



**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
DIRETORIA DE PESQUISA, AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA BIODIVERSIDADE
CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS AQUÁTICOS**

PLANO DE AÇÃO PARA CONSERVAÇÃO DO PEIXE-BOI MARINHO

Termo de Referência para Realização de Estimativas Populacionais de Peixe-boimarinho (*Trichechus manatus*) no Brasil

Novembro de 2021

OBJETIVO ESPECÍFICO 8: Aumentar o conhecimento sobre sanidade (saúde), ecologia espacial e dinâmica populacional do peixe-boi marinho

AÇÃO 8.1: Realizar estimativas de abundância nas áreas de ocorrência do peixe-boi marinho

RESPONSÁVEIS PELA AÇÃO: Fábio Adônis (ICMBio/CMA), João Borges (FMA), Ana Carolina Meirelles (Aquasis), Cristine Negrão (Aquasis), Liliana Oliveira Souza (CIA), Flávio Lima (UERN), Simone Almeida (UFRN), Ana Bernadete Fragoso (UERN), Ana Emília (CEMAM), Maura Sousa (IBD), Fernanda Attademo (ICMBio/CMA), Laura Reis (ICMBio/RESEX Cururupu), João Nascimento (ICMBio/CMA), Iran Normande (ICMBio/RESEX Jequiá), Alexandra Costa (IBD)

COMENTÁRIOS: SEI 9982832

VERSÕES E DATAS: novembro de 2021

A divulgação do produto do PAN foi autorizada pelos autores



Esta obra está licenciada com uma Licença [Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).



Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos-CMA

Termo de Referência para Realização de Estimativas Populacionais de Peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) no Brasil

¹Agnaldo Silva Martins, ²Alexandra Fernandes Costa, ³Artur Andriolo, ⁴Ana Emília Barboza de Alencar, ⁵Bruna Bezerra ⁶Fábia de Oliveira Luna, ⁷Fabio Adonis Gouveia Carneiro da Cunha, ⁸Federico Sucunza, ⁹Fernanda Loffler Niemeyer Attademo, ¹⁰Flavio José de Lima Silva, ¹¹João Luiz Xavier do Nascimento, ¹²Jonathas Barreto, ¹³Karen Marina Silva Lucchini, ¹⁴Katherine Fiedler Choi Lima, ¹⁵Laura Moreira de Andrade Reis, ¹⁶Lauro Henrique de Paiva Júnior, ¹⁷Maria Danise de Oliveira Alves, ¹⁸Rebeca Nimrah Umeed,

1: Universidade Federal do Espírito Santo / Departamento de Oceanografia e Ecologia – CCHN.

2: Instituto Bicho D'água: Conservação Socioambiental

3: Universidade Federal de Juiz de Fora - Departamento de Zoologia – ICB / Instituto Aqualie

4: Universidade Federal de Pernambuco – Programa de Pós-Graduação em Geociências / GISdrone – Consultoria & Mapeamento Aéreo.

5: Universidade Federal de Pernambuco – Departamento de Zoologia – CCB

6, 7, 9, 11, 13, 16: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio/CMA – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos

8 Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS) & Instituto Aqualie (IA)

10: Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – Departamento de Turismo – Projeto Cetáceos da Costa Branca / Projeto Golfinho Rotador – Fernando de Noronha

12: Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Doutorado em Oceanografia Ambiental/ Universidade Federal do Espírito Santo - Laboratório de Nectologia

14 Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

15: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – NGI ICMBio São Luís

17: Faculdade Frassinetti do Recife

18: Universidade Federal de Pernambuco. - Departamento de Zoologia - Laboratório de Ecologia, Comportamento e Conservação - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

Introdução

O *status* de conservação do peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) no Brasil está categorizado como “**Em perigo**” (Portaria MMA N° 444, de 17/12/2014), e os critérios utilizados na avaliação foram os mesmos da União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), baseados em limites quantitativos de parâmetros como tendência populacional, distribuição geográfica e tamanho populacional, sendo eles:

- A. Redução da população (passada, presente e/ou projetada para o futuro);
- B. Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações da população;
- C. População pequena e com fragmentação, declínio ou flutuações;
- D. População muito pequena ou distribuição muito restrita;
- E. Análise quantitativa de risco de extinção.

Vale destacar que os critérios detectam os sintomas da ameaça, e não suas causas, de modo que podem ser aplicados a qualquer processo de ameaça que resulte em consequências como declínio populacional passado ou futuro, população pequena ou distribuição geográfica restrita.

Assim, mesmo que a ameaça não seja identificada em um primeiro momento, um táxon pode ser classificado como ameaçado.

Na avaliação que resultou na classificação do peixe-boi-marinho como “Em perigo”, publicada em 2014, foram utilizados os critérios A e C como justificativa da categoria.

Critério A – Redução populacional

A redução deve ocorrer em um período de 10 anos ou 3 gerações, **o que for mais longo** e, portanto, é preciso calcular o tempo geracional. A afirmação da existência de declínio precisa se basear em um ou mais dos itens (a) a (e):

- (a) observação direta (**exceto para subcritério A3-redução futura**);
- (b) índice de abundância apropriado para a espécie;

- (c) declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat;
- (d) níveis reais ou potenciais de exploração;
- (e) efeitos de táxons introduzidos, hibridação, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.

Critério C – População pequena e com fragmentação, declínio ou flutuação

Para se aplicar o critério C é necessário se conhecer ou estimar quantos indivíduos maduros existem. Este critério se refere à população já pequena e que apresenta fragmentação, declínio ou flutuações.

No Brasil, o peixe-boi-marinho ocorre predominantemente de forma solitária, ou em pequenos grupos de dois a três indivíduos, em águas costeiras rasas, entre as isóbatas de 0,4 e 8m, e máxima de 14,8m e alguns estuários (Paludo e Languth, 2002; Alves *et al.*, 2013). Atualmente, possui distribuição restrita às regiões Norte e Nordeste do Brasil, existindo zonas de descontinuidade de registros nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Maranhão (Luna *et al.*, 2018; Attademo *et al.*, 2021). A praia de Miaí de Baixo, em Alagoas, é hoje o limite meridional sul da distribuição de *T. manatus* no país (Lima *et al.*, 2011; Alves *et al.*, 2013, 2015, Meirelles e Carvalho, 2016). Destacando que ao longo da área de ocorrência, ainda existem muitos Gaps de conhecimento sobre a espécie. Estes, muitas vezes concentrados nas localidades onde possuem instituições com atividades relacionadas à espécie.

Os peixes-bois-marinhos têm preferência por águas turvas estuarinas, embora também ocupem áreas costeiras, sendo considerados semi-sociais (Moore, 1956; Husar, 1977; Reynolds, 1979; Pause, 2007).

A maioria das associações entre peixes-bois-marinhos em vida livre são temporárias para o período reprodutivo, com exceção da relação mãe-filhote que é prolongada por, em média, dois anos (Hartman, 1979; Bengston, 1981; Wells *et al.* 1999). Essas associações são mediadas por sinais de comunicação acústicos, táteis, visuais e químicos (Bauer *et al.*, 2003; Bills *et al.*, 2013; Umeed *et al.*, 2018; Lucchini *et al.*, 2021) É fundamental entender processos ecológicos e comportamentais dos animais na escolha dos métodos mais apropriados para levantamentos e estimativas populacionais.

O presente documento tem como objetivo subsidiar a elaboração de projetos visando a atualização das estimativas populacionais do peixe-boi-marinho no Brasil, assim como referenciar órgãos financiadores para que possam subsidiar estudos nestas áreas. Vale destacar, que a proposta está prevista no Plano de Ação Nacional de Peixe-boi-marinho em vigência, na ação 8.1 (Realizar estimativas de abundância nas áreas de ocorrência do peixe-boi marinho)

Os dados quantitativos iniciais de peixes-bois-marinhos no Brasil são baseados em registros de encalhes e informações de pescadores (Parente *et al.*, 2004, Luna *et al.*, 2008, Lima *et al.*, 2011, Balensiefer *et al.*, 2017; Attademo *et al.*, 2020) coletados a partir da década de 1980 no norte e nordeste do país, com abundância estimada em menos de 500 indivíduos (Luna e Passavante, 2010).

Um método bastante eficaz para estimativa de abundância de sirênios em diversas regiões do mundo é o levantamento aéreo (plataforma tripulada), devendo ser consideradas as condições meteoceanográficas da área pesquisada, como transparência da água e condição do mar na escala Beaufort.

Outras opções são os levantamentos a partir de embarcações (levantamentos náuticos), por meio de observação visual e/ou uso de sonares de varredura, e Aeronaves Remotamente Pilotadas (UA/drones), para as quais deve-se considerar as restrições quanto à autonomia de voo e máxima distância percorrida.

No Brasil os primeiros levantamentos aéreos de peixe-boi-marinho foram realizados por Costa (2006), no litoral do Ceará, a qual verificou que, para as condições locais, as pesquisas náuticas eram mais eficazes devido às dificuldades mencionadas anteriormente. Além disso, a autora evidenciou que a presença de afloramentos rochosos na área de estudo, dificultou a distinção dos peixes-bois durante as baixas-marés.

Em 2010 foi realizado um levantamento aéreo para estimativa de abundância de peixes-bois na costa nordeste do país, entre os estados de Alagoas e Piauí (Alves *et al.*, 2013,2015). O método de *strip transect* resultou no registro de 55 avistagens e 67 peixes-bois (dentro e fora do esforço amostral). Utilizando a abordagem bayesiana, que permite incluir grande número de variáveis latentes e dados de ocorrência bibliográficos, estimou-se uma média de 1.104 indivíduos, com coeficiente de variação posterior de 40%

e amplo intervalo de credibilidade de 95% variando de 485 a 2.221 animais, o que indica alta incerteza na estimativa pontual.

Em 2012 e 2013, por meio do Programa de Monitoramento de Sirênios (PMS), coordenado pelo ICMBio/CMA e em parceria com o PCCB/UERN e Aquasis, foram realizados sobrevôos entre os municípios de Touros no Rio Grande do Norte e Aquiraz, no Ceará. No primeiro ano, devido as condições meteorológicas, não foram avistados animais, entretanto, no segundo ano, neste trecho foram avistados 34 peixes-bois. Os dados estão descritos nos relatórios do PMS, no ICMBio, mas não foram analisados estatisticamente pois o número de avistagens não permitia a aplicação da estatística proposta.

Os autores sugerem mais estudos em larga escala na região para entender as tendências temporais, além de estudos em áreas de *hotspot*, de densidades espacialmente menores, com uso de técnicas adequadas a cada tipo de habitat. Neste estudo, as dificuldades encontradas foram relacionadas ao viés de visibilidade, especialmente devido a turbidez da água e os tipos de habitats (especialmente estuarinos) associados ao comportamento solitário da espécie, coloração críptica com substratos recifais e exposição sutil na superfície. Essas limitações podem influenciar na detecção dos observadores, gerando contagens e identificações imprecisas no país.

Em ambientes de alta turbidez da água, grande variação diária de maré e com manguezais extensos que cobrem grande parte da lâmina d'água, característicos dos litorais do Maranhão, Pará e Amapá, uma metodologia apropriada poderia ser o uso de sonar de varredura lateral (Gonzalez-Socoloske *et al.*, 2009).

Dois sobrevôos foram realizados durante as atividades do Programa de Monitoramento de Sirênios (PMS), executado pelo ICMBio/CMA, entre o litoral setentrional do Rio Grande do Norte e sul do Ceará. Na expedição de 2012, não foram avistados indivíduos e na expedição de 2014, no mesmo trecho, foram verificados 34 indivíduos (CMA, dados não publicados).

Considerando o tempo decorrido desde as últimas estimativas, bem como a grande incerteza de informações de acordo com os autores das pesquisas, faz-se necessária a definição de metodologias a serem utilizadas para registro e tratamento dos dados, visando obter uma avaliação em larga escala e atualizada da abundância da

espécie, proporcionando resultados robustos para as próximas avaliações do estado de conservação do peixe-boi-marinho no Brasil.

Ressalta-se também que a realização de estimativas de abundância da espécie é uma ação prevista no Plano de Ação Nacional para Conservação do Peixe-boi-marinho (PAN Peixe-boi-marinho).

Neste sentido foi realizada uma oficina, da qual participaram diversos especialistas no tema, em formato de videoconferência, nos dias 27 e 28 de julho de 2021, a qual resultou no presente documento.

1 - Justificativa para opção pelo estudo de abundância

As informações populacionais em toda a área de ocorrência de peixes-bois, são ainda limitadas, não se tendo precisão do número de indivíduos em cada localidade. Não obstante, em algumas regiões, se tem pouco conhecimento sobre a presença ou não da espécie, além de discussões mais recentes sobre as possíveis áreas de repovoamento ocorridas após mais de 30 anos de solturas de peixes-bois no Brasil.

Estimativas populacionais precisas e acuradas são ferramentas essenciais para uma adequada avaliação do status populacional e de conservação de espécies (IUCN, 2019, Buckland *et al.*, 2001; Borchers *et al.*, 2002). Estas informações podem ser obtidas por meio de duas técnicas principais: censo ou amostragem. Um censo corresponde à contagem total de indivíduos dentro de uma população e é, normalmente, impossível ou, se possível, extremamente custoso para ser aplicado em populações silvestres (Borchers *et al.*, 2002). Por causa disso, métodos estatísticos precisam ser utilizados. Esses métodos assumem que o tamanho de uma população pode ser estimado quando apenas uma fração dela é amostrada (e.g. Buckland *et al.*, 2001; Borchers *et al.*, 2002).

