro	Estimativa	SE	95% IC
$\Phi_1$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_2$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_3$	0,99	<0,01	0,99-1,00
$\Phi_4$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_5$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_6$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_7$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_8$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_9$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{10}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{11}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{12}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{13}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{14}$	0,99	<0,01	0,97-1,00
$\Phi_{15}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{16}$	0,98	<0,01	0,96-0,99
$\Phi_{17}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{18}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{19}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{20}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{21}$	0,96	0,02	0,89-0,98
$\Phi_{22}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{23}$	1,00	0,00	1,00-1,00
$\Phi_{24}$	0,94	0,01	0,91-0,96
p <sub>1</sub> (Julho/2017)	0,45	0,06	0,33-0,58
p <sub>2</sub> (Setembro/2017)	0,40	0,05	0,30-0,52
p <sub>3</sub> (Outubro/2017)	0,50	0,06	0,39-0,61
p <sub>4</sub> (Dezembro/2017)	0,57	0,06	0,44-0,69
p <sub>5</sub> (Janeiro/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>6</sub> (Março/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>7</sub> (Abril/2018)	0,05	0,02	0,03-0,10
p <sub>8</sub> (Maio/2018)	0,17	0,03	0,12-0,24
p <sub>9</sub> (Junho/2018)	0,18	0,03	0,13-0,24
p <sub>10</sub> (Julho/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>11</sub> (Agosto/2018)	0,08	0,02	0,05-0,13

Tabela 6 – Estimativa dos parâmetros do melhor modelo POPAN para *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande, sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020. (conclusão)

p <sub>12</sub> (Setembro/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>13</sub> (Novembro/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>14</sub> (Dezembro/2018)*	0,00	0,00	-
p <sub>15</sub> (Janeiro/2019)	0,24	0,04	0,17-0,34
p <sub>16</sub> (Fevereiro/2019)*	0,00	0,00	-
p <sub>17</sub> (Abril/2019)	0,36	0,05	0,28-0,46
p <sub>18</sub> (Maio/2019)	0,59	0,05	0,49-0,68
p <sub>19</sub> (Junho/2019)	0,35	0,04	0,28-0,44
p <sub>20</sub> (Julho/2019)	0,33	0,04	0,26-0,42
p <sub>21</sub> (Agosto/2019)*	0,00	0,00	-
p <sub>22</sub> (Setembro/2019)	0,26	0,08	0,14-0,44
p <sub>23</sub> (Outubro/2019)*	0,00	0,00	-
p <sub>24</sub> (Dezembro/2019)*	0,00	0,00	-
p <sub>25</sub> (Janeiro/2020)	1,00	0,00	1,00-1,00
pent	0,03	<0,01	0,02-0,03
$\hat{N}$	314	14,0	291-347
$Nt$	397	-	389-406

Legenda:  $\Phi$  = sobrevivência aparente;  $p_x$  = probabilidade de captura na ocasião  $x$ ; pent = probabilidade de entrada;  $N$  = abundância de indivíduos marcados;  $Nt$  = tamanho total da população; SE = erro padrão; 95% IC (mín-máx) = intervalo de confiança (mínimo e máximo); \* = ocasião em que não foram encontrados grupos de *Stenella frontalis*.

Gráfico 10 – Probabilidade de captura de indivíduos de *Stenella frontalis* identificados na Baía da Ilha Grande (RJ), sudeste do Brasil, entre junho de 2017 e janeiro de 2020.



#### 4 DISCUSSÃO

Os esforços de campo comprovaram que o golfinho *Stenella frontalis* foi frequente ao longo do período de estudo, mas a ocorrência variou ao longo das estações do ano. Apesar do esforço, em dois anos seguidos não houve encontros com grupos de *S. frontalis* na primavera; além de verões com baixo número relativo de encontros. Ao contrário do outono e inverno, onde a ocorrência desse delfínídeo foi mais intensa. Um padrão semelhante à do presente estudo foi encontrado em diversas regiões do Oceano Atlântico Norte, como a Península Ibérica, Arquipélago dos Açores, Arquipélago da Madeira, Arquipélago das Ilhas Canárias e Arquipélago de Cabo Verde (ALVES et al., 2018; CORREIA et al., 2020; SILVA et al., 2014), onde a ocorrência foi mais frequente no inverno. Mas em todas essas regiões a ocorrência de *S. frontalis* foi em águas oceânicas. No estudo Di Tullio et al. (2016) no sul e sudeste do Brasil, os autores registraram um aumento no uso da região sudeste do Brasil por *S. frontalis* no outono, o que poderia explicar o maior registro da espécie na área de estudo nesta estação, entretanto os cruzeiros aconteceram apenas na primavera e outono. Portanto, a continuidade do esforço é necessária a fim de determinar se a presença da espécie na área de estudo apresenta alguma sazonalidade.

O esforço de campo cobriu toda área de estudo, sendo realizado em profundidades de até 40 metros, aproximadamente, mas a distribuição de *S. frontalis* na baía foi heterogênea, equivalente a 25% da área escaneada. A maior parte dos encontros com a espécie ocorreu entre 20 e 25 m de profundidade, considerado águas mais profundas quando comparado com espécies menores de delfínídeos que ocorrem na região. No “Parque Estadual Marinho da Laje de Santos” (SP), a espécie também ocorreu em águas mais profundas (20 a 43 m), tendo a sua presença correlacionada positivamente com a profundidade (SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017). Além disso, os resultados também corroboram com os estudos de modelagem de nicho ecológico, em que *S. frontalis* apresentou hábitos costeiros (BARRAGÁN-BARRERA et al., 2019; DO AMARAL et al., 2015). Bisi et al. (2013) reforçaram essa distribuição costeira ao longo das águas do sudeste brasileiro com base na análise de isótopos estáveis e indicaram que o golfinho *S. frontalis* e a população de botos-cinza da Baía da Ilha Grande têm assinaturas semelhantes de isótopos estáveis de N e C.

