



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Instituto de Biociências
Câmpus do Litoral Paulista



MATHEUS MODAELLI MELO

**LEVANTAMENTO DE MEGAFUNA MARINHA, COM USO DE DRONE, NO
ENTORNO DO PARQUE ESTADUAL XIXOVÁ-JAPUÍ, SÃO PAULO**

SÃO VICENTE - SP

2024



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Instituto de Biociências
Câmpus do Litoral Paulista



MATHEUS MODAELLI MELO

**LEVANTAMENTO DE MEGAFUNA MARINHA, COM USO DE DRONE, NO
ENTORNO DO PARQUE ESTADUAL XIXOVÁ-JAPUÍ, SÃO PAULO**

Trabalho de Conclusão de Curso Apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Campus do Litoral Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do Grau de bacharel em Ciências Biológicas, com habilitação em Gerenciamento Costeiro.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Carolina Pacheco Bertozzi

Coorientadora: Me. Tauane Raíssa Cruz Gomes

SÃO VICENTE – SP

2024

M5281 Melo, Matheus Modaelli

 Levantamento de megafauna marinha, com uso de drone, no entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí, São Paulo / Matheus Modaelli Melo. -- São Vicente, 2024

 37 p. : tabs., fotos, mapas

 Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, São Vicente

 Orientadora: Carolina Pacheco Bertozzi

 Coorientadora: Tauane Raíssa Cruz Gomes

 1. megafauna marinha. 2. espécies ameaçadas. 3. abundância. 4. comportamento. 5. área protegida. I. Título.

RESUMO

Megafauna marinha refere-se aos tetrápodes marinhos e elasmobrânquios, e fornecem informações-chaves para a conservação de ecossistemas e espécies. Mesmo com ocorrência global, informações sobre os padrões de distribuição e abundância local são escassos. O presente estudo utilizou o drone *DJI Mini 3 Pro* para realizar o levantamento da ocorrência, abundância relativa e comportamento da megafauna marinha com *home range* no entorno de uma área protegida na Baixada Santista, São Paulo. Com voos livres em dois pontos na zona marinha da área, foram coletados 2084 minutos de esforço de observação durante as estações do ano. Para encontrar a abundância relativa das espécies, efetuou-se o cálculo da taxa de avistagem por unidade de esforço “*Sightings per Unit of Effort*” (SPUE). A tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (SPUE 0,023 espécie/minuto) e as raias do gênero *Rhinoptera* (0,013 espécie/minuto) foram as espécies com maior abundância relativa na área de estudo. A maior diversidade de espécies ocorreu durante as estações mais quentes, com um total de sete grupos taxonômicos registrados. Diferenças entre as áreas e estações sugerem migrações sazonais e uso para forrageio constante na região. Os dados obtidos neste estudo supõem lacunas de conhecimento sobre a megafauna marinha presente em uma área caracterizada por sua vulnerabilidade ambiental.

Palavras-chave: megafauna marinha; espécies ameaçadas; abundância; comportamento; área protegida.

ABSTRACT

Marine megafauna refers to marine tetrapods and elasmobranchs, providing key information for the conservation of ecosystems and species. Despite their global occurrence, data on local distribution patterns and abundance remain scarce. This study utilized the *DJI Mini 3 Pro* drone to survey the occurrence, relative abundance, and behavior of marine megafauna within home ranges surrounding a protected area in the Baixada Santista region, São Paulo. Free flights were conducted at two points within the marine zone of the area, collecting 2084 minutes of effort across the seasons. To determine the relative abundance of species, the Sightings per Unit of Effort (SPUE) was calculated. The green turtle, *Chelonia mydas* (SPUE 0,023 individuals/minute), and rays of the genus *Rhinoptera* (0,013 individuals/minute), were the species with the highest relative abundance. Greater species diversity was observed during the warmer seasons, with a total of seven taxonomic groups recorded. Differences between areas and seasons suggest seasonal migrations and consistent foraging use of the region. The data collected provides knowledge gaps regarding the marine megafauna in an area characterized by its environmental vulnerability.

Keywords: marine megafauna, endangered species, abundance, behavior, protected area.

SUMÁRIO

LEVANTAMENTO DE MEGAFUNA MARINHA, COM USO DE DRONE, NO ENTORNO DO PARQUE ESTADUAL XIXOVÁ-JAPUÍ, SÃO PAULO.....	6
RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
SUMÁRIO.....	10
INTRODUÇÃO	6
OBJETIVOS	9
Objetivos específicos	9
MATERIAIS E MÉTODOS	10
RESULTADOS.....	13
<i>Levantamento com drone</i>	<i>13</i>
<i>Áreas: Canto do Forte e Praia do Comandante</i>	<i>13</i>
<i>Ocorrência e abundância relativa</i>	<i>15</i>
<i>Dados Airdata</i>	<i>20</i>
DISCUSSÃO	22
CONCLUSÃO.....	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

INTRODUÇÃO

Megafauna marinha é um grupo composto por animais de grande porte, como mamíferos, tartarugas-marinha, aves, tubarões e raias (Hays et al., 2016; Estes et al., 2016). Esses organismos atuam como sentinelas da saúde dos oceanos e humana, demonstram importância ecológica regional e dinâmicas tróficas das comunidades (Schofield et al., 2010; Bossart, 2011; Bornatowski et al. 2014). Além disso, devido ao ciclo de vida como estrategistas-k, as populações de megafauna marinha sofrem o risco de colapso pela poluição do habitat, pesca acidental, mudanças climáticas, e interação com resíduos sólidos (Islam & Tanaka, 2004; Elliot et al., 2017; Silva et al.; 2023; do Nascimento et al.; 2023). Diante da perda de uma ou mais espécies o ecossistema marinho pode apresentar instabilidade e diminuir sua capacidade de resiliência (Fondo et al., 2015).

Os impactos derivados pela exploração dos recursos marinhos, especialmente aqueles realizados na zona costeira, resultam em fortes pressões ao ecossistema (Worm et al., 2006; Halpern et al., 2008). A criação de áreas protegidas (AP's) destaca-se como uma alternativa que resguarda a proteção da megafauna enquanto a presença desta pode indicar áreas potenciais a receber restrições de uso (Hooker & Gerber, 2004). No decorrer dos anos, as AP's assumiram papel fundamental nas estratégias de conservação, em especial aquelas localizadas em território marinho. O uso crescente desta alternativa é sustentado por um conjunto de evidências que demonstram a capacidade das AP's em recuperar a biomassa e a densidade das espécies, aumentar a diversidade nos ecossistemas, aumentar a produtividade pesqueira e preservar os serviços ecossistêmicos (Floeter et al., 2006; Edgar et al.; 2014).

Entretanto, pouco se sabe sobre as populações de megafauna e seus padrões de distribuição, o que limita a implementação de medidas conservacionistas associadas aos fatores sociais e econômicos da zona costeira (Leathwick, 2008; Moilanen, 2012; Broderick, 2015). Barnosky et al. (2011) destacam a preocupação em face de uma possível extinção em massa caso essas medidas não sejam eficazes para as espécies. Com baixo custo operacional e fácil manuseio, as Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPA's ou drones) podem facilitar a coleta de dados em grande escala, considerando as vulnerabilidades presentes na megafauna (Christie et al., 2016; Barreto et al., 2021). Além disso, causa menos distúrbio comportamental nas espécies quando respeitados os

parâmetros de segurança para cada grupo taxonômico (Christiansen et al., 2016; Bevan et al., 2018; Oleksyn et al., 2021).

O uso do drone rapidamente se popularizou como uma ferramenta na coleta de dados *in situ* com diferentes aplicações. Diante do rompimento da barragem de rejeitos no Espírito Santo, Giacomo et al. (2021) coletaram a densidade das populações de megafauna marinha no Rio Doce e em pontos adjacentes. As espécies mais registradas foram de dois pequenos cetáceos, onde observaram o comportamento, presença de filhotes e ocorrência por estação. Dickson et al. (2022) registraram 10 mil tartarugas-marinha em 69 voos de drone em regiões de desova e AP. Como resultado, identificaram diferenças comportamentais entre machos e fêmeas, e influências por fatores ecológicos no comportamento e distribuição. Kelaher et al. (2019) destacaram a efetividade do drone em quantificar a abundância de grandes assembleias de raias próximo a costa, enquanto Hensel et al. (2018) encontraram maior ocupação de raias em locais com pouca presença humana ao longo da costa da Ilha Grande Ábaco, nas Bahamas.

Apesar dos avanços científicos e tecnológicos do drone, as detecções podem ser impedidas pela posição do animal na coluna d'água. Hodgson et al. (2023) postularam dois fatores que afetam na detectabilidade: a duração de tempo em que o animal fica visível pelo drone, e a probabilidade do piloto em visualizar o animal. Consequentemente, protocolos metodológicos são necessários para enquadrar os parâmetros de coleta com os objetivos pretendidos. Além disso, os dois fatores são dependentes de condições ambientais, comportamento dos animais, competências técnicas do piloto, potencial operacional do drone, protocolos de voo e de coleta, e o tipo de processamento de imagem utilizado.

Atualmente existem uma variedade de *payloads* no mercado do drone que contribuem no desempenho da coleta de dados e diminuem os equívocos cometidos durante a análise pelo pesquisador (Raoult et al., 2020). O uso de filtros espectrais embutidos nas câmeras do drone proporcionam uma qualidade de imagem superior ao de RGB, destacando formas e objetos mais atenuados em contraste com a água (Colefax et al., 2023). Assim, animais de pequeno porte e/ou com poucos instantes visíveis na superfície da água são mais facilmente reconhecíveis durante as análises. Outros atributos tecnológicos, como softwares associados com inteligência artificial, garantem que a análise seja efetuada mediante rede neural e disponibilizando detecções em tempo real (Eikelboom et al., 2019; Hua et al., 2022).

O Estado de São Paulo possui grande parte de sua zona costeira sob algum regime de proteção, sendo o ambiente marinho quase totalmente protegido e a região da Baixada Santista contribuindo com 23 AP's ao longo do seu território (Sousa & Serafini, 2018). Dentre as restrições dessas áreas, a maioria são voltadas para o uso sustentável. Entretanto, devido à falta de fiscalização observa-se a ocorrência de pesca ilegal até mesmo em áreas de proteção integral (Banzato & Giancesella, 2016). Em consequência da pesca na região, espécies de megafauna marinha ameaçadas de extinção acabam por sofrer mortalidade pela pesca acidental ou pela interação com artefatos de pesca (Bertozzi & Zerbini, 2002; Fernandes et al., 2011). Ainda, apresenta um complexo quadro de interesses políticos e sociais de diferentes níveis, alta concentração de moradias irregulares e exploração dos recursos petrolíferos (Cheliz & Oliveira, 2020; Mello et al., 2013).

