

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da  
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região  
Marinha e Costeira Adjacente**

**Material Suplementar Ambiente Marinho – Tema Aves Marinhas**

**RT- 43/ JUN23**

**RA2022 PMBA/Fest**

Vitória,

Junho de 2023

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL .....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>3</b>
2.1	COLETA .....	3
2.1.1	Distribuição espacial e uso dos recursos alimentares por aves marinhas na área atingida pelos rejeitos da barragem de fundão .....	3
2.1.2	Concentrações de elementos-traço nas aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação.....	6
2.1.3	Condições sanitárias, demográficas e genéticas das aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação .....	6
2.2	ANÁLISE.....	7
2.2.1	Distribuição espacial e uso dos recursos alimentares por aves marinhas na área atingida pelos rejeitos da barragem de fundão .....	7
2.2.2	Concentrações de elementos-traço nas aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação.....	9
2.2.3	Condições sanitárias, demográficas e genéticas das aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação .....	10
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	15
<b>3</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>16</b>
3.1	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E USO DOS RECURSOS ALIMENTARES POR AVES MARINHAS NA ÁREA ATINGIDA PELOS REJEITOS DA BARRAGEM DE FUNDÃO .....	16
3.2	CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS-TRAÇO NAS AVES MARINHAS QUE UTILIZAM A FOZ DO RIO DOCE E ADJACÊNCIAS PARA ALIMENTAÇÃO.....	73
3.3	CONDIÇÕES SANITÁRIAS, DEMOGRÁFICAS E GENÉTICAS DAS AVES MARINHAS QUE UTILIZAM A FOZ DO RIO DOCE E ADJACÊNCIAS PARA ALIMENTAÇÃO .....	86
<b>4</b>	<b>ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>127</b>
<b>5</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>129</b>

## 1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

O histórico de malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) abrange informações de suma importância para o balizamento do presente programa, uma vez que passou por modificações ao longo do tempo, visando melhor atender aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuação do monitoramento, apresentada no primeiro semestre de 2022 visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) **MS - Malha e frequência amostrais**, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) **MS – Mapas das malhas amostrais**, com a espacialização referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais coletadas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais coletadas a partir de agosto de 2022.

## 2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em 31 de agosto de 2022. Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest a fim de determinar os indicadores.

### 2.1 COLETA

#### 2.1.1 Distribuição espacial e uso dos recursos alimentares por aves marinhas na área atingida pelos rejeitos da barragem de fundão

##### *Rastreamento remoto*

Para gerar os mapas das áreas de alimentação de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* foram realizadas expedições para rastreamento remoto das aves com equipamentos miniaturizados multisensores no arquipélago dos Abrolhos. Dados destas espécies coletadas nos anos de 2011 e 2012, e pertencentes ao Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG, também foram analisadas com o intuito de verificar alguma mudança que poderia ter sido ocasionada pelo rompimento da barragem. Em Abrolhos as aves são rastreadas durante o período reprodutivo, com equipamentos registradores de posição satelital com frequência de amostragem de 1 posição a cada

10 segundos (modelos igot-U e Axy-trek). Inicialmente, os ninhos das espécies são identificados com fitas coloridas como forma de facilitar a localização noturna dos ninhos e organização do desenho amostral. As aves são capturadas quando estão no ninho, manualmente ou com auxílio de varas equipadas com rede ou laço, dependendo da necessidade de cada caso. Os equipamentos de GPS são acoplados nas quatro penas centrais da cauda dos adultos utilizando fita especial da marca TESA, modelo 4651. Os adultos selecionados têm ninhegos de aproximadamente uma semana de idade, os quais são caracterizados pela ausência de rêmiges e retrizes e corpo coberto apenas por plumas (Nelson, 2005). Os equipamentos (mais fita adesiva e anilha) totalizam cerca de 15 g para *P. aethereus* e 25 g para *S. leucogaster*, o que corresponde a uma medida abaixo dos 3% da massa corporal média das respectivas espécies, o que é considerado seguro e sem efeitos adversos para aves marinhas. Após o processo de fixação do aparelho, que dura aproximadamente 5 minutos, a ave é solta no ninho onde foi capturada. A recaptura para recuperação dos aparelhos segue o mesmo procedimento referido acima, quando a ave retorna da viagem de alimentação e está novamente no ninho. Os instrumentos colocados nas aves podem ser facilmente recuperados e reutilizados, logo após a transferência dos dados para um computador portátil e recarga da bateria.

#### *Identificação e contagem de aves nas praias*

O monitoramento das aves nas praias do litoral do Espírito Santo é executado utilizando o método do “Itinerário Fixo” em trechos que a fisionomia da praia permite o tráfego de veículo, e “Pontos Fixos” em trechos nos quais a fisionomia da praia não permita o tráfego de veículo (Branco et al., 2010), a ser percorrido por veículo motorizado e estabelecido pelo menos quatro trilhas a serem percorridas na praia, pelo menos uma vez a cada campanha mensal. Para as transecções de praia é preferível realizar as amostragens mensais, pois há maior variação das espécies presentes entre os dias. Cada trilha tem, no mínimo, 30 km. Duas seguem ao norte da foz (até o Degredo e Barra Seca), outra ao sul da foz (até Barra do Riacho) e uma última mais ao sul (15 km ao norte do Piraque-açu e 15 km ao sul). Também é usado o método de “Contagem em Descanso” (Branco et al., 2010), haja vista existência de bancos de areia às margens da foz e no estuário, que são utilizados como dormitório e área de descanso pelas aves. A metodologia de censo é complementada pelas metodologias internacionalmente aceitas, descritas em Bibby et al. (1997).

#### *Identificação e contagem de aves no mar*

A metodologia para contagem das aves marinhas segue a de censo contínuo e instantâneo utilizando embarcação (Tasker et al., 1984), pois oferece as melhores estimativas de densidade relativa e absoluta das aves encontradas no mar (voando ou pousadas). Esse método fornece uma estimativa valiosa da abundância de aves marinhas que forrageiam em uma determinada área ou estão associadas a colônias próximas. Também fornece uma medida de circunstâncias dos locais de alimentação, bem como de variações no uso destes locais. A distribuição e abundância das aves marinhas são obtidas através de censos embarcados trimestrais. As aves marinhas são identificadas através de guias específicos (Harrison, 1985; Onley e Scofield, 2007) e contadas através de censos contínuos e instantâneos segundo Tasker et al. (1984) e Gould e Forsell (1989), incluindo as aves

seguidoras. Sete transecções com 100 km de extensão são percorridas (2 ao sul, 4 ao norte e 1 na foz), preferencialmente, em linha reta na área monitorada, ao longo das horas de luz do dia. Cada estação de contagem inclui as seguintes atividades em ordem de execução: (1) contagem de aves seguidoras na popa da embarcação; (2) tomada de informações sobre variáveis espaciais, temporais e ambientais (data, hora, latitude e longitude, rumo e velocidade da embarcação, profundidade, tipo de atividade desenvolvida pelo barco, estado do mar conforme escala Beaufort, temperatura e salinidade da água, temperatura do ar, direção e intensidade do vento); (3) censo contínuo; e (4) censo instantâneo. Os censos são realizados por pelo menos um ornitólogo com experiência na identificação das espécies de aves marinhas da região, sempre do mesmo local, ou do melhor lado da embarcação de acordo com condições de luz e vento no momento. Ao final de uma sequência de censo, outra é iniciada após intervalo de 10 minutos. Aves seguidoras são aquelas que acompanham a embarcação durante a navegação, geralmente voando atrás do barco, e são contadas da popa. O censo contínuo abrange as aves que, durante um período fixo, aparecem dentro de uma faixa de 300 m de largura, medida a partir do bordo da embarcação em ângulo reto com a derrota do navio, excluindo as aves seguidoras. No censo instantâneo o tempo de contagem é dividido em intervalos consecutivos de duração fixa. Ao início de cada intervalo são contadas as aves presentes dentro do raio de 300 m entre o rumo do barco e a linha perpendicular a este, varrendo-se assim a quarta parte de um círculo. Os censos contínuos têm duração de 10 minutos, e os censos instantâneos têm 10 intervalos consecutivos de 1 minuto. A posição do limite externo da faixa de censo é determinada segundo Heinemann (1981), através de uma triangulação envolvendo a largura da faixa de censo de 300 m, a altura do observador acima da superfície do mar e a distância entre os olhos do observador e a ponta superior de um paquímetro colocada na linha do horizonte. A densidade de aves (número de aves/km<sup>2</sup>) é calculada com base nos resultados obtidos nos censos instantâneos, com referência à área total coberta em cada censo, sendo esta igual a 10 vezes a área varrida em cada contagem instantânea.

#### *Ecologia trófica*

Para realização das análises de uma forma abrangente serão utilizadas duas técnicas complementares: análise de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) e análise de material regurgitado de *P. aethereus* e *S. leucogaster*. Amostras destas espécies coletadas no ano de 2011 e pertencentes ao Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG também foram analisadas com o intuito de verificar alguma mudança que poderia ter sido ocasionada pelo rompimento da barragem. No novo plano de trabalho, também estão previstas análises de amostras obtidas de Sterninae capturados na foz do Rio Doce e adjacências, mas as coletas iniciaram apenas após a aprovação do novo plano de trabalho, de modo que os resultados para Sterninae serão apresentados nos futuros relatórios. Em Abrolhos, *P. aethereus* e *S. leucogaster* foram amostrados no período reprodutivo nas suas colônias. Foram coletadas amostras de sangue e penas das aves vivas, e músculo das presas das aves marinhas regurgitadas durante o manuseio das aves.

### 2.1.2 Concentrações de elementos-traço nas aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação

As coletas de amostras de sangue e penas de *S. leucogaster* e de *P. aethereus* ocorreram no arquipélago dos Abrolhos. Amostras destas espécies coletadas no ano de 2011 e pertencentes ao Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG também foram analisadas com o intuito de verificar alguma mudança que poderia ter sido ocasionada pelo rompimento da barragem. Adicionalmente, foram coletadas amostras de cascas de ovos (eclodidos ou predados) e presas obtidas através dos regurgitados espontâneos das aves durante a amostragem, coletados oportunisticamente. No novo plano de trabalho, também estão previstas análises de amostras obtidas de Sterninae capturados na foz do Rio Doce e adjacências, mas as coletas iniciaram apenas após a aprovação do novo plano de trabalho, de modo que os resultados para Sterninae serão apresentados nos futuros relatórios. As amostras foram processadas e encaminhadas ao Laboratório de Zoofisiologia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) para análise dos metais/elementos-traço Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb, Zn, Hg e As.

### 2.1.3 Condições sanitárias, demográficas e genéticas das aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação

#### *Tamanho populacional e biologia reprodutiva*

A variação interanual no tamanho populacional de *P. aethereus* e *S. leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos e de *S. hirundinacea* nas ilhas costeiras de Vitória e Vila Velha (ES) foi obtida a partir dos dados de contagem do número de ninhos ativos no pico da reprodução das espécies. Em virtude da interrupção das atividades devido à pandemia do de Covid-19, dados coletados e cedidos pela equipe do ICMBio do Parque Nacional Marinho (PARNAM) dos Abrolhos foram também utilizados nas análises.

A variação interanual no sucesso reprodutivo de *P. aethereus* e *S. leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos foi obtida a partir dos dados de monitoramento de uma amostra de ninhos ativos no arquipélago dos Abrolhos em parceria com a equipe do ICMBio do PARNAM Abrolhos. Este monitoramento consistiu na coleta quinzenal do conteúdo dos ninhos (ovos e filhotes), os quais permitem avaliar o sucesso reprodutivo nas fases de incubação e desenvolvimento dos filhotes, bem como gerar as taxas de sucessos de eclosão e de reprodução.

#### *Diversidade genética*

O monitoramento dos possíveis impactos do rompimento da barragem sob o aspecto genético das aves marinhas foi realizado entre os anos de 2018 e 2022 com *S. leucogaster* e *P. aethereus*, ambas populações do arquipélago dos Abrolhos. Para isso, as aves foram capturadas nas áreas reprodutivas utilizando puçá ou manualmente, e foram coletadas amostras de 0,2 ml, as quais foram armazenadas em microtubos plásticos contando etanol absoluto e refrigeradas a -4°C. Amostras destas espécies coletadas no ano de 2011 e pertencentes ao Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG também foram analisadas com o intuito de verificar alguma mudança em relação à diversidade genética que poderia ter sido ocasionada pelo rompimento da barragem.

## Saúde

Após umedecer levemente a área com álcool 70%, as amostras de sangue foram obtidas por venopunção realizada na veia metatársica medial por meio de contenção física, utilizando-se microtubos de 0,5 mL, microtubos de 1,5 (com álcool absoluto), seringas de 1 mL e 3 mL com agulha de 25 x 7 mm, procedimento comum para a coleta de sangue em aves de porte pequeno, médio ou grande. A quantidade de sangue colhido foi proporcional ao tamanho da ave, sendo utilizada como regra o volume de 1% do peso do corpo. Para evitar hemólise, o sangue foi cuidadosamente transferido da seringa para os microtubos. Os tubos com as amostras, então, foram mantidos em caixas refrigeradas e encaminhados ao laboratório. As amostras de sangue fresco foram usadas para a confecção de lâminas de esfregaço e então, em laboratório, transferidas para um tubo um contendo heparina de sódio para realização do hemograma. A confecção do esfregaço sanguíneo foi feita por meio da disposição de uma pequena gotícula de sangue (cerca de 10  $\mu$ L) na lâmina de vidro limpa e seca e rapidamente uma lâmina extensora foi deslizada sobre ela, antes do sangue secar ou coagular. A lâmina foi mantida em temperatura ambiente até secar, fixada por imersão em metanol absoluto por alguns segundos e, após a secagem, foram acondicionadas em caixas específicas para lâminas de vidro para assegurar sua conservação até a etapa de coloração (Peirce et al., 1980).

## 2.2 ANÁLISE

### 2.2.1 Distribuição espacial e uso dos recursos alimentares por aves marinhas na área atingida pelos rejeitos da barragem de fundão

#### *Rastreamento remoto*

A partir das matrizes de dados com posições geográficas obtidas, são extraídas informações que descrevem cada viagem, como distância máxima percorrida, distância máxima da colônia, duração da viagem, e sinuosidade dos movimentos. São utilizados modelos ocultos de Markov para identificar pontos com comportamento de alimentação no mar, como descrito em Michelot et al. (2016), os quais são interpolados para identificação de áreas potenciais de alimentação. Além disso, são estimadas e comparadas as áreas de alimentação antes e após o rompimento a partir da densidade de kernel (KDE – *Kernel Density Estimator*), uma forma não paramétrica para estimar a função de densidade de probabilidade de uma variável aleatória.

#### *Identificação e contagem de aves nas praias*

Foi calculada a frequência de ocorrência relativa das espécies, expressa em porcentagem do número de censos com registros da espécie, considerando-se o número de amostragens para o período amostral (35 campanhas) e os quatro setores de costa (Pontal do Ipiranga, Povoação, Regência e Piraquê-açu). O índice de diversidade de Shannon-Weiner foi calculado para os quatro setores de costa a cada mês de amostragem. Para o cálculo do índice, foi utilizado, para cada setor e mês, o número total de espécies registradas e a abundância relativa de cada espécie na comunidade. Os mapas de distribuição da assembleia de aves marinhas e costeiras nas praias são elaborados a partir de contagens mensais de aves em 130 km de praias ao sul e norte da Foz do Rio Doce.



### *Identificação e contagem de aves no mar*

Os cálculos de esforço, frequência de ocorrência, abundância e densidade de aves marinhas foram realizadas através de manipulação de planilhas utilizando o pacote *dplyr*. A frequência numérica (FN) e frequência de ocorrência (FO%) foram definidas como a porcentagem de cada espécie de ave em relação ao total e o número de estações ou transectos contendo determinada espécie, respectivamente (Pinkas et al., 1971). Os mapas foram confeccionados através da utilização de diferentes funções dos pacotes: *dplyr*, *GISTools*, *sp*, *maptools*, *rgdal* e *shapes*. Os mapas de esforço amostral e densidade de aves foram construídos a partir da utilização da função *rasterize* disponível no pacote *raster*. A análise de Shannon foi realizada através da função *diversity* disponível no pacote *vegan*. Todos os pacotes foram utilizados em ambiente R v. 4.2.1 (R Core Team, 2022).

### *Ecologia trófica*

As amostras de músculo das presas foram lavadas em solução de éter de petróleo no condensador tipo Soxhlet para extração de lipídios, durante 3 sessões de 6 h cada. Após a secagem a 60°C por 72 h, as amostras foram maceradas até a obtenção de um pó homogêneo. Cerca de 0,9 mg de amostra foi pesada e envelopada em cápsula de estanho. A determinação da composição isotópica dos

elementos foi feita em um espectrômetro de massa de razão isotópica acoplado a um analisador elementar para C e N. As razões isotópicas foram expressas pela notação delta em partes por mil, de acordo com:  $\delta X = [(R_{amostra} / R_{padrão}) - 1] \times 1000$ , onde X é  $^{13}\text{C}$  ou  $^{15}\text{N}$  e R é a razão correspondente  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ou  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ . As razões isotópicas do carbono e nitrogênio são expressas em relação ao padrão V-PDB (Vienna Pee dee Belemnite) e ao nitrogênio atmosférico, respectivamente. Foram utilizados materiais certificados de referência em todas as análises. As análises estatísticas têm enfoque bayesiano (Ellison, 2004), utilizando o pacote *simmr* (*Stable Isotope Mixing Models in R*) (Parnell, 2019), no qual os modelos de mistura permitem inferir a composição de dieta a partir de várias fontes potenciais de alimento, e o pacote *SIBER* para estimativa de amplitude do nicho isotópico.