Além disso, de acordo com a análise de Ribeiro-Campos et al. (2021) sobre o uso de habitat da população de botos-cinza na Baía da Ilha Grande, é possível perceber que em determinadas regiões, as áreas de uso do golfinho *S. frontalis* e da população de botos-cinza

se sobrepõem. Assim também como outras espécies que possuem ocorrência frequente na baía, como o golfinho-de-dentes-rugosos e o golfinho-nariz-de-garrafa (LAILSON-BRITO et al., 2020; LIMA, 2017; LODI, 2016; LODI; HEZTEL, 1999). Adicionalmente, análises de conteúdos estomacais na Baía da Ilha Grande mostraram que o cefalópode *Doryteuthis pleii* e o teleósteo mamangá-liso (*Porichthys porosissimus*), estiveram presentes na dieta desses quatro delfínídeos (SILVA, 2019; VITAL, 2016). Apesar desses delfínídeos compartilharem a mesma área e algumas espécies de presas, são considerados predadores oportunistas alimentando-se de espécies de diferentes classes de tamanho ou as que apresentam maior abundância no ambiente, sendo até mesmo já observados em associação (DE LIMA et al., 2021; DI BENEDITTO et al., 2001; LODI; HETZEL, 1999; MELO et al., 2010).

Diferenças na frequência dos comportamentos também foram observadas ao longo do período de estudo, sobretudo em atividades de deslocamento. A predominância do número de observações nas atividades de deslocamento é alta quando comparada com as demais atividades. Junto a isso, a espécie já foi observada em águas com até 1.000 m de profundidade na plataforma continental do SWAO (DI TULLIO et al., 2016; DO AMARAL et al., 2015; MORENO et al., 2005) e, no presente estudo, as atividades comportamentais variaram significativamente em relação à profundidade. Isto sugere que *S. frontalis* está em constante movimento, percorrendo distâncias maiores do que a área de estudo, e a busca por alimento pode ser o maior motivador.

No Brasil, *S. frontalis* forma grandes grupos (DI TULLIO et al., 2016; DO AMARAL et al., 2015; MORENO et al., 2005; SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017), mas a presença de centenas de indivíduos em um grupo não é comum em águas costeiras, ocorrendo, majoritariamente, em águas profundas (ALVES et al., 2018; CORREIA et al., 2020; PARO; ROJAS; WEDEKIN, 2014). Em áreas costeiras a espécie forma grupos menores, principalmente de 1 a 15 indivíduos (JEFFERSON et al., 2015; MORENO et al., 2005; PERRIN et al., 1994). Entretanto, no presente estudo, ao contrário do observado na literatura, a ocorrência de grupos maiores que 50 indivíduos foi a mais frequente, revelando a importância dos ambientes costeiros onde são encontrados. Esses grandes grupos se engajaram em diferentes comportamentos na área de estudo, sendo o forrageamento/alimentação a segunda atividade mais usualmente realizada.

A ocorrência dessas grandes agregações de *S. frontalis* na região também pode estar associada a presas formadoras de grandes cardumes. Como já relatado para o litoral do Rio de Janeiro, a espécie se alimenta de presas costeiras, como a lula (*Doryteuthis pleii*) e a pescada (*Cynoscion guatucupa*), ambas são presentes na área de estudo e formadoras de grandes

cardumes (DI BENEDITTO et al., 2001; MELO et al., 2010; VITAL, 2016). O fato de que em algumas ocasiões terem sido observados perseguindo pequenos peixes e em associação com aves marinhas (atobá-marrom - *Sula leucogaster* e fragata - *Fregata magnificens*) capturando presas conhecidas por fazerem parte da dieta de *S. frontalis*, sugere que a Baía da Ilha Grande serve como local de forrageamento/alimentação para esta população. Além disso, a presença recorrente de filhotes na área de estudo sugere que a baía também tem fornecido abrigo para mães-filhote, podendo ser considerado um hábitat valioso dentro da ampla área de vida desse delfínido.

Entretanto, por ocorrer em uma área costeira, *Stenella frontalis* está constantemente exposta a diferentes atividades humanas, mesmo que temporariamente. Sendo classificado em âmbito nacional como uma espécie com “Dados Insuficientes” (ICMBIO, 2018), portanto, estando exposta a ameaças desconhecidas, assim como a resposta da população a essas ameaças. De fato, a espécie é pouco estudada de forma sistemática em águas brasileiras. Isto reforça a importância dos resultados do presente estudo, adicionando informações ecológicas inéditas e importantes sobre o uso do hábitat, fidelidade de sítio e abundância. A importância é mais evidente diante das atividades humanas que ocorrem na Baía da Ilha Grande, como a presença de terminal de minério e petróleo, atividade pesqueira e de turismo. A presença desses empreendimentos e atividades pode causar poluição química e/ou sonora, por exemplo, e resultar em diversas modificações no ambiente e na biota. Sendo já reportado como as interações humanas e suas consequências ao ambiente podem afetar o tamanho e a forma como uma população se distribui em seu local de ocorrência (AZEVEDO et al., 2017; CARVALHO, 2013; CURREY et al., 2009; NIERI et al., 1999).