Dois métodos principais de amostragem têm sido utilizados para estimar o tamanho populacional de mamíferos marinhos: marcação e recaptura (*mark and recapture*, MR) e métodos de amostragem por distância (*distance sampling*) (e.g. Hammond, 1987, 1990; Hiby e Hammond, 1989; Wade e Gerrodette, 1993; Calambokidis e Barlow, 2004; Zerbini *et al.*, 2004, 2007). Modelos de MR são utilizados para espécies que apresentam marcas naturais que permitem a identificação e posterior re-avistagem de indivíduos

identificados (e.g. Hammond *et al.*, 1990). Além disso, esse método é, preferencialmente, utilizado para espécies que se concentram em áreas geográficas relativamente restritas, o que maximiza as probabilidades de recaptura.

Os métodos de amostragem por distância assumem que a probabilidade de detectar um objeto (um grupo de peixes-bois no presente caso) diminui com o aumento da distância entre o objeto e a plataforma de observação (Buckland *et al.* 2001). Estes métodos são amplamente empregados em estudos de estimativa populacional de mamíferos marinhos, uma vez que possibilitam estimar a densidade de indivíduos para uma área maior que a área amostrada (Buckland *et al.* 2001). Contudo, para essa estimativa ser útil, a amostragem por distâncias tem como premissa que todos os grupos a uma distância próximo de zero do observador serão detectados com uma probabilidade igual a 1 ($g(0) = 1$) e que as amostragens são realizadas de forma uniforme em relação a área total de distribuição da população (Buckland *et al.* 2001).

A influência dos parâmetros de distribuição espacial e temporal dos espécimes e do tipo de levantamento faz com que o valor de $g(0)$ seja frequentemente menor que 1. Por isso, fatores de correção são necessários para minimizar a detecção imperfeita (Thomson, 2012; Pollock *et al.* 2006). Adicionalmente, a probabilidade de detecção (p) das espécies estudadas está fortemente associada às covariáveis ($z - z_1, z_2... z_q$) que podem tendenciar as estimativas populacionais (Alves *et al.*, 2015; Buckland *et al.* 2004).

O levantamento populacional da megafauna marinha deve considerar os três tipos de vieses de visibilidade previstos: (1) ausência; definido por mudanças nos padrões de distribuição espacial e/ou temporal da população alvo, em relação a área amostral determinada na pesquisa; (2) disponibilidade; quando os indivíduos não são detectados pelos observadores devidos à fatores ambientais desfavoráveis (ex.: turbidez da água, escala Beaufort, batimetria, período do dia, tipo de habitat, intensidade de luz superficial e movimentos de marés) e às características comportamentais e morfológicas da espécie (ex.: tamanho corpóreo, coloração críptica, tamanho do grupo e comportamento de mergulho); e (3) percepção; quando os animais disponíveis não são detectados pelos observadores (Pollock *et al.* 2006).

A realização de estudos que visam avaliar o tamanho populacional utilizando métodos combinados de plataforma de coleta de dados (e.g. aérea tripulada, drone e acústica) e análises estatísticas condizentes (e.g. transecções lineares com amostragem das distâncias, transecção em faixa, etc) são úteis no sentido de minimizar e/ou corrigir os efeitos dos vieses de visibilidade nos estudos de estimativa populacional. Destacando que, para a obtenção de resultados robustos, esse planejamento combinado entre plataforma de coleta de análises estatística deve ser estruturado de forma a minimizar as incertezas.

1.1- Indicação de áreas prioritárias para testes das metodologias para estimação de abundância do peixe-boi-marinho.

A costa do litoral brasileiro compreendida entre Sergipe e Amapá apresenta características fisionômicas extremamente diferentes. Para a indicação das áreas prioritárias, foram consideradas as características ambientais de cada região, incluindo sua geomorfologia costeira, batimetria, presença de vegetação e recursos alimentares para a espécie, além das áreas de elevada densidade de peixes-bois conhecidas pelos participantes da oficina realizada para elaboração deste documento.

Localidades onde foram realizados diferentes tipos de esforços de coleta de registros também foram consideradas, sendo este cruzamento prévio de dados um esforço para definição das áreas mais propícias para os testes metodológicos.

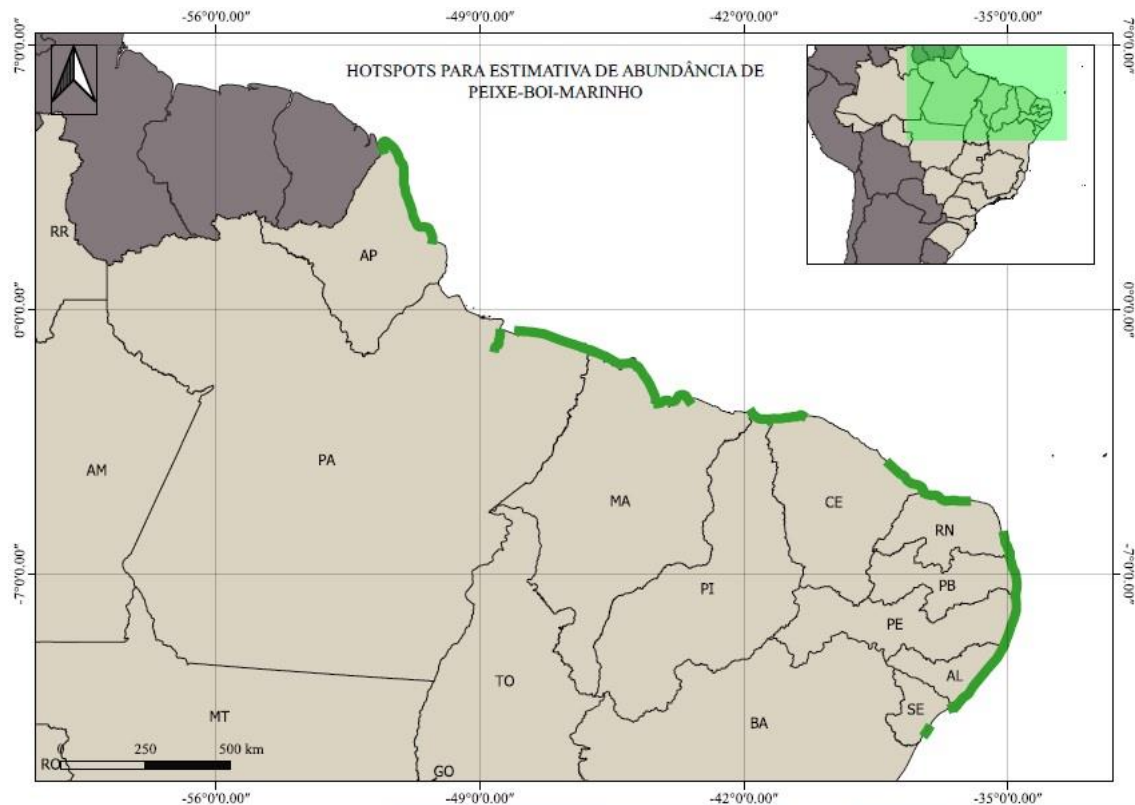


Figura 1. *Hotspots* para estimativas de abundância de peixes-bois-marinhos no Brasil. Em verde as áreas prioritárias.

Região Norte

Amapá:

Esse litoral está dentro da área de simpatria entre as duas espécies de peixes-bois que ocorrem no Brasil, (peixe-boi-marinho e peixe-boi amazônico) (Luna, 2013) com evidência de hibridização limitada (Luna *et al.*, 2021). As metodologias de estimativa existentes, não permitirão a diferenciação entre estas espécies nas áreas de simpatria, mas pode-se considerar que majoritariamente os animais no litoral serão da espécie marinha, e eventuais espécimes amazônicos ou híbridos, de toda forma comporão a população de peixe-boi nesse litoral. Estudos genéticos complementares poderão auxiliar na estimativa de proporções de indivíduos de cada espécie, e de possíveis híbridos, mas sendo uma área de difícil acesso e logística complexa para realização de expedições de captura e marcação, com coleta de amostras biológicas, além de poucos encalhes com raros resgates, levaria muitos anos para composição de um banco de amostras com

tamanho significativo que permita verificar a porcentagem de indivíduos de cada espécie. Assim sendo, o levantamento do tamanho populacional no litoral como um todo deverá ser efetuado e contabilizado na estimativa, tanto pelas características e conhecimento de maior proporção de peixe-boi-marinho da área compreendida entre Sucuriju e o Oiapoque, incluindo também as unidades de conservação federais do estado na área de ocorrência (REBIO do Lago Piratuba, ESEC Maracá-Jipioca e PARNA Cabo Orange). Além disso, a estimativa do tamanho populacional nessa região possibilita ao ICMBio e órgãos ambientais, estabelecer estratégias para conservação dos sirênios no local.

Pará:

A costa leste da ilha do Marajó é influenciada pela descarga líquida do sistema estuarino do Rio Pará, localmente conhecida como Baía do Marajó. Este recebe influência do rio Amazonas através dos Estreitos de Breves, das bacias dos Rios Guamá e Capim e em maior porcentagem da bacia do rio Tocantins (Prestes *et al.*, 2020). Por este fato, as águas do estuário do rio Pará são regidas pela variabilidade sazonal dessas bacias. Logo, a partir de dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) pode-se caracterizar os meses de março e abril como de alta descarga fluvial e os meses de setembro e outubro como os de baixa descarga fluvial. A descarga fluvial e a maré controlam dois processos importantes no estuário: intrusão salina (Rosário *et al.*, 2016) e transporte de sedimento em suspensão (Carneiro *et al.*, 2020). A maré, que é caracterizada por regime de macro maré na desembocadura do estuário, com amplitudes de 5m (Prestes, *et al.*, 2017), vai perdendo amplitude estuário acima -cerca de 3m na cidade de Belém. (Diretoria de Hidrografia e Navegação, 2021).

As maiores concentrações de sedimento em suspensão ocorrem no período de alta descarga fluvial. Consequentemente a menores concentrações de sedimento em suspensão ocorrem no período de baixa descarga fluvial (Carneiro *et al.*, 2020). A variabilidade da descarga fluvial, também é um fator importante para a intrusão salina. No primeiro semestre as águas do estuário são predominantemente doces e no segundo semestre salobra, com concentrações de salinidade que pode chegar a 20g/kg. Além disso, essa intrusão pode chegar à 130km estuário acima (Rosário *et al.*, 2016). Estes dois fatores são influenciados também pelas marés de sizígia e quadratura que podem ressuspender sedimentos de fundo e aumentar a intrusão do oceano no estuário. Por

conta das variáveis mencionadas, sugere-se que o levantamento na costa leste da Ilha de Marajó, em especial nos municípios de Salvaterra e Soure, seja realizado no segundo semestre para tendenciar o período que as águas estão mais claras, minimizando o viés de visibilidade dos observadores.

Essa área também pertence a zona de simpatria entre os dois sirênios, conforme definido em Luna, 2013. Entretanto, igualmente ao litoral do Amapá, se faz necessário ter uma estimativa de abundância de sirênios no local, com estratégias de conservação para a região, abrangendo ambas as espécies.

O litoral das reentrâncias do Pará, onde se encontram extensos manguezais, formado quase que constantemente pelas espécies *Rhizophora* sp, *Avicennia* sp e *Laguncularia* sp, com árvores tão altas e densas que dão uma aparência de floresta costeira, com igarapés, baías, golfos e estuários ricos em diversidade.

Essa é uma das áreas de ocorrência da espécie mais bem conservada ao longo de todo litoral do país, potencialmente resguardando uma das populações mais intocadas da espécie. O levantamento nessa região deve abranger do município de Curuçá, percorrendo a faixa costeira das reentrâncias paraenses até a divisa com o litoral do Maranhão, município de Viseu, onde existem relatos da ocorrência da espécie, destacando-se as unidades de conservação federais RESEX Marinha de Soure, UCs do NGI Bragança e UCs do NGI Salgado Paraense).

Região Nordeste

Maranhão:

O estado do Maranhão possui o segundo maior litoral do Brasil, com 640km de extensão e integra o maior cinturão contínuo de manguezais do mundo. Apresenta diferentes domínios geomorfológicos litorâneos como as Reentrâncias Maranhenses, os tabuleiros de São Luís e Alcântara, o Golfão e a Baixada Maranhense, os Lençóis Maranhenses e grande parte do Delta do Parnaíba, o terceiro maior delta oceânico do mundo, localizado na divisa dos Estados do Maranhão e Piauí. O Golfão Maranhense está inserido em uma região que apresenta uma das maiores variações de amplitude de maré da costa brasileira, classificada como macromaré, chegando a atingir 8m de altura. Já as

florestas de mangue amazônico possuem árvores de grande porte, recortadas por rios e canais de águas escuras e que servem de refúgio para diversas espécies de crustáceos, peixes, moluscos e aves marinhas.

Uma expedição feita em 2017 com pesquisadores do Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste – CEPENE e servidores da Reserva Extrativista Marinha de Cururupu avaliou a ocorrência de peixe-boi marinho (*Trichecus manatus*) no interior da Reserva, com base em relatos de moradores e pescadores da região.

A área indicada como de ocorrência do peixe-boi-marinho se limita à porção leste da RESEX Cururupu, nas regiões de influência da Baía Cabelo de Velha e do rio Uru, onde moradores e pescadores relatam a presença tanto de filhotes como de adultos, o que indica que os animais podem estar utilizando a região para reprodução e alimentação.

Durante a expedição, foram aplicadas entrevistas com os comunitários sobre questões referentes à descrição e avistamento da espécie. Já no deslocamento em água, foram coletadas várias amostras de vegetação aquática de possível alimentação pelo peixe-boi e feitas aferições de salinidade em diferentes níveis dos canais navegáveis na planície de maré. Na região da Caoca, conhecida como a ‘morada do peixe-boi’, por exemplo, a salinidade aferiu 8ppm, indicando um possível local utilizado pelos animais para ingestão de água doce. Por meio da expedição foi possível confirmar que existe a espécie na região, inclusive com relato no passado de consumo da carne do animal.