Para suprir as lacunas de informações sobre as populações de megafauna marinha na região da Baixada Santista, este estudou realizou voos de drone por aproximadamente um ano para obter registros das espécies com *home range* no entorno de uma área protegida. Esta AP, inserida em um contexto de elevada vulnerabilidade ambiental, não dispõe de estudos técnicos recentes e aprofundados acerca da ocorrência de espécies de megafauna consideradas essenciais para a conservação do ecossistema local. Assim, o drone percorreu dois pontos: um a sudoeste e outro a nordeste, com características geomorfológicas distintas. A porção a sudoeste é caracterizada por praias mais extensas enquanto a nordeste é entrecortada por pontões rochosos e baías (Neves & Muehe, 2008).

OBJETIVOS

Realizar o levantamento da megafauna marinha, com o uso de drone, no entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí, São Paulo.

Objetivos específicos

- Registrar e identificar as espécies de megafauna marinha;
- Descrever aspectos comportamentais das espécies;
- Avaliar a frequência de ocorrência e abundância relativa das espécies;
- Analisar a velocidade média e Escala Beaufort convertida durante os voos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo consiste no entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí, com dois pontos de decolagem do drone: um em área urbanizada na Praia do Canto do Forte, e outro dentro do Parque com restrição militar, na Praia do Comandante (Figura 1). O parque possui uma zona marinha de 301 ha com limite em 250 metros, quatro praias e diversos afloramentos de rocha. A batimetria é baixa com variação de até 20 metros no limite mais distante e possui ventos sazonais fortes entre o verão e o inverno (São Paulo, 2010). Ainda, sua zona marinha possui sobreposição com a Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Centro (São Paulo, 2019). Além destas restrições no uso de área, a região do entorno sofre pressão antrópica devido a seu alto grau de urbanização, intensa atividade de pesca, turismo e mais recentemente de exploração e produção de petróleo e gás na Baía de Santos (CETESB, 2022).

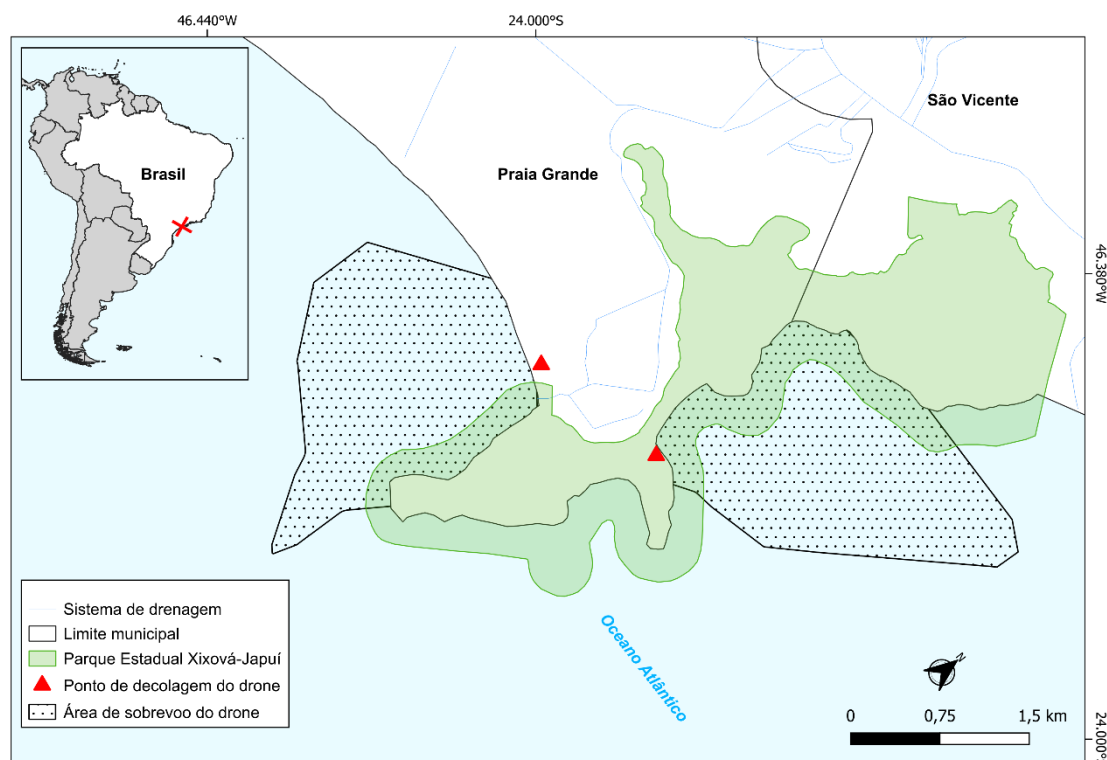


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Estadual Xixová e pontos de decolagem na área do Canto do Forte e Praia do Comandante (representada pelas rotas de 86 voos).

Entre fevereiro de 2023 e maio de 2024 foram realizados 127 voos distribuídos em 39 dias, para identificação, registro da ocorrência, frequência relativa, abundância e descrição dos aspectos comportamentais da megafauna marinha. Os esforços foram

realizados em dias ensolarados e nublados sem chuva e a depender do estado do mar. Para 86 voos foram obtidos os dados da velocidade média do vento pelo *software Airdata*, que posteriormente foi convertida em Escala Beaufort. Estes dados não foram comparados aos de ocorrência de megafauna marinha. Por ser uma média e não no momento exato de ocorrência de uma espécie, os resultados poderiam indicar conclusões errôneas.

O drone utilizado foi o *DJI mini 3 Pro* e os padrões de voo compreenderam altura máxima de 30 metros e mínimo de 10 metros, inclinação da câmera entre 20° e 40° e velocidade máxima de 15 km/h. O modelo possui resolução em vídeo 1080p HD e três baterias com duração aproximada de 34 minutos cada. Para efetuar as análises pretendidas os esforços foram iniciados em vídeo com o drone sobrevoando a água e finalizado durante a volta no mesmo ponto. O costão e a linha de costa foram duas regiões priorizadas durante os voos no Canto do Forte, enquanto na Praia do Comandante o drone seguiu em direção norte e nordeste para percorrer a maior extensão da área possível. A equipe foi composta por piloto e copiloto com binóculo responsável pela varredura da superfície do mar.

As gravações foram separadas entre as estações do ano (Tabela 1) e analisadas em laboratório em velocidade 0,75 por duas pessoas em momentos diferentes para validação dos dados. Assim, erros de identificação taxonômica e organismos não detectados *in situ* são evitados (Colefax et al., 2019).

O esforço total em minutos foi de 2084 minutos, distribuídos em 1524 minutos no Canto do Forte e 559 minutos na Praia do Comandante. A partir dos vídeos foram coletados a quantidade de registros e indivíduos por menor nível taxonômico, comportamento e localização geográfica aproximada. Para a coleta do comportamento durante os registros o drone desceu à altura de 10 metros e acompanhou o indivíduo ou grupo. Entretanto, nem todos os registros *in situ* foram padronizados e alguns registros não foram acompanhados. Registros coletados apenas em laboratório não foram possíveis de definir um comportamento, sendo assim, foram classificados como indeterminado. Diferenciação de indivíduos durante os registros não foi efetuada.

Tabela 1. Quantidade de dias, voos, minutos e minutos em cada área por estação.

Estação	Dias	Voos	Minutos	Canto do Forte (min)	Comandante (min)
Verão	5	16	140	140	0
Outono	18	63	964	817	147
Inverno	6	19	454	131	322
Primavera	10	29	526	436	90

Os grupos taxonômicos considerados no estudo foram: cetáceos, tartarugas marinhas e raias. Aves marinhas não foram contabilizadas apesar do drone ter captado indivíduos com ocorrência local, e tubarões não tiveram n amostral. Para as identificações taxonômicas foram consideradas características morfológicas e comportamentais dos grupos, sendo: para cetáceos, o comportamento de nado, tamanho e formato da nadadeira dorsal (Monteiro-Filho et al., 2021; Nascimento et al., 2008; Cremer et al., 2018); para tartarugas-marinhas, o tamanho da cabeça e coloração da carapaça (Márquez, 1990); para raias, o formato da cabeça, o comprimento, o formato e a coloração do disco dorsal (Gomes et al., 2010). A identificação de cetáceos ainda foi possível por meio da observação com binóculo enquanto o voo de drone era realizado. Raias do gênero *Rhinoptera* não foram identificadas à nível de espécie pois só são distinguíveis através do número de fileiras das placas dentárias, e via drone a diferenciação é impossibilitada (Bigelow & Schroeder, 1953; Last et al., 2016). Assim como o gênero *Mobula* que os registros não possibilitaram a identificação devido à turbidez d'água e posição da raia na coluna d'água, sendo possível apenas a visualização das projeções cefálicas pares na parte anterior do animal, característica na qual diversas espécies compartilham entre si (Couturier et al., 2012). As análises comportamentais para tartaruga-marinha foram em três categorias de comportamento: forrageio, descanso e indeterminado (Andrade, 2020; Dickson et al., 2022); para as raias, duas: deslocamento e indeterminado (MacCallister et al., 2020; Flowers & Kelley, 2020; Smith & Merriner, 1985). Para os cetáceos o comportamento não foi analisado devido a identificação por vídeo e captura de relance dos indivíduos.

A abundância relativa de megafauna marinha foi calculada pela taxa *Sightings per Unit of Effort* (SPUE) que consiste na quantidade de registros por espécie pelo tempo total de esforço. Cada cálculo foi separado pela área e estação do ano. A análise estatística considerou as espécies com maiores registros para constatar se as estações interferem na ocorrência e quantidade de avistagens de possíveis indivíduos, e receberam tratamento não paramétrico de Kruskal-Wallis, devido à não normalidade indicada pelo teste de Shapiro-Wilk. Os dados obtidos pelo *Airdata* passaram por estatísticas descritiva a fim de averiguar as oscilações dos parâmetros coletados.

RESULTADOS

Levantamento com drone

O levantamento da megafauna marinha na área do Parque Estadual Xixová Japuí, com o uso de drone, resultou no registro de 152 indivíduos de duas espécies de cetáceos, *Pontoporia blainvillei* (toninha) e *Sotalia guianensis* (boto-cinza), duas espécies de tartarugas marinhas, *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Caretta caretta* (Tartaruga-cabeçuda) e três espécies de raias, *Aetobatus narinari* (raia-pintada), *Mobula* spp. (raia-manta) e *Rhinoptera* spp. (ticonha). O número de registros das espécies em cada área pelas estações do ano consta na Tabela 2, assim como o *status* de ameaça pela *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN), e pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Quanto a ocorrência das espécies, ticonha foi o gênero mais registrado com 84 indivíduos. Em seguida, tartaruga-verde com 54, toninha com 5, boto-cinza com 4, raia-pintada e raia-manta com 2 indivíduos, e tartaruga-cabeçuda com 1.