O material regurgitado espontaneamente foi coletado no momento da amostragem biológica ou de forma oportuna a partir de indivíduos do entorno do local da amostragem, acondicionado e identificado em sacos plásticos individualmente (i.e. um regurgito por saco plástico), congelado a -4°C, e transportado para o laboratório. No laboratório, as presas coletadas foram identificadas através de guias de identificação específicos (e.g. Menezes & Figueiredo, 1978; Szpilman, 2000; Marceniuk et al., 2021), a fim de conferir identificação ao menor nível taxonômico possível. Em seguida, os indivíduos foram medidos (milímetros) em relação às seguintes variáveis morfológicas: comprimento total, comprimento furcal, altura do pedúnculo caudal, e distância entre nadadeiras anal e caudal. A reconstituição da massa corporal das presas foi realizada através de uma abordagem Bayesiana que relaciona tamanho e massa corporal das presas, seguindo padrões de forma do corpo (Froese et al., 2014). Os dados obtidos a partir da análise do material regurgitado foram compilados em tabelas separadas para os períodos pré e pós rompimento da barragem. Os dados do pré rompimento da barragem foram retirados de trabalhos prévios referentes à dieta de aves marinhas no arquipélago de Abrolhos para *S. leucogaster* e *P. aethereus* (Alves et al. 2004; Nascimento & Azevedo-Júnior 2005).



As amostras do período pós rompimento da barragem foram coletados nos anos de 2018, 2019, 2021 e 2022. As interpretações matemáticas foram baseadas em cálculos da frequência de ocorrência (%FO), que se refere ao número de vezes em que determinado item alimentar ocorreu nas amostras, e a porcentagem numérica (%N) de cada item alimentar em relação ao total de presas. A importância de cada item alimentar na dieta do período pós rompimento foi determinada para as duas espécies a partir das amostras obtidas utilizando-se o índice de importância relativa presa-específica (%PSIRI), conforme Brown et al. (2012). Para cada predador, foi realizada uma análise por família e uma análise por espécie, a fim de otimizar o aproveitamento de amostras para as quais não foi possível a identificação no nível de espécie. O valor de %PSIRI foi obtido a partir da seguinte equação:

$$\%PSIRI_i = \frac{(\%FO_i * (\%PN_i + \%PM_i))}{2},$$

na qual  $PSIRI\%$  = índice de importância relativa presa-específica do item alimentar  $i$ ,  $FO\%$  = frequência de ocorrência da presa  $i$  nas amostras,  $PN\%$  = contribuição numérica presa-específica da presa  $i$ ;  $PM\%$  = contribuição presa-específica em massa reconstituída da presa  $i$ .

#### 2.2.2 Concentrações de elementos-traço nas aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação

As amostras de material biológico das aves foram previamente secas em estufa (45-60°C) até peso seco constante e digeridas em ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) ultrapuro (Suprapur, Merck, Darmstadt, Alemanha) na proporção de 1 g de peso seco de material biológico para 2 mL de ácido nítrico. As amostras foram então submetidas à digestão ácida em tubos plásticos tipo Eppendorf devidamente lacrados e mantidos em estufa incubadora (45-60°C) até sua completa digestão. As amostras de material biológico digerido foram avolumadas a 1 mL com água tipo milli-q. Imediatamente antes da análise da concentração dos metais, as amostras foram diluídas, conforme a necessidade, utilizando-se água tipo milli-q. As amostras de material biológico, preparadas conforme descrito acima, foram analisadas, em triplicata, por espectrometria de absorção atômica de alta resolução com forno de grafite acoplado (HR-CS- AAS; ContrAA 700 Analytik Jena, Alemanha). As concentrações dos metais no material biológico foram expressas em µg/g de peso úmido (mg/kg de peso úmido). Para verificar a acurácia e exatidão das análises, foram realizados controles de qualidade analíticos. Para tal, foram analisados "brancos", com os quais todos os procedimentos para a preparação e análise das amostras foram realizados, porém na ausência da amostra. Além disso, foram utilizadas soluções padrões dos metais analisados (SpecSol®, QuimLab Química & Metrologia, Jacareí, SP, Brasil) rastreadas ao *National Institute of Standards and Technology* (NIST, Gaithersburg, MD, EUA), para verificar a acurácia das medidas. Por sua vez, a exatidão dos resultados obtidos foi avaliada utilizando-se os seguintes materiais de referência certificados para análise de metais traços: proteína de peixe DORM-4 (*National Research Council, Canadá*) e tecido de mexilhão ERM-CE278 (*European Reference Material*). Amostras destes materiais de referência certificados foram tratadas e analisadas da mesma forma que as amostras do material biológico coletado, conforme descrito anteriormente. Os resultados de elementos-traço foram analisados quanto às concentrações mínimas, médias, medianas e máximas, e os valores de sangue e penas das aves comparados estatisticamente utilizando o teste não-paramétrico de Dunn,

considerando-se os anos e períodos secos e chuvosos de antes e depois do rompimento da barragem do fundão. Testes estatísticos não foram feitos para as amostras de presas e cascas de ovos devido ao baixo número amostral. As análises estatísticas foram conduzidas em ambiente R v.3.6.1 (R Core Team, 2020).

### 2.2.3 Condições sanitárias, demográficas e genéticas das aves marinhas que utilizam a foz do rio doce e adjacências para alimentação

#### *Tamanho populacional e biologia reprodutiva*

A variação interanual no tamanho populacional e do sucesso reprodutivo de *S. leucogaster* e *P. aethereus* no arquipélago dos Abrolhos foi analisada em gráficos de tendência construídos com a base de dados temporal coletados. A taxa de sucesso reprodutivo aparente foi calculada através do método tradicional que leva em consideração o número de ovos que eclodiram dividido pelo número de ovos postos, para calcular o sucesso de eclosão e número de filhotes que deixaram o ninho dividido pelo número de ovos que eclodiram, para calcular o sucesso de filhote e, conseqüentemente, da reprodução.

Os ninhos onde o ovo não foi incubado ou que ultrapassou o tempo máximo de incubação foram registrados como abandonados. Os ninhos onde os ovos ou filhotes desapareceram antes do tempo mínimo de incubação e de recrutamento foram considerados predados. Além disso, ovos com vestígios de predação (cascas quebradas, furos), o que não pode ser ocasionado por condições climáticas extremas, patógenos, pisoteamento pelas cabras presentes na ilha Santa Bárbara ou outros fatores também foram considerados predados.

#### *Diversidade genética*

O DNA genômico foi extraído utilizando o kit DNeasy Blood & Tissue Qiagen® a partir de amostras de sangue preservadas em álcool absoluto. Marcadores do tipo microsatélites (SSR) foram amplificados utilizando *primers* e protocolos específicos descritos para cada espécie na literatura (Taylor et al., 2010; Molecular Ecology Resources Primer Development Consortium, 2011; Jones et al., 2017). As análises foram conduzidas comparando amostragens por ano de coleta e, também, comparando amostras coletadas nos períodos pré e pós rompimento. Os índices descritivos da diversidade genética foram calculados nos programas FSTAT v1.2 (Goudet, 1995) e Arlequin 3.5 (Excoffier & Lischer, 2010). Para verificar diferenças na composição genética nos conjuntos de amostras, uma análise de coordenadas principais (PCoA) foi feita para cada espécie, utilizando o programa GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse, 2006; Peakall & Smouse, 2012).

#### *Saúde*

Os esfregaços foram corados por meio de coloração de panótico rápido. A leitura da lâmina foi feita com o auxílio do microscópio binocular da Nikon. Os esfregaços foram examinados sob microscopia ótica (magnificação 1000x). O esfregaço sanguíneo foi realizado para a obtenção da contagem diferencial de leucócitos (heterófilos, linfócitos, eosinófilos, monócitos e basófilos) sendo realizada para 100 leucócitos. A densidade relativa de leucócitos (DRL), em leucócitos por campo, foi calculada como

o inverso da contagem do número de campos microscópicos (sob magnificação de 1000x) examinados para completar a contagem diferencial. Como em aves pode ser difícil diferenciar linfócitos pequenos de trombócitos, utilizou-se a técnica de contagem de granulócitos com posterior cálculo da contagem total de leucócitos, a partir da proporção de granulócitos obtida pela contagem diferencial de leucócitos (DEIN, 1994). A razão de leucócitos e eritrócitos (RLE), em leucócitos por 1000 eritrócitos, foi calculada dividindo a concentração total de leucócitos pela concentração total de eritrócitos. Para estimar a relação entre RLE e DRL com base nestes dados foi estimado a RLE por meio da equação:  $RLE = (4.8731 \times DRL) - 0.7724$ , além da busca minuciosa por hemoparasitas. Para a contagem total de eritrócitos, leucócitos e trombócitos utilizou-se o método de Natt-Herrick (Carisch et al., 2019), que engloba a preparação da solução de Natt-Herrick (utilizada como diluente e corante). Sucintamente, o sangue total foi diluído em razão de 1:200, utilizando a solução de Natt-Herrick. Após a homogeneização, o sangue diluído foi utilizado para preencher a câmara de contagem hematimétrica (câmara de Neubauer), e esta foi deixada em repouso por 5 minutos em câmara úmida antes da contagem. Após, as células dos quadrantes da câmara de Neubauer foram diferenciadas e enumeradas com auxílio de microscópio óptico modelo Nikon Eclipse E-200 (Nikon) em aumento de 400x. Os gráficos foram gerados através do pacote *ggplot2* (Wickham, 2016), em ambiente R v. 4.2.1 (R Core Team, 2022) e para os parâmetros hematológicos foram feitos cálculos da mediana, mínimo e máximo através do software Microsoft Office Excel® (Microsoft Corporation, Redmond, Washington, 98052-7329, EUA).

Foram pesquisados e caracterizados microrganismos de interesse em saúde pública global. As amostras foram semeadas em tubos contendo 3mL de caldo BHI (Brain Heart Infusion), incubados a 37°C por 24h, para seu enriquecimento. Após esse período, as amostras foram semeadas em ágar sangue de carneiro (5%) e em MacConkey e, em seguida, incubadas nas mesmas condições anteriores (*Escherichia coli* e *Klebsiella pneumoniae*). Visando a pesquisa de *Salmonella* spp., os suabes foram inoculados em caldo tetracionato e em ágar xilose-lisina-tergitol 4 (XLT4), e incubados a 37°C por 24h. As placas que apresentaram crescimento bacteriano foram submetidas à caracterização morfológica e bioquímica das colônias. As amostras de cloaca foram semeadas em diferentes meios seletivos suplementados com antibióticos para o isolamento de bactérias Gram-negativas e Gram-positivas para possível identificação de isolados produtores de ESBL, MCR-1 e MRSA. A triagem de bactérias Gram-negativas (membros da família Enterobacteriaceae, não-fermentadores e *Vibrio* spp.) foram utilizados os meios seletivos MacConkey (Acumedia) suplementado com ceftriaxona 2 µg/mL e colistina 3 µg/mL e TCBS (Tiosulfato-Citrato-Bile-Sacarose agar, Acumedia). Para triagem de bactérias Gram-positivas (*Staphylococcus* spp.), as amostras foram semeadas em agar Manitol (Acumedia) suplementado com oxacilina 8 µg/mL. As amostras foram incubadas a 37° C por 18-24 horas. Para a pesquisa de *Enterococcus* spp. com resistência adquirida à vancomicina (VRE) foi usado um meio cromogênico específico e seletivo para a detecção e diferenciação das espécies *E. faecium* e *E. faecalis*. Para o perfil de susceptibilidade aos antimicrobianos foi realizado o teste de Kirby-Bauer, sinergismo para pesquisa de ESBL (β-lactamases de espectro estendido) e inibição com EDTA (ácido etilenodiamino tetra-acético) (Esposito et al., 2017). Foram testadas 23 antimicrobianos: Imipinem, Marbofloxacin, Amicacina, Ampicilina, Meropenem, Ciprofloxacina, Ceftriaxona, Cefepime, Marbofloxacin,

Enrofloxacin, Aztreonam, Gentamicin, Enrofloxacin, Ceftazidime, Piperacillin, Tazobactam, Amoxicillin clavulanate, Cefalexin, Tobramycin, Tetracycline, Cefoxitin, Levofloxacin and Cefovecin). The inoculum was prepared from isolated colonies, present on the primary isolation plate. The sample from the colony to be tested was suspended in culture broth, so as to obtain a suspension with adequate turbidity. After this step, a plate containing Mueller Hinton Agar was uniformly seeded with a sample from the suspension, by means of a sterile swab. The filter paper discs impregnated with determined quantities of specific antibiotics were then arranged orderly on the surface of the medium and the plates were incubated at 37°C for about 24 hours. The second methodology used was the combined disc substrate with and without EDTA, for comparison of inhibition zones. For this test two discs with 10 µg of colistin were used on the agar and one of them was added 100 mM of EDTA. For interpretation, the substrate discs with and without EDTA were measured and compared after 18-24 hours of incubation at 37 °C (Esposito et al., 2017). The criteria for realization and interpretation of the tests were performed according to the guidelines of the manual Clinical and Laboratory Standards Institute (CLSI, 2018).

For the research of Gram-negative multiresistant bacteria, the biological samples, contained in swab, were transferred to BHI broth tubes (Brain Heart Infusion) and incubated at 36 °C for a period of 18-24 hours. Subsequently, a loopful of each liquid culture was streaked on MacConkey agar supplemented with ceftriaxone, ciprofloxacin and colistin (2 µg/mL each). As the different colonies grown on MacConkey agar supplemented with ceftriaxone were triaged for production of ESBL and serine- and metallo-carbapenemases. The colonies grown on MacConkey agar supplemented with ciprofloxacin and colistin were triaged for resistance to antibiotics of the quinolone class and for production of MCR, respectively. For the triage of bacteria producers of ESBL was used the disc approximation method (Jarlier et al., 1988), in which a disc of amoxicillin with clavulanic acid (30 µg) was placed in the center of antibioticogram plates and discs of ceftazidime (30 µg), cefotaxime (30 µg), ceftriaxone (30 µg) and cefepime (30 µg) were placed 2.5 cm from the same. In this method, the production of ESBL is considered positive when there is the appearance of a ghost zone or enlargement of the inhibition halo of the cephalosporin (JARLIER et al., 1988). The triage of bacteria producers of serine- and metallo-carbapenemases was made through the antibioticogram disc diffusion method (Bauer et al., 1966), using discs of ceftazidime (30 µg), cefotaxime (30 µg), ceftriaxone (30 µg), cefepime (30 µg), imipenem (10 µg), ertapenem (10 µg), meropenem (10 µg) and aztreonam (30 µg), where the resistance to all these antibiotics is indicative of production of serine-carbapenemases, and the resistance to all these antibiotics, with exception of aztreonam, is indicative of production of metallo-carbapenemases (CLSI, 2018). The evaluation of susceptibility to quinolones, of isolates that grew on MacConkey agar supplemented with ciprofloxacin, was also performed by the antibioticogram disc diffusion method (Bauer et al., 1966), using discs of nalidixic acid (30 µg), ciprofloxacin (5 µg), enrofloxacin (5 µg), levofloxacin (5 µg), marbofloxacin (5 µg), moxifloxacin (5 µg), norfloxacin (10 µg), ofloxacin (5 µg) and perfloxacin (5 µg). As the triage for production of MCR was performed through three different methodologies – NP test (Nordmann et al., 2016), a rapid test that identifies the metabolism of glucose associated with bacterial growth, in the presence of a determined

concentração de colistina, utilizando o vermelho fenol como indicador de pH; determinação de concentração inibitória mínima (CIM), por microdiluição em caldo (CLSI, 2018); e teste de disco-combinado, comparando as zonas de inibição de um disco de colistina (10 µg) com um disco de colistina (10 µg) com EDTA (100 nM). Os isolados que apresentaram perfil de resistência de interesse foram submetidos à identificação da espécie bacteriana utilizando o equipamento Vitek®2 (bioMérieux) e foram, subsequentemente, submetidos a sequenciamento de genoma completo. Esses isolados foram armazenados em ágar Triptona de Soja (TSA) a 1%, à temperatura ambiente, e em caldo BHI suplementado com 20% de glicerol, a -20 °C. O DNA genômico foi extraído utilizando o kit PureLink™ Quick Gel Extraction & PCR Purification Combo (Life Technologies, Carlsbad, CA), de acordo com as recomendações do fabricante. A qualidade e a concentração das amostras de DNA foram primeiramente avaliadas por espectrofotometria no aparelho DeNovix DS-11 (DeNovix Inc., Wilmington, USA). Posteriormente, tais parâmetros foram avaliados através do fluorômetro Qubit® 2.0 (Life Technologies, Carlsbad, CA), utilizando o kit Qubit® dsDNA BR Assay (Life Technologies, Carlsbad, CA), conforme recomendações do fabricante. As bibliotecas genômicas, do tipo paired-end, foram construídas utilizando os kits Nextera XT DNA e Nextera DNA Flex (Illumina Inc., Cambridge, UK), de acordo com os protocolos do fabricante (Nextera® XT DNA Library Prep Reference Guide; Document 15031942 v01; Nextera™ DNA Flex Library Prep Reference Guide; Document 1000000025416 v04). Em seguida, a quantificação das bibliotecas prontas foi avaliada através do fluorômetro Qubit® 2.0 (Life Technologies, Carlsbad, CA), utilizando o kit Qubit® dsDNA HS Assay (Life Technologies, Carlsbad, CA), conforme recomendações do fabricante. Os tamanhos dos fragmentos das bibliotecas foram avaliados pelo sistema Agilent Bioanalyzer 2100 (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA), utilizando o kit DNA High Sensitivity (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). O sequenciamento dos genomas foi realizado no Laboratório de Investigação e Análise de Genomas (Genome Investigation and Analysis Laboratory - GENIAL), do Centro de Facilidades para a Pesquisa (CEFAP) da USP, utilizando as plataformas Illumina NextSeq (Illumina Inc., San Diego, CA), de 2x150 pb e Illumina MiSeq (Illumina Inc., San Diego, CA), de 2x250 pb. Após o sequenciamento, as sequências geradas foram submetidas à montagem de novo, utilizando as versões correntes dos programas de montagem CLC Genomics Workbench (CLC bio, Cambridge, MA, USA) e Unicycler (Wick et al., 2017). Em seguida, as sequências montadas foram submetidas a análise pelas ferramentas do Center for Genomic Epidemiology (<http://www.genomicepidemiology.org/>), para a predição de espécie (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/SpeciesFinder/>), sorotipo (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/SerotypeFinder/>), genes de resistência e mutações de ponto (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/ResFinder/>), genes de virulência (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/VirulenceFinder/>), tipagem clonal da bactéria (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/MLST/>) e identificação de plasmídeos (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/PlasmidFinder/>) e tipagem plasmidial (<https://cge.cbs.dtu.dk/services/pMLST/>). A predição de genes de resistência também foi realizada utilizando a ferramenta online CARD (The Comprehensive Antibiotic Resistance Database; <https://card.mcmaster.ca/analyze/rgi>). A predição de genes de virulência de outras espécies, que não *E. coli*, foi feita através da ferramenta blastn contra o banco de dados do Virulence Factors of