Outras áreas consideradas prioritárias para testes das metodologias para estimação de abundância do peixe-boi-marinho no Maranhão são a região limítrofe com o estado do Pará, a Baía de Cumã (localizada entre os municípios de Alcântara, Bequimão e Guimarães), a Baía de São Marcos (localizada na porção leste da Ilha de São Luís), a Baía do Tubarão e algumas Baías que compõem o Delta do Parnaíba como as Baías Canárias, Caju, Caiçara e Tutóia, já que recentemente relatos indicaram a ocorrência em áreas onde não haviam registros. Assim o levantamento deve ocorrer da divisa com o Pará até Alcântara no litoral leste do Estado, a Baía de São Marcos, com a ilha de São Luís, e a Baía do Tubarão

Vale ressaltar que na RESEX da Baía do Tubarão vem sendo desenvolvido um projeto piloto de monitoramento comunitário de peixes-bois marinhos que aproveita as saídas para o mar de pescadores artesanais para registrar a ocorrência e mapear o uso do ambiente no interior da unidade de conservação.

Piauí:

A planície deltaica do rio Parnaíba, no Piauí é construída por predominância de sedimentos fluviais, mas com forte influência marinha.

Nesta planície se observa remanejamento de depósitos arenosos na faixa costeira em função da intensa atividade eólica. O que cria depósitos dunares e cordões arenosos marinhos na foz dos rios, e forma frequentemente barragens naturais, as quais geram lagoas costeiras.

Na divisa com o estado do Ceará, no complexo estuarino Timonha/Ubatuba, no entorno deste local existem recursos alimentares e fontes de água doce (Favero *et al.* 2019). Na divisa com o estado do Maranhão, Baía das Canárias onde já existe registro de ocorrência. Devido à pequena extensão do litoral e deslocamento dos indivíduos, importante que toda a faixa litorânea (que apresenta aproximadamente apenas 60km) e estuários (rios Camurupim/Cardoso, Igarapu, Timonha/Ubatuba) seja monitorada, incluindo a APA e RESEX Marinha do Delta do Parnaíba.

Ceará:

Parte do litoral do Ceará, na costa leste, onde se encontram os - municípios de Icapuí, Aracati, Fortim e Beberibe, (locais associados a recursos alimentares e olhos d'água), é a região onde se registra a maior quantidade de encalhes de filhotes dependentes no Brasil, seguido do Rio Grande do Norte.

Nessa região é importante que seja efetuado o levantamento, assim como parte do litoral Oeste do Estado, onde há presença de animais que compõem a população que ocorre no litoral do Piauí. Assim é importante que o trecho do litoral oeste iniciando em Jericoacoara seguindo para o oeste até o limite com o Piauí, emendando a pesquisa com esse Estado.

Rio Grande do Norte:

A costa das Barreiras apresenta relevo de tabuleiros expressivo terminando em forma de falésias. O litoral do estado do Rio Grande do Norte possui campos de dunas ativas e desenvolvidas e o clima é úmido (MMA, 1996^a, apud Luna e Passavante, 2010).

Regiões costeiras associadas a recursos alimentares e estuarinos nos municípios do litoral setentrional, incluindo Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue e Macau, Guamaré e Galinhos, região com segundo maior número de filhotes enclachados no país.

Adicionalmente, no litoral oriental, destacam-se como prioritárias as regiões costeiras e recursos nos municípios de Nísia Floresta, Tibau do Sul, Canguaretama e Baía Formosa. Ambas as regiões são de importância para a espécie e devem entrar no levantamento para que se possa ter a estimativa nessas áreas que compõem os dados da abundância no país. Na costa sudoeste – todo o litoral.

Paraíba:

O estado da Paraíba apresenta estuários e manguezais associados, a exemplo de Mamanguape (PB), Paraíba (PB), em continuidade com Pernambuco, como: Goiana (PE), Jaguaribe (PE), Capibaribe (PE), Beberibe (PE),

O afloramento de arenitos de praia em alinhamentos paralelos à costa, principalmente a partir de João Pessoa (PB) em direção ao sul, proporciona na zona submarina um substrato favorável à instalação de colônias de corais (DOMINGUEZ et al., 1992, apud Luna e Passavante, 2010).

Devido a importância do litoral, com grupos identificados ao longo de praticamente todo o litoral, incluindo na divisa com o sul do Rio Grande do Norte e norte de Pernambuco, toda essa faixa costeira deve ser incluída no levantamento, ou seja, a região percorrida é limítrofe com os estados, do Rio Grande do Norte e Pernambuco.

Pernambuco:

Tendo em vista que até recentemente era visto como área de descontinuidade e no presente tem se verificado a ocorrência contínua, todo o litoral seria incluído. Além disso, é o local de conexão entre os dois recintos de aclimatação existentes a longo prazo

e zona de influência dos dois. Em Paulista e Olinda, nas últimas décadas tem sido verificada a presença constante de animais reintroduzidos e nativos, assim como o primeiro espécime de peixe-boi-marinho descrito no Brasil após vários anos sem registros científicos, em que ainda se possuía dúvidas sobre a continuidade da ocorrência da espécie no país, ocorreu no litoral norte do Estado, quando um espécime ficou preso com vida em um curral de pesca, demonstrando a importância de um levantamento detalhado no Estado.

Alagoas:

Em Alagoas se destacam alguns estuários como: Manguaba, e São Francisco. Tendo em vista a realização de soltura no estado por quase três décadas, com registros de incremento populacional com nascimento de filhotes, além do estado estar até o momento como “limite sul de ocorrência” da espécie, é importante que todo o estado seja avaliado, assim, se poderá verificar quais áreas no Estado apresentam a ocorrência da espécie.

Sergipe:

O estado apresenta importantes estuários como o Vaza Barris, Real e Piauí. Até o presente, é considerado como área onde a espécie está extinta, assim como a Bahia e o Espírito Santo. Entretanto, alguns espécimes reintroduzidos têm frequentado de forma esporádica o estado e um único exemplar, macho, permanece na região há cerca de duas décadas. Até o momento, não se tem evidência de formação de população atual de peixes-bois em Sergipe, mas tendo em vista a utilização pelos animais reintroduzidos e com isso a possibilidade de que animais nativos também terem passado a frequentar a região, é importante a realização do sobrevoo em Sergipe, para que se avalie a permanência da extinção no estado ou a ocorrência de um repovoamento em função das reintroduções realizadas pelo ICMBio.

Desta forma, o Norte do estado, região limítrofe com o estado de Alagoas e foz do rio São Francisco e a região sul, próximo ao Rio Vaza Barris, região de permanência do peixe-boi denominado Astro, são as áreas prioritárias para a realização das estimativas.



2. Estimação de Abundância

2.1. Justificativa da escolha do método de sobrevoo como principal metodologia

A utilização de aeronaves tripuladas como plataformas de observação para o registro de informações necessárias para a realização de estimativas de abundância é bem documentada para diversas espécies terrestres e marinhas (e.g., Andriolo *et al.* 2010, Strobel e Butler 2014, Sucunza *et al.* 2020). A possibilidade de cobrir áreas extensas e de difícil acesso em um curto espaço de tempo torna essas plataformas muito eficazes para desenvolver estudos de abundância e tendência populacional de mamíferos aquáticos (Andriolo *et al.* 2010, MacLellan *et al.* 2018, Sucunza *et al.* 2020). Adicionalmente, o método de amostragem por distância ao longo de transectos lineares (*Line Transect Distance Sampling*, Buckland *et al.*, 2001) é um dos métodos mais utilizados para se estimar o tamanho populacional de mamíferos aquáticos (Thomas *et al.* 2010). Assim, para alcançar o objetivo do presente termo de referência propõe-se a realização de sobrevoos tripulados seguindo os métodos de amostragem por distância ao longo de transectos lineares cobrindo toda a área de distribuição da espécie, incluindo áreas de descontinuidade de sua ocorrência.

Os métodos de amostragem por distância, para gerar estimativas absolutas do tamanho populacional, têm como premissa básica que todos os indivíduos ou grupos de indivíduos presentes na linha de transecção sejam detectados com uma probabilidade igual a 1 ($g(0)=1$, Buckland *et al.* 2001). Contudo, uma vez que o peixe-boi-marinho permanece submerso e indisponível para detecção durante intervalos de mergulho, a probabilidade de detectar um peixe-boi que esteja na linha de transecção pode ser menor que 1. Este viés é potencialmente agravado durante levantamentos aéreos devido à alta velocidade das aeronaves (Hiby & Hammond, 1989, Sucunza *et al.* 2018). Em tais situações, pressupor que $g(0) = 1$ causa a sobre-estimativa da faixa efetiva de busca e a

subestimativa da densidade e abundância de animais. O grau em que os métodos de amostragem por distância subestimam a abundância de indivíduos é diretamente proporcional ao valor real de $g(0)$ (Laake & Borchers, 2004).

Assim, identificar os fatores que influenciam na detectabilidade do peixe-boi-marinho durante levantamentos aéreos tripulados e corrigir seus efeitos nas estimativas de abundância são atividades fundamentais para produzir estimativas robustas do tamanho populacional.

Marsh e Sinclair (1989) propuseram o viés de visibilidade para explicar a perda de indivíduos na linha de transecção. O viés de visibilidade possui dois componentes: viés de percepção e viés de disponibilidade. O viés de percepção representa a proporção de grupos disponíveis para o observador, mas que não são detectados devido a fatores ambientais (e.g., estado do mar na escala Beaufort, transparência da água, reflexo do sol) e/ou humanos (e.g., fadiga). O viés de disponibilidade representa a proporção de animais que não estão disponíveis para serem detectados pelo observador (e.g., por estarem submersos ou cobertos por vegetação). A falha na contagem do número de indivíduos em um grupo também afeta as estimativas de abundância, podendo resultar em uma sub ou sobre-estimativa do tamanho populacional, dependendo do viés associado à estimativa do tamanho de grupo. Assim, o desenvolvimento de experimentos específicos para produzir fatores de correção para o viés de disponibilidade, percepção e de estimativas de tamanho de grupo é a chave para produzir estimativas acuradas e precisas do peixe-boi-marinho ao longo de toda a sua distribuição no Brasil.

O uso de levantamentos aéreos tem representado a principal ferramenta para obter informações sobre distribuição e abundância de sirênios no mundo (Olivera-Gomez e Mellink, 2002, 2005; Wright *et al.*, 2002; Craig e Reynolds, 2004; Langtimm *et al.*, 2011; Reynolds *et al.*, 2012; Bauduin *et al.*, 2013).

As informações sobre estimativa populacional de peixes-boi no Brasil, são ainda muito imprecisas. Conforme já mencionado, baseado em entrevistas na década de 80 e em um levantamento por sobrevoo em 2010, o qual não percorreu toda a área de ocorrência da espécie. O Brasil é um país que possui grande diversidade de ambientes

em todo o litoral, especialmente na área de ocorrência do peixe-boi-marinho. Enquanto as áreas do litoral norte do estado de Alagoas, por exemplo, apresentam águas com elevada transparência e registro de animais nas desembocaduras estuarinas, regiões como o Rio Grande do Norte apresentam águas mais turvas e agitadas, e os animais utilizam menos os estuários. Já na região Norte, os complexos estuarinos com reentrâncias compostas por densos manguezais tornam as águas costeiras bastante escuras e recobertas por vegetação. Estas características dificultam a realização de uma estimativa precisa em toda a área de ocorrência.

Para padronização das metodologias no país, bem como para uma melhor comparação entre as informações existentes, é importante que dentro toda a área de ocorrência, seja realizada uma mesma metodologia, de forma que possam ser aplicados modelos estatísticos já conhecidos.

Neste caso, o sobrevoo com aeronave tripulada, vem sendo a metodologia de melhor padronização. Paralelamente, outras metodologias alternativas podem ser utilizadas, tanto de forma complementar como comparativa, para que as estimativas populacionais possam ocorrer com maior frequência e desta forma, se ter uma maior precisão de dados e eficácia na informação.

2.2. Detalhamento da metodologia (Estimação Aérea – Adaptado de Costa, 2006 e Alves *et al.* 2015)

Na amostragem por distância ao longo de transectos lineares (Buckland *et al.* 2001), um observador percorre linhas de transecção e registra a distância perpendicular (x) para cada objeto de interesse detectado (e.g., indivíduo ou grupo de peixe-boi-marinho). A probabilidade incondicional de detectar um objeto dentro da área de amostragem, representada por um retângulo de largura $2w$ e comprimento L , é: $Pa =$

$$\frac{\int_0^w g(x)dx}{w}$$

onde, $\int_0^w g(x)dx$ é a faixa efetiva de busca, $g(x)$ é a sua função de detecção, w é a distância máxima de busca dos observadores e L é o comprimento total das linhas.

A faixa efetiva de busca representa a distância perpendicular a partir da linha onde o número de detecções perdidas entre a linha de transecção e esse ponto é igual ao número de detecções realizadas além desse ponto. A função de detecção $g(x)$ é calculada a partir da frequência das distâncias perpendiculares registradas pelo observador. O método de transectos lineares exige o ajuste de modelos matemáticos (conhecido como curvas de detecção) que descrevem o processo pelo qual animais são avistados e estimam com que probabilidade eles são detectados. A precisão e acurácia dessas estimativas estão diretamente relacionadas com a quantidade e qualidade dos registros obtidos. Buckland *et al.* (2001) sugerem que um mínimo de 60 a 80 avistagens sejam registradas para que tal ajuste seja adequado.