Áreas: Canto do Forte e Praia do Comandante

O Canto do Forte foi a área com maiores ocorrências e registros de espécies (Figura 2), com valor total da taxa *Sightings per Unit of Effort* de 0,041 espécie/minuto, e na Praia do Comandante de 0,036 espécie/minuto. Durante as estações houve oscilação de SPUE, no Canto do Forte: verão 0,057 espécie/minuto, outono 0,027 espécie/minuto, inverno 0,015 espécie/minuto, primavera 0,069 espécie/minuto; e na Praia do Comandante: outono 0,034 espécie/minuto, inverno 0,043 espécie/minuto, e primavera 0,011 espécie/minuto. Entretanto, quando comparado as áreas pelas estações percebe-se que os valores da Praia do Comandante são superiores ao do Canto do Forte em duas delas.

Tabela 2. Espécies registradas pelo levantamento com drone no CF (Canto do Forte) e PC (Praia do Comandante). NT (Near Threatened/Quase Ameaçada), VU (Vulnerable/Vulnerável), EN (Endangered/Em Perigo), CR (Critically Endangered/Criticamente em Perigo), NE (Not Evaluated/Não Avaliado).

Megafauna marinha	Nome popular	Status de ameaça		N° de registros								
		IUCN	MMA	Verão		Outono		Inverno		Primavera		Total
				CF	PC	CF	PC	CF	PC	CF	PC	
Cetáceos												
<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	NT	VU	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	VU	CR	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Tartarugas-marinha												
<i>Caretta caretta</i>	Tartaruga-cabeçuda	VU	EN	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	EN	-	-	-	16	5	2	13	11	1	48
Raias												
<i>Aetobatus narinari</i>	Raia-pintada	EN	NE	-	-	2	-	-	-	-	-	2
<i>Mobula spp.</i>	Raia-manta	VU	VU	-	-	-	-	-	-	2	-	2
<i>Rhinoptera spp.</i>	Ticonha	VU	VU	8	-	3	-	-	-	16	-	27

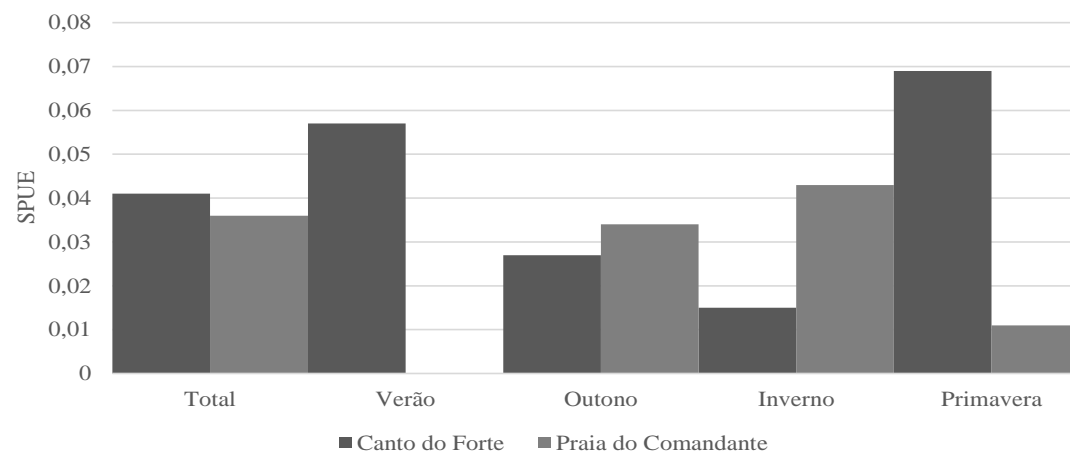


Figura 2. Valores de SPUE entre as áreas e durante as estações do ano. Não houve saídas de campo durante o verão na Praia do Comandante.

Ocorrência e abundância relativa

A primavera e o verão foram as estações com maiores valores de abundância relativa, 0,059 espécie/minuto e 0,057 espécie/minuto, respectivamente. O outono foi a menor com 0,028 espécie/minuto, enquanto o inverno obteve 0,035 espécie/minuto (Figura 3).

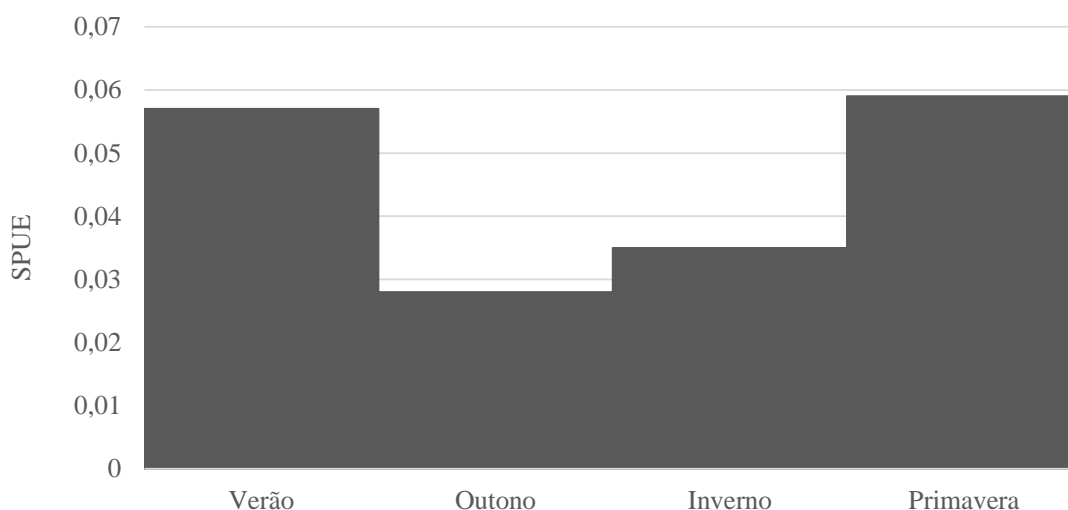


Figura 3. Valores de SPUE pelas estações do ano.

Chelonia mydas foi a espécie mais registrada (48) predominantemente no costão rochoso ou próximas ao ecossistema (Figura 4). Com ocorrência nas estações outono, inverno e primavera a espécie obteve a maior abundância relativa, 0,023 espécie/minuto (Figura 5 e Tabela 3). Em relação as áreas, as taxas foram de 0,034 espécie/minuto na Praia do Comandante e 0,019 espécie/minuto no Canto do Forte. A segunda maior taxa por espécie foi de *Rhinoptera* spp. com 0,013 espécie/minuto e 27 registros. Com ocorrência somente no Canto Forte, a ticonha se concentrou ao longo da zona costeira com eventuais presenças próximo à praia e ao costão rochoso. O maior registro ocorreu na primavera com 16 avistagens e a maior taxa durante o verão, 0,057 espécie/minuto.

Em relação aos cetáceos, quatro indivíduos de *Sotalia guianensis* foram registrados no Canto do Forte durante a primavera e *Pontoporia blainvillei* com cinco indivíduos, no inverno na Praia do Comandante. O uso do binóculo permitiu constatar a presença de um filhote em meio ao grupo de toninhas na Praia do Comandante. Entretanto, em ambas as ocasiões do momento dos registros de cetáceos, não houve

confirmação se o drone captou por imagem a ocorrência pelo piloto. Sendo assim, as análises dos vídeos em laboratório confirmaram as ocorrências nas áreas.

A tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta* obteve um registro durante o outono próximo ao costão rochoso. A raia-pintada, *Aetobatus narinari* e raia-manta, *Mobula spp.*, com dois registros cada, foram registradas no Canto do Forte, no outono e primavera, respectivamente. Os indivíduos de raia-manta e raia-pintada tiveram ocorrência local próxima nas duas ocasiões de registros.

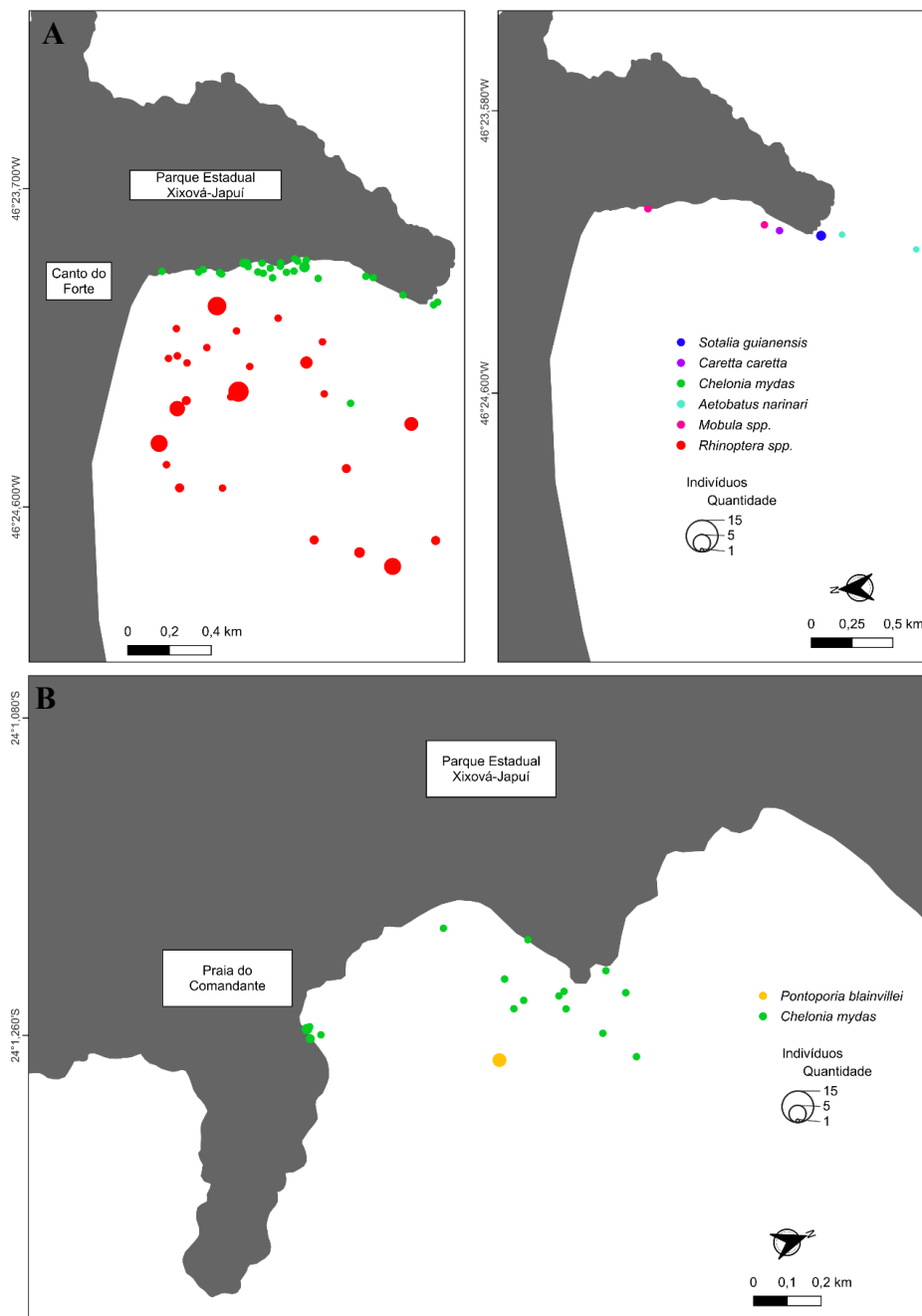


Figura 4. Pontos de ocorrência e quantidade de indivíduos por espécies registradas, onde (A) representa as espécies registrada no Canto do Forte e (B) na Praia do Comandante.