Pathogenic Bacteria (<http://www.mgc.ac.cn/VFs/>), utilizando um limiar  $\geq 90\%$  de identidade. A análise de filogrupos de isolados de *E. coli* foi realizada utilizando a ferramenta online ClermonTyping ([http://clermontyping.iame-research.center/success/analysis-29062019\\_112344](http://clermontyping.iame-research.center/success/analysis-29062019_112344)). A análise do ambiente genético dos genes de resistência de interesse foi realizada utilizando o programa Geneious v. R9 (Biomatters Ltd, New Zealand) e a ferramenta online BLAST (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). As análises de mutações de ponto foram realizadas utilizando o programa Geneious v. R9 (Biomatters Ltd, New Zealand) e a ferramenta online PROVEAN Protein ([http://provean.jcvi.org/seq\\_submit.php](http://provean.jcvi.org/seq_submit.php)), que permite prever se uma mutação é neutra ou deletéria. A pesquisa foi realizada no laboratório de Resistência Bacteriana e Alternativas Terapêuticas, do Departamento de Microbiologia da Universidade de São Paulo, em meio de transporte de Stuart.

Para o diagnóstico molecular virológico, as amostras foram coletadas com suabe estéril e conservadas em microtubos, mantidos congelados até o momento do processamento. O material foi triado e processado no Departamento de Microbiologia, do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo. As amostras foram testadas para a detecção de material genético viral (Influenza, Herpesvírus, Adenovírus, Circovírus e Avulavírus) através da técnica de Real Time Polymerase Chain Reaction (qPCR) com primers descritos na literatura. A extração do DNA/RNA viral foi feita por meio do kit de purificação da Thermo Fisher MagMAX™ CORE Nucleic Acid Purification Kit.

Para o diagnóstico molecular parasitológico, as amostras foram coletadas em microtubos tipo Eppendorf® de 1,5 ml estéril, com álcool absoluto, mantidos refrigerados até o momento do processamento. O material foi triado e processado no Laboratório de Doenças Parasitárias do Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal (VPS) da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ) da Universidade de São Paulo (USP). O DNA genômico foi extraído de acordo com as instruções do fabricante do kit comercial PureLink® Genomic DNA mini kit (INVITROGEN- Life Technologies, Carlsbad, CA). O DNA extraído foi armazenado a  $-20^{\circ}\text{C}$  até o momento da realização da PCR em tempo real (qPCR). As amostras foram triadas inicialmente para a pesquisa de DNA de *Borrelia* spp., foi utilizado qPCR semiquantitativo (7500 Real Time PCR Systems apparatus – Applied Bio Systems, Foster City, CA, USA) como triagem, com os primers Bor16S3F senso (AGCCTTTAAAGCTTCGCTTGTAG) e Bor16S3R anti-senso (GCCTCCCGTAGGAGTCTGG3, e sonda interna Bor16S3P senso (6FAMCCGGCCTGAGAGGGTGAACGG), que amplifica um fragmento de 148pb do gene 16S RNA conforme Parola et al. (2011). As amostras positivas nessa análise seguiram para nested PCR utilizando par de primers FlaLL senso (ACATATTCAGATGCAGACAGAGGT) e FlaRL anti-senso (GCAATCATAGCCATTGCAGATTGT) externos, que amplificam um fragmento de 665 pb do gene flagelina-B (Flab) e uma segunda reação utilizando um par de primers FlaLS senso (AACAGCTGAAGAGCTTGGAATG) e FlaRS anti-senso internos (CTTTGATCACTTATCATTCTAATAGC) que amplificam um fragmento de 354 pb, conforme protocolo previamente adaptado de Stromdahl et al. (2003). Para cada reação foram utilizados controles positivos (*Borrelia anserina*) e controle negativo (água Milli-Q). As amostras positivas seguirão para caracterização gênica através da PCR e Nested-PCR convencional. Os marcadores e condições da PCR e Nested-PCR estão listados na figura abaixo. As condições do ciclo para ambas as reações



envolveram um tempo inicial de 3 min para desnaturação a 95 ° C e depois 40 ciclos, com cada ciclo consistindo em 1 min desnaturação a 95 ° C, anelamento de 1 min a 55 ° C e uma extensão final de 1 min a 75 ° C Todas as reações foram reveladas em gel de agarose 1,5%. A revelação foi feita com Syber Safe® (Eugene, OR, USA) de acordo com as especificações do fabricante e a visualização das bandas em transiluminador ultravioleta.

## 2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Durante o primeiro ano de monitoramento (outubro de 2018 a setembro de 2019), as transecções para contagens de aves no mar estavam posicionadas a 10 km de distância da costa e possuíam 200 km de extensão. Neste período, ao longo de 12 campanhas de campo mensais, foram realizadas 459 h e 45 min de observação e 1.686 km<sup>2</sup> amostrados. A partir de outubro de 2019 (Ano 2), após ajustes metodológicos, as transecções foram aproximadas em 5 km da costa e passaram a ter 100 km de extensão. Salienta-se que alterações na metodologia ocorreram após aprovação pela CTBio.

Também foram realizadas alterações no monitoramento de ninhos realizado no PARNAM Abrolhos. Em virtude das solicitações da equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, ao longo da evolução do PMBA/Fest, foram alteradas a quantidade de ninhos monitorados de *P. aethereus*, bem como a localização dos mesmos. No início, estavam sendo monitorados 49 ninhos na ilha Santa Bárbara. Posteriormente, aumentamos o número de ninhos em substituição aos inativos. No entanto, a equipe do Parque solicitou que os ninhos localizados numa região da ilha conhecida como Mato Verde não fossem mais utilizados no monitoramento. Assim, interrompemos o monitoramento em 55 ninhos desta localidade, mas adicionamos outros em outras ilhas do arquipélago, ampliando a amostragem para cerca de 144 ninhos.

O plano de trabalho do Novo Ciclo do PMBA/Fest ainda conta com alterações adicionais. Em termos gerais, *Pterodroma arminjoniana* e *Thalassarche chlororhynchos* foram removidas completamente das análises de dados e amostras, bem como todos os dados e amostras oriundos de aves encalhadas nas praias, coletadas pelo PMP. Especificamente, foi removida a análise de elementos-traço em *P. arminjoniana*, *T. chlororhynchos*, e *Sula leucogaster* encontrados mortos nas praias. Portanto, foram mantidas apenas *Phaethon aethereus* e *S. leucogaster* (cascas de ovos, presas, sanue e penas) amostrados no arquipélago dos Abrolhos, além da inclusão da análise de tecidos de Sternidae (sangue e penas). A análise de Sternidae iniciará a partir do próximo relatório, pois os dados do presente relatório foram coletados até setembro de 2022. *P. arminjoniana* e *T. chlororhynchos* também foram excluídas das análises referentes à Ecologia Trófica, na qual foram incluídas análises de material regurgitado pelas aves de Abrolhos, quando existente. Para a análise de distribuição espacial a partir de técnicas de rastreamento remoto, foram completamente removidas *P. arminjoniana* e *T. chlororhynchos*, além da análise de distribuição especial durante período não reprodutivo para as aves marinhas de Abrolhos. Análises de parâmetros sanitário, dieta e contaminação, realizadas a partir de amostras biológicas coletadas nas praias oriundas do PMP, foram removidas, bem como análise de dados de encalhe de aves marinhas nas praias do Espírito Santo. Por fim, a técnica de análise de

variação na diversidade genética das aves marinhas de Abrolhos foi substituída por sequenciamento de nova geração. Para os parâmetros genéticos, *P. arminjoniana* também foi removida.

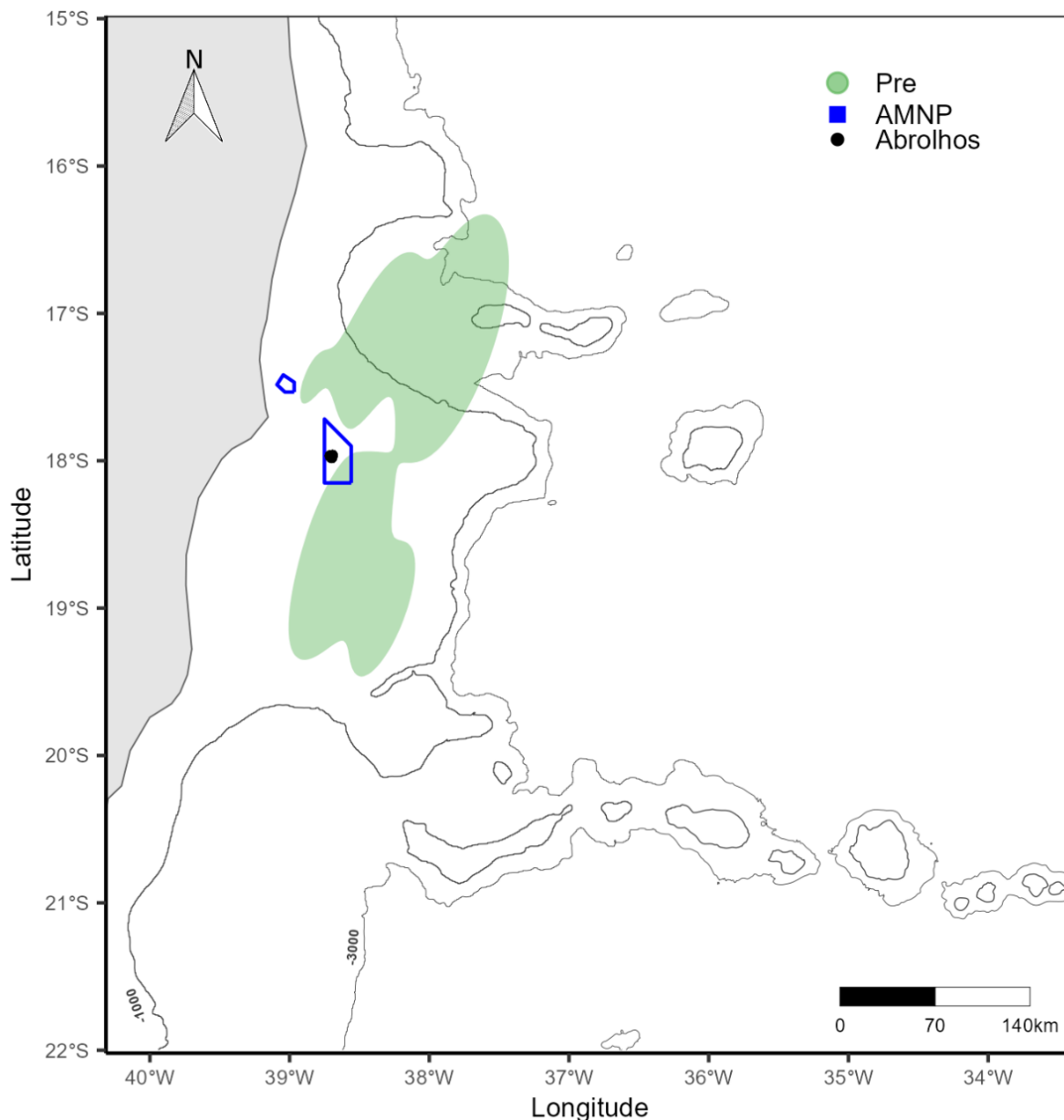
### **3 RESULTADOS DOS INDICADORES**

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – setembro/2022) na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte a gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest vêm se consolidando ao longo de quatro anos de monitoramento, onde seus principais resultados foram discutidos em todos os relatórios técnicos entregues até o presente, entretanto a partir do novo modelo de relatório solicitado via ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio, proposto via ofício FR.2023.0214 (SEI13515133) e aprovado via ofício SEI nº4/2023-CTBio/DIBIO/ICMBio, a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

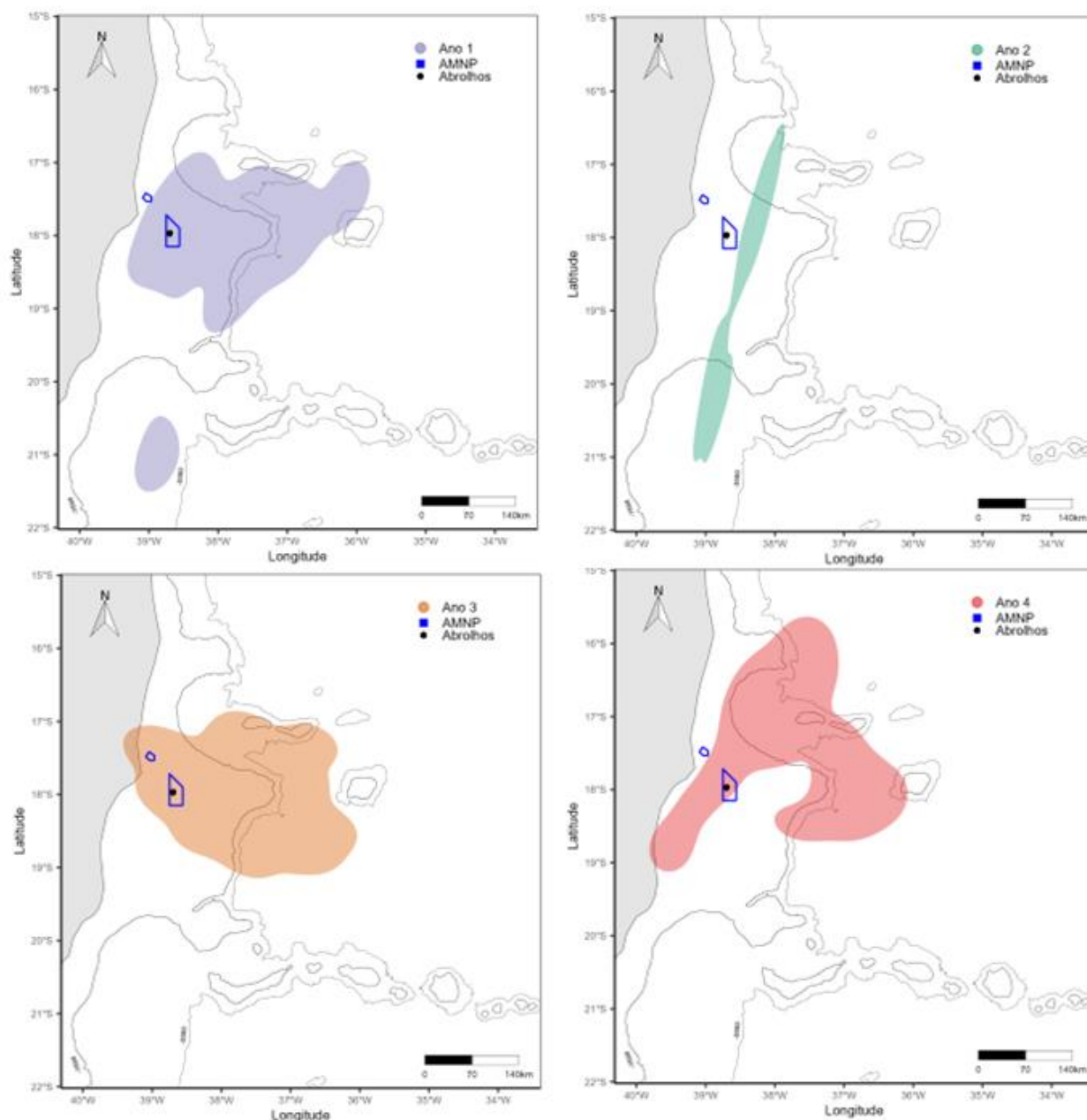
#### **3.1 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E USO DOS RECURSOS ALIMENTARES POR AVES MARINHAS NA ÁREA ATINGIDA PELOS REJEITOS DA BARRAGEM DE FUNDÃO**