Devido à incerteza relacionada ao $g(0)$, Pollock & Kendall (1987) sugeriram a utilização dos métodos de marcação e recaptura para eliminar o viés de percepção em levantamentos aéreos. Embora sua aplicação permita o relaxamento da premissa de que $g(0) = 1$, este método não considera a heterogeneidade na probabilidade de detecção em função da distância (Buckland 1992). O viés resultante desta heterogeneidade pode ser igual ou superior ao viés causado ao assumir que $g(0) = 1$, na amostragem por distância, quando essa probabilidade não é certa (Laake & Borchers, 2004). Para corrigir este problema, métodos de amostragem por distâncias combinados com marca-recaptura (Mark-recapture-distance-sampling, MRDS) foram propostos (Laake & Borchers, 2004). O MRDS integra os métodos de amostragem por distância e de marcação e recaptura para estimar a probabilidade de detecção na linha de transecção $g(0)$ (Laake & Borchers 2004, Sucunza *et al.* 2020).

A utilização dos métodos MRDS geralmente não elimina o viés de disponibilidade, que exige experimentos direcionados para a sua correção (Laake *et al.* 1997, Laake & Borchers 2004, Sucunza *et al.* 2018). O viés de disponibilidade, caso exista, não deve ser ignorado, uma vez que o seu efeito na estimativa de abundância pode ser substancial e até mesmo maior que o do viés de percepção (Laake & Borchers 2004, Pollock *et al.* 2006, Sucunza *et al.* 2018). O viés de disponibilidade pode ser influenciado pelo tipo de plataforma utilizada (e.g., aeronave, embarcação), por variáveis ambientais (e.g.,

transparência da água) e pelo comportamento de mergulho do animal (Pollock *et al.* 2006, Sucunza *et al.* 2018).

Devido à velocidade da aeronave, o tempo que uma parcela do oceano permanece disponível para o observador é muitas vezes menor que o tempo que o animal permanece submerso e, assim, durante a amostragem uma porção (substancial em alguns casos) da população não será detectada e o número total de animais será subestimado (Sucunza *et al.* 2018).

Área e Período de Estudo

O presente estudo será realizado entre os estados do Amapá e Sergipe (Figura 1). Considerando que o período chuvoso e de fortes ventos dificultará a pesquisa, propõe-se que os voos sejam realizados em etapas, porém com um tempo mínimo entre o início e o final delas. Como algumas variáveis ambientais (e.g., condições do mar) podem reduzir a detectabilidade dos animais, os voos deverão ser realizados em dias com pouco vento e boas condições de visibilidade (e.g., Escala Beaufort ≤ 3).

Desenho Amostral, Coleta e Análise de Dados

Os desenhos amostrais serão definidos seguindo as premissas dos métodos de amostragem por distância ao longo de transectos lineares (Buckland *et al.*, 2001). Assim, transectos lineares serão previamente estabelecidos, garantindo que toda a área de distribuição da espécie seja amostrada de forma uniforme, ou seja, o número de km voados por unidade de área deve ser constante.

A coleta de dados poderá ser realizada utilizando helicópteros e/ou aviões, dependendo da área de amostragem. Deve-se garantir que a plataforma escolhida ofereça segurança para a equipe de observadores e, também, maximize a possibilidade de observação, além da existência de pontos para abastecimento e pousos de emergência. Assim, no caso de helicópteros, a retirada das portas aumenta o campo de busca dos observadores e maximiza a probabilidade de detecção de grupos de peixes-boi.

O avião utilizado deverá ser bimotor, para garantir a segurança da equipe, com asas altas e janelas bolha, ao menos, para os observadores da frente para garantir o registro

correto dos dados. Durante o esforço de observação, a aeronave deverá manter uma altitude média de 150m e velocidade média de 190km/h. Dependendo das condições ambientais, um máximo de 4 horas diárias de voo em esforço de observação deverá ser realizado. Paradas para reabastecimento e permanência durante a noite serão planejadas junto com os pilotos da aeronave, seguindo um cronograma com certa flexibilidade para acomodar possíveis condições meteorológicas desfavoráveis.

A aeronave Aero Commander 500B possui características relacionadas à segurança e potencial de observação que a tornam muito eficaz para realizar o trabalho de sobrevoo para estimação de abundância, especialmente no ambiente marinho. Os dados serão coletados utilizando um protocolo semelhante ao previamente desenvolvido para a obtenção de estimativas de abundância de outras espécies como toninhas e baleias-jubarte (Danilewicz *et al.*, 2010; Andriolo *et al.*, 2006, 2010; Zerbini *et al.*, 2010, Sucunza *et al.*, 2018, 2020).

Uma equipe de 4 pesquisadores trabalhará de forma independente, isto é, não havendo contato visual ou acústico entre si durante o esforço de observação. Dois observadores trabalharão nas janelas da frente e dois nas janelas de trás. Cada observador será responsável por realizar o registro independente dos dados, utilizando um gravador digital, o qual terá o seu horário sincronizado ao horário de um GPS. Assim, todas as informações poderão ser georreferenciadas ao término de cada sobrevoo.

Durante o esforço de observação, cada observador registrará o início e o fim das linhas de transecção (esta informação deverá ser passada pelos pilotos), condições ambientais (e.g., estado do mar na escala Beaufort, transparência e cor da água, reflexo do sol), atividades humanas (e.g., pesca) e presença de grupos de peixe-boi-marinho. Para cada detecção de peixe-boi-marinho, o observador irá registrar o horário, o ângulo de declinação entre o horizonte e o grupo detectado com o auxílio de um inclinômetro, o número total de indivíduos e a presença de filhotes.

A equipe de observadores será composta por observadores treinados anteriormente. Observadores que já tenham realizado a atividade, seja com peixes-bois ou cetáceos, podem compor a equipe, pois poderá contribuir para maximizar a coleta de dados de boa qualidade e, conseqüentemente, a obtenção de uma estimativa de abundância robusta.

Entretanto, novos observadores deverão ser treinados, tendo em vista a grande área de ocorrência da espécie, o que invariavelmente demandará um intervalo grande de tempo para ser sobrevoada. Desta forma, regionalmente, poderão ser capacitados pesquisadores que complementem a equipe de observadores. Adicionalmente, para maximizar o potencial de detecção dos observadores, é indicado realizar um primeiro voo de treinamento, antes do início de cada campanha de sobrevoo. A análise de dados será realizada utilizando os métodos de amostragem por distância sem (CDS) e com covariáveis (MCDS). O MCDS se diferencia do CDS pois possibilita incluir o efeito de variáveis ambientais (e.g., estado do mar) e biológicas (e.g., tamanho de grupo) na probabilidade de detecção. Adicionalmente, os métodos MRDS também poderão ser utilizados para corrigir o viés de percepção dependendo do número de detecções obtidas. A análise final dos dados será realizada através do uso do programa DISTANCE (Thomas *et al.*, 2004) e do pacote MRDS (*mark-recapture distance sampling*) desenvolvido para o programa R.

Assim, é fundamental planejar o número de horas de voo alocadas para o esforço efetivo de observação a fim de garantir a realização da amostragem com um número significativo de registros que permita a adequação da análise estatística (Buckland *et al.* 2001, Laake *et al.* 2014). Análises espaciais para avaliar a relação da espécie com os diferentes habitats que os indivíduos forem registrados poderão ser desenvolvidas utilizando os métodos de regressões múltiplas, modelos lineares generalizados (GLMs), ou ainda modelos aditivos generalizados (GAMs) ou ainda modelos que fazem inferências em relação a densidade estimada de indivíduos no espaço, como os Modelos de Densidade Superficial (*Density Surface Modelling*) (Redfern *et al.*, 2006; Hendley e Buckland, 2004; Miller *et al.*, 2014).

Fatores de Correção

Experimentos direcionados para corrigir o viés de percepção, de disponibilidade e de tamanho de grupo nos levantamentos aéreos deverão ser desenvolvidos para aumentar a acurácia e precisão das estimativas de abundância e, assim, gerar valores robustos de tamanho populacional do peixe-boi-marinho. Como indicado em estudos pretéritos (REF), as características dos habitats que a espécie ocorre (e.g., águas turvas) e do comportamento do peixe-boi-marinho tornam especialmente necessário computar

fatores de correção específicos para o viés de disponibilidade e de percepção. O viés na estimativa do tamanho de grupo parece não ser relevante para a espécie, contudo sempre que possível deverá ser computado e corrigido.

O registro de dados realizado de forma independente entre os observadores possibilita comparar as detecções realizadas pelos observadores da frente com as detecções dos observadores de trás e, assim, estimar a taxa de perda de grupos de peixe-boi-marinho para cada um dos observadores (Laake e Borchers, 2004). Os métodos MRDS, descritos anteriormente, possibilitam estimar a densidade e abundância de indivíduos, inserindo a correção do viés de percepção na estimativa final (Laake e Borchers, 2004). O padrão de busca entre os observadores deve ser igual e o horário de registro dos grupos deve ser preciso na escala de segundos para garantir a aplicabilidade do MRDS, sendo os modelos utilizados recentemente para corrigir estimativas de abundância da toninha (*Pontoporia blainvillei*) (Sucunza *et al.*, 2020). O viés de disponibilidade deve ser estimado de forma independente, sendo computada a proporção de tempo que um grupo de peixes-boi-marinho permanece disponível para detecção por um observador em um avião.

O uso de helicópteros permite sobrevoar distintos grupos durante ciclos de superfície e mergulho sequenciais e, assim, estimar o viés de disponibilidade utilizando modelos estatísticos específicos (ver Barlow *et al.*, 1988; Laake *et al.*, 1997, Sucunza *et al.* 2018). Adicionalmente, também é possível utilizar essa aeronave para definir a profundidade que uma maquete de peixe-boi-marinho pode ser detectada por um observador em um avião. Essa informação pode ser utilizada em conjunto com informações de telemetria satelital para estimar o viés de disponibilidade, como proposto por Pollock *et al.* (2006).

O uso de aeronaves não tripuladas (UAVs) pode servir como método alternativo para computar o tempo que um grupo de peixes-boi permanece disponível para detecção. Neste caso, existe a necessidade de realizar uma calibração pretérita da UAV utilizada para fazer inferência sobre a detectabilidade humana.

A realização de experimentos com múltiplas plataformas (e.g., botes e aeronaves), trabalhando de forma concomitante, pode contribuir para gerar um fator de correção

único que inclua as correções para o viés de disponibilidade, percepção e tamanho de grupo (ver Zerbini *et al.*, 2011, Sucunza *et al.*, 2020).

3. Metodologias alternativas para estimação de abundância de peixe-boi-marinho

3.1. Bioacústica

Uma estimativa confiável do tamanho ou da densidade de populações animais são chave para o manejo de animais silvestres e, conseqüentemente, para a sua conservação. Metodologias mais tradicionais geralmente envolvem a observação direta, seja por avistamento ou por marcação e posterior captura e recaptura, e ainda observações de marcas naturais que permitam identificação de indivíduos. Essas metodologias tradicionais são comprovadamente eficazes, mas em caso de animais elusivos que passam boa parte do tempo em ambientes onde há alta turbidez, como o peixe-boi marinho no Brasil, é importante se fazer uso de metodologias alternativas.

Os estudos de estimativa de abundância utilizando como ferramenta a bioacústica surgem então como uma alternativa promissora, já que não é necessário a visualização dos animais, e sim, apenas a gravação dos sons emitidos debaixo d'água e/ou a gravação das imagens de peixes-bois debaixo d'água capturadas por um sonar.

Através do registro e análise da estrutura física das vocalizações de peixes-boi, é possível, por exemplo, identificar a presença de animais de diferentes sexos e faixas etárias (Umeed *et al.*, 2018) visto que há variação suficiente nas características físicas de algumas vocalizações (Figura 2) entre machos e fêmeas, e entre adultos e jovens, conforme revelaram estudos em cativeiro (Sousa-Lima *et al.*, 2008; Umeed *et al.*, 2018).

Testes nessa linha em áreas com ocorrência conhecida de grupos de peixes-boi podem ajudar a refinar essa metodologia permitindo que monitoramentos acústicos passivos e ativos possam ser usados com confiabilidade no futuro para estimativas populacionais de peixes-bois-marinhos no Brasil.

Coleta ativa – Nessa modalidade um sonar de varredura lateral é instalado na embarcação e enquanto a embarcação se move com o equipamento ligado, ele emite

pulsos sonoros que retornam com uma resposta acústica dos objetos que encontrar ao longo do percurso.

Coleta Passiva

1 - O pesquisador carrega o hidrofone para gravação das vocalizações durante o tempo da campanha (i.e., requer a presença do pesquisador em campo em tempo integral durante a coleta de dados). Para gravações ativas dos animais é possível usar hidrofones e gravadores como os sistemas de hidrofone Cetacean Research SQ26H1 conectado ao gravador Zoom H1

2 - Um gravador passivo é montado em um ponto fixo específico, e programado para gravar um período pré-determinado. O pesquisador não precisa estar em campo em tempo integral para a coleta de dados, havendo necessidade de presença apenas para trocas de baterias e cartões de memórias onde as gravações ficam armazenadas.

É possível usar gravadores passivos como o SM2 e SM4 conectados ao hidrofone SM3/SM4 hidrofone da Wildlife Acoustics. Existem outras empresas que produzem sistemas de gravação subaquática passiva igualmente adequados como a Cetacean Research Technology e a Loggerhead, dentre outras.

Configurações dos gravadores: é recomendado o uso das configurações para taxa de amostragem no gravador de 48kHz e 16 bits. Essa configuração permite capturar vocalizações de peixes-boi adultos por estar dentro da faixa de frequência produzida para esses animais adultos. Entretanto, para registro também de filhotes, o uso da taxa de amostragem 96kHz no gravador seria recomendada visto que as vocalizações dos filhotes possuem frequências mais altas.

Ao analisar essas gravações seria possível identificar os *hotspots* de peixes-boi marinho baseado na quantidade de vocalizações produzidas, ou seja, seria possível fazer uma comparação entre os locais de gravações, o que forneceria informações sobre quais são os locais mais comumente frequentados pela espécie, além de permitir o mapeamento do movimento deles ao longo do dia, semana ou até meses/estações (seca/chuvosa). Esses locais vistos como *hotspots* seriam ideais para experimentos de refinamento metodológico de correlação entre taxa de vocalizações e quantidade de animais em ambiente natural.