No caso dos poluentes, como os elementos-traço (Hg, As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn), organoclorados (PCBs e pesticidas clorados), organobromados (PBDEs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e contaminantes pouco estudados, como os piretróides, há evidências de que altas concentrações destes poluentes nos indivíduos podem causar efeitos deletérios, como neurológicos, endócrinos, imunológicos e promotores de câncer. Concentrações de alguns desses poluentes já foram determinadas em pequenos cetáceos ao longo da costa brasileira, revelando um quadro preocupante de contaminação, pois influenciam na taxa de sobrevivência e reprodução dos indivíduos e, conseqüentemente, implicações na manutenção das populações (BISI et al., 2012; MANHÃES et al. 2021; MANHÃES et al. 2018; OLIVEIRA-FERREIRA et al., 2021; VIDAL, 2010; 2015; VIDAL et al., 2020). Altas concentrações de PCBs já foram relacionadas a declínio populacional de cetáceos na literatura (DESFORGES et al., 2018; HALL et al., 2018; MANHÃES et al., 2018;

OLIVEIRA-FERREIRA et al., 2021). Na Baía de Guanabara, a baixa sobrevivência de filhotes foi associada às altas concentrações de PCBs, que foram um dos precursores do declínio populacional do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (AZEVEDO et al., 2017; MANHÃES et al., 2018). Já na Baía da Ilha Grande, esses compostos e contaminantes já foram encontrados em diferentes indivíduos. Na população de botos-cinza uma série de poluentes já foram detectadas, assim como outros compostos emergentes pouco estudados (BISI et al., 2012; VIDAL, 2010; 2015; VIDAL et al., 2020).

O tráfego elevado também pode contribuir para o aumento dos níveis de pressão sonora nesse ambiente, como observado para outras baías costeiras (BITTENCOURT et al., 2014, 2020a). Espécies que ocorrem em regiões costeiras também sofrem frequentemente com a captura acidental. Segundo o último Relatório Técnico Semestral da Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro (FIPERJ, 2021), a região utilizada pela pesca na Baía da Ilha Grande sobrepõe em sua maioria a área de ocorrência de *S. frontalis*, o que pode representar um risco de captura acidental não só para a espécie em questão. Portanto, o monitoramento contínuo é necessário, pois permitirá analisar se os indivíduos sofrem com interações antropogênicas e quais são as consequências, tanto para os próprios indivíduos como para a população a que eles pertencem.

No presente estudo são reveladas também informações relacionadas à fidelidade de sítio, probabilidade de captura, sobrevivência aparente e abundância de *Stenella frontalis*, até então desconhecidas. O monitoramento contínuo permitiu identificar alterações nas marcas dos indivíduos, a técnica de fotoidentificação permitiu ainda observar o retorno de indivíduos à área de estudo e a captura de novos indivíduos até o final do período de estudo, embora a ocorrência da população estudada variou ao longo de todo o ano na região.

Apesar de informações sobre a fidelidade de sítio de *S. frontalis* serem desconhecidas, o observado no presente estudo é semelhante ao encontrado para outras espécies de delfínidos mais estudadas. Em uma baía costeira vizinha à área de estudo, onde Carvalho et al. (2020) observaram que 65,9% dos indivíduos da espécie *Steno bredanensis* identificados na Baía de Guanabara e adjacências, foram observados em duas ou mais ocasiões na região. O mesmo foi encontrado na Nova Zelândia, em que 67,8% dos indivíduos de *Tursiops truncatus* foram observados em mais de uma ocasião (ZAESCHMAR et al., 2020). A mesma espécie também foi identificada por Estrade e Dulau (2020) no sudoeste do Oceano Índico, com cerca de 85% dos indivíduos sendo avistados em duas ou mais ocasiões na área de estudo. Já no presente estudo, cerca de 63% dos indivíduos foram observados em mais de uma ocasião com diferentes frequências de ocorrência. Isto é um resultado inédito para a espécie na região, e



evidencia a fidelidade de sítio da espécie à Baía da Ilha Grande, corroborado pelas proporções citadas.

O modelo POPAN se mostrou eficaz na estimativa dos parâmetros populacionais de *Stenella frontalis*, assim como para outras espécies de pequenos cetáceos (CARVALHO et al., 2020; ESTRADE; DULAU, 2020). Através dos resultados foi possível observar que apesar da probabilidade de sobrevivência aparente variar no tempo, ela se manteve alta, variando de 0,94 a 1,00, o que é comum para os cetáceos (ALVES et al., 2015; MANSUR; SMITH, 2012; SPEAKMAN et al., 2010; TEZANOS-PINTO et al., 2017; TYNE et al., 2014). Quando comparado com outros delfínídeos, como o boto-cinza com uma taxa de sobrevivência variando de 0,84 a 0,99 (QUINTANA, 2020), o golfinho-de-dentes-rugosos com 0,99 (CARVALHO et al., 2020) e o golfinho-nariz-de-garrafa com 0,95 (NICHOLSON et al., 2012), *S. frontalis* apresentou valores semelhantes ao encontrado na literatura para outras espécies com distribuições costeiras. Além disso, o parâmetro de sobrevivência determina a capacidade do indivíduo ser capturado e permanecer vivo até a próxima captura, junto a isso, esses animais possuem uma alta longevidade, o que resulta nas altas taxas de sobrevivência encontradas. Mas, considerando que esses animais apresentam maturidade sexual tardia, longa gestação, nascimento de um único filhote, intervalo de nascimento e cuidado parental longo, o potencial reprodutivo e de recrutamento para a manutenção da população é limitado. Portanto, é importante o contínuo monitoramento dos parâmetros populacionais, visto que o presente estudo analisou um período amostral curto de dois anos e meio quando comparado com a longevidade desses animais.