Figura 1: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pré rompimento da barragem de Fundão. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



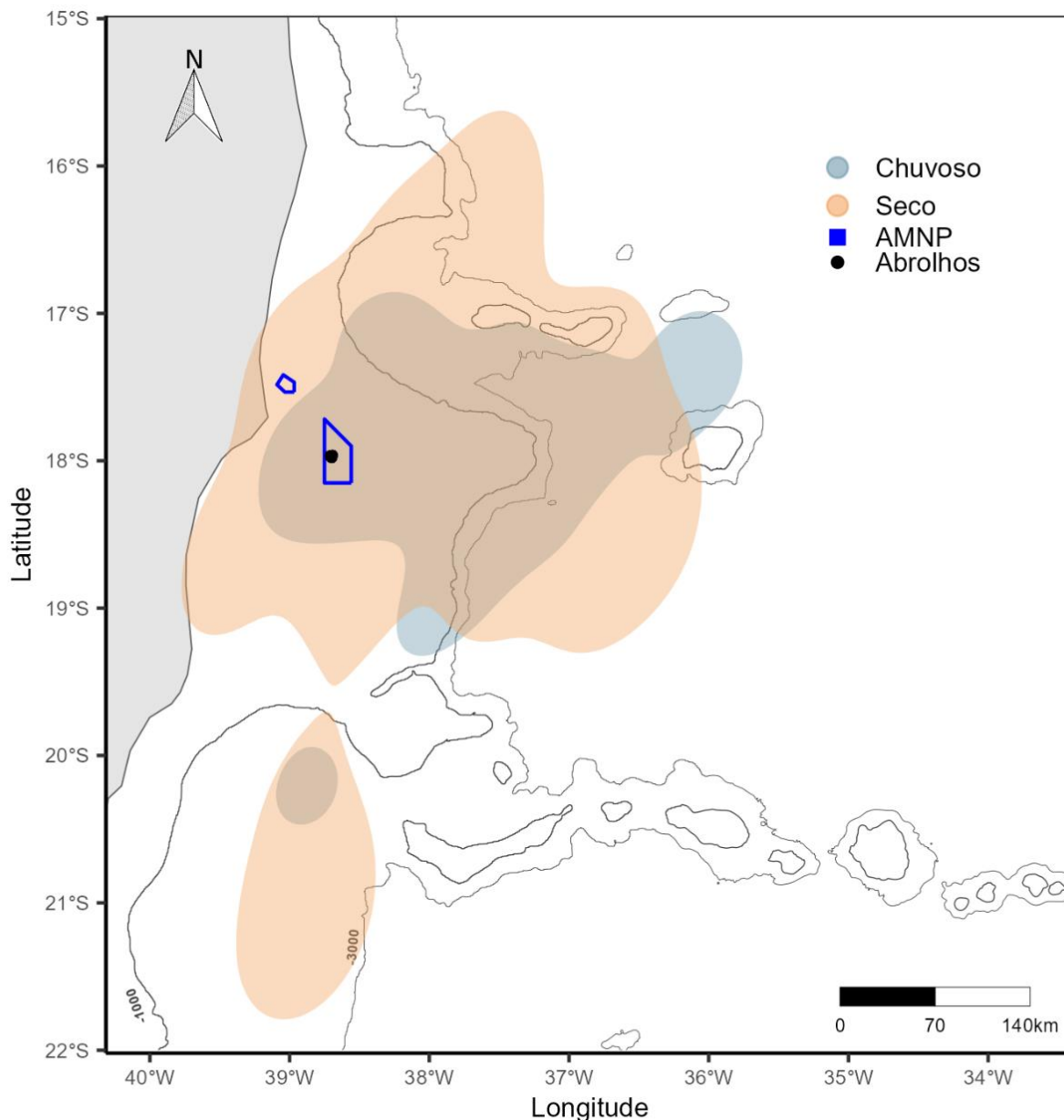
Os indivíduos de *P. aethereus* que se reproduzem em Abrolhos foram rastreados no período prévio ao rompimento da barragem de Fundão, no âmbito de projetos de pesquisa desenvolvidos pela equipe do Tema Aves Marinhas do PMBA/Fest. Durante esse período, os dados mostram que a espécie utilizava o entorno do arquipélago para alimentação, como é comum para aves marinhas. A imagem acima é produzida a partir de uma segmentação da trajetória rastreada, através da qual são isolados apenas os pontos no tempo e no espaço nos quais são estimados ocorrer atividade de forrageio. Vale destacar que a espécie se alimenta sobre a plataforma continental, mas também usualmente além do talude, como observado na porção norte da área de alimentação.

Figura 2: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pós rompimento da barragem de Fundão. Ano 1 está representado no canto superior esquerdo; Ano 2 está representado no canto superior direito; Ano 3 está representado no canto inferior esquerdo; Ano 4 está representado no canto inferior direito. Amostragens do Ano 2 foram prejudicadas pela pandemia de Covid-19. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



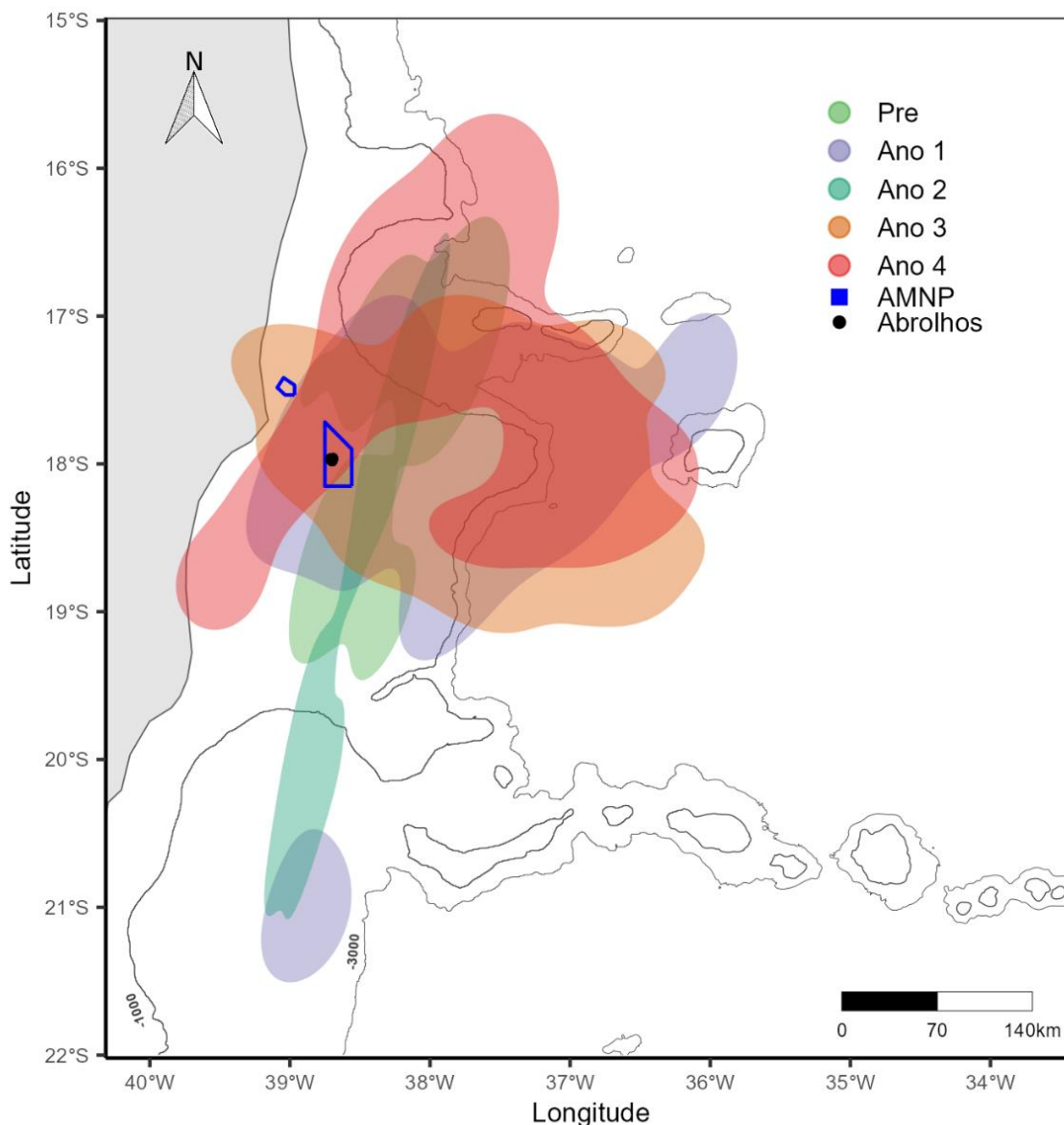
Em todos os anos amostrados após o rompimento da barragem, *P. aethereus* permaneceu utilizando o entorno do arquipélago durante viagens de alimento em período reprodutivo. Existem variações interanuais na utilização do espaço para captura das presas, mas não são substanciais o suficiente para apontar alterações nas áreas de alimentação entre os períodos. De forma similar ao período pré-rompimento da barragem, a espécie permaneceu utilizando a plataforma continental no entorno do arquipélago, bem como o talude e áreas oceânicas ao norte.

Figura 3: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pós rompimento da barragem de Fundão, nos períodos secos e chuvosos desde 2018 a 2022. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



Comparação entre os períodos secos e chuvosos durante o período de execução do PMBA/Fest indicam uma permanência na região para alimentação durante ambos os períodos. A imagem indica uma forte sobreposição entre as áreas de alimentação dos dois períodos, embora a área de forrageio seja maior para o período seco, sugerindo uma maior área de busca como consequência de presas com distribuição mais difusa no espaço, ou até de um aumento na competição intra e/ou interespecífica no entorno imediato do arquipélago.

Figura 4: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a todas as viagens de forrageio rastreadas nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



Embora com variações interanuais, a figura composta demonstra uma forte sobreposição entre as áreas de alimentação dos períodos pré e pós rompimento, indicando que *P. aethereus* permanece utilizando, no período pós-rompimento, a plataforma continental ao sul de Abrolhos, bem como o talude e as áreas oceânicas ao norte do arquipélago. As variações interanuais estão, possivelmente, associadas a variações naturais na distribuição das presas, as quais são, em sua maioria, pequenos peixes epipelágicos. Considerando que, especialmente, a região ao sul do arquipélago foi impactada pelo rompimento da barragem, e que há um processo de recontaminação crônica da região, é possível inferir que *P. aethereus* está permanentemente exposta aos contaminantes presentes na coluna d'água durante viagens de alimentação em período reprodutivo, ilustrando o conceito de armadilha ecológica.

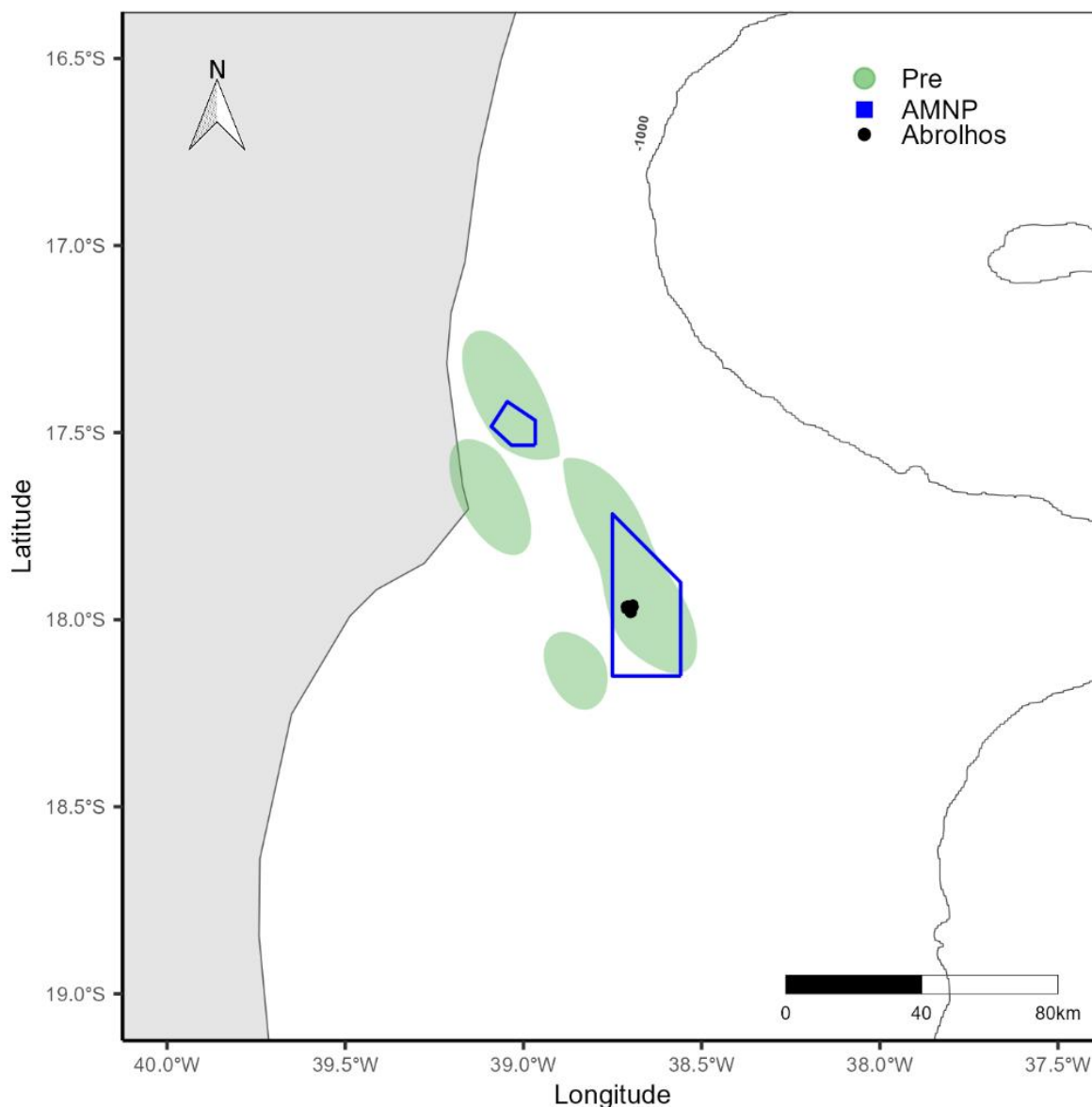


Tabela 1: Estatísticas básicas das viagens de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a valores de média e desvio padrão de todas as viagens de forrageio rastreadas nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. Dmax = distância máxima atingida a partir da colônia, expressa em km; D = distância total percorrida, expressa em km; T = duração total das viagens de forrageio, expressas em horas; Sin = sinuosidade das trajetórias, a qual é calculada por  $D/2D_{max}$ .