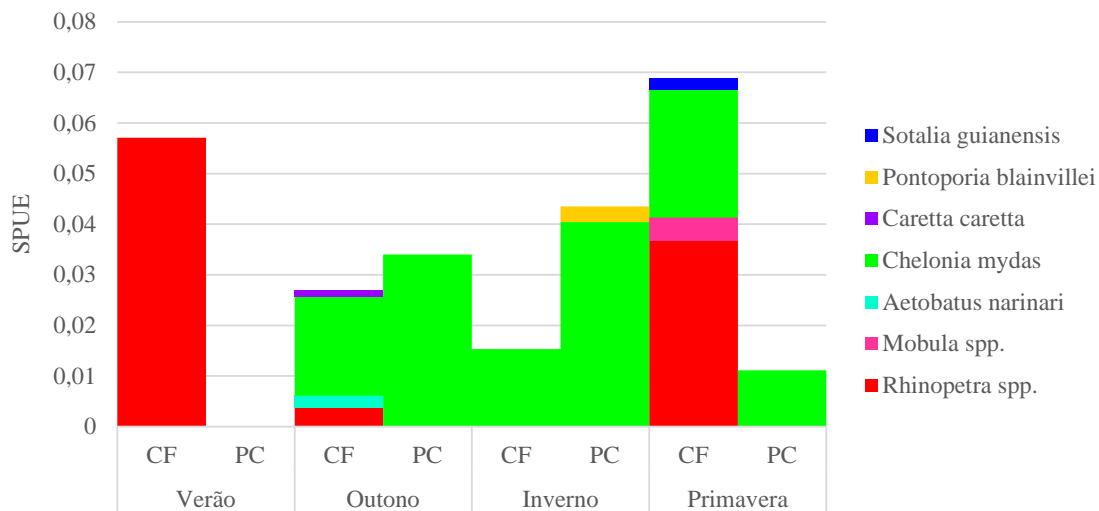


Figura 5. Sightings per Unit of Effort (SPUE) de espécies por estação e área. CF (Canto do Forte); PC (Praia do Comandante).

Entre as estações e as áreas houve diferença na quantidade de possíveis indivíduos de tartaruga-verde (estação, Kruskal-Wallis p 0,021; área, Kruskal-Wallis p 0,016) e ticonha (estação, Kruskal-Wallis p 0,01; área, Kruskal-Wallis p 0,006). Em relação às estações, a maior média de *C. mydas* ocorreu no inverno (0,2) e para *Rhinoptera* spp. no verão (0,5), (Tabela 3). Já em relação as médias das espécies entre as áreas os valores foram próximos. O desvio-padrão e variância para *Chelonia mydas* demonstram que a quantidade de possíveis indivíduos ao longo das estações e entre as duas áreas se mantiveram uniformes, não apresentando grandes variações. Entretanto, quando analisado as quantidades de *Rhinoptera* spp. observa-se acentuada dispersão ao longo das estações, principalmente durante o verão.

As variações na quantidade de possíveis indivíduos durante os registros de tartaruga-verde foram de 1, 2 e 3. Analisando as frequências que tais quantidades aparecem (Figura 6) observa-se que para a espécie as avistagens com apenas um indivíduo foram mais frequentes, principalmente durante o inverno e no Canto do Forte. Para a ticonha houve nove variações de 1 a 15 indivíduos entre os cardumes. Registros com 1 e 2 indivíduos foram mais frequentes, entretanto, avistagens com apenas 1 indivíduo predominaram no verão e com 2, na primavera. Durante os registros houve diferenças no tamanho entre indivíduos.

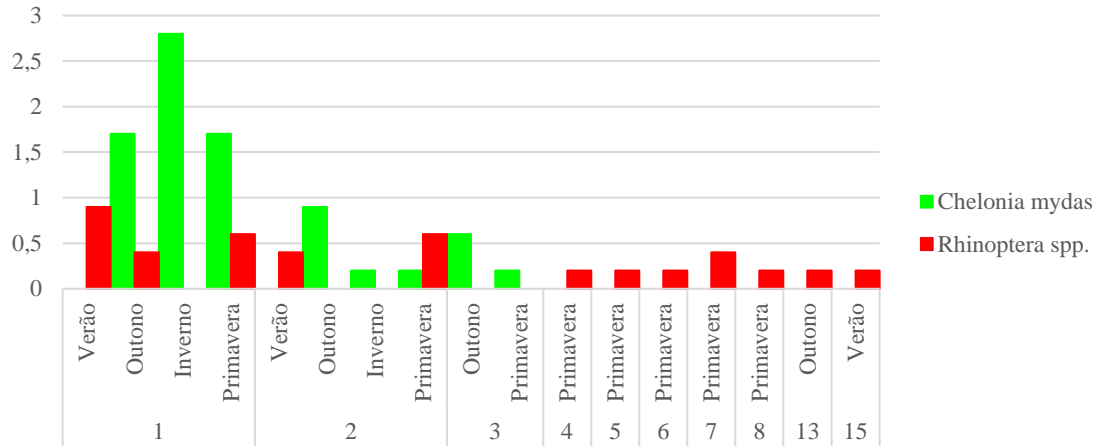


Figura 6. Frequência da quantidade de indivíduos de *Chelonia mydas* e *Rhinoptera* spp. nos registros ao longo das estações. Estações em que não houve registros da espécie não foram inseridas no gráfico.

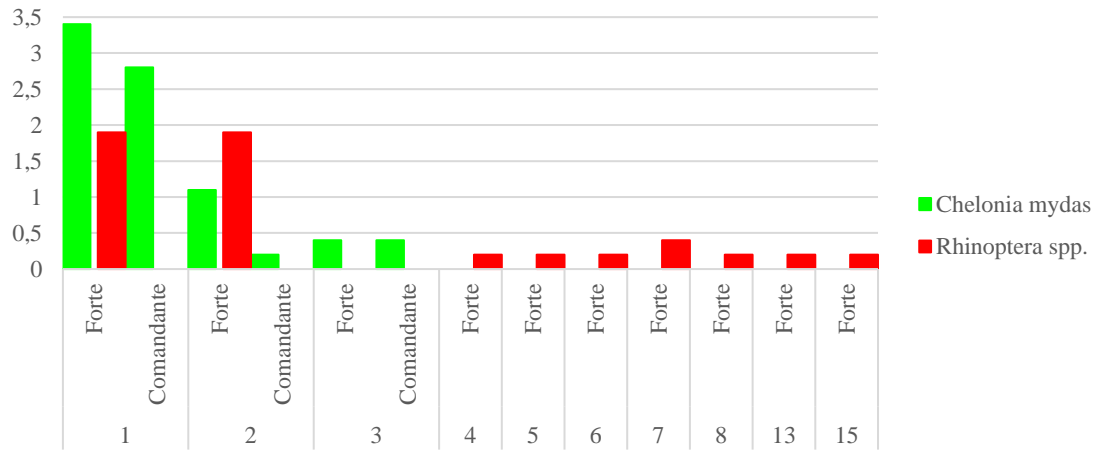


Figura 7. Frequência da quantidade de indivíduos de *Chelonia mydas* e *Rhinoptera* spp. nos registros entre as áreas. *Rhinoptera* spp. não foi registrada na Praia do Comandante. (Forte) Canto do Forte; (Comandante) Praia do Comandante.

Dados Airdata

A distância total percorrida foi de 332,73 km nas duas áreas. Os voos apresentam distância média percorrida semelhantes entre as áreas (Tabela 4 e Figura 8), reflexo da capacidade de duração em minutos de cada bateria. Na Praia do Comandante houve ligeira oscilação nos valores devido à eventuais voos com percurso maior conforme demonstra no máximo atingido. Já no Canto do Forte foram mais espalhadas e com presença de voos mais curtos por consequência de ocasiões com rajadas de vento fortes, comprometendo a performance do drone.

A velocidade do vento no Canto do Forte, segundo o *software*, apresentou maior variação e conseqüentemente aumentou a escala Beaufort presente na área, onde atingiu a escala 4. Os valores mínimos são próximos entre áreas.

A escala 0 não ocorreu em nenhum voo. Registros de espécies em diferentes Escala Beaufort não foram averiguadas. As médias da Escala Beaufort acompanham o mesmo comportamento da velocidade do vento, uma vez que são valores paralelos devido a conversão.

Tabela 4. Estatística descritiva da distância percorridas nos voos (km), velocidade do vento (m/s), Escala Beaufort, minutos por bateria e km por bateria entre as áreas. (CF) Canto do Forte; (PC) Praia do Comandante.

	Local	Distância	Velocidade do vento	Escala Beaufort
Média	CF	4,1	2,9	2,3
	PC	4,2	2,3	1,9
Desvio-padrão	CF	1,5	1,4	0,8
	PC	1,5	0,8	0,6
Variância	CF	2,2	1,9	0,6
	PC	2,4	0,7	0,3
Mínimo	CF	1,3	1	1
	PC	2,2	0,9	1
Máximo	CF	8,5	7,1	4
	PC	9,2	4,2	3

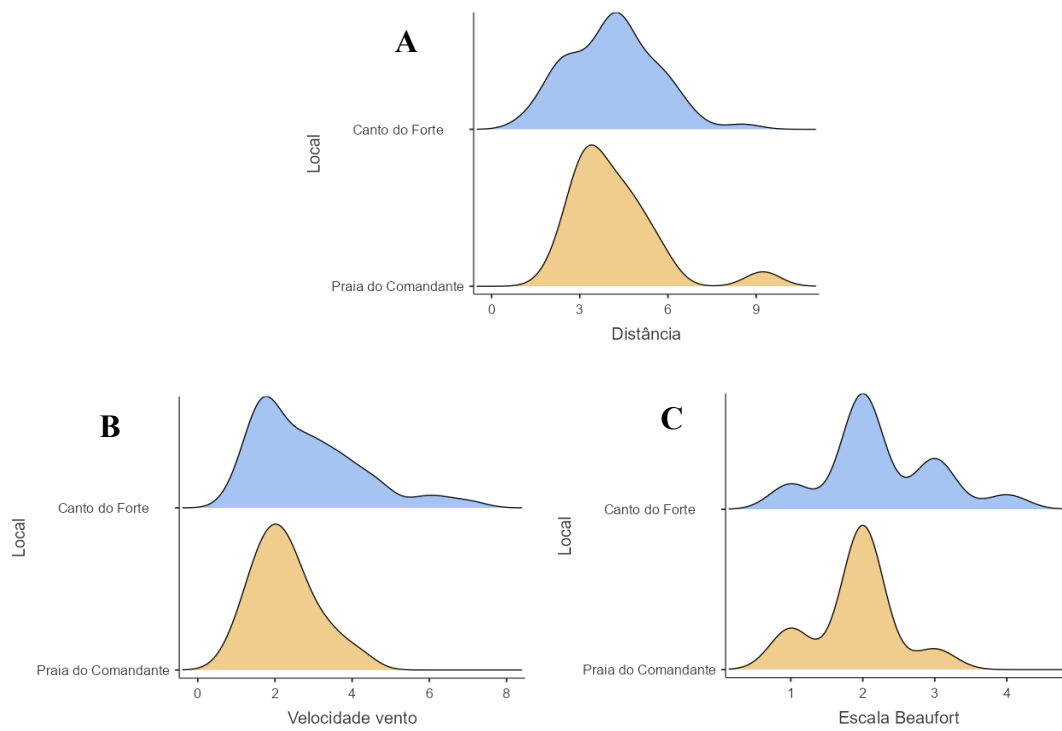


Figura 8. Dispersão dos dados obtidos pelo *Airdata*. (A) distância percorrida em cada voo; (B) velocidade do vento; (C) Escala Beaufort.