O mapeamento acústico dos *hotspots* fornecerá informações que possibilitarão um melhor planejamento dos sobrevoos que são, neste termo de referência, a metodologia primariamente recomendada para estimativa populacional dos peixes-boi marinhos. Por exemplo, as gravações poderiam indicar que os peixes-boi frequentam uma área determinada durante um período específico do dia, isso apontaria a melhor hora e o melhor lugar para realizar o sobrevoo.

Os dados obtidos através das gravações ativas e passivas podem contribuir para o aumento do conhecimento sobre a comunicação vocal de peixes-boi marinhos e, quando comparado com gravações de áreas como o norte do Brasil, possibilitarão estudos direcionados para as diferenças entre o comportamento vocal de peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) e amazônicos (*Trichechus inunguis*).

Essas informações possibilitarão identificar a ocorrência das duas espécies e também a densidade de animais de cada espécie em cada lugar. Por exemplo, se em uma área de gravação apenas vocalizações de peixes-boi amazônicos são registradas, isso indicaria que apenas essa espécie frequenta a área. Igualmente ajudariam a determinar o uso de espaço pelas duas espécies, i.e. se depende de horários ou condições abióticas como como flutuações no nível de maré e na temperatura.

3.1.1. Sonar de Varredura Lateral (Sidescan)

Para locais de pequena ondulação (locais classificados como mar calmo, com altura das ondas entre 0 e 0,5m) a metodologia do levantamento populacional náutico será baseada no estudo pioneiro de Gonzalez-Socoloske et al. (2009) e Choi-Lima (2017), utilizando um sonar de varredura lateral (side-scan) em áreas de ocorrência de peixes-bois com alta turbidez da água (como ecossistemas estuarinos e os litorais do Maranhão, Pará e Amapá). A detecção dos espécimes será feita por meio de imagens e sinais acústicos, tornando possível a visualização do fundo marinho, mesmo em condições de baixa visibilidade da água.

O sonar de varredura lateral – SVL produz uma imagem como uma foto do substrato e dos objetos encontrados na coluna d'água de forma a detectar o peixe-boi marinho em várias condições ambientais e tipos de habitats. O SVL comumente utilizado

é um pouco mais sofisticado do que o utilizado para localizar peixes e opera em frequências que variam de 310 kHz a 1 MHz, bem acima da faixa de audição do peixe-boi.

Segundo Gonzalez-Socoloske *et al.* (2009), essa técnica teve sucesso na detecção de peixes-boi na natureza, onde os animais foram detectados em águas claras e turvas, preferencialmente em rios e estuários, onde as águas são mais calmas e sem ondas. As taxas de detecção variaram de 70 a 95%, e por isso foi recomendado o desenvolvimento de metodologias utilizando o sonar para determinar estimativas populacionais em áreas específicas, através do método de amostragem de distâncias. Choi-Lima (2017) utilizou o SVL e conseguiu determinar com sucesso a estimativa de abundância do peixe-boi marinho no estuário dos rios Timonha e Ubatuba, no PI.

O equipamento utilizado é um sonar de varredura lateral (SVL), modelo Humminbird 998c SI Combo ou superior. O transdutor do SVL, deve ser instalado na embarcação de modo que o motor da embarcação não interfira nas imagens geradas pelo sonar. Recomenda-se a instalação na lateral da embarcação, entre a popa e a proa, mas adaptações de acordo com a embarcação utilizada e a área percorrida podem acontecer para melhorar a performance das imagens geradas. O sistema do sonar funciona emitindo pulsos sonoros em um grande ângulo perpendicular ao movimento do sensor. O sinal é, em seguida, traduzido por meio de um computador numa imagem digitalizada para apresentar uma leitura contínua (Gonzalez-Socoloske *et al.* 2009; Gonzalez-Socoloske; Olivera-Gomez, 2012).

As imagens do sonar, geradas em formato “bmp”, são exibidas em um monitor e capturadas por um software. As imagens produzidas pelo sonar são laterais (esquerdo e direito) à embarcação, cada lado correspondendo à resposta acústica do feixe do lado esquerdo e direito, respectivamente. A coluna d’água aparece como uma mancha preta (ou azul, se estiver ligado a um monitor colorido) da linha central até o substrato. Os objetos na água aparecem em branco e uma sombra preta na parte inferior. Objetos mais densos aparecem mais brilhantes do que os objetos menos densos, assim, pedras e corais fornecerão uma resposta mais forte do que a areia e fundos de barro e lama. Similarmente, os peixes devem aparecer muito mais brilhantes do que os peixes-bois,

devido às diferenças na densidade da pele de cada um. A topografia do fundo será evidenciada a partir das sombras e dos gradientes de respostas acústicas. As sombras criadas pelos objetos que bloqueiam os feixes acústicos são utilizadas para determinar a forma desses objetos e podem ser mais reveladoras do que o reflexo acústico real do objeto.

A área de abrangência deve ser percorrida em forma de transectos lineares em zigue-zague, a uma velocidade de, em média, 4 a 7 km/h, com o sonar ligado, de modo que a metodologia aplicada seja a de Amostragem de Distâncias, ou *Distance Sampling*. Ressalta-se a importância de ter um pesquisador exclusivo para a avaliação das imagens acústicas do sonar, ou seja, visualizando as imagens geradas e salvando toda e qualquer imagem suspeita. Se forem necessários, registros bioacústicos, por meio de um hidrofone portátil modelo SQ26-H1, item comprobatório de possíveis registros dúbios. Além disso, outros dois pesquisadores devem estar embarcados e atuar com observações diretas.

Devido à vegetação, formações rochosas e outras estruturas presentes na área de estudo, um observador poderá confundir um objeto na coluna d'água colaborando para uma detecção de peixe-boi no sonar produzindo um falso positivo. Para minimizar este fato, é interessante que um dos observadores presente nas saídas embarcadas seja um pescador e/ou mergulhador experiente da região, que tenha conhecimento do fundo, assim como também se sugere que sejam realizadas saídas embarcadas prévias para reconhecimento da região, com o sonar e realização de mergulhos, se for o caso.

Conforme o barco vai percorrendo o trajeto, as imagens vão aparecendo na tela do sonar, com informações de profundidade, temperatura da água, posição geográfica, hora do dia e velocidade do barco. Quando um peixe-boi for visualizado no sonar, a imagem deve ser salva para posterior análise da distância perpendicular em que estava o peixe-boi. Os peixes-bois serão identificados seguindo as técnicas propostas por Gonzalez-Socoloske *et al.* (2009) e Gonzalez-Socoloske e Olivera-Gomez (2012), com a consideração adicional para o efeito da densidade do objeto e a posição das sombras do objeto.

Diferentes respostas acústicas e sombras são produzidas dependendo da posição corporal do peixe-boi em relação ao transdutor do sonar. Todos os objetos que produzirem respostas acústicas ou demonstrarem morfologia do peixe-boi, incluindo a cauda em forma de pá, forma do corpo de amendoim, cabeça pequena, ou nadadeiras devem ser avaliadas. Se a resposta acústica exibir morfologia e comprimento aproximado de peixe-boi, produzir uma sombra, e se encaixar em uma das imagens modelo de peixe-boi estabelecidas por Gonzalez-Socoloske e Olivera-Gomez (2012), esta, deve ser incluída como uma observação de peixe-boi. Adicionalmente, para confirmação da presença de peixes-bois na região, outros dois observadores, um de cada lado do barco, devem cobrir visualmente um ângulo de 180º e anotar a presença dos animais, como já foi dito.

Os critérios de inclusão de uma detecção devem ser conservadores e fornecer uma contagem mínima, que depende da orientação do peixe-boi na coluna de água. Todas as observações devem ser documentadas em uma planilha junto com os seguintes parâmetros: trecho, número de gravação, profundidade, velocidade do barco, distância perpendicular do barco, latitude, longitude, data e hora.

Para determinar a distância perpendicular do peixe-boi (objeto de interesse), o sonar possui uma ferramenta própria. Através de um cursor que o técnico que está operando o sonar movimenta até chegar ao ponto onde está o objeto de interesse. Para saber a distância perpendicular do objeto de interesse é necessário subtrair a profundidade do local da distância que o cursor mostra. Outra forma de determinar a distância perpendicular é através da utilização de regra de três, uma vez que é possível saber qual a distância máxima que o sonar atinge (distância essa que é determinada pelo técnico que opera o sonar).

É importante que a confirmação dessa distância dada pelo sonar seja conferida. Para confirmar esta distância testes devem ser realizados em loco, preferencialmente com estruturas que sejam fixas no ambiente explorado (currais de pesca, pier, porto, etc). O barco deverá passar lateralmente a distâncias determinadas dessa estrutura fixa escolhida na região e assim, as distâncias devem ser confirmadas.

O software Humminbird PC deverá ser utilizado para visualizar dados registrados pelo Sonar e as imagens salvas pelo sonar devem ser visualizadas em editores de imagens, de preferência, por no mínimo 3 a 5 pesquisadores independentes e experientes com esse tipo de metodologia. Cada imagem gerada deve ser analisada e categorizada pelos pesquisadores independentemente, de acordo com a seguinte classificação: A - tenho certeza que é um peixe-boi (um ou mais - se mais, dizer a quantidade); B - muito provável que seja um peixe-boi, mas não estou 100% certa; C - tenho dúvidas se é um peixe-boi e; D - tenho certeza que não é peixe-boi. Para análise dentro da abordagem do *Distance Sampling*, apenas as imagens categorizadas na letra “A” devem ser utilizadas.

Segundo Choi-Lima (2017) as dificuldades para detecção de peixes-bois em campo usando o SVL incluíram o tempo limitado de exibição (10 segundos) e resolução, o pequeno tamanho da tela, o brilho do sol e a percepção do observador devido à fadiga (muito tempo debaixo do sol, com a cabeça baixa olhando para uma tela). Dadas estas questões com a detecção de peixes-bois durante as pesquisas de campo com o SVL, a capacidade de analisar e avaliar as gravações das imagens usando um visualizador e editor de imagens foi essencial. No computador, com um editor de imagens é possível visualizar as imagens com maior resolução e detalhes em uma tela muito maior e sem o reflexo do sol, permitindo uma revisão lenta e detalhada. Além de ser possível que outras pessoas experientes avaliem as imagens.

3.1.2. Hidrofonos

Os peixes-boi marinhos produzem vocalizações facilmente identificáveis, o que faz com que métodos acústicos passivos sejam utilizáveis como metodologia complementar alternativa, dentre as metodologias emergentes de monitoramento de biodiversidade. Através do registro e análise da estrutura física das vocalizações de peixes-boi, é possível, por exemplo, identificar a presença de animais de diferentes sexos e faixas etárias (Umeed *et al.*, 2018). Ou seja, existe variação suficiente nas características físicas de algumas vocalizações (Figura 2) entre machos e fêmeas, e entre adultos e

jovens, conforme revelaram estudos em cativeiro (Sousa-Lima *et al.*, 2008; Umeed *et al.*, 2018).

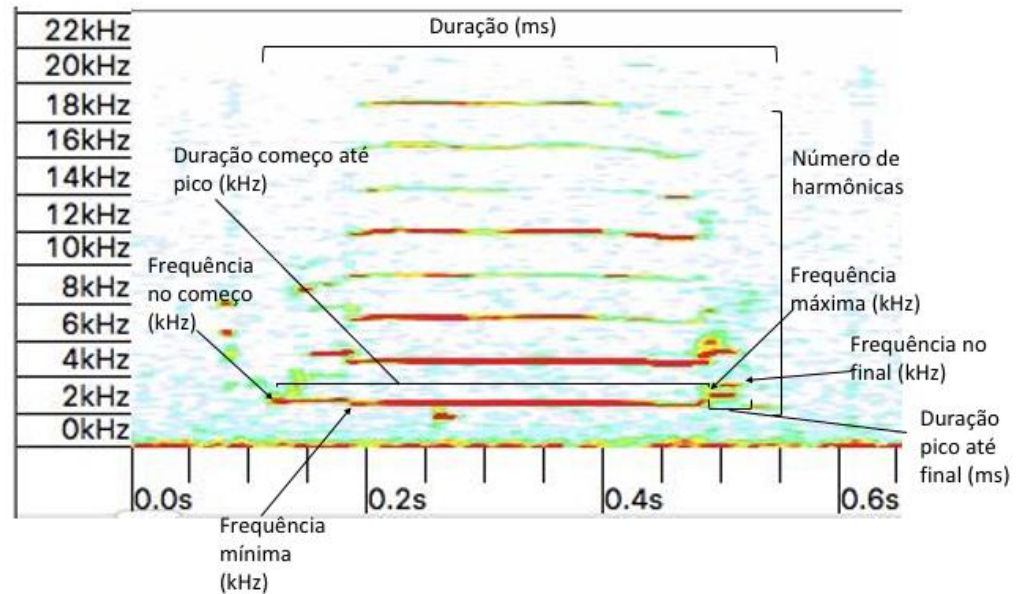


Figura 2. Vocalização “Squeak” de um peixe-boi fêmea em reabilitação. Espectrograma gerada utilizando o programa Kaleidoscope Pro 5, Wildlife Acoustics.

Informações importantes para o uso dessa metodologia incluem um maior entendimento relacionado, por exemplo, a taxa de vocalização de acordo com diferentes tamanhos grupais. Essas informações já estão disponíveis para animais de cativeiro (Sousa-Lima *et al.*, 2008; Umeed *et al.*, 2018), mas existem restrições espaciais e de diferenças na turbidez da água que não possibilitam ainda extrapolar essas informações para o que acontece em ambiente natural.