	2012 (2)	2019 (22)	2020 (2)	2021 (5)	2022 (6)
Dmax (km)	112,9 ± 43,1	147,3 ± 97,3	161,7 ± 159,8	181,2 ± 80,2	167 ± 64,5
D (km)	285,1 ± 156,3	422,9 ± 344,3	401,2 ± 425,2	404,1 ± 188,3	357 ± 183,5
T (h)	27 ± 29,3	58,6 ± 48,7	45 ± 39,9	58,5 ± 27,6	42 ± 28,6
Sin	1,22 ± 0,22	1,34 ± 0,39	1,16 ± 0,17	1,17 ± 0,35	1 ± 0,23

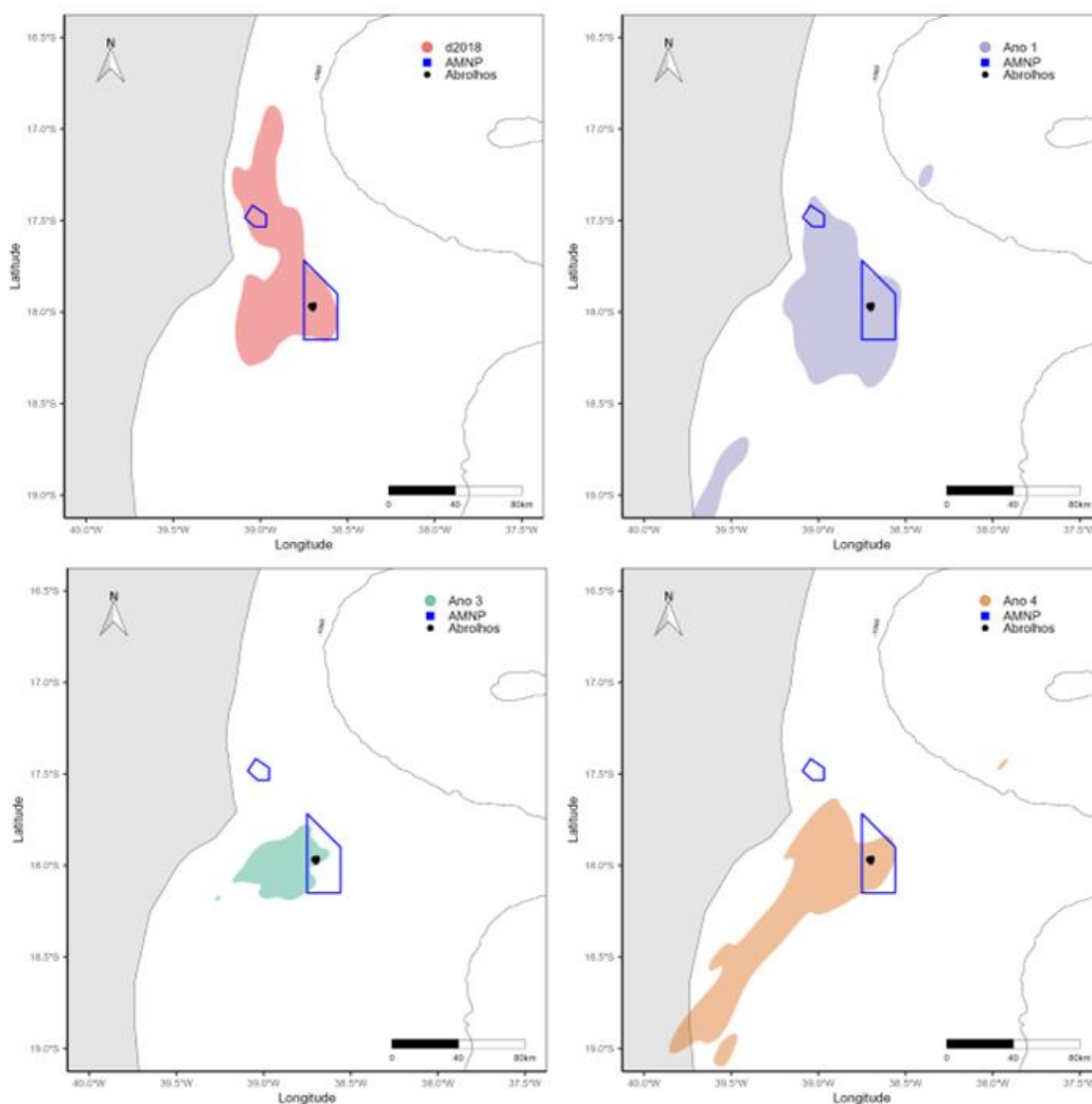
As métricas das viagens vão ao encontro do que foi demonstrado nas figuras, visto que há uma variação interanual nas estatísticas, mas essas estão dentro de um contexto de variação natural na distribuição das presas ao longo dos anos, como é usualmente observado para aves marinhas. O maior tamanho amostral obtido ao longo dos anos do PMBA/Fest aumenta a probabilidade de registrar viagens mais longas, o que explica um aumento nos valores médios no período pós-rompimento.

Figura 5: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pré rompimento da barragem de Fundão. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



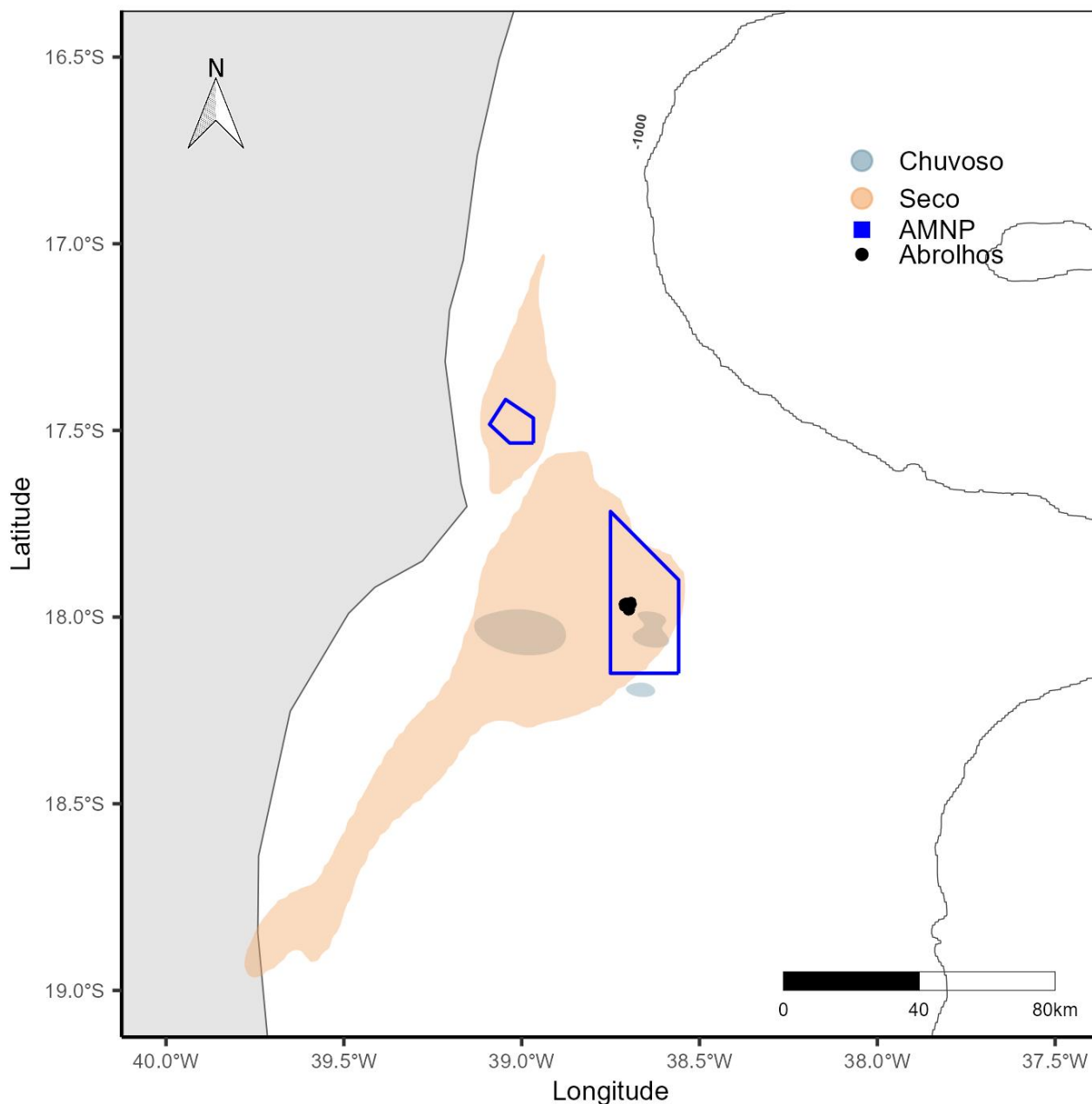
Os indivíduos de *S. leucogaster* que se reproduzem em Abrolhos foram rastreados no período prévio ao rompimento da barragem de Fundão, no âmbito de projetos de pesquisa desenvolvidos pela equipe do Tema Aves Marinhas do PMBA/Fest. Durante esse período, os dados mostram que a espécie utilizava o entorno do arquipélago para alimentação, como é comum para aves marinhas, mas sempre com uma tendência de direcionar o voo para o continente. Isso é algo totalmente esperado para esta espécie, pois parte da sua dieta é composta por descartes de pescarias, a exemplo da pesca de arrasto que possui o camarão como grupo-alvo e é desenvolvida em menores profundidades na região. A imagem acima é produzida a partir de uma segmentação da trajetória rastreada, através da qual são isolados apenas os pontos no tempo e no espaço nos quais são estimados ocorrer atividade de forrageio.

Figura 6: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pós rompimento da barragem de Fundão. No canto superior esquerdo está representada a área de forrageio identificada no período seco (junho) de 2018, pré-PMBA/Fest. Ano 1 está representado no canto superior direito; Ano 3 está representado no canto inferior esquerdo; Ano 4 está representado no canto inferior direito. Amostragens do Ano 2 foram prejudicadas pela pandemia de Covid-19. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



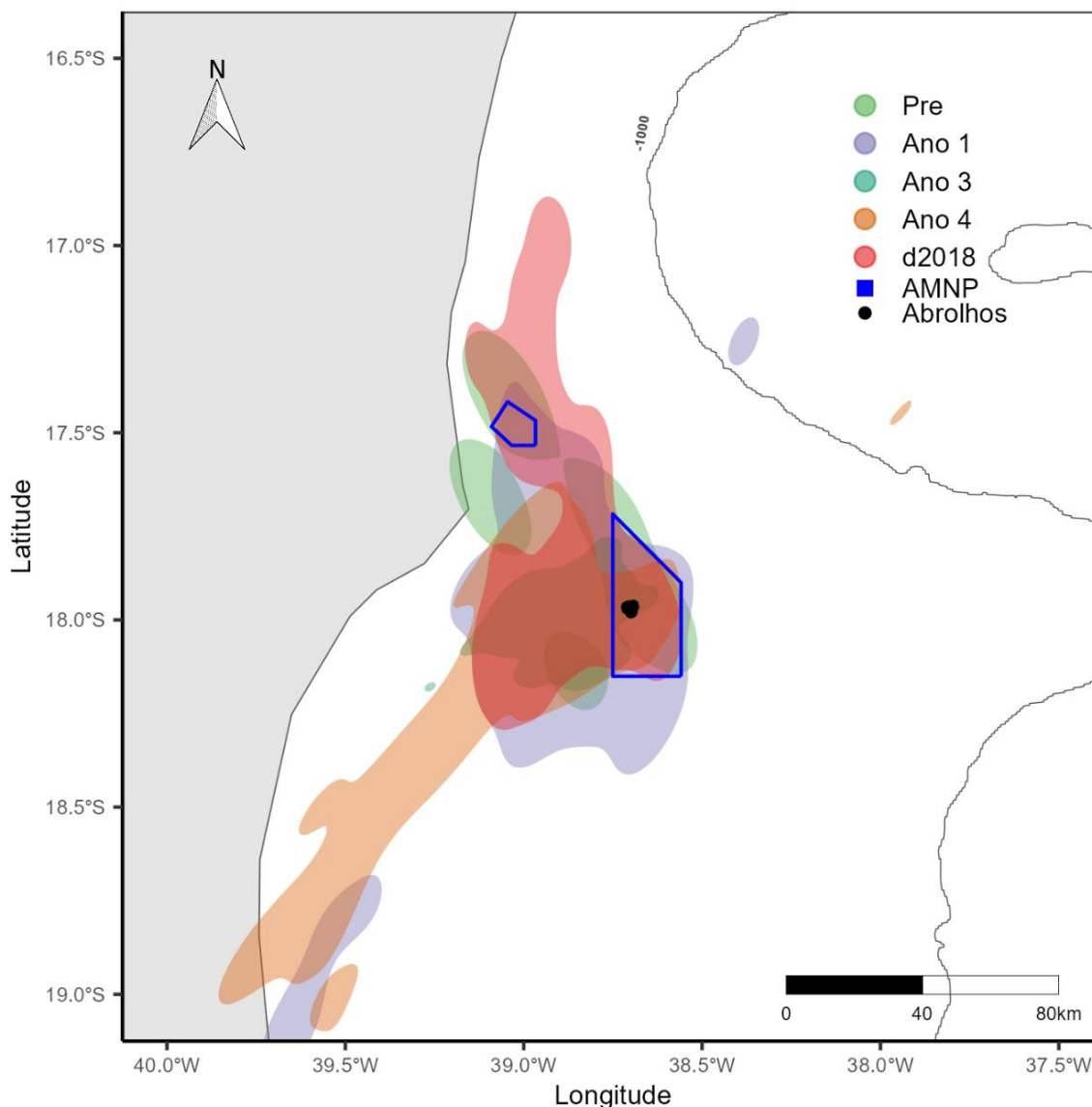
Em todos os anos amostrados após o rompimento da barragem, *S. leucogaster* permaneceu utilizando o entorno do arquipélago durante viagens de alimento em período reprodutivo, sempre com a mesma tendência de rumar em direção ao continente. Existem variações interanuais na utilização do espaço, mas não são substanciais o suficiente para apontar alterações nas áreas de alimentação, pois o padrão de utilizar regiões costeiras permaneceu. É possível inferir que o rejeito não indisponibilizou as presas de *S. leucogaster* na plataforma continental (o que é ainda mais reforçado pela área de forrageio do ano 4), embora tais presas possam estar expostas aos contaminantes presentes na coluna d'água e, por consequência, as mesmas estejam expondo as aves à contaminação.

Figura 7: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a viagens de forrageio rastreadas no período pós rompimento da barragem de Fundão, nos períodos secos e chuvosos desde 2018 a 2022. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



Comparação entre os períodos secos e chuvosos durante o período de execução do PMBA/Fest indicam uma permanência na região para alimentação durante ambos os períodos. A discrepância no tamanho das áreas de forrageio entre os períodos é explicada pela sazonalidade da reprodução de *S. leucogaster* em Abrolhos, a qual se dá no período seco, quando é possível obter a maior quantidade de dados.

Figura 8: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a todas as viagens de forrageio rastreadas nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. AMNP = polígono do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; Abrolhos = arquipélago dos Abrolhos.



Embora com variações interanuais, a figura composta demonstra uma forte sobreposição entre as áreas de alimentação dos períodos pré e pós rompimento, indicando que *S. leucogaster* permanece utilizando, no período pós-rompimento, a plataforma continental ao sul de Abrolhos, bem como o talude e as áreas oceânicas ao norte do arquipélago. As variações interanuais estão, possivelmente, associadas a variações naturais na distribuição das presas, as quais são, em sua maioria, pequenos peixes epipelágicos. Considerando que, especialmente, a região ao sul do arquipélago foi impactada pelo rompimento da barragem, e que há um processo de recontaminação crônica da região, é possível inferir que *S. leucogaster* está permanentemente exposta aos contaminantes presentes na coluna d'água durante viagens de alimentação em período reprodutivo, ilustrando o conceito de armadilha ecológica.

Tabela 2: Estatísticas básicas das viagens de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com sensores miniaturizados. Os dados se referem a valores de média e desvio padrão de todas as viagens de forrageio rastreadas nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. Dmax = distância máxima atingida a partir da colônia, expressa em km; D = distância total percorrida, expressa em km; T = duração total das viagens de forrageio, expressas em horas; Sin = sinuosidade das trajetórias, a qual é calculada por  $D/2D_{max}$ .

	2013 (3)	2018 (36)	2019 (29)	2021 (29)	2022 (40)
Dmax (km)	35,1 ± 27,7	42,9 ± 27,7	46,2 ± 29,6	34,2 ± 16,7	47 ± 30,8
D (km)	84,3 ± 50	125,2 ± 83,4	120,3 ± 73,3	87,9 ± 46,5	125 ± 82,8
T (h)	3,8 ± 0,5	5,2 ± 3,1	4,3 ± 1,9	3,3 ± 1,6	7 ± 4,71
Sin	1,4 ± 0,47	1,47 ± 0,33	1,34 ± 0,26	1,29 ± 0,21	1 ± 0,26

As métricas das viagens vão ao encontro do que foi demonstrado nas figuras, visto que há uma variação interanual nas estatísticas, mas essas estão dentro de um contexto de variação natural na distribuição das presas ao longo dos anos, como é usualmente observado para aves marinhas.

Tabela 3: Lista de espécies de aves aquáticas registradas de outubro de 2018 a setembro de 2022 na foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre o estado de conservação global (Glo) e nacional (Nac) e o status de ocorrência (S). As categorias de ameaça são Menos Preocupante (LC), Vulnerável (VU) e, Em perigo (EN), além de Não Avaliada (NA) e Quase Ameaçada (NT). O status de ocorrência no Brasil é classificado como 'Residente' (R, espécie que se reproduz em território nacional) e Visitante do Norte (VN, espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte). Ao longo dos quatro anos de amostragem foram registradas 43 espécies de aves aquáticas, pertencentes a 16 famílias e 7 ordens, utilizando a foz do Rio Doce e a costa adjacente. Deste total, 28 são residentes e 15 são espécies migratórias neárticas, as quais se reproduzem no Hemisfério Norte e invernam no Hemisfério Sul (del Hoyo et al. 1996, Sick 2001). Entre as espécies registradas, sete estão classificadas como ameaçadas em nível nacional (Portaria MMA 148/2022), sendo duas classificadas como 'Em Perigo' (*Thalasseus maximus* e *Calidris pusilla*), três como 'Vulnerável' (*Numenius hudsonicus*, *Thalasseus acuflavidus*, *Sterna hirundinacea* e *Sterna dougalli*) e outras duas classificadas como 'Quase Ameaçada' (*Arenaria interpres* e *Haemantopus palliatus*). *C. pusilla* também está classificado como ameaçado globalmente na categoria "Quase ameaçado".