Conhecer e entender os parâmetros populacionais, como o tamanho da população que utiliza uma determinada área, tem um papel fundamental na compreensão da dinâmica das populações e importância para a conservação da espécie em questão. No caso de *Stenella frontalis*, há pouca informação sobre a estimativa do tamanho populacional na literatura. Os dois trabalhos conhecidos sobre o tema não foram provenientes do esforço de fotoidentificação. Os autores utilizaram o método de amostragem de transecções lineares e as estimativas variam entre as regiões. No Oceano Atlântico Norte, entre a Flórida central e Maryland, Mullin e Fulling (1998) observaram que *S. frontalis* foi uma das espécies mais abundantes observadas no estudo, sendo avistado duas formas, costeiro e oceânico. Os autores estimaram o tamanho populacional da espécie costeira em 12.670 indivíduos pela transecção de linha. Outra estimativa de tamanho populacional foi encontrada por Griffin e Griffin (2003) no Golfo do México, onde a população foi estimada em 3.703 indivíduos, mas. Mas, em ambos os casos, os estudos foram realizados em águas oceânicas do Oceano Atlântico

Norte. No SWAO, Di Tullio et al. (2016) estimaram densidades mais altas da espécie na primavera, além da quebra da plataforma continental (~250m). Porém, a análise da densidade foi através do índice de taxa de encontro, refletindo apenas em como a espécie utiliza a área e não estimativas realistas de valores de densidade para a área de estudo.

Os resultados do presente estudo mostram a primeira estimativa de tamanho populacional de *Stenella frontalis* em águas rasas no SWAO, fornecendo informações ecológicas importantes sobre a população na Baía da Ilha Grande. As grandes agregações observadas na área de estudo refletem na existência de uma grande população na costa brasileira, confirmada pelos nossos resultados de estimativa de abundância (397 indivíduos) na região. A tendência crescente da curva do descobrimento também mostra que nem todos os indivíduos que utilizam a área de estudo foram capturados e a entrada de novos indivíduos foi frequente ao longo do período de estudo. Adicionalmente, é possível que os indivíduos se movimentam entre a área de estudo e a costa de São Paulo, onde grandes agregações de *S. frontalis* também foram comumente observadas (SANTOS; FIGUEIREDO; BRESSEM, 2017; SANTOS et al., 2019). Isto é reforçado através da identificação de 45 indivíduos avistados em um grupo de cerca de 500 *S. frontalis* na costa da cidade do Rio de Janeiro. Comparações do catálogo elaborado no presente estudo com estes indivíduos observados nas águas do Rio de Janeiro, em esforço paralelo ao período de estudo, evidenciaram ausência de comparação positiva entre os indivíduos. Isto indica que os indivíduos observados na costa da cidade do Rio de Janeiro não faziam parte do grupo que ocorre na Baía da Ilha Grande. É possível então inferir na existência de pelo menos dois grandes grupos na costa do Estado do Rio de Janeiro, mas que podem fazer parte da mesma “superpopulação” que ocorre na costa brasileira. Di Tullio et al. (2016) observaram que *Stenella frontalis* foi a segunda espécie com maior densidade no sul e sudeste do Brasil, o que mostra que a região pode abrigar milhares de indivíduos, ainda desconhecidos. Portanto, os possíveis movimentos da espécie ao longo da plataforma continental brasileira, sugere que a área de estudo representa apenas uma parcela da área utilizada por essa “superpopulação” presente no sudeste do Brasil. Isto ressalta a importância local para populações com grandes distribuições e a continuidade de estudos com a espécie.

## 5 CONCLUSÃO

*Stenella frontalis* apresentou variação em sua frequência de ocorrência ao longo do ano, sendo necessário a continuidade do esforço a fim de identificar se a presença da espécie na área de estudo é influenciada pela sazonalidade. Os encontros com a espécie ocorreram em águas da plataforma continental interna, se distribuindo na baía de forma heterogênea. Diferenças na frequência dos comportamentos também foram observadas, sobretudo em atividades de deslocamento, o que sugere que *S. frontalis* está em constante movimento, percorrendo distâncias maiores do que a área de estudo.

A média de tamanho de grupo foi superior a 90 indivíduos, a ocorrência dessas agregações também pode estar associada a presas formadoras de grandes cardumes. Portanto, na área de estudo, *S. frontalis* conseguiu encontrar alimento, e filhotes estiveram presentes nos grupos, reforçando que as áreas da plataforma continental interna possuem habitats relevantes para o ciclo de vida da espécie. Nesse contexto, a Baía da Ilha Grande é considerada um sítio preservado no sudeste do Brasil, com algumas áreas marinhas protegidas e a presença de populações residentes de botos-cinza e toninha.