DISCUSSÃO

Os registros coletados pelo drone foram capazes de constatar ocorrência de espécies da megafauna marinha, inclusive algumas ameaçadas de extinção no entorno de uma área protegida. Com dois pontos focais de sobrevoo, os dados coletados forneceram conhecimento da abundância das espécies e quais locais e estações de ocorrência são mais frequentes. Os parâmetros obtidos pelo *Airdata* indicaram ventos mais velozes no Canto do Forte e uniformidade na distância dos voos realizados na Praia do Comandante.

O entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí possuiu maior abundância relativa de *Chelonia mydas*, principalmente durante o inverno. A espécie sofre impactos pela interação antrópica e ingestão e exposição a poluentes na zona costeira (Bastos et al., 2022), onde tanto no Canto do Forte quanto na Praia do Comandante houve registros de tartaruga-verde próxima a resíduos sólidos (Figura 9). A espécie se distribui por toda a extensão da costa brasileira, em especial ilhas oceânicas para reprodução (Santos, 2011). Somente durante o verão não houve registro de tartaruga-verde, contudo, Prado et al. (2023) constataram a presença de tartarugas-marinhas ao longo de todas as estações do ano na costa do estado de São Paulo ao de Santa Catarina. Ainda, destacaram a baixa abundância da espécie durante os meses mais frios. Os dados obtidos neste estudo destoam na diferença de abundância nas estações quando comparados ao de Prado et al. (2023). A ausência no verão pode estar associada ao baixo esforço de observação efetuado na estação, como também pela falta de amostragem na Praia do Comandante. Erros de detecção de tartarugas marinhas utilizando drone são comuns quando a megafauna marinha é objeto de investigação; porém, padrões de voo fixos (ex. altura) interferem na visibilidade de animais com pequeno porte (Colefax et al., 2019; Giacomo et al., 2021). A flexibilidade nos padrões empregado neste estudo proporcionaram diminuir a altura do drone quando alguma interferência ou possível megafauna era avistada na superfície do mar. Por consequência, os registros de tartarugas-marinhas foram altos e repercutiram na maior abundância de *C. mydas*. Concomitantemente, o registro de outra espécie, *Caretta caretta*, reafirma o potencial da flexibilidade.

Em contrapartida, o delineamento da metodologia no uso de drone é essencial para locais com incidência de mais de uma espécie de tartaruga-marinha e quando almeja-se realizar estudos aprofundados (Staines et al., 2022). Por exemplo, é possível distinguir indivíduos adultos com dimorfismo sexual entre machos e fêmeas de *C. mydas* por meio

do drone (Bevan et al., 2016). Escobar-Flores & Sandoval (2021) criaram ortomosaicos a partir dos registros aéreos para a detecção de esqueletos de tartarugas ao longo das praias do México. Estimativas de densidade também são viáveis ao delimitar quadrantes de voo no entorno de determinada área e relacioná-la com pontos de maior concentração para alimentação da espécie (Silva, 2023).

As áreas sobrevoadas são utilizadas pela *C. mydas* para forrageamento (Bondioli et al., 2014) e foi o comportamento mais averiguado. O forrageio se concentrou no costão rochoso e em certas ocasiões com captura de matéria orgânica em suspensão, que caracteriza a espécie como oportunista (Santos et al., 2015). Notou-se diferenças de forrageio na superfície da água e no fundo, porém pela visibilidade não foi possível registrar o comportamento de fundo.

O comportamento observado de *Rhinoptera* spp. foi exclusivo de deslocamento. Estudos sobre o táxon raramente abordam este comportamento em específico, focando principalmente em aspectos como alimentação e distribuição espacial, com ênfase na espécie *R. bonasus* (Smith & Merriner, 1985; Sasko et al., 2006; Collins et al., 2008; Ajemian & Powers, 2013; Bade et al., 2014). Os movimentos registrados aparentam ser aleatórios, com um indivíduo ocasionalmente liderando o grupo ao mudar de direção (Figura 9). Todos os comportamentos classificados como indefinidos foram de registros derivados de análise em laboratório por um curto período. Quando o drone sobrevoou um cardume de 15 indivíduos notou-se a chegada de outros solitários ao grupo. Em paralelo, os registros de um único indivíduo foram mais comuns, embora, em algumas ocasiões tenham sido observadas a chegada de outro que se juntou ao deslocamento.

No Brasil, ocorrem duas espécies de Rhinopteridae: *R. bonasus* com ampla distribuição no Atlântico e *R. brasiliensis* que é endêmica no país (Bigelow & Schroeder, 1953; Menni & Stehmann, 2000), entretanto, Palacios-Barreto et al., 2017 utilizaram genes mitocondriais das duas espécies para validar a expansão de *Rhinoptera brasiliensis* a partir do Golfo do México. Ambas possuem ampla migração e podem apresentar agrupamento heteroespecífico (de Sousa Rangel et al., 2016). A ausência de registros da ticonha na Praia do Comandante pode estar relacionado ao trajeto de voo realizado no local. Como a área de estudo não incluiu regiões além da Baía de Santos (após o morro do Forte de Itaipu), não foi possível fazer considerações sobre direções de deslocamento.



Figura 9. Acima registro de tartaruga-verde próxima a uma sacola plástica no costão rochoso do Canto do Forte; e abaixo exemplificação do comportamento de *Rhinoptera* com um indivíduo tomando a dianteira do deslocamento em meio ao cardume.

Collins et al., 2007 destacaram dois tipos de uso de área pela ticonha: para reprodução e como local de residência. Sua reprodução ocorre no verão onde migra perto à costa para termorregulação (Fisher, 2010), todavia, dados sobre área de berçário no litoral centro de São Paulo são escassos. As informações mais próximas disponíveis são evidências de Bertioga e Guarujá como áreas potenciais devido à presença de neonatos de *Rhinoptera* (Rangel et al., 2018). Com a alta quantidade de indivíduos registrados no estudo, ressalta-se a necessidade de futuras investigações no uso de área das ticonhas, como por exemplo a quantificação do tamanho dos indivíduos para entender os estágios

de vida ocorrentes no local, desde que no estudo foi possível identificar tamanhos diferentes entre os indivíduos.

A abundância nos meses mais quentes não demonstra indícios de residência da *Rhinoptera*, e sim, uma possível área de migração sazonal. No atlântico dos EUA a distribuição e ocorrência de *R. bonasus* varia ao longo das estações (Goodman et al., 2011), assim como outras espécies de Rhinopteridae, tendo *R. neglecta* maior índice de ocorrência durante o verão e primavera ao longo da costa da Nova Gales do Sul, na Austrália (Chan, 2022). *R. steindachneri* teve maior abundância durante o verão na pesca artesanal no Norte do Golfo da Califórnia, durante os anos de 1998 a 1999 (Bizzarro et al., 2007). Estes padrões de ocorrência do gênero *Rhinoptera* revelam migrações sazonais frequentes e, por mais que existam poucos estudos realizados na costa de São Paulo, os indícios em outros lugares podem ser considerados para as ocorrências deste estudo.

Ao longo das estações as abundâncias e ocorrências de espécies variaram. Animais que utilizam grandes áreas, conforme as registradas no estudo, tendem a seguir a disponibilidade de alimentos, os quais são diretamente influenciados por mudanças abióticas associadas às estações do ano (Lambert et al., 2017; Kelaher et al., 2023). A primavera teve a maior abundância e completou quatro ocorrências de espécies distintas, como também o outono apesar de ter tido a menor taxa de abundância. Devido ao baixo número de amostra das cinco espécies (*Sotalia guianensis*, *Pontoporia blainvillei*, *Caretta caretta*, *Mobula* spp., *Aetobatus narinari*), aferências sobre suas abundâncias relativas não são possíveis. Entretanto, o estudo mostrou sucesso em registrar um número considerável de espécies. Para novas pesquisas na região e com uso do drone, recomenda-se um delineamento metodológico mais robusto e coleta de diferentes variáveis que possam interferir na ocorrência e distribuição das espécies.

Os registros obtidos dos dois cetáceos (*S. guianensis* e *P. blainvillei*) na região é um avanço para a conservação. Segundo o diagnóstico técnico da APAMLC, os registros de boto-cinza são isolados na área de estudo com maior predominância em Cananéia e Ubatuba. Já para a toninha, padrões de migração são desconhecidos, enquanto avistagens e encalhes de indivíduos mortos são frequentes (São Paulo, 2019).

A megafauna marinha enfrenta diferentes níveis de ameaça de extinção, conforme demonstrado, e a observação *in situ* pode ser desafiadora dependendo da região onde ocorrem (Kiszka et al., 2016). Nesse contexto, o uso de drones oferece uma solução eficaz

para o sensoriamento remoto de diferentes espécies (Hodgson et al., 2023). As novas inovações em qualidade de imagem e tempo de voo proporcionaram avanços para estudos com animais de alta mobilidade, como é o caso das raias (Kiszaka et al., 2018). Com isso, o acesso a gravações e identificações de comportamento coletivo podem levar à maior reconhecimento das atribuições específicas de cada espécie na natureza (Perryman et al., 2022).

As áreas sobrevoadas possuem divergências no estado do mar e nas velocidades de vento. Em geral, os fatores coletados pelo *Airdata* são semelhantes exceto nas velocidades que divergiram mais no Canto do Forte com presença de rajadas de vento, e pelo pico da escala 4 de Beaufort, quando convertida a velocidade média. Entretanto, quando os vídeos foram analisados observou-se calmaria no estado do mar durante o mesmo momento (Figura 10). Ou seja, os valores obtidos pelo *software* não puderam ser comparados com os dados de registros, devido à não exatidão do que realmente era visto no estado do mar. A coleta da velocidade pelo software ocorre na altura em que o drone está sobrevoando, ou seja, talvez este mesmo vento não esteja agindo sobre a superfície do mar. Fatores como a direção do vento e correntes marinhas também devem ser considerados. Na Praia do Comandante o mar geralmente estava mais agitado e a água mais turva pela proximidade ao estuário da Baía de Santos.