Ordem	Família	Espécie	Estado de conservação		
			Glo <sup>1</sup>	Nac <sup>2</sup>	S <sup>3</sup>
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	LC	LC	R
Anseriformes	Anatidae	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	LC	LC	R
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	LC	LC	R
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	LC	LC	R
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides striata</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>	LC	LC	R
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i>	LC	LC	R
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula galeata</i>	LC	LC	R



Ordem	Família	Espécie	Estado de conservação		
			Glo <sup>1</sup>	Nac <sup>2</sup>	S <sup>3</sup>
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius semipalmatus</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	LC	NT	R
Charadriiformes	Recurvirostridae	<i>Himantopus melanurus</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Numenius hudsonicus</i>	LC	VU	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Arenaria interpres</i>	LC	NT	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris alba</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris pusilla</i>	NT	EN	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Jacaniidae	<i>Jacana jacana</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>Stercorarius parasiticus</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>Stercorarius pomarinus</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Laridae	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Sternula supercilialis</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Phaetusa simplex</i>	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna hirundo</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna hirundinacea</i>	LC	VU	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Thalasseus acutiflavus</i>	LC	VU	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Thalasseus maximus</i>	LC	EN	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna dougallii</i>	LC	VU	VN
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna paradisaea</i>	LC	LC	VN
Charadriiformes	Laridae	<i>Rynchops niger</i>	LC	LC	R
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megasceryle torquata</i>	LC	LC	R

1 IUCN (2020), para estado de conservação global.

2 Portaria MMA 148/2022, para estado de conservação nacional.

3 Pacheco et al. (2021), para a sequência taxonômica, nomenclatura e status.

As 43 espécies de aves aquáticas registradas ao longo dos quatro anos de amostragem, incluindo espécies migratórias que utilizam a área para alimentação e descanso, demonstram a importância da região da Foz do Rio Doce e costa adjacente como área de alimentação e descanso para o grupo. Essa importância é reforçada pela presença de espécies ameaçadas em nível nacional ou mesmo em nível global, como no caso da espécie *Calidris pusilla*.

Tabela 4: Composição quali-quantitativa da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre número absoluto de registros por espécie e frequência de ocorrência relativa no período chuvoso de 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022, e período seco de 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021, 2021/2022 e total (2018 a 2022). De outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1) foram registradas 35 espécies, de outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2) foram registradas 27 espécies, de outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3) foram registradas 29 espécies, de outubro de 2021 a setembro de 2022 (Ano 4) foram registradas 27 espécies. Sete espécies foram registradas apenas no Ano 1 (*Mycteria americana*, *Syrigma sibilatrix*, *Calidris pusilla*, *Tringa melanoleuca*, *Stercorarius pomarinus*, *Sternula superciliaris* e *Sterna dougalli*), uma espécie foi registrada apenas no Ano 2 (*Sterna paradisaea*), duas espécies foram registradas apenas no Ano 3 (*Platalea ajaja* e *Himantopus melanurus*) e a espécie *Numenius hudsonicus* foi registrada apenas no Ano 4. O número total de aves aquáticas registradas foi de 24782 indivíduos, destes, 19189 (77%) foram registrados durante o período chuvoso e 5593 (23%) foram registrados no período seco. As duas espécies mais abundantes, *Thalasseus acuflavidus* (n=8729) e *Sterna hirundo* (n=8362), corresponderam a 69% do número total de indivíduos registrados. As 6 espécies mais abundantes (n>600) corresponderam a 86% dos registros, que além das duas espécies supracitadas, inclui *Phaetusa simplex* (n=1475), *Calidris alba* (n=1243), *Charadrius collaris* (n=898), e *Charadrius semipalmatus* (n=672). Dessa forma, as famílias mais abundantes foram Laridae, Charadriidae e Scolopacidae, respectivamente.

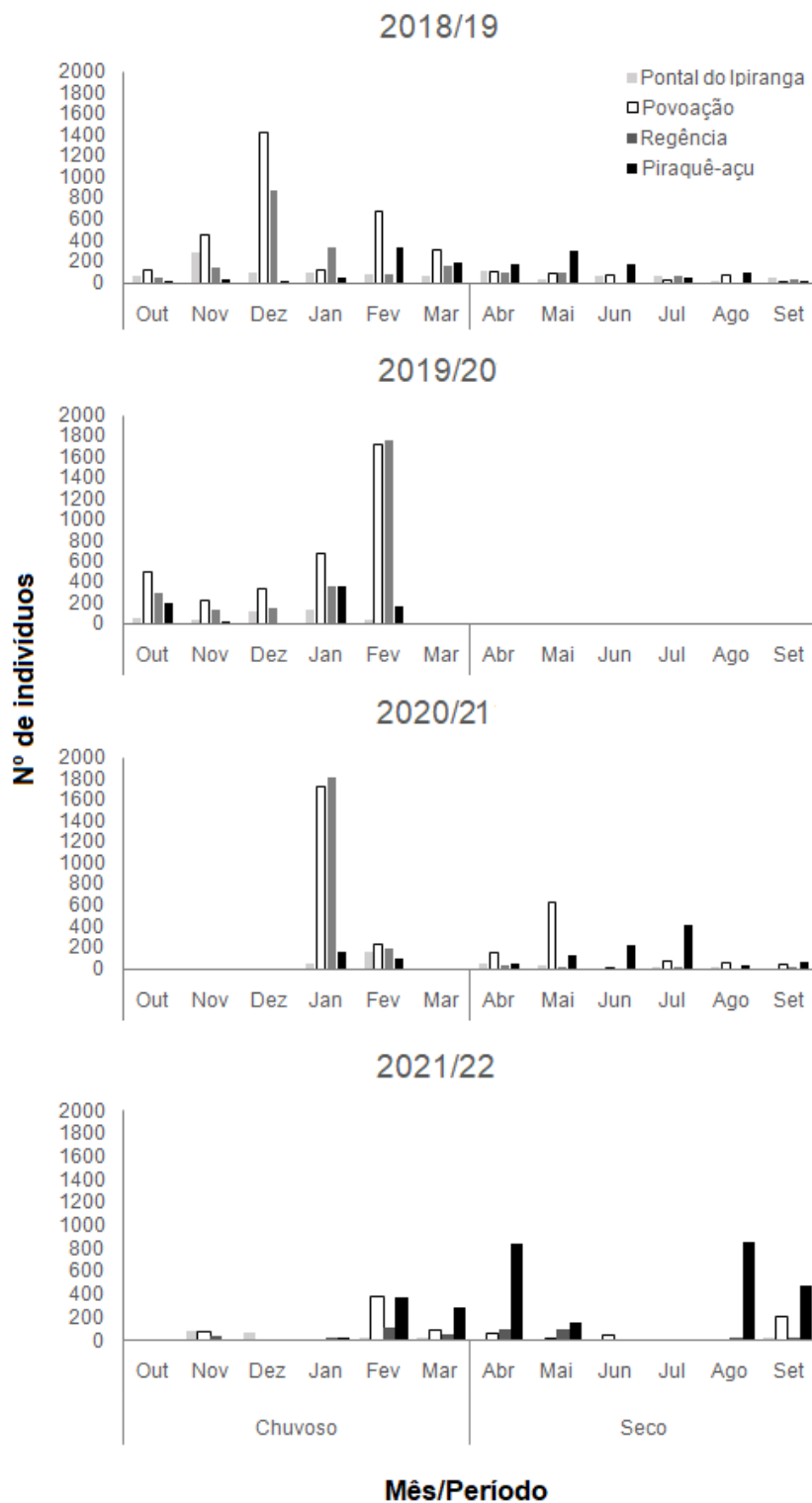
Espécie	Número de registros por espécie								Frequência de ocorrência								N TOTAL	FO TOTAL
	Chuvoso				Seco				Chuvoso				Seco					
	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022		
Anas bahamensis	25	2	0	0	0	0	10	0	33	40	0	0	0	0	50	0	37	20
Amazonetta brasiliensis	70	2	0	0	2	0	23	8	17	0	0	0	17	0	0	20	105	9
Mycteria americana	1	0	0	0	1	0	0	0	17	0	0	0	17	0	0	0	2	6
Fregata magnificens	28	15	6	3	8	0	11	21	83	80	100	20	67	0	83	80	92	71
Sula leucogaster	65	14	11	0	2	0	1	0	83	60	50	0	17	0	17	0	93	31
Nannopterum brasilianus	22	29	51	3	16	0	33	21	83	100	100	60	83	0	100	100	175	89
Ardea cocoi	8	5	2	0	10	0	4	4	50	80	100	0	67	0	50	40	33	51
Ardea alba	57	11	18	5	18	0	35	33	100	80	100	40	100	0	100	100	177	89
Butorides striatus	0	1	0	2	0	0	0	0	0	20	0	20	0	0	0	0	3	6
Nycticorax nycticorax	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	20	0	0	33	0	3	9
Syrigma sibilatrix	6	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	6	6
Egretta thula	53	21	8	27	54	0	72	61	100	100	100	80	100	0	100	100	296	97
Egretta caerulea	139	2	9	2	19	0	39	15	100	40	50	40	67	0	100	80	225	71

Espécie	Número de registros por espécie								Frequência de ocorrência								N TOTAL	FO TOTAL
	Chuvoso				Seco				Chuvoso				Seco					
	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022		
Platalea ajaja	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	1	3
Gallinula galeata	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	17	20	4	6
Pluvialis squatarola	213	121	82	13	9	0	16	7	83	100	100	60	33	0	50	60	461	66
Charadrius semipalmatus	150	311	17	85	94	0	11	4	100	100	100	100	33	0	50	40	672	71
Charadrius collaris	292	317	111	70	48	0	27	33	100	80	100	100	50	0	50	80	898	77
Haematopus palliatus	2	2	0	0	3	0	0	0	17	20	0	0	33	0	0	0	7	11
Himantopus melanurus	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	17	0	7	3
Numenius hudsonicus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	1	3
Actitis macularius	12	9	5	85	8	0	6	9	100	80	100	100	33	0	17	40	134	63
Arenaria interpres	2	9	32	0	1	0	2	0	17	60	50	0	17	0	17	0	46	20
Calidris alba	500	275	94	164	86	0	78	46	100	100	100	100	67	0	67	20	1243	77
Calidris fuscicollis	0	3	0	81	0	0	0	160	0	20	0	60	0	0	0	100	244	26
Calidris pusilla	1	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	1	3
Tringa flavipes	3	2	0	1	0	0	0	0	33	20	0	20	0	0	0	0	6	11
Tringa melanoleuca	3	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	3	6
Jacana jacana	0	2	0	0	0	0	5	2	0	20	0	0	0	0	50	40	9	17
Stercorarius parasiticus	6	0	0	0	0	0	1	0	33	0	0	0	0	0	17	0	7	9
Stercorarius pomarinus	3	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	3	3
Chroicocephalus cirrocephalus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	17	0	1	3
Larus dominicanus	1	0	0	0	4	0	0	8	17	0	0	0	33	0	0	40	13	14
Sternula superciliaris	6	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	6	6
Phaetusa simplex	505	444	146	229	34	0	38	79	100	100	100	80	83	0	83	100	1475	91
Sterna hirundo	1743	3773	2706	139	1	0	0	0	67	100	50	40	17	0	0	0	8362	37

Espécie	Número de registros por espécie								Frequência de ocorrência								N TOTAL	FO TOTAL
	Chuvoso				Seco				Chuvoso				Seco					
	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22	2019	2020	2021	2022		
<i>Sterna hirundinacea</i>	42	62	0	15	156	0	40	0	17	20	0	40	17	0	50	0	315	23
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	2357	1877	936	70	1181	0	1212	1096	100	100	100	40	100	0	100	100	8729	91
<i>Thalasseus maximus</i>	9	12	2	1	55	0	363	103	67	80	50	20	83	0	83	60	545	66
<i>Sterna dougallii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Sterna paradisaea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Rynchops niger</i>	22	47	150	80	10	0	9	0	50	80	100	60	50	0	50	0	318	51
<i>Megasceryle torquata</i>	4	0	0	5	4	0	3	6	33	0	0	100	50	0	33	100	22	49

No Ano 1 foi registrado o maior número de espécies (35 spp.), incluindo sete espécies que não foram registradas nos anos seguintes. A riqueza de espécies do Ano 2 (27 spp.), Ano 3 (29 spp.) e Ano 4 (27 spp.) foi semelhante, apesar de novas espécies terem sido registradas em todos os anos. O número de aves aquáticas (24782 indivíduos) junto ao número de espécies registradas ao longo dos quatro anos de amostragem destaca a importância da região da Foz do Rio Doce e costa adjacente. Durante o período chuvoso, foi registrado o maior número de aves aquáticas (77%), quando comparado ao período seco (23%), o que aparentemente está associado com a maior presença de espécies migratórias como *Sterna hirundo*, umas das espécies mais abundantes ao longo dos quatro anos de amostragem. Esse é um fator de preocupação em relação à contaminação das aves, pois no período chuvoso ocorre recontaminação da região costeira a partir dos rejeitos ainda presentes no leito do Rio Doce. A presença massiva de aves costeiras na foz do rio Doce indica que há disponibilidade de alimento para essas aves, o que pode funcionar como uma armadilha ecológica, considerando que há grande chance de as presas estarem contaminadas. Além disso, um processo de recontaminação durante o período chuvoso, acaba por expor espécies migratórias oriundas do hemisfério norte, para onde as mesmas podem transportar os referidos contaminantes, ampliando espacialmente o impacto dos rejeitos.

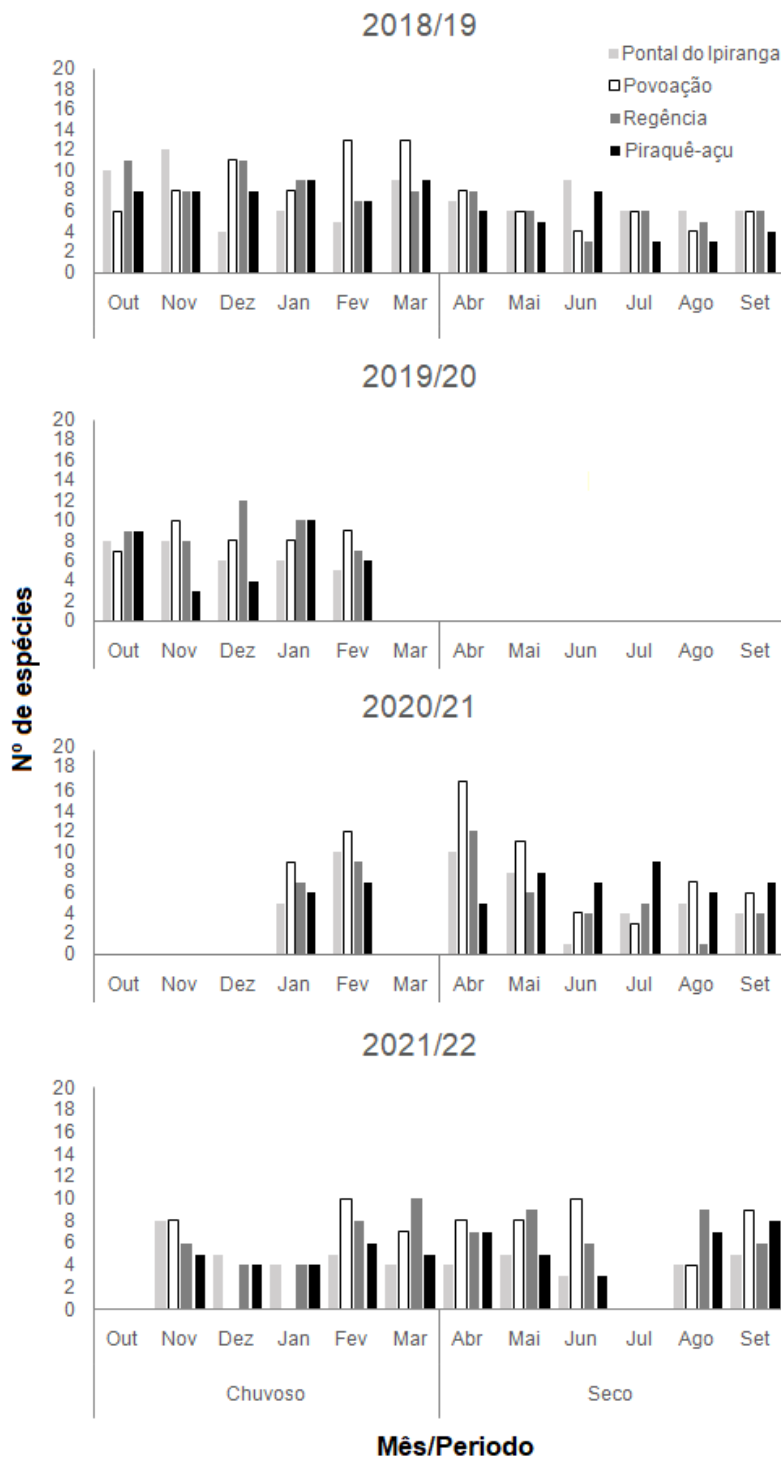
Figura 9: Variação mensal no número total de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes a foz do Rio Doce durante o período chuvoso de 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022, e período seco de 2019, 2020, 2021 e 2022. As maiores abundâncias foram observadas durante o período chuvoso em Povoação e Regência, com destaque para a foz do Rio Doce onde foram registradas as maiores abundâncias. Em relação à variação temporal, em dezembro (Ano 1), fevereiro (Ano 2) e janeiro (Ano 3) e foram registrados os maiores valores de abundância.