Entretanto, por apresentar hábito costeiro e alta fidelidade de sítio, *S. frontalis* fica exposta às diferentes formas de degradação ambiental e ameaças antrópicas, como poluição sonora e química, degradação do habitat, risco de colisões com embarcações e captura incidental. Isto reforça a importância das Unidades de Conservação Marinha presentes na região que protegem diversas espécies.

A sobrevivência aparente se manteve alta, apesar de variar no tempo. Esse resultado se deve a longevidade da espécie e ao retorno dos indivíduos à área de estudo. Além disso, o constante acréscimo de novos indivíduos identificados mostra que a Baía da Ilha Grande representa uma área relevante para a espécie em questão.

A estimativa de abundância da população de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande em 397 indivíduos foi a primeira no Sudoeste do Oceano Atlântico. A presença de centenas de golfinhos na baía reflete na ocorrência dessa grande população ao longo das águas costeiras e oceânicas do sudeste do Brasil. Isso destaca a importância da Baía da Ilha Grande para propostas de conservação de cetáceos que ocorrem ao longo das águas do sudeste brasileiro ao lado das pequenas populações de cetáceos residentes.

## RECOMENDAÇÕES

Por ser uma espécie pouco estudada de forma sistemática e contínua no sudeste brasileiro, com uma ocorrência frequente na área de estudo, é de extrema importância a continuidade do monitoramento da população de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande. Apesar do presente estudo trazer resultados inéditos sobre os parâmetros populacionais e em como a espécie se distribui na região, o estudo compreendeu apenas 2,5 anos de monitoramento. Desse modo, é necessário ainda elucidar alguns aspectos ecológicos da espécie, que considerando a longa vida, necessitam de um monitoramento de médio a longo prazo para mais esclarecimentos. Entender de que forma a sazonalidade pode influenciar na presença da espécie na baía, assim como as demais variáveis ambientais e se as atividades humanas presentes na Baía da Ilha Grande interferem na dinâmica da população, e as possíveis consequências disso são essenciais para a conservação da espécie.

A técnica de fotoidentificação é fundamental para o monitoramento contínuo dos parâmetros populacionais. Dessa forma, é recomendado que estudos comparando o catálogo dos indivíduos da Baía da Ilha Grande com indivíduos que ocorrem em outras regiões costeiras do sudeste brasileiro sejam realizados, a fim de compreender os padrões de movimentação de *Stenella frontalis*. Outras técnicas, como telemetria, também podem auxiliar nesse contexto. Assim como o monitoramento de mães e filhotes podem elucidar questões sobre intervalo de nascimento e cuidado parental da espécie, no qual é classificada nacionalmente como “Dados Insuficientes” e, com uma tendência populacional desconhecida globalmente.

Além disso, é essencial que mais estudos ecotoxicológicos sejam realizados com a população de *Stenella frontalis* que ocorre na Baía da Ilha Grande, a fim de determinar o bem-estar da população e identificar quais poluentes esses animais estão expostos no ambiente em que ocorrem. Visto que altas concentrações de poluentes nos indivíduos podem causar diversos efeitos deletérios, que por sua vez, podem afetar a manutenção da população.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, L. D.; ROSEL, P. E. Population differentiation of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in the western North Atlantic, including the Gulf of Mexico. **Marine Biology**, v. 148, n. 3, p. 671–681, 14 jan. 2006.
- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716–723, dez. 1974.
- ALTMANN, J. Observational studies of behaviour: Sampling methods. **Behaviour**, v. 49, p. 227–265, 1974.
- ALVES, F. et al. Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic. **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 1, p. 106–121, jan. 2015.
- ALVES, F. et al. Analysis of occurrence patterns and biological factors of cetaceans based on long-term and fine-scale data from platforms of opportunity: Madeira Island as a case study. **Marine Ecology**, v. 39, n. 2, p. e12499, abr. 2018.
- ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C. AIC Model Selection in Overdispersed Capture-Recapture Data. **Ecology**, v. 75, n. 6, p. 1780–1793, set. 1994.
- AU, W. W. L.; HERZING, D. L. Echolocation signals of wild Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*). **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 113, n. 1, p. 598–604, jan. 2003.
- AZEVEDO, A. DE F. **Comportamento e uso do espaço por *Sotalia guianensis* (Cetacea:Delphinidae) na Baía de Guanabara e variação geográfica dos assobios da espécie ao longo da costa do Brasil**. 2005. 166 f. Tese (Doutorado em Biologia) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2005.
- AZEVEDO, A. F. et al. Records of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the southwestern Rio de Janeiro and northernmost São Paulo State coasts - Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. 1, p. 191–192, 31 jul. 2002.
- AZEVEDO, A. F. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265–268, 2004.
- AZEVEDO, A. F. et al. Whistles emitted by Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in southeastern Brazil. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 127, n. 4, p. 2646–2651, abr. 2010.
- AZEVEDO, A. F. et al. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 79, p. 1–10, ago. 2017.
- BARRAGÁN-BARRERA, D. C. et al. Ecological Niche Modeling of Three Species of

Stenella Dolphins in the Caribbean Basin, With Application to the Seaflower Biosphere Reserve. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. FEB, p. 1–17, 12 fev. 2019.

BELO, W. C.; DIAS, G. T. M.; DIAS, M. S. O fundo marinho da baía da Ilha Grande, RJ: o relevo submarino e a sedimentação no canal central. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 20, n. 1, p. 5–15, abr. 2002.