Apesar da extensa variabilidade no uso do drone, sua utilização no ambiente marinho possui limitações. A velocidade do vento interfere na estabilidade do voo e na acurácia da resolução de imagem (Goebel et al., 2015) e em alguns voos realizados no Canto do Forte, o drone precisou ser trazido de volta à terra devido ao rápido consumo da bateria e por avisos do sistema operacional decorrentes do vento. Segundo a Base Aérea de Santos (BAST), a média da velocidade do vento na região em 2023 foi de 2,3 m/s, com pico em dezembro com 2,5 m/s (BAST, 2023). Em determinados pontos próximo ao morro do Forte de Itaipu, tanto no Canto do Forte quanto na Praia do Comandante, o drone perdia momentaneamente o sinal de GPS provavelmente pela presença da área militar. Outros fatores limitantes durante o estudo incluíram o brilho solar e a turbidez da água.

Os dados representam um apanhado das principais espécies ocorrentes no entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí. Outras, fora do agrupamento de megafauna, também tiveram ocorrência como peixes ósseos e água-viva. Destaca-se a necessidade de aproveitamento deste conhecimento prévio adquirido para a interpolação de dados com

variáveis ambientais da região e maior coleta de dados. Além disso, associar possíveis densidades de população e padrões de distribuição da megafauna com problemáticas ambientais e sociais.

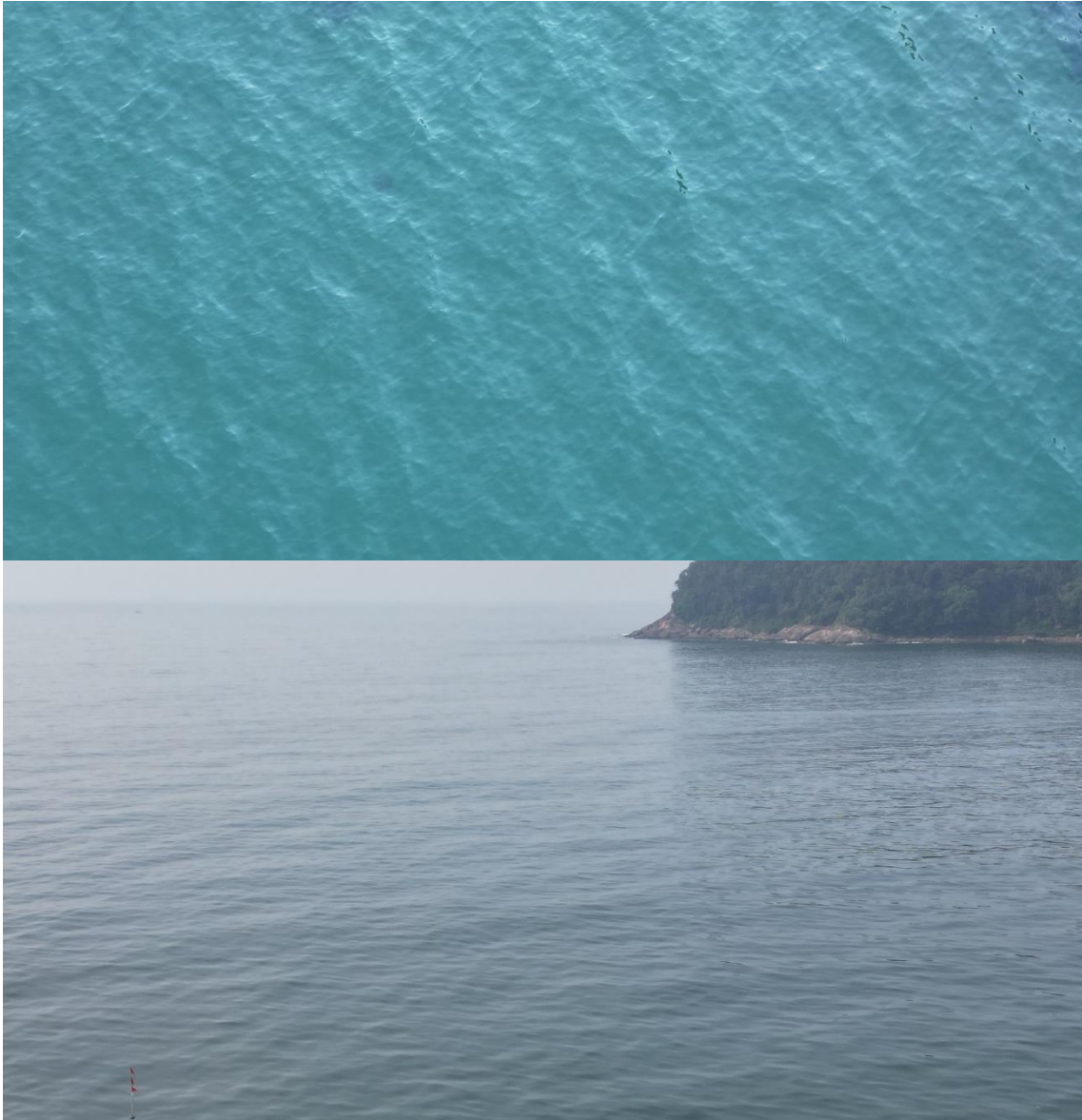


Figura 10. Acima registro fotográfico pelo drone do mar no Canto do Forte durante escala Beaufort 4 segundo a velocidade média indicada pelo *Airdata*. Abaixo, mar da Praia do Comandante em escala 2 segundo a velocidade média do *Airdata*.

CONCLUSÃO

- O drone foi eficaz na quantificação da ocorrência e abundância relativa de megafauna marinha.
- O potencial da bateria e estabilidade em voo do modelo *DJI Mini 3 Pro* foram suficientes para acessar o uso de área das espécies de megafauna marinha.
- Os valores de abundância relativa durante as estações indicam migrações sazonais das espécies e utilização de outras para forrageio na região.
- A gravação em vídeo dos registros fornece um banco de dados à longo prazo para outros estudos. Sendo possíveis outras quantificações, como de resíduos sólidos encontrados nas duas áreas sobrevoadas.
- Os dados obtidos a partir deste estudo fornecem um primeiro levantamento de megafauna marinha na região com baixo custo operacional e retifica a susceptibilidade de estudos mais aprofundados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJEMIAN, M. J.; POWERS, S. P. Foraging effects of cownose rays (*Rhinoptera bonasus*) along barrier islands of the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **2013**, v. 439, p. 119-128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2012.10.021>

ANDRADE, I. B. Estratégia de forrageamento de subsuperfície de *Chelonia mydas* e suas implicações para a conservação. *Dissertação de mestrado: Universidade Federal do Espírito Santo* **2020**.

BADE, L. M.; BALAKRISHNAN, C. N.; PILGRIM, E. M.; MCRAE, S. B.; LUCZKOVICH, J. J. A genetic technique to identify the diet of cownose rays, *Rhinoptera bonasus*: analysis of shellfish prey items from North Carolina and Virginia. *Environmental Biology of Fishes* **2014**, v. 97, p. 999-1012. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0290-3>

BANZATO, B. M.; GIANESELLA, S. M. F. Efetividade de gestão de unidades de conservação marinhas: estudos de caso no Estado de São Paulo. *Conhecimento Interdisciplinar, Governança Ambiental e Sociedade: São Paulo* **2016**, p. 29-46.

BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O. U.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J.L; LINDSEY, E. L.; MAGUIRE, K. C.; MERSEY, B.; FERRER, E. A. Has the earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* **2011**, v. 471, p. 51-57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>

BARRETO, J.; CAJAÍBA, L.; TEIXEIRA, J. B.; NASCIMENTO, L.; GIACOMO, A.; BARCELOS, N.; FETTERMAN, T.; MARTINS, A. Drone-monitoring: improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones* **2021**, v. 5, n. 14. <https://doi.org/10.3390/drones5010014>

BASE AÉREA DE SANTOS (BAST). Histórico da previsão do tempo para Praia Grande – SP **2023**. Disponível em: <https://www.tempo.com/prai-grande-sactual.htm>. Acesso em: 11 out. 2024.

BASTOS, K. V.; MACHADO, L. P.; JOYEUX, J. C.; FERREIRA, J. S.; MILITÃO, F. P.; FERNANDES, V. O.; SANTOS, R. G. Coastal degradation impacts on green turtle's (*Chelonia mydas*) diet in southeastern Brazil: Nutrition richness and health. *Science of the Total Environment* **2022**, v. 823. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153593>

BERTOZZI, C. P.; ZERBINI, A. N. Incidental mortality of francisca (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal fishery of Praia Grande, São Paulo State, Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* **2002**, v. 1, n. 1, p. 153-160. <http://dx.doi.org/10.5597/lajam00019>

BEVAN, E.; WHITING, S.; TUCKER, T.; GUINEA, M.; RAITH, A.; DOUGLAS, R. Measuring behavioral responses of sea turtles, saltwater crocodiles, and crested terns to drone disturbance to define ethical operating thresholds. *PLoS ONE* **2018**, v. 13, n. 3. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194460>

BEVAN, R.; WIBBLES, T.; NAVARRO, E.; ROSAS, M.; NAJERA, B. M. Z.; SARTI, L.; ILLESCAS, F.; MONTANO, J.; PEÑA, L. J.; BURCHFIELD, P. Using unmanned aerial Vehicle (UAV) technology for locating, identifying, and monitoring courtship and mating behavior in the green turtle (*Chelonia mydas*). *Herpetological Review* **2016**, v. 47, n. 1, p. 27-32.

BIGELOW, H. B.; SCHROEDER, W. C. Sawfishes, Guitarfishes, Skates and Rays, Chimaeroids: Part 2. *Yale University Press* **1953**.

BIZZARRO, J. J.; SMITH, W. D.; MÁRQUEZ-FARÍAS, J. F.; HUETER, R. E. Artisanal fisheries and reproductive ecology of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri* Evermann and Jenkins, 1891, in the Northern Mexican Pacific. *Fisheries Research* **2007**, v. 84, p. 137-146. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.10.016>

BONDIOLI, A. C. V.; FERNANDES, A.; GUILHON, M. Sea turtle occurrence in Baixada Santista, São Paulo, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* **2014**, v. 141, p. 1-3.

BORNATOWSKI, H.; NAVIA, A. F.; BRAGA, R. R.; ABILHOA, V.; CORRÊA, M. F. M. Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in Southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science* **2014**, v. 71, n. 7, p. 1586-1592. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu025>

BOSSART, G. D. Marine mammals as sentinel species for ocean and human health. *Veterinary Pathology* **2011**, v. 48, n. 3, p. 546-787. <https://doi.org/10.1177/0300985810388525>

BRODERICK, A. C. Grand challenges in marine conservation and sustainable use. *Frontiers in Marine Science* **2015**, v. 2, n. 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00011>

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Costeiras do Estado de São Paulo. Apêndice A – Caracterização da Zona Costeira do Estado de São Paulo. **2022**. Acesso em: 30/04/2024. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-costeiras/wp-content/uploads/sites/2/2023/08/Apendice-A---Caracterizacao-da-Zona-Costeira.pdf>

CHAN, A. J. Spatio-temporal distribution and trophic ecology of Australian cownose rays (*Rhinoptera neglecta*). *Tese de Doutorado: Macquarie University* **2022**. <https://doi.org/10.25949/20436567.v1>

CHELIZ, P. M.; OLIVEIRA, R. C. Mundialização, riscos e impactos ambientais no litoral brasileiro: a Baixada Santista. *Risco e Vulnerabilidade Ambiental: Métodos e Experiências* **2020**.