A bioacústica pode ser utilizada como uma ferramenta auxiliar no monitoramento do movimento de populações de peixes-boi marinhos. Por isso, seria recomendado o uso de gravadores passivos localizados em lugares estratégicos para a realização de gravações. Ao analisar essas gravações seria possível identificar os *hotspots* de peixes-boi marinho baseado na quantidade de vocalizações produzidas, ou seja, seria possível fazer uma comparação entre os locais de gravações, o que forneceria informações sobre quais são os locais mais comumente frequentados pela espécie, além de permitir o mapeamento do movimento deles ao longo do dia, semana ou até meses/estações

(seca/chuvosa). Esses locais, vistos como *hotspots*, seriam ideais para experimentos de refinamento metodológico de correlação entre taxa de vocalizações e quantidade de animais em ambiente natural.

O mapeamento acústico dos *hotspots* fornecerá informações que possibilitarão um melhor planejamento dos sobrevoos que são, neste termo de referência, a metodologia primariamente recomendada para estimativa populacional dos peixes-boi marinhos. Por exemplo, as gravações poderiam indicar que os peixes-boi frequentam uma área determinada durante um período específico do dia, isso apontaria a melhor hora e o melhor lugar para realizar o sobrevoo.

Configurações dos gravadores: é recomendado o uso das configurações para taxa de amostragem no gravador de 48kHz e 16 bits. Essa configuração permite capturar vocalizações de peixes-boi adultos por estar dentro da faixa de frequência produzida para esses animais adultos. Entretanto, para registro também de filhotes, o uso da taxa de amostragem 96kHz no gravador seria recomendada visto que as vocalizações dos filhotes possuem frequências mais altas.

Os dados obtidos através das gravações ativas e passivas podem contribuir para o aumento do conhecimento sobre a comunicação vocal de peixes-boi marinhos e, quando comparado com gravações de áreas como o norte do Brasil, possibilitarão estudos direcionados para as diferenças entre o comportamento vocal de peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) e amazônicos (*Trichechus inunguis*). Essas informações nos possibilitarão identificar a ocorrência das duas espécies e também a densidade de animais de cada espécie em cada lugar. Por exemplo, se em uma área de gravação apenas vocalizações de peixes-boi amazônicos são registradas, isso indicaria que apenas essa espécie frequenta a área. Também, essas informações nos ajudariam a determinar o uso de espaço pelas duas espécies, i.e. se depende de horários ou condições abióticas como como flutuações no nível de maré e na temperatura.

A princípio, pelo menos um gravador passivo poderia ser colocado em cada *hotspot* para peixe-boi por um período de 15 dias. Os gravadores seriam programados para gravação contínua ao longo desse período. Em cada local, a acidez, a temperatura e

a salinidade também devem ser aferidas, assim como as flutuações no nível da maré. Essas variáveis devem ser medidas pelo menos duas vezes ao dia durante o período de gravação para posterior refinamento metodológico e entendimento de como essas características abióticas de cada *hotspot* podem interferir na produção de vocalizações por peixes-boi.

Após esse período de gravação, os arquivos de som obtidos devem ser analisados por especialistas em reconhecimento das vocalizações dos peixes-boi para planejamento e treinamento de softwares para reconhecimento autônomo das vocalizações.

As análises iniciais dessas gravações incluem a contagem total do número de vocalizações produzidas, a identificação de tipos de vocalizações diferentes e o padrão da produção de vocalizações (dia/noite, nível de maré, temperatura/pH/salinidade). Essas informações facilitarão o refinamento da metodologia bioacústica para estimativas populacionais de peixe-boi.

As estruturas das vocalizações também devem ser analisadas para facilitar análises estatísticas que possibilitem a identificação de diferenças entre as estruturas das vocalizações (indicando, por exemplo, a presença de sexos, idades e/ou espécies diferentes), e conseqüentemente, para o treinamento do software para reconhecimento automático de sons de animais de diferentes faixas etárias e sexo. Isso, atrelado a informação experimental sobre a correlação entre tamanho grupal e taxa de vocalizações, pode vir a gerar uma metodologia bioacústica confiável para estimar tamanho populacional de peixes-boi em áreas onde a visualização por sobrevoo seja comprometida por turbidez da água e vegetação estuarina muito densa.

3.2 Monitoramento Aéreo por Drones

A escolha do equipamento dependerá do objetivo final e dos recursos financeiros disponíveis para aluguel, aquisição ou contratação de consultoria especializada em pilotagem e mapeamento aéreo. Quando a área de amostragem for pequena (inferior a 5 km²) e o objetivo se restringir a contagens e análises comportamentais básicas, um drone quadricóptero profissional de entrada de entrada, como o Phantom 4 Pro ou o Mavic 2 Pro já seria o suficiente (Alencar *et al*, 2020).

No entanto, é preciso considerar as limitações de autonomia e resistência ao vento das aeronaves remotamente pilotadas de baixo custo, assim como a distância máxima possível de ser percorrida para que não se perca o link comando-controle (telemetria entre drone e rádio durante o voo, podendo acarretar em perda do equipamento, ou mesmo acidentes que podem e devem ser evitados, seguindo adequadamente uma Avaliação de Risco Operacional (ARO) (Alencar *et al*, 2020).

Havendo disponibilidade de recursos para investimento nesta metodologia alternativa, pode-se optar pela aquisição ou aluguel de modelos quadricópteros com maior autonomia de voo, chegando a 1 hora ininterrupta, incluindo também maior link de telemetria e alcance de dados, ampliando a segurança. Modelos de asa fixa customizados, do tipo VTOL (Vertical Take Off and Landing), que decolam e pousam na vertical e voam em velocidade de cruzeiro, seriam opções adicionais. Pelo fato de utilizarem apenas um motor durante o voo, sua autonomia aumenta consideravelmente, e o modo de pouso e decolagem possibilita a sua utilização em regiões costeiras ou fluviais semi-abertas.

Apesar do tamanho reduzido e da ausência de tripulação, os drones devem ser utilizados por profissionais previamente capacitados em pilotagem, mapeamento aéreo e segurança de voo. Conforme previsto na Legislação Brasileira, esses equipamentos são aeronaves, e devem ser tratados como tal, estando sujeitas a regras de utilização e acesso ao espaço aéreo brasileiro, previstas pelos órgãos regulamentadores, como ANATEL, ANAC e DECEA, os quais dispõem sobre a documentação a ser portada pelo piloto remoto em comando durante toda a operação. (Alencar *et al*, 2020).

Conhecimentos sobre micrometeorologia e fraseologia aeronáutica também são desejáveis pelo operador, considerando a extensão da área de uso pelos animais, algumas delas próximas a centros urbanos, aeródromos e helipontos, podendo haver a necessidade de comunicação com administradores aeroportuários ou torres de controle, para uma operação segura.

A não observância à regulamentação pode incluir penalidades civis e administrativas por ausência da documentação pertinente, descumprimento às normas restritivas ou de distanciamento de pessoas não anuentes e propriedades, e acesso indevido ao espaço aéreo.

Para a realização de estimativas populacionais, pelo menos dois testes prévios serão necessários. Um deles é o teste de detectabilidade, no qual é determinada a altura AGL (Above Ground Level), orientação e ângulo de voo e ângulo ideal da câmera para registro dos animais. Esses testes devem ser feitos idealmente com modelos mais realistas dos animais em relação ao tamanho e coloração, e sob condições controladas. O drone deve sobrevoar uma área em diversas configurações de ângulos de voo e câmera, e um observador dos vídeos às cegas (isto é, que não tem conhecimento de quantas vezes ou em quais partes do vídeo o modelo do animal irá aparecer), tanto em uma tela em computador quanto em ambiente com luz controlada, ou quanto na tela de demonstração das imagens do drone durante a captação em campo deve apontar o grau de certeza da identificação do animal.

Para maiores detalhes sobre esses testes, verificar a referência: Barreto *et al*, 2021. A área a ser sobrevoada deve ser executada de forma sistemática, e o tempo de voo deverá ser constante para que sejam realizadas as estimativas de densidade nas regiões monitoradas através de drones (Giacomo *et al* 2021).

O outro teste necessário é referente ao tempo de submersão ou tempo de indisponibilidade, já bastante utilizado para estimativas populacionais de cetáceos em censos aéreos tripulados. Nesses testes, os animais devem ser localizados e sobrevoados pelo maior intervalo de tempo possível, registrando-se quanto tempo o mesmo fica exposto/disponível para registro de avistagem pelo drone e quanto tempo fica indisponível (submerso ou sob vegetação que impedem sua identificação). É altamente recomendável que esse teste seja feito em condições de águas transparentes, de forma que um mesmo animal possa ser acompanhado pelo maior tempo possível, inclusive quando submerso. Ao final será estimada uma taxa de disponibilidade para registro, que será a relação entre o tempo disponível e indisponível para registro pelo drone. Essa taxa será usada para correção nas estimativas dos censos aéreos.

3.3 Sobrevoos (Filmagem)

Para estimativas de peixes-bois utilizando filmagens a partir de aviões de asa fixa ou asa rotativa, durante as atividades de sobrevoos já descritas, são necessários cuidados de pré-produção e pós-produção a fim de garantir boas imagens e êxito nas análises.

Após a primeira etapa de definição metodológica do tipo de aeronave que será utilizada: asa fixa ou asa móvel, bem como do tempo de voo da atividade, será possível definir os parâmetros: resolução, sensibilidade, abertura do diafragma, velocidade do obturador, número de frames por segundo, estabilizador de imagem, quantidade de baterias e cartões de memória, bem como o momento de troca destes, o que deve ser combinado com o piloto da aeronave a fim de não se perder a continuidade das imagens e estar dentro do plano de voo. Específicos para cada situação.

Determinar os equipamentos de filmagem, antes das metodologias de sobrevoo, poderá acarretar equívocos na definição de modelos e custos desnecessários.

Caso seja utilizada uma aeronave de asa fixa, esta deve permitir a visualização de quem estiver realizando a filmagem, em geral as aeronaves de asa alta são as mais adequadas para que sejam realizadas filmagens e avistagem dos animais.

O equipamento para filmagem ficará em posição a ser definida pelo modelo da aeronave. A filmadora, deverá ficar posicionada de forma a se ter a melhor cobertura da área a ser registrada. Equipamentos de fixação podem ser definidos depois de se saber o tipo e modelo de aeronave. Para garantir a qualidade e continuidade das imagens, o responsável pela filmagem deve ficar atento à necessidade de troca das baterias e cartões de memória.

O equipamento de filmagem deverá ter resolução mínima de UHD 4k full frame. Caso seja contratado um profissional para a realização da filmagem, este deve possuir o equipamento dentro das especificações citadas. A fim de evitar perda de área filmada, após se fazer o plano de voo e determinar o tempo de sobrevoo o tempo de filmagem (baterias, cartões de memória e outras considerações técnicas do equipamento) devem permitir pelo menos mais 20% de tempo de filmagem, considerando a filmagem na maior resolução. Ou seja, o tempo de filmagem será no mínimo o tempo de voo mais vinte por cento, dessa forma evitamos a perda de filmagem em função de ventos contra.

O equipamento de filmagem deve possuir a função de georreferenciamento, a fim de determinar o local de ocorrência dos indivíduos avistados, sistema de fixação das filmadoras como ventosas ou mono pé a fim de garantir imagens mais estáveis.

As imagens obtidas devem ser gravadas em HD externo exclusivo para esta finalidade, possuindo um mínimo de 4T de memória, sendo recomendável também que estas estejam em plataformas na nuvem, evitando que se percam no caso de quebra do equipamento físico.

Durante a pós-produção as imagens gravadas, deverá realizar o processo de decupagem pelo pesquisador responsável pela análise das imagens. Neste processo, o pesquisador deverá visualizar todo material, com total atenção, verificando os animais avistados durante o sobrevoo, bem como verificar se algum outro animal, não observado na aeronave, aparece na imagem, para que este possa ser também contabilizado. Após a decupagem, sempre que for indicada a necessidade pelo pesquisador, as imagens devem passar pelo processo de correção de cor e limpeza de ruídos da imagem.

Conforme já mencionado, sempre que verificado na filmagem a presença de um peixe-boi, deve ser compilada a informação contendo: hora, quantidade de animais, localização e qualidade da imagem. As análises estatísticas devem ser realizadas independente das realizadas pelo sobrevoo, para evitar recontagem ou erro metodológico pelas diferentes metodologias. Entretanto, após a análise estatísticas das duas metodologias, estas devem ser comparadas entre si, para ser avaliado se ocorreram semelhanças nas informações ou alguma diferença significativa entre os dados.

3.4 Entrevistas

A entrevista com comunitários no Brasil, na década de 80, foi a primeira e única estimativa de peixe-boi-marinho realizada em toda a área de ocorrência, utilizando uma mesma metodologia (Lima et al, 2011, Luna et al, 2008a; 2008b). Esta metodologia, pode apresentar subjetividade se não padronizada, mas quando realizada de forma bem estruturada, pode ser a única fonte de informações em muitas das áreas de ocorrência de difícil acesso ou com condições ambientais desfavoráveis, tanto em relação a transparência da água como condições climáticas para realização de sobrevoos, bem como possibilidade de avistamentos dos animais em função da cobertura vegetal, turbidez, entre outras.

A utilização de métodos participativos, amplia, auxilia e integra as pesquisas de campo, além de diminuir custos operacionais, por isso vem sendo adotado em diversas áreas do conhecimento. A Etnobiologia, segundo Begossi *et al.*, (2002), é uma importante ferramenta que gera informações sobre o conhecimento das populações locais e o meio em que vivem, é uma metodologia que pode auxiliar nas estratégias de conservação, bem como no conhecimento sobre as interações destes com o meio ambiente.