BENMESSAOUD, R.; CHÉRIF, M.; BEJAOU, N. Baseline data on abundance, site fidelity and association patterns of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off the northeastern Tunisian coast (Mediterranean Sea). **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 13, n. 3, p. 211–219, 2013.

BISI, T. L. et al. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v. 18, n. July, p. 291–302, jul. 2012.

BISI, T. L. et al. Trophic relationships and habitat preferences of delphinids from the southeastern Brazilian coast determined by carbon and nitrogen stable isotope composition. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. e82205, 16 dez. 2013.

BITTENCOURT, L. et al. Underwater noise pollution in a coastal tropical environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 331–336, jun. 2014.

BITTENCOURT, L. et al. Anthropogenic noise influences on marine soundscape variability across coastal areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, n. May, p. 111648, nov. 2020a.

BITTENCOURT, L. et al. Whistles of Atlantic spotted dolphin from a coastal area in the southwestern Atlantic Ocean. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 148, n. 5, p. EL420–EL426, nov. 2020b.

BRAGA, E. S.; NIENCHESKI, L. F. H. Composição das massas de água e seus potenciais produtivos na área entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: **O ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006. p. 161–218.

BRAULIK, G.; JEFFERSON, T. A. *Stenella frontalis*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2018.

BURNHAM, K. P. et al. **Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture**. [s.l.] American Fishreies Society, Bethesda, 1987.

CABALLERO, S. et al. Initial description of the phylogeography, population structure and genetic diversity of Atlantic spotted dolphins from Brazil and the Caribbean, inferred from analyses of mitochondrial and nuclear DNA. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 48, p. 263–270, jun. 2013.

CALENGE, C. **Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package**, 2015. Disponível em: <<https://mran.microsoft.com/snapshot/2017-12-11/web/packages/adehabitatHR/vignettes/adehabitatHR.pdf>>

CÂMARA, G.; CARVALHO, M. DE S. 2 Análise Espacial De Eventos. In: DRUCK, S. et al.

(Eds.). . **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília: EMBRAPA, 2004. p. 15.

CARVALHO, R. R. **Análise espaço-temporal do uso do habitat pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro**. 2013. 87 f. Dissertação (Mestre em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2013.

CARVALHO, R. R. et al. Shallow-water habitat use and population parameters of rough-toothed dolphins, *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828) in southeastern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 37, n. 2, p. 717–732, 2 abr. 2021.

CASTRO, B. M. DE et al. Estrutura Termohalina e Circulação na Região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: **O ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006. p. 11–120.

CASTRO FILHO, B. M. DE; MIRANDA, L. B. DE; MIYAO, S. Y. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 35, n. 2, p. 135–151, 1987.

CORRÊA, M. A. **Análise das oscilações das correntes observadas na baía de Ilha Grande (RJ)**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 1994.

CORREIA, A. M. et al. Distribution of cetacean species at a large scale - Connecting continents with the Macaronesian archipelagos in the eastern North Atlantic. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 10, p. 1234–1247, 19 out. 2020.

COSTA, H. **Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Fundação de Estudos do Mar - Femar, 1998.

CREED, J. C.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. DE O. **Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande, RJ**. Brasília: MMA/SBF, 2007.

CURREY, R. J. C. et al. 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**, v. 19, n. 6, p. 658–670, set. 2009.

DANILEWICZ, D. et al. Occurrence of the Atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis*, in southern Abrolhos Bank, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 6, n. 6, p. e6, 13 jan. 2013.

DAVIS, R. W. et al. Diving behavior and at-sea movements of an Atlantic spotted dolphin in the Gulf of Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 12, n. 4, p. 569–581, 26 ago. 1996.

DE LIMA, R. C. et al. Delphinid Mixed-Species Associations in the Oceanic Waters of the Western South Atlantic. **Aquatic Mammals**, v. 47, n. 1, p. 53–62, 15 jan. 2021.

DEFRAN, R. H.; SCHULTZ, G. M.; WELLER, D. W. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Eds.). . **Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population**

**Parameters.** [s.l.] International Whaling Commission, 1990. p. 53–55.

DESFORGES, J.-P. et al. Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. **Science**, v. 361, n. 6409, p. 1373–1376, 28 set. 2018.

DI BENEDITTO, A. P. M. et al. Stomach contents of delphinids from Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 27.1, p. 24–28, 2001.

DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 2, n. 2, p. 79–86, 31 dez. 2003.

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A.; LIMA, N. R. W. **Os golfinhos: Origem, classificação, captura acidental, hábito alimentar**. 1. ed. Porto Alegre: Cinco Continentes Editora, 2001.

DI TULLIO, J. C. et al. Diversity and Distribution Patterns of Cetaceans in the Subtropical Southwestern Atlantic Outer Continental Shelf and Slope. **PLOS ONE**, v. 11, n. 5, p. e0155841, 31 maio 2016.

DO AMARAL, K. B. et al. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 472, p. 166–179, nov. 2015.

DORNELES, P. R. et al. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. **Environment International**, v. 36, n. 1, p. 60–67, jan. 2010.

ELLISER, C. R.; HERZING, D. L. Long-term social structure of a resident community of Atlantic spotted dolphins, *Stenella frontalis*, in the Bahamas 1991-2002. **Marine Mammal Science**, v. 30, n. 1, p. 308–328, jan. 2014.

EMÍLSSON, I. The shelf and coastal waters off southern Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 11, n. 2, p. 101–112, 1961.