As maiores abundâncias foram observadas em Regência e em Povoação, trechos que ficam imediatamente ao sul e ao norte da foz do Rio Doce, respectivamente. A foz do Rio Doce é uma área ampla e heterogênea, disponibilizando uma variedade de ambientes para o uso das aves. A presença de bancos de areia, praias de água doce e água salgada, vegetação aquática, entre outros, permite que mais indivíduos de diferentes espécies utilizem essa área. Em dezembro (Ano 1), fevereiro (Ano 2) e janeiro (Ano 3), meses do período chuvoso, foram registrados os maiores valores de abundância, o que, aparentemente, está associado com a maior presença de espécies migratórias como *Sterna hirundo*, umas das espécies mais abundantes ao longo dos quatro anos de amostragem. Esse é um fator de preocupação em relação à contaminação das aves, pois no período chuvoso ocorre recontaminação da região costeira a partir dos rejeitos ainda presentes no leito do Rio Doce. A presença massiva de aves costeiras na foz do rio Doce indica que há disponibilidade de alimento para essas aves, o que pode funcionar como uma armadilha ecológica, considerando que há grande chance de as presas estarem contaminadas. Além disso, um processo de recontaminação durante o período chuvoso acaba por expor espécies migratórias oriundas do hemisfério norte, para onde as mesmas podem transportar os referidos contaminantes, ampliando espacialmente o impacto dos rejeitos.

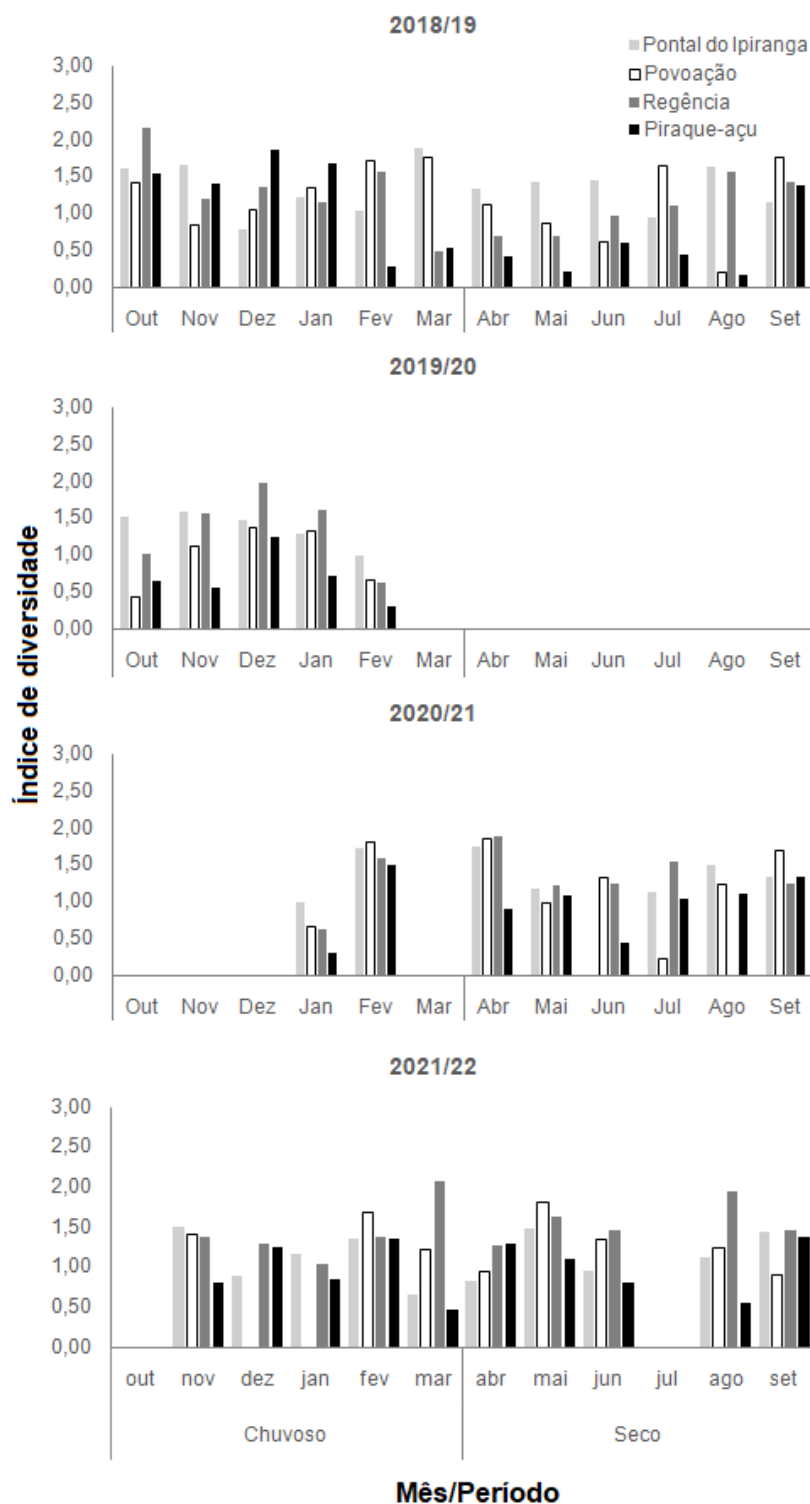


Figura 10: Variação no número de espécies registradas por setor de praia e mês de amostragem durante o período chuvoso de 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022, e período seco de 2019, 2020, 2021 e 2022. No Ano 1, nos meses de fevereiro e março foram registrados os maiores números de espécies (13 espécies), ambos em Povoação, no Ano 2 o maior número de espécies foi registrado em dezembro no setor Regência (12 espécies), no Ano 3 em abril no setor Povoação (17 espécies) e no Ano 4, nos meses de fevereiro, março e junho foram registrados os maiores números de espécies (10 espécies) nos setores de Povoação, Regência e Povoação respectivamente. No geral, durante as amostragens realizadas no período chuvoso é que foram registradas mais espécies, apesar do maior número (17 espécies) ter sido registrado em Povoação no mês de abril (Ano 3) durante o período seco.



Assim como para a abundância, as maiores riquezas de espécies foram observadas em Regência e em Povoação, trechos que ficam imediatamente ao sul e ao norte da foz do Rio Doce, respectivamente. A foz do Rio Doce é uma área ampla e heterogênea, disponibilizando uma variedade de ambientes para o uso das aves. A presença de bancos de areia, praias de água doce e água salgada, vegetação aquática, entre outros, permite que mais indivíduos de diferentes espécies utilizem essa área. No geral, durante as amostragens realizadas no período chuvoso é que foram registradas mais espécies, o que aparentemente está associado com a maior presença de espécies migratórias, como, por exemplo, *Sterna hirundo*, *Pluvialis squatarola* e *Calidris semipalmatus*, apesar do maior número (17 espécies) ter sido registrado em Povoação no mês de abril (Ano 3) durante o período seco. Considerando que presas que aves costeiras piscívoras e bentívoras estejam contaminadas pelos rejeitos, em especial durante o período chuvoso, é possível inferir que as aves migratórias estejam funcionando como biovetores de contaminantes para suas áreas reprodutivas, no hemisfério norte.

Figura 11: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem durante o período chuvoso de 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022, e período seco de 2019, 2020, 2021 e 2022. Os maiores valores do Índice de Diversidade de Shannon foram registrados durante o período chuvoso no trecho de Regência em outubro de 2018 (2,1), em dezembro de 2019 (2,0) e em março de 2022 (2,1). No entanto, valores elevados também foram registrados durante o período seco em Regência (1,9) e Povoação (1,8) no mês de abril do Ano 3 e no mês de agosto em Regência (1,9) e em maio em Povoação (1,8) no Ano 4.



Os maiores valores do Índice de Diversidade de Shannon foram registrados durante o período chuvoso no trecho de Regência. No entanto, valores elevados também foram registrados durante o período seco em Regência e Povoação, o que reforça a importância da região da foz do Rio Doce. A foz do Rio Doce é uma área ampla e heterogênea, disponibilizando uma variedade de ambientes para o uso das aves. A presença de bancos de areia, praias de água doce e água salgada, vegetação aquática, entre outros, permite que mais indivíduos de diferentes espécies utilizem essa área elevando a diversidade local.

Tabela 5: Espécies registradas entre outubro de 2018 e outubro de 2022 na foz do Rio Doce e águas adjacentes, estado de conservação e origem. Abreviação: LC, Pouco Preocupante; NT, Quase Ameaçada; VU, Vulnerável; EN, Em Perigo; NA, Não Aplicável; CR, Criticamente em Perigo; R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul. As espécies estão listadas em ordem alfabética. Do total de 30 espécies registradas ao longo de todo período das amostragens, 10 são consideradas residentes no Brasil, 13 espécies são migrantes do Hemisfério Sul, enquanto 5 são migrantes do Hemisfério Norte. Do total de espécies registradas, 5 são classificadas como ameaçadas em nível global, sendo 4 destas também ameaçadas em nível nacional, além de outras 8 espécies ameaçadas em nível nacional apenas. As famílias mais representativas foram Procellariidae com 10 espécies, seguida de Laridae com seis espécies.

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Global <sup>1</sup>	Nacional <sup>2</sup>	Origem <sup>3</sup>
		<i>Stercorarius</i>				
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>maccormicki</i>	Mandrião-do-sul	LC	LC	MS
		<i>Stercorarius</i>				
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>pomarinus</i>	Mandrião-pomarino	LC	LC	MN
		<i>Stercorarius</i>				
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>parasiticus</i>	Moleiro-parasítico	LC	LC	MN
Charadriiformes	Laridae	<i>Anous stolidus</i>	Trinta-réis-escuro	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Anous minutus</i>	Trinta-réis-preto	LC	LC	R
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna hirundo</i>	Trinta-réis-boreal	LC	LC	MN
		<i>Sterna</i>	Trinta-réis-de-bico-			
Charadriiformes	Laridae	<i>hirundinacea</i>	vermelho	LC	VU	R
		<i>Thalasseus</i>	Trinta-réis-de-			
Charadriiformes	Laridae	<i>acutiflavus</i>	bando	LC	VU	R
		<i>Thalasseus</i>				
Charadriiformes	Laridae	<i>maximus</i>	Trinta-réis-real	LC	EN	R
		<i>Phaethon</i>	Rabo-de-palha-de-			
Phaethontiformes	Phaethontidae	<i>aethereus</i>	bico-vermelho	LC	EN	R
		<i>Thalassarche</i>	Albatroz-de-nariz-			
Procellariiformes	Diomedidae	<i>chlororhynchus</i>	amarelo	EN	EN	MS
		<i>Thalassarche</i>	Albatroz-de-			
Procellariiformes	Diomedidae	<i>melanophris</i>	sobancelha-negra	LC	NT	MS
			Painho-de-barriga-			
Procellariiformes	Oceanitidae	<i>Fregetta grallaria</i>	branca	LC	LC	MS
			Painho-de-barriga-			
Procellariiformes	Oceanitidae	<i>Fregetta tropica</i>	preta	LC	LC	MS
		<i>Oceanites</i>				
Procellariiformes	Oceanitidae	<i>oceanicus</i>	Alma-de-mestre	LC	LC	MS
		<i>Hydrobates</i>	Painho-de-cauda-			
Procellariiformes	Hydrobatidae	<i>leucorhous</i>	furcada	VU	LC	MN
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pterodroma mollis</i>	Grazina-mole	LC	NA	MS
			Grazina-de-barriga-			
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pterodroma incerta</i>	branca	EN	EN	MS
		<i>Pachyptila</i>				
Procellariiformes	Procellariidae	<i>desolata</i>	Faigão-rola	LC	LC	MS
		<i>Procellaria</i>				
Procellariiformes	Procellariidae	<i>aequinoctialis</i>	Pardela-preta	VU	VU	MS

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Global <sup>1</sup>	Nacional <sup>2</sup>	Origem <sup>3</sup>
<i>Procellaria</i>						
Procellariiformes	Procellariidae	<i>conspicillata</i>	Pardela-de-óculos	VU	VU	MS
<i>Calonectris</i>						
Procellariiformes	Procellariidae	<i>borealis</i>	Bobo-grande	LC	LC	MN
<i>Calonectris</i>						
Procellariiformes	Procellariidae	<i>edwardsii</i>	Bobo-de-cabo-verde	NT	NT	MN
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Ardenna grisea</i>	Bobo-escuro	NT	LC	MS
<i>Ardenna gravis</i>						
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Ardenna gravis</i>	Bobo-grande-de-sobre-branco	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Puffinus puffinus</i>	Bobo-pequeno	LC	LC	MN
<i>Fregata</i>						
Suliformes	Fregatidae	<i>magnificens</i>	Tesourão	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	<i>Sula dactylatra</i>	Atobá-grande	LC	LC	R
Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atobá-pardo	LC	LC	R
<i>Sula sula</i>						
Suliformes	Sulidae	<i>Sula sula</i>	Atobá-de-pé-vermelho	LC	EN	R

1 IUCN (2020), para estado de conservação global.

2 Portaria MMA 148/2022, para estado de conservação nacional.

3 Pacheco et al. (2021), para a sequência taxonômica, nomenclatura e status.

As 32 espécies de aves registradas ao longo dos quatro anos de amostragem, incluindo espécies migratórias que utilizam a área para alimentação, demonstram a importância da região da foz do Rio Doce e águas adjacentes. Importância reforçada pela presença de espécies ameaçadas (13 spp.) em nível nacional ou mesmo em nível global, como no caso das espécies *Thalassarche chlororhynchos*, *Hydrobates leucorhous*, *Pterodroma incerta*, *Procellaria aequinoctialis* e *Calonectris borealis*. Assim como para as aves costeiras, esse é um fator de preocupação em relação à contaminação das aves, pois no período chuvoso ocorre recontaminação da zona pelágica a partir dos rejeitos ainda presentes no leito do Rio Doce, enquanto os rejeitos depositados na plataforma continental sofrem remobilização em eventos de maré meteorológica. A presença de dezenas de espécies de aves marinhas na foz do Rio Doce e adjacências indica que há disponibilidade de alimento para essas aves, o que pode funcionar como uma armadilha ecológica, considerando que há grande chance de as presas estarem contaminadas. Além disso, os processos de contaminação crônica acabam por expor espécies migratórias, de modo que possuem o potencial de transportar os referidos contaminantes, ampliando espacialmente o impacto dos rejeitos. Da mesma forma, espécies que se reproduzem em ilhas marinhas do Brasil, a exemplo do arquipélago dos Abrolhos, o qual abriga colônias de *S. leucogaster*, *S. dactylatra*, *P. aethereus* e *F. magnificens*, todas observadas na área monitorada, também podem servir como biovetores de contaminantes para as áreas reprodutivas, ampliando o impacto dos rejeitos para demais organismos da comunidade insular terrestre, além de organismos marinhos associados aos recifes de corais e bancos de rodólitos no seu entorno imediato.



Tabela 6: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e outubro de 2022 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: FO, Frequência de Ocorrência. Houve variação na composição das espécies ao longo dos anos. As espécies *Stercorarius maccormicki*, *S. parasiticus*, *Anous minutus*, *Fregetta grallaria*, *F. tropica*, *Hydrobates leucorhous*, *Pterodroma mollis*, *P. incerta*, *Pachyptila desolata*, *Procellaria aequinoctialis*, *Procellaria conspicillata*, *Calonectris edwardsii* e *Sula sula*, foram registradas em apenas um dos anos de amostragem. Além disso, vale destacar espécies com FO (%) maiores, como *Sterna hirundo* no Ano 2 e no Ano 3, *Ardenna gravis* no Ano 1, *Fregata magnificens* no Ano 1, Ano 2 e Ano 4 e *Sula dactylatra* nos quatro anos de amostragem.