CHRISTIANSEN, F.; ROJANO-DOÑATE, L.; MADSEN, P. T.; BEJDER, L. Noise levels of multi-rotor unmanned aerial vehicles with implications for potential underwater impacts on marine mammals. *Frontiers in Marine Science* **2016**, v. 3, n. 277. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00277>

CHRISTIE, K. S.; GILBERT, S. L.; BROWN, C. L.; HATFIELD, M.; HANSON, L. Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2016**, v. 14, n. 5, p. 241-251. <https://doi.org/10.1002/fee.1281>

COLEFAX, A. P.; WALSH, A. J.; PURCELL, C. R.; BUTCHER, P. Utility of spectral filtering to improve the reliability of marine fauna detections from drone-based monitoring. *Sensors* **2023**, v. 23, n. 22. <https://doi.org/10.3390/s23229193>

COLEFAX, A.; BUTCHER, P.; PAGENDAM, D.; KELAHER, B.; Reliability of Marine Faunal Detections in Drone-based Monitoring. *Ocean and Coastal Management* **2019**, 174, p. 108-115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.008>

COLLINS, A. B.; HEUPEL, M. R.; MOTTA, P. J. Residence and movement patterns of cownose rays *Rhinoptera bonasus* within a south-west Florida estuary. *Journal of Fish Biology* **2007**, v. 71, n. 4, p. 1159-1178. <https://doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01590.x>

COLLINS, A. B.; HEUPEL, M. R.; SIMPFENDORFER, C. A. Spatial distribution and long-term movement patterns of cownose rays *Rhinoptera bonasus* within an estuarine river. *Estuaries and Coasts* **2008**, v. 31, p. 1174-1183. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9100-5>

COUTURIER, L. I. E.; MARSHALL, A. D.; JAINE, F. R. A.; KASHIWAGI, T.; PIERCE, S. J., TOWNSEND, K. A.; WEEKS, S. J.; BENNETT, M. B.; RICHARDSON, A. J. Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *Journal of Fish Biology* **2012**, v. 80, n. 5, p. 1075-1119. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03264.x>

CREMER, M. J.; HOLZ, A. C.; SARTORI, C. M.; SCHULZE, B.; PAITACH, E. L.; SIMÕES-LOPES, P. C. Behavior and ecology of endangered species living together: long-term monitoring of resident sympatric Dolphin populations. *Advances in marine vertebrate research in Latin America: technological innovation and conservation* **2018**, v. 22, p. 477-508. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56985-7_17

DE SOUSA RANGEL, B. S.; CRUZ, V. P.; RODRIGUES, A.; ARAUJO, M. L. G.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F.; MOREIRA, R. G. Sympatric and syntopic occurrence of cownose rays: Neonatal strategies for survival? *Journal of Applied Ichthyology* **2017**, v. 33, n. 3, p. 1-4. <https://doi.org/10.1111/jai.13343>

DICKSON, L. C. D.; TUGWELL, H.; KATSELIDIS, K. A.; SCHOFIELD, G. Aerial drones reveal the dynamic structuring of sea turtle breeding aggregation and minimum survey effort required to capture climatic and sex-specific effects. *Frontiers in Marine Science* **2022**, v. 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.864694>

DO NASCIMENTO, L. O.; BARRETO, J.; GOMES, L. E. O.; BOMFIM, L. N. S.; MARTINS, A. S. Solid waste ingestion by marine megafauna on Southeast Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin* **2023**, v. 190. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114821>

EDGAR, G. J.; STUART-SMITH, R. D.; WILLIS, T. J.; KININMONTH, S.; BAKER, S. C.; BANKS, S.; BARRETT, N. S.; BECERRO, M. A.; BERNARD, A. T. F.; BERKHOUT, J.; BUXTON, C. D.; CAMPBELL, S. J.; COOPER, A. T.; DAVEY, M.; EDGAR, S. C.; FORSTERRA, G.; GALVÁN, D. E.; IRIGOYEN, A. J.; KUSHNER, D. J.; MOURA, R.; PARNELL, P. E.; SHEARS, N. T.; SOLER, G.; STRAIN, E. M. A.; THOMSON, R. J. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* **2014**, v. 506, p. 216-220. <https://doi.org/10.1038/nature13022>

EIKELBOOM, J. A. J.; WIND, J.; DE VEN, E. V.; KENANA, L. M.; SCHRODER, B.; DE KNEGT, H. J.; VAN LANGEVELDE, F.; PRINS, H. H. T. Improving the precision and accuracy of animal population estimates with aerial image object detection. *Methods in Ecology and Evolution* **2019**, v. 10, p. 1875-1887. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13277>

ELLIOT, M.; BURDON, D.; ATKINS, J. P.; BORJA, A.; CORMIER, R.; JONGE, V. N.; TURNER, R. K. “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* **2017**, v. 118, n. 1-2, p. 27-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.049>

ESCOBAR-FLORES, J. G.; SANDOVAL, S. Unmanned aerial Vehicle (UAV) for sea turtle skeleton detection in the Mexican Pacific. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* **2021**, v. 22. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100501>

ESTES, J.; HEITHAUS, M.; MCCAULEY, D.; RASHER, D.; WORM, B. Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* **2016**, v. 41, n. 1, p. 83-116. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085622>

FERNANDES, A.; MARANHO, A.; FARAH, R. F.; ZILIO, M. M.; GENTIL, I. C.; BONDIOLI, A. C. V. Registro de encalhes de tartarugas marinhas na Baixada Santista – SP. *V Jornada sobre Tartarugas Marinhas do Atlântico Sul Ocidental: Florianópolis* **2011**, p. 141-144.

FISHER, R. A. Life history, trophic ecology, & prey handling by cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, from Chesapeake Bay. *Marine Resource Report No. 2010-10* **2010**. <http://dx.doi.org/doi:10.21220/m2-kp5y-b863>

FLOETER, S. R.; HALPERN, B. S.; FERREIRA, C. E. L. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation* **2006**, v. 128, n. 3, p. 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>

FLOWERS, K.; KELLEY, M. Resting Whitespotted Eagle Ray *Aetobatus narinari* (Aetobatidae). *Journal of Ichthyology* **2020**, v. 60, n. 1, p. 122-123. <https://doi.org/10.1134/S003294522001004X>

FONDO, E. N.; CHALOUPKA, M.; HEYMANS, J. J.; SKILLETER, G. A. Banning fisheries discards abruptly has a negative impact on the population dynamics of charismatic marine megafauna. *PLoS One* **2015**, v. 10, n. 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144543>

GIACOMO, A. B. D.; BARRETO, J.; TEIXEIRA, J. B.; OLIVEIRA, L.; CAJAÍBA, L.; JOYEUX, J. C.; BARCELOS, N.; MARTINS, A. S. Using drones and ROV to assess the vulnerability of marine megafauna to the Fundão tailings dam collapse. *Science of the Total Environment* **2021**, v. 800. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.008>

GOEBEL, M. E.; PERRYMAN, W. L.; HINKE, J. T.; KRAUSE, D. J.; HANN, N. A.; GARDNER, S.; LEROI, D. J. A small unmanned aerial system for estimating

abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology* **2015**, v. 38, p. 619-630. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1625-4>

GOMES, U. L.; SIGNORI, C. N.; GADIG, O. B. F.; SANTOS, H. R. S. Guia para identificação de tubarões e raias do Rio de Janeiro. *Rio de Janeiro: Technical Books Editora* **2010**, 1ª edição.

GOODMAN, M. A.; CONN, P. B.; FITZPATRICK, E. Seasonal occurrence of cownose rays (*Rhinoptera bonasus*) in North Carolina's estuarine and coastal Waters. *Estuaries and Coasts* **2011**, v. 34, p. 640-651. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9355-5>

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J. F.; CASEY, K. S.; EBERT, C.; FOX, H. E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H. S.; MADIN, E. M. P.; PERRY, M. T.; SELIG, E. R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSON, R. A global map of human impact on marine ecosystem. *Science* **2008**, v. 319, p. 5865, p. 948-952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>

HAYS, G. C.; FERREIRA, L. C.; SEQUEIRA, A. M. M.; MEEKAN, M. G.; DUARTE, C. M.; BAILEY, H.; BAILLEUL, F.; DON BOWEN, W.; CALEY, M. J.; COSTA, D. P.; EGUÍLUZ, V. M.; FOSSETTE, S.; FRIEDLAENDER, A. S.; GALES, N.; GLEISS, A. C.; GUNN, J.; HARCOURT, R.; HAZEN, E. L.; HEITHAUS, M. R.; HEUPEL, M.; HOLLAND, K.; HORNING, M.; JONSEN, I.; KOOYMAN, G. L.; LOWE, C. G.; MADSEN, P. T.; MARSH, H.; PHILLIPS, R. A.; RIGHTON, D.; ROPERT-COUDERT, Y.; SATO, K.; SHAFFER, S. A.; SIMPFENDORFER, C. A.; SIMS, D. W.; SKOMAL, G.; TAKAHASHI, A.; TRATHAN, P. N.; WIKELSKI, M.; WOMBLE, J. N.; THUMS, M. Key questions in marine megafauna movement ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **2016**, v. 31, n. 6, p. 463-475. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.015>

HENSEL, E.; WENCLAWSKI, S.; LAYMAN, C. A. Using a small, consumer-grade drone to identify and count marine megafauna in shallow habitats. *Latin American Journal of Aquatic Research* **2018**, v. 46, n. 5. <http://dx.doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-15>

HODGSON, A. J.; KELLY, N.; PEEL, D. Drone images afford more detections of marine wildlife than real-time observers during simultaneous large-scale surveys. *PeerJ* **2023**, v. 11. <https://doi.org/10.7717/peerj.16186>

HOOKER, S. K.; GERBER, L. R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. *BioScience* **2004**, v. 54, n. 1, p. 27-39. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0027:MRAATF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0027:MRAATF]2.0.CO;2)

HUA, A.; MARTIN, K.; SHEN, Y.; CHEN, N.; MOU, C.; STERK, M.; REINHARD, B.; REINHARD, F. F.; LEE, S.; ALIBHAI, S.; JEWELL, Z. C. Protecting endangered megafauna through AI analysis of drone images in a low-connectivity setting: a case study from Namibia. *PeerJ* **2022**, v. 10, e. 13779. <https://doi.org/10.7717/peerj.13779>

ISLAM, M.; TANAKA, M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* **2004**, v. 48, n. 7-8, p. 624-649. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>

KELAHER, B. P.; COLEFAX, A. P.; TAGLIAFICO, A.; BISHOP, M. J.; GILES, A.; BUTCHER, P. A. Assessing variation in assemblages of large marine fauna off ocean beaches using drones. *Marine and Freshwater Research* **2019**, v. 71, p. 68-77. <https://doi.org/10.1071/MF18375>

KELAHER, B. P.; MONTEFORTE, K. I.; MORRIS, S. G.; SCHLACHER, T. A.; MARCH, D. T.; TUCKER, J. P.; BUTCHER, P. A. Drone-Based assessment of marine megafauna off wave-exposed sandy beaches. *Remote Sensing* **2023**, v. 15, n. 16. <https://doi.org/10.3390/rs15164018>

KISZKA, J. J.; HEITHAUS, M. R.; CARRIER, J. C.; SIMPFENDORFER, C. A. Using aerial surveys to investigate the distribution, abundance, and behavior of sharks and rays. *Shark Research: emerging Technologies and applications for the field and laboratory* **2018**, p. 71-82.