ESTRADE, V.; DULAU, V. Abundance and site fidelity of bottlenose dolphins off a remote oceanic island (Reunion Island, southwest Indian Ocean). **Marine Mammal Science**, v. 36, n. 3, p. 871–896, 20 jul. 2020.

FERTL, D.; WÜRSING, B. Coordinated feeding by Atlantic Spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in Gulf Mexico. **Aquatic Mammals**, v. 21.1, p. 3–5, 1995.

FIPERJ. **Projeto de monitoramento da atividade pesqueira no Estado do Rio de Janeiro - Relatório técnico semestral**, 2021.

FRAGOSO, R. **Estudo Numérico da Circulação Marinha da Região das Baías de Sepetiba e Ilha Grande ( RJ )**. 1999. 134 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1999.



GRIFFIN, R. B.; GRIFFIN, N. J. Distribution, habitat partitioning, and abundance of Atlantic spotted dolphins, bottlenose dolphins, and loggerhead sea turtles on the eastern Gulf of Mexico continental shelf. **Gulf of Mexico Science**, v. 21, n. 1, p. 23–34, 1 jan. 2003.

HALL, A. J. et al. Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival. **Environmental Pollution**, v. 233, p. 407–418, fev. 2018.

HERZING, D. L. Vocalizations and associated underwater behavior of free-ranging Atlantic spotted dolphins, *Stenella frontalis* and bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Aquatic Mammals**, v. 22.2, p. 61–79, 1996.

HERZING, D. L.; MOEWE, K.; BRUNNICK, B. J. Interspecific interactions between Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bahamas, 1985-1995. **Aquatic Mammals**, v. 29.3, p. 335–341, 2003.

ICMBIO/MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I**. 1. ed. ed. Brasília: ICMBio/MMA, 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Proposta de criação da Área de Proteção Ambiental Estadual Marinha da Baía de Ilha Grande**. Rio de Janeiro, 2011.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Diagnóstico do Setor Costeiro da Baía da Ilha Grande: Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro**. Rio de Janeiro, 2015.

JEFFERSON, T.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. **Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to Their Identification**. Second ed. [s.l.] Elsevier, 2015.

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

KEHRIG, H. A. et al. Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 52, n. 2, p. 233–244, ago. 2017.

LAAKE, J.; REXTAD, E. RMark - an alternative approach to building linear models in MARK. In: COOCH, E. G.; WHITE, G. C. (Eds.). **Program Mark - A Gentle Introduction**. 13. ed. [s.l.: s.n.]. p. 1014.

LAILSON-BRITO, J. J. et al. **Botos-cinza e outros cetáceos das baías da Ilha Grande e de Sepetiba**. São Paulo: DBA Editora, 2020.

LAMMERS, M. O.; AU, W. W. L.; HERZING, D. L. The broadband social acoustic signaling behavior of spinner and spotted dolphins. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 114, n. 3, p. 1629–1639, set. 2003.

LAVANDIER, R. et al. PCB and PBDE contamination in *Tursiops truncatus* and *Stenella frontalis*, two data-deficient threatened dolphin species from the Brazilian coast.

**Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 167, p. 485–493, jan. 2019.

LEONEL, J. et al. Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in western South Atlantic. **Chemosphere**, v. 86, n. 7, p. 741–746, fev. 2012.

LIMA, I. M. S. DE. **Repertório de emissões sonoras do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) (Cetartiodactyla: Delphinidae) na costa do Estado do Rio de Janeiro**. 2017. 127 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2017.

LIMA, I. M. S. et al. Whistle comparison of four delphinid species in Southeastern Brazil. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 139, n. 5, p. EL124–EL127, maio 2016.

LODI, L. Update on the current occurrence of *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) in Rio de Janeiro State. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 11, n. 1–2, p. 220–226, 8 jan. 2017.

LODI, L.; HETZEL, B. *Orcinus orca* (Cetacea; Delphinidae) em águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, v. 12, n. I, p. 46–54, 1998.

LODI, L.; HETZEL, B. Rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, feeding behaviors in Ilha Grande bay, Brazil. **BioCiências**, v. 7, n. January 1999, p. 29–42, 1999.

LOPES, X. M. et al. Feeding habits of the Atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis*, in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 2, p. 189–198, jun. 2012.

MAHIQUES, M. M. **Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da baía de Ilha Grande, RJ**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 1987.

MANHÃES, B. M. R. et al. High organochlorine concentrations in a threatened Guiana dolphin population Organohalogen Compounds Organohalogen Compounds. v. 80, n. June, p. 505–508, 2018.

MANHÃES, B. M. R. et al. Changes in mercury distribution and its body burden in delphinids affected by a morbillivirus infection: Evidences of methylmercury intoxication in Guiana dolphin. **Chemosphere**, v. 263, p. 128286, jan. 2021.

MANSUR, R. M.; STRINDBERG, S.; SMITH, B. D. Mark-resight abundance and survival estimation of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, in the Swatch-of-No-Ground, Bangladesh. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 3, p. 561–578, jul. 2012.

MELO, C. L. C. et al. Feeding habits of delphinids (Mammalia: Cetacea) from Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1509–1515, 12 dez. 2010.

MÉNDEZ-FERNANDEZ, P. et al. Contamination status by persistent organic pollutants of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) at the metapopulation level. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 785–794, maio 2018.