Uma das vertentes, trata-se da Etnoecologia, que vem sendo estudada em diferentes estudos e tem como um dos métodos o Conhecimento Ecológico Local (CEL). As comunidades locais, são caracterizadas por sua dependência aos recursos naturais e por abrigarem conhecimento profundo do ambiente onde vivem (Diegues, 2004).

A partir do levantamento feito por Domning (1981) entre o Amapá e o Maranhão, por meio de entrevistas com caçadores e coleções zoológicas, veio a primeira proposição que o estuário do rio Amazonas seria a única região com potencial de simpatria entre as duas espécies. Em estudo posterior o autor afirma que o peixe-boi-marinho estaria extinto na costa leste do Marajó, por falta de registros de ocorrência (Domming, 1982). Contudo, Siciliano *et al.*, (2007), realizando entrevistas informais com moradores locais, resgataram o crânio de um peixe-boi-marinho coletado no município de Soure, comprovando a ocorrência da espécie na região.

Nesta proposta, será utilizado o CEL para obter informações de pescadores e moradores locais acerca de aspectos ecológicos do peixe-boi-marinho em importantes áreas de ocorrência, como na região Norte, costa leste da Ilha de Marajó (PA). Souza *et al.*, (2003) entrevistando pescadores nos municípios de Soure e Salvaterra, mostrou um excelente nível de conhecimento sobre as espécies, incluindo características morfológicas, sobre o hábito alimentar, características ambientais e ocorrência. As informações foram inseridas em tabela comparativa entre o CEL e conhecimento científico e as análises mostraram um elevado percentual de significância entre as respostas, provando que este método pode ser aplicado para avaliar a estimativa populacional naquela região.

Tendo em vista a já mencionada grande diversidade de ambientes que ocorre no Brasil e as dificuldades de informações especialmente na região Norte do país, a obtenção

de informação por meio de entrevistas por comunitários ainda é a metodologia mais fácil de ser realizada. Entretanto, os dados podem ser imprecisos e necessita de um rigoroso programa estatístico para que se tenham resultados válidos. Diferentes informações são difíceis ou impossíveis de serem comparadas, por isso, a padronização de um questionário a ser aplicado em toda a área de ocorrência, por diferentes atores, pode fornecer dados mais fidedignos e de qualidade.

Diferentemente da década de 80, na atualidade existem tecnologias que permitem uma aplicabilidade maior dos questionários, como por exemplo plataformas do GoogleDocs, entre outras. Um mesmo modelo, pode ser aplicado em formato virtual, onde exista acesso à internet ou presencial, no caso de comunidades mais isoladas. Estas informações, mesmo as presenciais, podem ser obtidas em planilhas pré-estabelecidas que, quando comparadas e analisadas, podem fornecer importantes informações sobre a ocorrência da espécie.

Vale destacar que em inúmeras comunidades no Norte, dificilmente uma das demais metodologias propostas poderão ser aplicadas, seja pelo acesso de embarcações, turbidez da água para o sobrevoo, dinâmica de maré, entre outros fatores ambientais e de logísticas. Neste formato, após a estruturação dos questionários, estes podem ser aplicados pelas instituições em cada localidade, sejam elas governamentais ou não, assim como por líderes comunitários, identificados nas unidades de conservação federal como por exemplo na Baía do Tubarão.

Neste tipo de metodologia, por se tratar de entrevista com pessoas, além da padronização de informações, requer a obtenção de licença no comitê de ética antes do início das atividades.

3.5 Monitoramento embarcado

O estudo pioneiro utilizando monitoramento embarcado para avaliar a distribuição espacial do peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará, percorreu transectos lineares utilizando embarcação tipo catamarã (Costa, 2006). O fator limitante para o uso desta metodologia, é que a embarcação tenha um ponto alto e sem obstrução para facilitar a visualização dos observadores. O tipo de motor é outra variante a ser

considerada, já que motores com grande potência podem afugentar os animais pelo barulho produzido.

No estudo mencionado, foi utilizada embarcação à vela, mas isso restringe a navegação e o desenho amostral dos transectos. As observações serão feitas a olho nu e com o auxílio de binóculos reticulados que são utilizados para estimar a distância do indivíduo em relação à plataforma de avistagem.

Dois observadores devem estar posicionados a bombordo e boreste do barco, munidos de binóculos e minigravador portátil. Dependendo do formato da embarcação, um registrador deverá permanecer em posição que possa ouvir a cada avistagem realizada, permitindo o registro dos dados pertinentes à navegação e à observação, coordenada geográfica (GPS), profundidade, velocidade, sendo as últimas variáveis tomadas com auxílio da sonda da embarcação

Recomenda-se um embarque prévio para treinamento dos observadores e registrador, além da determinação da rota a ser percorrida que será pré-estabelecida conforme as peculiaridades de cada região amostrada.

Dependendo da geomorfologia costeira e isóbatas da costa na região, em alguns pontos a embarcação pode precisar se afastar mais da zona costeira percorrendo áreas mais profundas.

Recomenda-se elaborar planilhas para registro de dados de batimetria, coordenadas geográficas, profundidade, velocidade da embarcação e distância do ponto de partida a possíveis pontos de alimentação e fontes de água doce.

O cálculo da distância do indivíduo em relação à embarcação será realizado posteriormente segundo a fórmula proposta pelo fabricante do binóculo reticulado, ou com auxílio de *range finder* portátil.

3.6 Ponto fixo (visual)

A estimativa populacional de peixe-boi-marinho por meio de observações visuais dos animais em “Pontos Fixos” configura-se como alternativa de menor custo, considerando a menor demanda por recursos e equipamentos.

Sua aplicação é aqui proposta para estimativas populacionais de áreas onde já é reconhecida a presença frequente de animais em estudos pretéritos e possuem condições de visualização facilitada dos mesmos, tais como as praias com falésias do litoral do Rio Grande do Norte: Enseada de Baía Formosa (Baía Formosa), Baía dos Golfinhos e Enseada do Madeiro, Pipa (Tibau do Sul) Enseada de Tabatinga (Nísia Floresta), Praias de Upanema e Morro Pintado (Areia Branca) e Ceará: Praias de Picos, Peroba, Redonda e Retiro Grande (Icapuí).

O ICMBio/CMA utilizou esse método por muitos anos, e pontos fixos foram instalados no litoral sul de Alagoas, Paraíba, Ceará, Piauí e em três localidades do Maranhão. Ao longo de vários anos, dados foram coletados e o monitoramento da população efetuado, tendo sido verificado que a população nesses locais se encontrava estável ao longo dos anos. Devido a decisões institucionais, a maioria desses pontos foram desativados, mas podem ser uma opção a retomada dos mesmos para que juntos com os locais citados acima, possa ser efetuada uma estimativa para essas regiões, compondo os dados para a estimativa ao longo do litoral. Se destaca ainda que o ICMBio havia levantado que Soure seria uma área estratégica para instalação de ponto fixo, assim como a Ilha de Maracá-Jipioca, no Amapá.

Para cada área escolhida serão realizados 10 dias de monitoramento, com 6 horas contínuas em cada dia, durante a fase clara, para registros da presença dos animais.

As observações serão executadas por 2 observadores, posicionados em um ponto fixo em terra, em local com ampla visão da área onde os animais estão concentrados. O local deve ter ainda condições de segurança e conforto (proteção do sol, vento, chuvas) e dispor de cadeiras.

Os dados serão coletados por meio de Amostragem *Ad libitum* e Registro Contínuo (todos os indivíduos e comportamentos são observados e os observadores anotam tudo que for visível e relevante ao longo do tempo e de todos os indivíduos observados) (Silva, 2014).

Os dados serão registrados em planilha padronizada, contendo pelo menos informações sobre dia, horário, número de animais em cada avistagem, tempo de registro de cada avistagem, composição das avistagens (solitário ou grupo), presença de filhotes e distância dos registros em metros. Também serão coletados a cada hora dados

meteoceanográficos (fase de maré, lua, direção e velocidade dos ventos, condição do céu e condição do mar-escala Beaufort).

As observações serão realizadas com auxílio de binóculos (ideal com aumento 10x50mm, com filtro ultravioleta para proteção aos raios solares) e registros fotográficos/vídeo com uso de câmera fotográfica digital (no mínimo com sensor CMOS de 18.0 Megapixel e Processador de Imagem DIGIC 4 para imagem de alta qualidade e alta velocidade, ISO de 100 a 6400 (expansível a 12800) para disparos com luz baixa ou alta; com objetivas de 18-135 mm e 70-300mm). Também será utilizado um medidor de distância com mira laser (ranger finder) para registro da distância dos animais em relação ao ponto fixo.

Os dados serão analisados seguindo as mesmas estratégias descritas no item acima sobre monitoramento aéreo por drones.

Referências

Alencar, A.E.B.; Attademo, F.L.N.; Normande, I.C.; Luna, F.O. 2020. Uso de aeronaves não tripuladas (DRONES) para pesquisa e monitoramento de peixe-boi-marinho e seu habitat. Brasília: ICMBio. 45 p.

Alves, M.D.O.; Schwamborn, R.; Borges, J.C.G.; Marmontel, M.; Costa, A.F.; Schettini, C.A.F.; Araújo, M.E. Aerial survey of manatees, dolphins and sea turtles of northeastern Brazil: Correlations with coastal features and human activities. *Biological Conservation*, v. 161, p.91–100, 2013.

Alves, M. D., Kinas, P. G., Marmontel, M., Borges, J.C.G., Costa, A.F., Schiel, N. e Araújo, M.E. 2015. First abundance estimate of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) in Brazil by aerial survey. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*.

Andriolo, A., Kinas, P. G., Engel, M. H., Martins, C. C. A. & Rufino, A. M. (2010). Humpback whale population estimates and distribution along the Brazilian breeding ground. *Endang. Species Res.* 11: 233-243.

Andriolo, A., Martins, C. C. A., Engel, M. H., Pizzorno, J. L., Mas-Rosa, S., Freitas, A. C., Morete, M. E. & Kinas, P. G. (2006). The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A). *J. Cetacean Res. Manage.* 8(3): 307-311.

Barreto, J., Cajaíba, L., Teixeira, J.B.; Nascimento, L., Giacomo, A.; Barcelos, N.; Fettermann, T.; Martins, A. 2021. Drone-Monitoring: Improving the Detectability of Threatened Marine Megafauna. *Drones*, 5, 14. <https://doi.org/10.3390/drones5010014>.

Attademo, F.L.N; Nascimento, J. L. X.; Souza, G. P.; Borges, J. C. G.; Vergara-Parente, J. E.; Alencar, A. E. B.; Foppel, E. F. C.; Freire, A. C. B.; Oliveira, R.E.M.; Lima, R. P.; Luna, F. O. Ocorrências de mamíferos aquáticos no estado de Pernambuco, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar.*, v.53, p.33 - 51, 2020.

Attademo, F.L.N; Luna, F.O.; Oliveira, R.E.M.; Freire, A. C. B.; Silva, F. J. L. O estado do Rio Grande do Norte como área estratégia para conservação de peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) no Brasil. *Revista Brasileira de Meio Ambiente.* v.9, p.201 - 209, 2021.

Balensiefer, D.C.; Attademo, F.L.N.; Souza, G.P.; Freire, A.C.B.; Cunha, F.A.G.C.; Alencar, A.E.B.; Silva, F.J.L.; Luna, F.O. Three Decades of Antillean Manatee (*Trichechus manatus manatus*) Stranding Along the Brazilian Coast. *Tropical Conservation Science*, v.10, p.194008291772837, 2017.

Bauduin S., Martin J., Edwards H.H., Gimenez O., Koslovsky S.M. and Fagan D.E. (2013). An index of risk of co-occurrence between marine mammals and watercraft: example of the Florida manatee. *Biological Conservation* 159, 127–136.

Bauer, G. B., Colbert, D. E., Gaspard, II, J. C., Littlefield, B. e Fellner, W. (2003). Underwater visual acuity of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). – *Int. J. Comp. Psychol.* 16: 130–142.

Begossi, A., Hanazaki, N., Silvano, R.A.M., 2002. *Ecologia Humana, Etnoecologia e Conservação* in: Amorozo, M.C.M., Ming, L.C., Silva, S.M.P. (Eds.), *Métodos de Coleta e Análise de Dados em Etnobiologia, Etnoecologia e Disciplinas Correlatas*. CNPQ/UNESP, Rio Claro, pp. 93-128.

Bengtson, J. L. (1981). *Ecology of manatees (Trichechus manatus) in the St. Johns River, Florida*. (Ph.D. thesis). University of Minnesota, MN, USA.

Bills, M. L., Samuelson, D. A., & Larkin, I. L. (2013). Anal glands of the Florida manatee, *Trichechus manatus latirostris*: A potential source of chemosensory signal expression. *Marine mammal science*, 29 (2), 280-292.

Borchers, D. L., Buckland, S. T. & Zucchini, W. (2002). *Estimating Animal Abundance. Closed Populations*. Springer-Verlag, London, UK. 314p.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University, Oxford, United Kingdom.

Buckland, S. T., Newman, K. B., Thomas, L., & Koesters, N. B. (2004). State-space models for the dynamics of wild animal populations. *Ecological modelling*, 171(1-2), 157-175.

Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., Borchers D. L. e Thomas, L. (2004). *Advanced distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York, USA. 416p.

Calambokidis, J., e Barlow, J. (2004). Abundance of blue and humpback whales in the eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science*, 20(1), 63-85.

Carneiro, A. G., Prestes, Y. O., e Rollnic, M. (2020). Estimates of suspended solid transport in the Pará River Estuary. *Ocean and Coastal Research*, 68. <http://dx.doi.org/10.1590/S2675-28242020068281>

Choi Lima, K. F. 2017. Estimativa de abundância e impactos antrópicos sobre o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário dos rios Timonha e Ubatuba, divisa dos estados do Ceará e Piauí. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza. 125p.