KISZKA, J. J.; MOURIER, J.; GASTRICH, K.; HEITHAUS, M. R. Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate Shark and ray densities in a shallow coral Lagoon. *Marine Ecology Progress Series* **2016**, v. 560, p. 237-242. <https://doi.org/10.3354/meps11945>

LAMBERT, C.; VIRGILI, A.; PETTEX, E.; DELAVENNE, J.; TOISON, V.; BLANCK, A.; RIDOUX, V. Habitat modelling predictions highlight seasonal relevance of Marine Protected Areas for marine megafauna. *Deep-Sea Research Part II* **2017**, v. 141, p. 262-274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.016>

LAST, P. R.; WHITE, W. T.; CARVALHO, M. R.; SÉRET, B.; STEHMANN, M. F. W.; NAYLOR, G. J. P. Cowrose rays, Family Rhinopteridae. *Rays of the World. CSIRO Publishing, Melbourne* **2016**, p. 732-740.

LEATHWICK, J.; MOILANEN, A.; FRANCIS, M.; ELITH, J.; TAYLOR, P.; JULIAN, K.; HASTIE, T.; DUFFY, C. Novel methods for the design and evaluation of marine protected areas in offshore waters. *Conservation Letters* **2008**, v. 1, p. 91-102. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00012.x>

MÁRQUEZ, M. R. FAO Species Catalogue. Vol. 11. Sea Turtles of the World. Na annotated and Illustrated catalogue of sea turtle species known to date. *Roma: FAO Fisheries Synopsis* **1990**, n. 125, v. 11.

MCCALLISTER, M.; MANDELMAN, R. B.; DANYLCHUK, A.; SALES, M.; AJEMIAN, M. First observation of mating behavior in three species of pelagic myliobatiform rays in the wild. *Environmental Biology of Fishes* **2020**, v. 103, p. 163-173. <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00943-x>

MELLO, K.; TOPPA, R. H.; ABESSA, D. M. S.; CASTRO, M. Dinâmica da expansão urbana na zona costeira brasileira: o caso do município de São Vicente, São

Paulo, Brasil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* **2013**, v. 13, n. 4, p. 539-551. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci432>

MENNI, R.; STEHMANN, M. Distribution, environment and biology of batoids fishes off Argentina, Uruguay and Brazil. A review. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* **2000**, v. 2, n. 1, p. 69-109. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.2.126>

MOILANEN, A. Spatial conservation prioritization in data-poor areas of the world. *Natureza e Conservação* **2012**, v. 10, n. 1, p. 12-19. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.003>

MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; OLIVERIA, L. V.; MONTEIRO, K. D. K. A.; FILLA, G. F.; QUITO, L.; GODOY, D. F.; LOUZADA, C. N. Guia ilustrado de mamíferos marinhos do Brasil. *Instituto de Pesquisas Cananéia (IPEC)* **2021**, 2ª edição.

NASCIMENTO, L. F.; MEDEIROS, P. I. A. P.; YAMAMOTO, M; E. Descrição do comportamento de superfície do boto cinza, *Sotalia guianensis*, na Praia de Pipa – RN. *Psicologia: reflexão e crítica* **2008**, v. 21, n. 3, p. 509-517. <https://doi.org/10.1590/S0102-79722008000300020>

NEVES, C. F.; MUEHE, D. Vulnerabilidades, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. *CETESB: Parcerias Estratégicas* **2008**, n. 27. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/36/2014/05/3_artigo_cgce_zona_costeira.pdf

OLEKSYN, S.; TOSETTO, L.; RAOULT, V.; JOYCE, K. E.; WILLIAMSON, J. E. Going batty: the challenges and opportunities of using drones to monitor the behaviour and habitat use of rays. *Drones* **2021**, v. 5, n. 12. <https://doi.org/10.3390/drones5010012>

PALACIOS-BARRETO, P.; CRUZ, V. P.; FORESTI, F.; RANGEL, B. S.; URIBE-ALCOCER, M.; DÍAZ-JAIMES, P. Molecular evidence supporting the expansion of the geographical distribution of the Brazilian cownose ray *Rhinoptera brasiliensis* (myliobatiformes: Rhinopteridae) in the western Atlantic. *Zootaxa* **2017**, v. 4341, n. 4, p. 593-600. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4341.4.11>

PERRYMAN, R. J. Y.; BROWN, C.; PASIAN, N.; WARD, A. J. W.; KENT, M. I. A. Investigating manta ray collective movements via drone surveys. *BioRxiv* **2022**. <https://doi.org/10.1101/2022.07.29.501955>

PRADO, J. H. F.; DAUDT, N. W.; PEREZ, M. S.; CASTILHO, P. V.; MONTEIRO, D. S. Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. *ICES Journal of Marine Science* **2023**, v. 80, n. 3, p. 492-506. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac119>

RANGEL, B. S.; RODRIGUES, A.; MOREIRA, R. G. Use of a nursery área by cownose rays (Rhinopteridae) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **2018**, v. 16, n. 1. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170089>

RAOULT, V.; COLEFAX, A. P.; ALLAN, B. M.; CAGNAZZI, D.; BASTELBLANCO-MARTÍNEZ, N.; IERODIACONOU, D.; JOHNSTON, D. W.; LANDEO-YAURI, S.; LYONS, M.; PIROTTA, V.; SCHOFIELD, G.; BUTCHER, P. A.

Operational protocols for the use of drones in marine animal research. *Drones* **2020**, v. 4, n. 4, p. 64. <https://doi.org/10.3390/drones4040064>

SANTOS, A. J. B.; ALMEIDA, A. P.; SANTOS, A. J. P.; GALLO, B.; GIFFONI, B.; BAPTISTOTTE, C.; COELHO, C. A.; LIMA, E. H. S. M.; SALES, G.; LOPEZ, G. G.; STAHELIN, G.; BECKER, H.; CASTILHOS, J. C.; THOMÉ, J. C. A.; WANDERLINDE, J.; MARCOVALDI, M. A. A. G.; MENDILAHARSU, M. M. L.; DAMASCENO, M. T.; BARATA, P. C. R.; SFORZA, R. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas. *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade: Série Espécies Ameaçadas* **2011**. Disponível em: <https://repositorio.icmbio.gov.br/bitstream/cecav/1555/1/plano%20de%20ação%20tartarugas%20marinhas.pdf>

SANTOS, R. G.; MARTINS, A. S.; BATISTA, M. B.; HORTA, P. A. Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. *Marine Ecology Progress Series* **2015**, v. 529, p. 265-277. <https://doi.org/10.3354/meps11276>

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente. Plano de Manejo Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Centro. *São Paulo: SIMA*, 2019.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Plano de Manejo Parque Estadual Xixová-Japuí. Volume Principal. *São Paulo: SMA*, **2010**.

SASKO, D. E.; DEAN, M. N.; MOTTA, P. J.; HUETER, R. E. Prey capture behavior and kinematics of the Atlantic cownose ray, *Rhinoptera bonasus*. *Zoology* **2006**, v. 109, p. 171-181. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2005.12.005>

SCHOFIELD, G.; HOBSON, V. J.; FOSSETTE, S.; LILLEY, M. K. S.; KATSELIDIS, K. A.; HAYS, G. C. Biodiversity research: fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles. *Diversity and Distributions* **2010**, v. 16, n. 5. P. 840-853. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00694.x>

SILVA, A.; BORNATOWSKI, H.; DOMIT, C. Small-scale fisheries and their interactions with marine megafauna: implications for the conservation of threatened species. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* **2023**, v. 61, p. 213-241. <https://doi.org/10.5380/dma.v6i0.80221>

SILVA, I. O uso de drones na quantificação de tartarugas marinhas na APA Costa dos Corais – AL. *Trabalho de Conclusão de Curso: Universidade Federal de Alagoas* **2023**.

SMITH, J. W.; MERRINER, J. V. Food habits and feeding behavior of the Cownose Ray, *Rhinoptera bonasus*, in Lower Chesapeake Bay. *Estuarine Research Federation* **1985**, v. 8, n. 3, p. 305-310. <https://doi.org/10.2307/1351491>

SOUSA, E. E.; SERAFINI, T. Z. Panorama das Unidades de Conservação na zona costeira e marinha do estado de São Paulo. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* **2018**, v. 44, p. 360-377. <https://doi.org/10.5380/dma.v44i0.55115>

STAINES, M. N.; SMITH, C. E.; MADDEN HOF, C. A.; BOOTH, D. T.; TIBBETTS, I. R.; HAYS, G. C. Operational sex ratio estimated from drone surveys for a species threatened by climate warming. *Marine Biology* **2022**, v. 169, n. 12, p. 152. <https://doi.org/10.1007/s00227-022-04141-9>

WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S. R.; SALA, E.; SELKOE, K. A.; STACHOWICZ, J. J.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* **2006**, v. 314, n. 5800, p. 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>

PARECER FINAL DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Discente: MATHEUS MODAELLI MELO

Título: "Levantamento de megafauna marinha, com uso de drone, no entorno do Parque Estadual Xixová-Japuí, São Paulo"

Orientador: Profa. Dra. Carolina Pacheco Bertozzi

Curso/Habilitação: Bacharelado em Ciências Biológicas/Gerenciamento Costeiro

COMISSÃO EXAMINADORA	CONCEITO
Profa. Dra. Carolina Pacheco Bertozzi	APROVADO
Prof. Dr. Otto Bismarck Fazzano Gadig	APROVADO

PARECER:

O TRABALHO É INOVADOR, TEMA RELEVANTE E CUMPRE COM OS REQUISITOS PARA UM TCC.

CONCEITO FINAL:

A Comissão Examinadora abaixo assinada conclui que o discente **Matheus Modaeli Melo** obteve o seguinte conceito:

APROVADO

REPROVADO

São Vicente, 03 de dezembro de 2024.


Profa. Dra. Carolina Pacheco Bertozzi


Prof. Dr. Otto Bismarck Fazzano Gadig