- MILLS, L. R.; RADEMACHER, K. R. Atlantic Spotted Dolphins (*Stenella frontalis*) in the Gulf of Mexico. **Gulf of Mexico Science**, v. 14, n. 2, 1 jan. 1996.
- MORENO, I. et al. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 300, p. 229–240, 2005.
- MULLIN, K. D.; FULLING, G. L. Abundance of cetaceans in the southern U.S. North Atlantic Ocean during summer 1998. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 3, p. 603–613, 2003.
- NICHOLSON, K. et al. Abundance, survival and temporary emigration of bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*) off Useless Loop in the western gulf of Shark Bay, Western Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, n. 11, p. 1059, 2012.
- NIERI, M. et al. Mass mortality of Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) caused by a fishing interaction in Mauritania. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 3, p. 847–854, jul. 1999.
- OLIVEIRA-FERREIRA, N. et al. Long-Term Consequences of High Polychlorinated Biphenyl Exposure: Projected Decline of Delphinid Populations in a Hotspot for Chemical Pollution. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 22, p. 15149–15161, 16 nov. 2021.
- PARO, A. D.; ROJAS, E.; WEDEKIN, L. L. Southernmost record of the Atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis* in the south-west Atlantic Ocean. **Marine Biodiversity Records**, v. 7, p. e78, 28 jul. 2014.
- PERRIN, W. F.; CALDWELL, D. K.; CALDWELL, M. C. Atlantic spotted dolphin *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829). In: RIDGWAY, S. H.; HARRISON, R. (Eds.). . **Handbook of Marine Mammals**. 5. ed. [s.l: s.n.]. p. 173–190.
- POWELL, R. A. Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. In: **Research Techniques in Animal Ecology**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 477.
- QUINTANA, C. E. P. **Parâmetros populacionais, fidelidade de sítio e movimentação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Van Bénédén, 1864) (Cetartiodactyla, Delphinidae) nas baías da Ilha Grande (RJ) e Sepetiba (RJ)**. 2020. 79 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2020.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020.
- RIBEIRO-CAMPOS, A. et al. Habitat use by the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, p. 101778, maio 2021.
- SANTOS, M. C. DE O. et al. Cetacean movements in coastal waters of the southwestern Atlantic ocean. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 2, 2019.

SANTOS, M. C. DE O.; FIGUEIREDO, G. C. E; BRESSEM, M.-F. VAN. Cetaceans using the marine protected area of “Parque Estadual Marinho da Laje de Santos”, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 4, p. 605–613, dez. 2017.

SCHWARZ, C. J.; ARNASON, A. N. A General Methodology for the Analysis of Capture-Recapture Experiments in Open Populations. **Biometrics**, v. 52, n. 3, p. 860, set. 1996.

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

SIGNORINI, S. R. A study of the circulation in bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I, a survey of the circulation based on experimental field data. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 29, n. 1, p. 41–55, jun. 1980.

SILVA, A. S. DE C. DA. **Hábitos alimentares de delphinidae na região centro-sul do Rio de Janeiro, Brasil**. 2019. 34 f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Veiga de Almeida, 2019.

SILVA, M. A. et al. Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. **Marine Biology Research**, v. 10, n. 2, p. 123–137, 7 fev. 2014.

SILVEIRA, I. C. A. DA et al. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 48, n. 2, p. 171–183, 27 jul. 2000.

SPEAKMAN, T. R. et al. Mark-recapture estimates of seasonal abundance and survivorship for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near Charleston, South Carolina, USA. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 11, n. 2, p. 153–162, 2010.

TATAGIBA, C. H. et al. **Diagnóstico Territorial Território Baía da Ilha Grande – Rio de Janeiro** Rio de Janeiro UNACOOP, , 2011.

TEZANOS-PINTO, G. et al. Local abundance, apparent survival and site fidelity of Bryde’s whales in the Hauraki Gulf (New Zealand) inferred from long-term photo-identification. **Endangered Species Research**, v. 34, p. 61–73, 21 jul. 2017.

TYNE, J. A. et al. Abundance and Survival Rates of the Hawai’i Island Associated Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Stock. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, p. e86132, 22 jan. 2014.

VIDAL, L. G. **O uso do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da poluição ambiental por compostos organoclorados (DDT, PCB, HCH, HCB e Mirex) em baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro**. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.

VIDAL, L. G. **Contaminantes orgânicos em boto-cinza (*Sotalia guianensis*, *Cetartiodactyla: Delphinidae*) da costa do Brasil**. 2015. 143 f. Tese (Doutorado em Biofísica), Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

VIDAL, L. G. et al. Pyrethroid insecticides along the Southwestern Atlantic coast: Guiana

dolphin (*Sotalia guianensis*) as a bioindicator. **Science of The Total Environment**, v. 728, n. April, p. 138749, ago. 2020.

VIRICEL, A.; ROSEL, P. E. Hierarchical population structure and habitat differences in a highly mobile marine species: the Atlantic spotted dolphin. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 20, p. 5018–5035, out. 2014.

VITAL, N. **Análise do conteúdo estomacal de Delphinidae na Baía da Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2016. 46 f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Veiga de Almeida, 2016.

WILLIAMS, J. A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, n. 10, p. 2080–2088, 1 out. 1993.

YOGUI, G. T. et al. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1862–1867, out. 2010.

ZAESCHMAR, J. R. et al. Occurrence, site fidelity, and associations of oceanic common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off northeastern New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 36, n. 4, p. 1180–1195, 4 out. 2020.