Costa, A. F. 2006. Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 131f.

Craig, B.A., e Reynolds III, J.E. Determination of Manatee Population Trends along the Atlantic coast of Florida using a Bayesian approach with temperature-adjusted aerial survey data. *Mar. Mam. Sci.*, v. 20, n. 3, p. 386-400, 2004.

Danilewicz, D., Moreno, I., Ott, P., Tavares, M., Azevedo, A., Secchi, E., & Andriolo, A. (2010). Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), 1649-1657. doi:10.1017/S0025315409991482

Dawson, S., Slooten, E., DuFresne, S., Wade, P., & Clement, D. (2004). Small-boat surveys for coastal dolphins: line-transect surveys of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*). *Fishery Bulletin*, 102(3), 441-451.

Diegues, A.C., 2004. Saberes Tradicionais e Etnoconservação, in: Diegues, A.C., Viana, V.M. (Eds.), Comunidades Tradicionais e Manejo dos Recursos Naturais da Mata Atlântica. HUCITEC NUPAUB/CEC, São Paulo.

Domning, D. P. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil, c. 1785-1973. *Biological Conservation*, v. 22, n. 2, p. 101–126, 1982. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(82\)90009-x](https://doi.org/10.1016/0006-3207(82)90009-x)

Domning, D.P., 1981. Distribution and Status of manatees *Trichechus* spp. near the mouth of the Amazon river, Brasil. *Biological Conservation* 19, 85-97. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(81\)90044-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(81)90044-6)

Foppell, E.F.; Freire, A.C.B.; Oliveira, R.E.M.; Lima, R.P.L. e Luna, F.O. 2020. Ocorrências de mamíferos aquáticos no estado de Pernambuco, Brasil. *Arq. Ciên. Mar, Fortaleza*, 53(1): 33 - 51.

Giacomo, A., Barreto, J., Teixeira, J.B., Cajaíba, L., Nascimento, L., Joyeux, J-C., Barcelos, N., Martins, A. (2021). Using drones and ROV to assess the vulnerability of marine megafauna to the Fundão tailings dam collapse. *Elsevier's Science of the Environment*. 149322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149302>

Gonzalez-Socoloske D., Olivera-Gómez L.D. and Ford R.E. (2009). Detection of free-ranging West Indian manatees *Trichechus manatus* using side-scan sonar. *Endangered Species Research* 8, 249–257.

Hammond, P. S. (1987). Techniques for estimating the size of whale populations. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 58: 225-245.

Hammond, P. S., Mizroch, S. A. & Donovan, G. P. (1990). Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). 440p.

Harwood, J., Anderson, S. S., Fedak, M. A., Hammond, P. S., Hiby, A. R., McConnell, B. J. e Thompson, D. (1989). New approaches for field studies of mammals: experiences with marine mammals. *Biological Journal of the Linnean Society*, 38 (1), 103-111.

Hartman, D. S. (1979). Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. American Society of Mammologists, Special Publications.

Hedley S.L., Buckland S.T. (2004). Spatial models for line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9:181-199.

Hiby, A. R. & Hammond, P. S. (1989). Survey techniques for estimating the abundance of cetaceans. *Rep Int. Whal. Commn.* (Special Issue 11): 47-80.

Husar, S. L. (1977). The West Indian manatee (*Trichechus manatus*). United States Fish and Wildlife Service, Wildl. Res. Rept. 7: 1-22.

IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and petitions Committee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

Laake J., Borchers D., Thomas L. *et al.* (2014). mrds: Mark-recapture distance sampling (mrds). R package version 2.1.10

Langtimm C.A., Dorazio R.M., Stith B.M. and Doyle T.J. (2011) New aerial survey and hierarchical model to estimate manatee abundance. *Journal of Wildlife Management* 75, 399–412.

Lima R. P.; Paludo D.; Soavinski R.J.; Silva K.G.; Oliveira E.M.A. Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do Peixe-Boi-Marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral nordeste do Brasil. *Natural Resources, Aquidabã*, v. 1, p. 41–57, 2011.

Lucchini, K., Umeed, R., Guimaraes, L., Santos, P., Sommer, I. e Bezerra, B. (2021). The role of touch in captive and semi-captive Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus*). *Behaviour*, 158, v. 3.4: 291-313. <<https://doi.org/10.1163/1568539X-bja10069>>

Luna, F. O., Lima, R. P., Araujo, J. P., e Passavante, J. Z. (2008a). Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. *Zoociências*, 10(2), 145–153.

Luna, F. O., Araújo, J. P., Passavante, J. Z. O., Mendes, P. P., Pessanha, M., Soavinski, R. J., Oliveira, E. M., (2008b). Ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. 23:37-49.

Luna, F. O., Araújo, J. P., Oliveira, E. M., Hage, L. M., Passavante, J. Z. O. (2010). Distribuição do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, no litoral norte do Brasil. *Arquivo Ciências do Mar. Fortaleza*, 43(2): 79 – 86.

Luna, F. O., Passavante, J. Z. O. Projeto peixe-boi/ICMBio. 30 Anos de conservação de uma espécie ameaçada. 1. ed. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2010. 108p.

Luna, F.O. Population genetics and conservation strategies for the West Indian manatee (*Trichechus manatus* Linnaeus, 1758) in Brazil. 2013. 237 f. Tese (Doutorado) – Programa de pós-graduação em oceanografia. Faculdade de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

Luna, F.O.; Balensiefer, D.C.; Fragoso, A.B.L.; Stephano, A.; Attademo, F.L.N (2018). *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758 In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.1 ed. Brasília: ICMBio/MMA, 2018, v.II, p. 103-109.

Luna, F. O.; Beaver, C. E.; Nourisson, C.; Bonde, R. K.; Attademo, F. L. N.; Miranda, A. V.; Torres-Florez, J. P.; De Sousa, G. P.; Passavante, J. Z.; Hunter, M. E. Genetic Connectivity of the West Indian Manatee in the Southern Range and Limited Evidence of Hybridization With Amazonian Manatees. *Frontiers in Marine Science*. v.7, p.1 - 15, 2021

MacLellan W.A. 2018. Distribution and abundance of beaked whales (Family Ziphiidae) off Cape Hatteras, North Carolina, U.S.A. *Marine Mammal Science*, 34, 997-1017

Marsh, H. & Sinclair, D. F. (1989). Correcting for visibility bias in strip transect surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management* 53: 1017-1024. Marsh H. and Sinclair D.F. (1989) Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management* 53, 1017–1024.

Meirelles, A.C.O. e Carvalho, V.L. 2016. Peixe-boi-marinho: Biologia e Conservação no Brasil. Bambu Editora e Artes Gráficas. São Paulo. 176 p.

Miller D.L., Rexstad E., Burt L., et al. (2014). dsm: Density surface modelling of distance sampling data. R package version 2.2.5

Moore, J. C. (1956). Observations on manatees in aggregations. – Amer Mus. Novit. 1811:1-24.

Olivera-Gómez, L.D., and Mellink, E. Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, Mexico. *Biological Conservation*, v. 121, n. 1, p. 127-133, 2005.

Oliveira-Gomez, L. D. and Mellink, E. Spatial and temporal variation in counts of the Antillean manatee (*Trichechus m. manatus*) during distribution surveys at Bahia de Chetumal, Mexico. *Aquatic Mammals* 2002: 3. 2002.

Paludo, D., Langguth, A. 2002. Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte State, Brazil (Sirenia, Trichechidae). *Rev. Bras. Zool.* 19, 205–215.

Parente, C.L., Vergara-Parente, J.E., Lima, R.P. 2004. Strandings of Antillean Manatees, *Trichechus manatus manatus*, in Northeastern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Mamm.* 3, 69–75.

Pause, K. C. (2007). Conservation genetics of the Florida manatee, *Trichechus manatus latirostris*. (Ph.D. dissertation) University of Florida, USA

Pollock K., Marsh H., Lawler I.R. and Alldredge M.W. (2006) Estimating animal abundance in heterogeneous environments: an application to aerial surveys for dugongs. *Journal of Wildlife Management* 70, 255–262.

Pollock, K. H., Marsh, H. D., Lawler, I. R., & Alldredge, M. W. (2006). Estimating animal abundance in heterogeneous environments: an application to aerial surveys for dugongs. *The Journal of Wildlife Management*, 70(1), 255-262.

Prestes, Y. O., Borba, T. A. C., Da Silva, A. C. & Rollnic, M. 2020. A discharge stationary model for the Para-Amazon estuarine system. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 28, 100668. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100668>

Prestes, Y.O., Silva, A.C., Rollnic, M. & Rosário, R.P. (2017). The M₂ and M₄ tides in the Pará River estuary. *Tropical Oceanography*, 45, 26-37. <https://doi.org/10.5914/tropocean.v45i1.15198>

Rosário, R.P., Borba, T.A., Santos, A.S. & Rollnic, M. (2016). Variability of salinity in Pará River Estuary: 2D analysis with flexible mesh model. *Journal of Coastal Research* 75, 128-132. <https://doi.org/10.2112/SI75-026.1>

Reynolds III, J. E. (1979). The semisocial manatee. – *Nat. Hist.* 88: 44-53.

Reynolds III, J. E., Powell, J. A. & Taylor, C. R. (2008). Manatees: *Trichechus manatus*, *T. senegalensis*, and *T. inunguis*. In *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, CA, USA.

Reynolds J.E. III, Morales-Vela B., Lawler I. and Edwards H. (2012) Utility and design of aerial surveys for sirenians. In Hines E., Reynolds J.E. III, Mignucci-Giannoni A.A., Aragonés L.V. and Marmontel M. (eds) *Sirenian conservation: issues and strategies in developing countries*. Gainesville, FL: University Press of Florida, pp. 186–195.

Rodrigues, S.G.; C.N. Souza; I.C. Normande (2009) Reintrodução dos peixes-bois (*Trichechus manatus manatus*) Aira e Poti na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais AL/PE. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, São Lourenço-MG, pp. 1-3.

Siciliano, S. *et al.* Going back to my roots: Confirmed sightings of the Antillean manatee (*Trichechus manatus*) on the coast of Ilha de Marajó, northern Brazilian coast. *JMBA Global Marine Environment*, v. 1, p. 34–35, 2007.

Silva, F. J. L. *Manual de Métodos de Estudo de Comportamento de Cetáceos*. Natal: Offset Editora, 2014 p.103.

Slooten, E., Dawson, S. M. e Rayment, W. J. (2004). Aerial surveys for coastal dolphins: Abundance of Hector's dolphins off the South Island west coast, New Zealand. *Marine Mammal Science*, 20, 477–490.

Sousa-Lima, R.S., Paglia, A.P. & Fonseca, G.A.B. (2008). Gender, Age, and Identity in the Isolation Calls of Antillean Manatees (*Trichechus manatus*). - *Aquatic Mammals* 34:109–122.

Sousa, M. E. M.; Martins, B. M. L.; Fernandes, M. E. B. Meeting the giants: The need for local ecological knowledge (LEK) as a tool for the participative management of

manatees on Marajó Island, Brazilian Amazonian coast. *Ocean and Coastal Management*, v. 86, p. 53–60, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.08.016>

Strobel e Butler. 2014. Monitoring whooping crane abundance using aerial surveys: influences on detectability. *Wildlife Society Bulletin*, 38 (1) 188-195

Sucunza F, Danilewicz D, Cremer M, Andriolo A, Zerbini AN (2018) Refining estimates of availability bias to improve assessments of the conservation status of an endangered dolphin. *PLoS ONE* 13(3): e0194213. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194213>

Sucunza, F.; Danilewicz, D.; Andriolo, A.; Azevedo, A.F.; Secchi, E.R.; Zerbini, A. N. Distribution, habitat use, and abundance of the endangered franciscana in southeastern and southern Brazil. *Marine Mammal Science*, v. 36, p. 421-435, 2020. <https://doi.org/10.1111/mms.12650>

Umeed, R., Attademo, F.L.N. e Bezerra, B. (2018). The influence of age and sex on the vocal repertoire of the Antillean manatee (*Trichechus manatus*) and their responses to call playback. - *Marine Mammal Science* 34(3): 577-594.

Wade, P. R., e Gerrodette, T. (1993). Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern tropical Pacific. *Report of the International Whaling Commission*, 43(477-493).

Wells, R.S., Boness, D.J. e Rathbun, G.B. (1999). Behavior. In J. E. Reynolds III e S. A. Rommel, eds. *Biology of marine mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Wright, I.E.; Reynolds III, J.E.; Ackerman, B.B.; Ward, L.I.; Weigle, B.L., and Zelistowski, W.A. Trends in Manatee (*Trichechus manatus latirostris*) counts and habitat use in Tampa Bay, 1987-1994: Implications for Conservation. *Mar. Mam. Sci.*, v. 18, n. 1, p. 259-274, 2002

Zerbini, A. N., Andriolo, A., Da Rocha, J. M., Simões-Lopes, P. C., Siciliano, S., Pizzorno, J. L. e Vanblaricom, G. R. (2004). Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(1), 101-107.

Zerbini AN (2004) The status of the Southern Hemisphere humpback whale breeding stock A: preliminary results from a Bayesian Assessment. Paper SC/56/SH17 presented to the IWC SC meeting, Sorrento.

Zerbini, A. N., J. M. Waite, *et al.* (2007). Estimating abundance of killer whales in the nearshore waters of the Gulf of Alaska and Aleutian Islands using line-transect sampling. *Marine Biology*. 150(5): 1033-1045.

Zerbini, A. N., Secchi, E. R., Danilewicz, D., Andriolo, A., Laake, J. L. & Azevedo, A.. (2010). Abundance and distribution of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the Franciscana Management Area II (southeastern and southern Brazil). *IWC Scientific Committee*, Agadir, Marrocos, SC/62/SM7. 2010.