Ordem	Táxon	ANO 1		ANO 2		ANO 3		ANO 4	
		FO	FO (%)	FO	FO (%)	FO	FO (%)	FO	FO (%)
Charadriiformes	<i>Stercorarius maccormicki</i>	0	0	0	0	0	0	10	0,024
Charadriiformes	<i>Stercorarius pomarinus</i>	10	0,008	5	0,021	0	0	7	0,017
Charadriiformes	<i>Stercorarius parasiticus</i>	0	0	0	0	1	0,002	0	0,000
Charadriiformes	<i>Stercorarius</i> sp.	52	0,044	14	0,058	0	0	25	0,060
Charadriiformes	<i>Anous stolidus</i>	45	0,038	5	0,021	1	0,002	13	0,031
Charadriiformes	<i>Anous minutus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0,007
Charadriiformes	<i>Anous</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0,002
Charadriiformes	<i>Sterna hirundo</i>	83	0,07	75	0,311	127	0,274	68	0,163
Charadriiformes	<i>Sterna hirundinacea</i>	4	0,003	0	0	1	0,002	2	0,005
Charadriiformes	<i>Thalasseus acutiflavus</i>	47	0,039	3	0,012	54	0,117	13	0,031
Charadriiformes	<i>Thalasseus maximus</i>	6	0,005	0	0	4	0,009	0	0,000
Charadriiformes	Laridae	9	0,007	4	0,017	30	0,065	11	0,026
Phaethontiformes	<i>Phaethon aethereus</i>	6	0,005	0	0	5	0,011	3	0,007
Procellariiformes	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	38	0,032	1	0,004	2	0,004	7	0,017
Procellariiformes	<i>Thalassarche melanophris</i>	4	0,003	0	0	2	0,004	0	0,000
Procellariiformes	<i>Thalassarche</i> sp.	8	0,007	0	0	0	0	1	0,002
Procellariiformes	<i>Fregetta grallaria</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Fregetta tropica</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Oceanites oceanicus</i>	32	0,027	12	0,05	1	0,002	81	0,194
Procellariiformes	<i>Hydrobates leucorhous</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	Hydrobatidae	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pterodroma mollis</i>	3	0,003	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pterodroma incerta</i>	2	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pterodroma</i> sp.	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pachyptila desolata</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	7	0,006	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Procellaria conspicillata</i>	6	0,005	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	Procellariidae	10	0,008	0	0	1	0,002	1	0,002
Procellariiformes	<i>Calonectris borealis</i>	27	0,023	1	0,004	1	0,002	3	0,007
Procellariiformes	<i>Calonectris edwardsii</i>	3	0,003	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Calonectris</i> sp.	2	0,002	1	0,004	0	0	2	0,005
Procellariiformes	<i>Ardenna grisea</i>	8	0,007	0	0	3	0,006	3	0,007
Procellariiformes	<i>Ardenna gravis</i>	246	0,206	0	0	1	0,002	0	0,000
Procellariiformes	<i>Puffinus puffinus</i>	97	0,082	18	0,075	50	0,108	17	0,041

Ordem	Táxon	ANO 1		ANO 2		ANO 3		ANO 4	
		FO	FO (%)	FO	FO (%)	FO	FO (%)	FO	FO (%)
Procellariiformes	<i>Puffinus</i> sp.	16	0,013	3	0,012	2	0,004	6	0,014
Suliformes	<i>Fregata magnificens</i>	126	0,106	20	0,083	80	0,173	50	0,120
Suliformes	<i>Fregata</i> sp.	7	0,006	0	0	0	0	0	0,000
Suliformes	<i>Sula dactylatra</i>	177	0,149	55	0,228	72	0,156	58	0,139
Suliformes	<i>Sula leucogaster</i>	48	0,04	22	0,091	25	0,054	29	0,069
Suliformes	<i>Sula sula</i>	7	0,006	0	0	0	0	0	0,000
Suliformes	<i>Sula</i> sp.	5	0,004	0	0	0	0	0	0,000
	Ave N.I.	43	0,036	2	0,008	0	0	4	0,010
	TOTAL	1190	1	241	1	463	1	418	1

Houve variação na composição das espécies ao longo dos anos. As espécies *Stercorarius maccormicki*, *S. parasiticus*, *Anous minutus*, *Fregetta grallaria*, *F. tropica*, *Hydrobates leucorhous*, *Pterodroma mollis*, *P. incerta*, *Pachyptila desolata*, *Procellaria equinoctialis*, *P. conspicillata*, *Calonectris edwardsii* e *Sula sula*, foram registradas em apenas um dos anos de amostragem. Além disso, vale destacar espécies com FO (%) maiores, como *Sterna hirundo* no Ano 2 e no Ano 3, *Ardenna gravis* no Ano 1, *Fregata magnificens* no Ano 1, Ano 2 e Ano 4 e *Sula dactylatra* nos quatro anos de amostragem. Enquanto *S. hirundo* e *A. gravis* são espécies migratórias que utilizam essa área durante o período não reprodutivo, *F. magnificens* e *S. dactylatra* são espécies residentes, o que pode explicar a FO (%) elevada durante os quatro anos de amostragem.

Tabela 7: Abundância absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e outubro de 2022 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Estão apresentados dados considerando todos os registros espécie-específicos, registros por transecção, e registros por período do ano. Foram registradas 4708 aves, no total. Houve um maior número de registros de aves durante o período seco que durante o período chuvoso. Em relação as transecções, as maiores abundância foram registradas no TFOZ e no TN4. As espécies mais abundantes foram *Sterna hirundo*, *Anous stolidus*, *Sula dactylatra* e *Fregata magnificens*, respectivamente.

Ordem	Táxon	N Total	FN (%)	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Seco	Chuvoso
Charadriiformes	<i>Stercorarius maccormicki</i>	14	0,003	2	2	1	1	1	7	0	13	1
Charadriiformes	<i>Stercorarius pomarinus</i>	30	0,006	5	2	4	8	0	3	8	10	20
Charadriiformes	<i>Stercorarius parasiticus</i>	1	0,000	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Charadriiformes	<i>Stercorarius</i> sp.	85	0,018	12	10	6	9	8	15	25	57	28
Charadriiformes	<i>Anous stolidus</i>	541	0,115	1	0	0	44	495	0	1	477	64
Charadriiformes	<i>Anous minutus</i>	11	0,002	0	0	0	0	11	0	0	11	0
Charadriiformes	<i>Anous</i> sp.	1	0,000	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Charadriiformes	<i>Sterna hirundo</i>	1036	0,220	575	36	45	30	180	132	38	257	779
Charadriiformes	<i>Sterna hirundinacea</i>	166	0,035	0	0	0	0	2	3	161	165	1
Charadriiformes	<i>Thalasseus acuflavidus</i>	380	0,081	70	25	4	0	40	15	226	354	26
Charadriiformes	<i>Thalasseus maximus</i>	10	0,002	4	0	0	0	0	0	6	9	1
Charadriiformes	Laridae	99	0,021	32	12	5	5	23	20	2	40	59
Phaethontiformes	<i>Phaethon aethereus</i>	16	0,003	2	0	4	1	4	1	4	10	6
Procellariiformes	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	49	0,010	9	3	3	7	9	10	8	39	10
Procellariiformes	<i>Thalassarche melanophris</i>	6	0,001	0	0	0	0	0	4	2	6	0
Procellariiformes	<i>Thalassarche</i> sp.	9	0,002	2	0	0	2	5	0	0	9	0
Procellariiformes	<i>Fregatta grallaria</i>	4	0,001	0	0	0	0	0	0	4	4	0
Procellariiformes	<i>Fregatta tropica</i>	1	0,000	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Procellariiformes	<i>Oceanites oceanicus</i>	195	0,041	25	32	17	38	33	19	31	166	29
Procellariiformes	<i>Hydrobates leucorhous</i>	1	0,000	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Procellariiformes	Hydrobatidae	2	0,000	1	0	0	0	0	1	0	0	2
Procellariiformes	<i>Pterodroma mollis</i>	3	0,001	0	1	1	0	0	1	0	1	2
Procellariiformes	<i>Pterodroma incerta</i>	2	0,000	0	0	0	0	0	2	0	0	2

Ordem	Táxon	N Total	FN (%)	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Seco	Chuvoso
Procellariiformes	<i>Pterodroma</i> sp.	1	0,000	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Procellariiformes	<i>Pachyptila desolata</i>	1	0,000	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Procellariiformes	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	7	0,001	0	0	1	1	0	4	1	6	1
Procellariiformes	<i>Procellaria conspicillata</i>	6	0,001	0	1	0	0	0	4	1	4	2
Procellariiformes	Procellariidae	13	0,003	1	0	1	0	0	11	0	2	11
Procellariiformes	<i>Calonectris borealis</i>	35	0,007	14	3	3	5	3	4	3	18	17
Procellariiformes	<i>Calonectris edwardsii</i>	4	0,001	0	0	1	0	3	0	0	4	0
Procellariiformes	<i>Calonectris</i> sp.	9	0,002	0	0	2	0	2	1	4	5	4
Procellariiformes	<i>Ardenna grisea</i>	13	0,003	3	2	3	1	4	0	0	10	3
Procellariiformes	<i>Ardenna gravis</i>	252	0,054	19	143	55	0	0	35	0	218	34
Procellariiformes	<i>Puffinus puffinus</i>	275	0,058	40	25	19	45	80	27	39	131	144
Procellariiformes	<i>Puffinus</i> sp.	27	0,006	6	2	5	8	2	2	2	20	7
Suliformes	<i>Fregata magnificens</i>	356	0,076	47	20	24	108	142	9	6	222	134
Suliformes	<i>Fregata</i> sp.	9	0,002	0	0	0	0	9	0	0	0	9
Suliformes	<i>Sula dactylatra</i>	529	0,112	35	37	39	74	291	32	21	285	244
Suliformes	<i>Sula leucogaster</i>	204	0,043	27	20	19	9	92	17	20	119	85
Suliformes	<i>Sula sula</i>	7	0,001	0	1	1	2	3	0	0	1	6
Suliformes	<i>Sula</i> sp.	10	0,002	0	0	0	0	10	0	0	4	6
	Ave N.I.	288	0,061	141	13	7	11	79	33	4	35	253
	Total	4708	1,000	1075	390	272	409	1532	413	617	2715	1993

Houve um maior número de registros de aves durante o período seco (58%), embora a diferença tenha sido pequena. Em relação às transecções, as maiores abundâncias foram registradas na transecção alinhada à foz do Rio Doce (TFOZ) e na transecção no extremo norte (TN4). A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima ao arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de sete espécies de aves, o que pode explicar os maiores registros de aves. As espécies mais abundantes foram *Sterna hirundo*, *Anous stolidus*, *Sula dactylatra* e *Fregata magnificens*, respectivamente. *Sterna hirundo* é uma espécie migratória, já *A. stolidus*, *S. dactylatra* e *F. magnificens* são espécies residentes e o arquipélago dos Abrolhos é um dos locais onde elas se reproduzem.

Tabela 8: Abundância e densidade (aves/km<sup>2</sup>) dos táxons registrados entre outubro de 2018 e outubro de 2022 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando apenas aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos. Durante o Ano 2 e Ano 4 foram registradas as maiores densidades. Em relação as espécies, *Sterna hirundo*, *Fregata magnificens* e *Sula dactylatra* apresentaram as maiores densidades ao longo dos quatro anos.

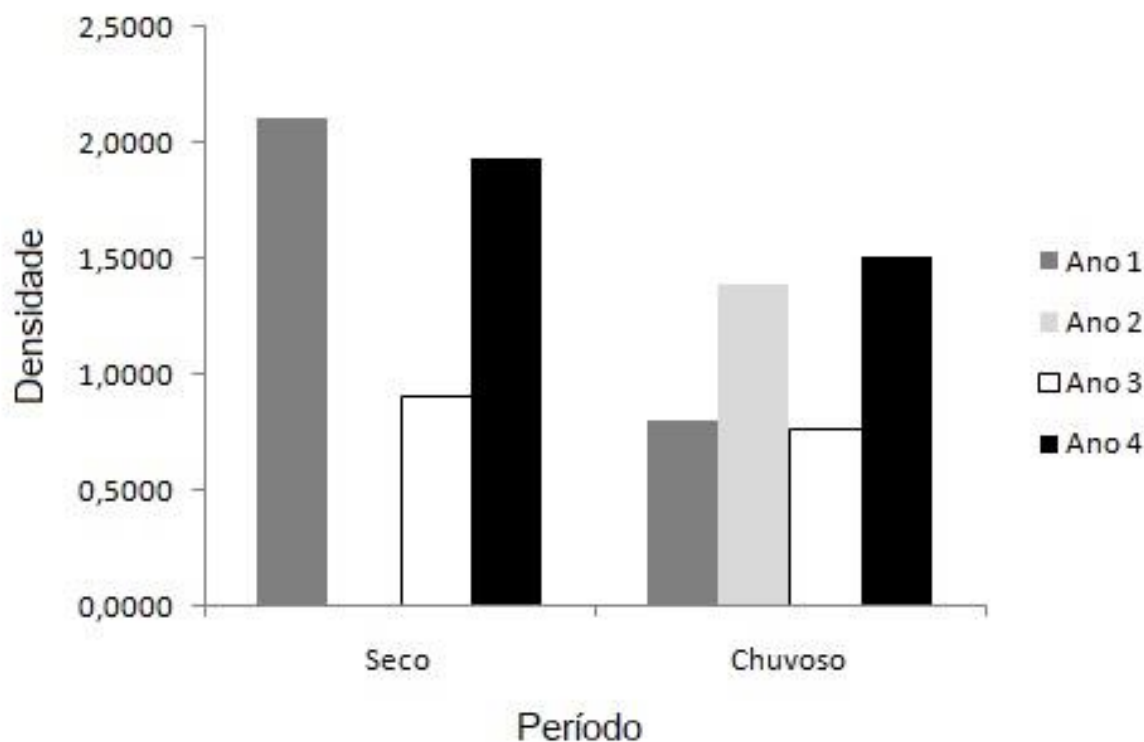
Táxon	Táxon	ANO 1		ANO 2		ANO 3		ANO 4	
		Abundância	Densidade	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade
Charadriiformes	<i>Stercorarius maccormicki</i>	0	0	0	0	0	0	12	0,015
Charadriiformes	<i>Stercorarius pomarinus</i>	7	0,004	9	0,022	0	0	9	0,011
Charadriiformes	<i>Stercorarius parasiticus</i>	0	0	0	0	1	0,002	0	0,000
Charadriiformes	<i>Stercorarius</i> sp.	22	0,013	10	0,024	0	0	32	0,040
Charadriiformes	<i>Anous stolidus</i>	85	0,05	5	0,012	1	0,002	70	0,087
Charadriiformes	<i>Anous minutus</i>	0	0	0	0	0	0	11	0,014
Charadriiformes	<i>Anous</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0,001
Charadriiformes	<i>Sterna hirundo</i>	37	0,022	219	0,524	127	0,218	430	0,535
Charadriiformes	<i>Sterna hirundinacea</i>	1	0,001	0	0	1	0,002	3	0,004
Charadriiformes	<i>Thalasseus acuflavidus</i>	51	0,03	19	0,045	54	0,093	25	0,031
Charadriiformes	<i>Thalasseus maximus</i>	3	0,002	0	0	4	0,007	0	0,000
Charadriiformes	Laridae	5	0,003	26	0,062	30	0,052	18	0,022
Phaethontiformes	<i>Phaethon aethereus</i>	2	0,001	0	0	5	0,009	3	0,004
Procellariiformes	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	27	0,016	1	0,002	2	0,003	7	0,009
Procellariiformes	<i>Thalassarche melanophris</i>	3	0,002	0	0	2	0,003	0	0,000
Procellariiformes	<i>Thalassarche</i> sp.	2	0,001	0	0	0	0	1	0,001
Procellariiformes	<i>Fregetta grallaria</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Fregetta tropica</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Oceanites oceanicus</i>	32	0,019	10	0,024	1	0,002	144	0,179
Procellariiformes	<i>Hydrobates leucorhous</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	Hydrobatidae	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pterodroma mollis</i>	3	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pterodroma incerta</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000

Táxon	Táxon	ANO 1		ANO 2		ANO 3		ANO 4	
		Abundância	Densidade	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade	Abundância	Densidade
Procellariiformes	<i>Pterodroma</i> sp.	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Pachyptila desolata</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	5	0,003	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Procellaria conspicillata</i>	4	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	Procellariidae	1	0,001	0	0	1	0,002	1	0,001
Procellariiformes	<i>Calonectris borealis</i>	16	0,009	0	0	1	0,002	3	0,004
Procellariiformes	<i>Calonectris edwardsii</i>	3	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Procellariiformes	<i>Calonectris</i> sp.	0	0	4	0,01	0	0	3	0,004
Procellariiformes	<i>Ardenna grisea</i>	7	0,004	0	0	1	0,002	3	0,004
Procellariiformes	<i>Ardenna gravis</i>	103	0,061	0	0	1	0,002	0	0,000
Procellariiformes	<i>Puffinus puffinus</i>	96	0,057	25	0,06	50	0,086	55	0,068
Procellariiformes	<i>Puffinus</i> sp.	9	0,005	3	0,007	2	0,003	6	0,007
Suliformes	<i>Fregata magnificens</i>	55	0,033	12	0,029	80	0,137	114	0,142
Suliformes	<i>Fregata</i> sp.	3	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Suliformes	<i>Sula dactylatra</i>	142	0,084	52	0,124	72	0,124	133	0,166
Suliformes	<i>Sula leucogaster</i>	48	0,028	14	0,033	25	0,043	56	0,070
Suliformes	<i>Sula sula</i>	4	0,002	0	0	0	0	0	0,000
Suliformes	<i>Sula</i> sp.	2	0,001	0	0	0	0	0	0,000
	Ave N.I.	12	0,007	1	0,002	0	0	238	0,296
	<b>TOTAL</b>	<b>797</b>	<b>0,474</b>	<b>410</b>	<b>0,98</b>	<b>461</b>	<b>0,794</b>	<b>1378</b>	<b>1,715</b>

Durante o Ano 2 e Ano 4 foram registradas as maiores densidades. Em relação às espécies, *Sterna hirundo*, *Fregata magnificens* e *Sula dactylatra* apresentaram as maiores densidades ao longo dos quatro anos. Enquanto *S. hirundo* é uma espécie migratória que utiliza essa área durante o período não reprodutivo, *F. magnificens* e *S. dactylatra* são espécies residentes, e a presença em densidades maiores demonstra a importância da região da foz do Rio Doce e águas adjacentes para essas espécies.

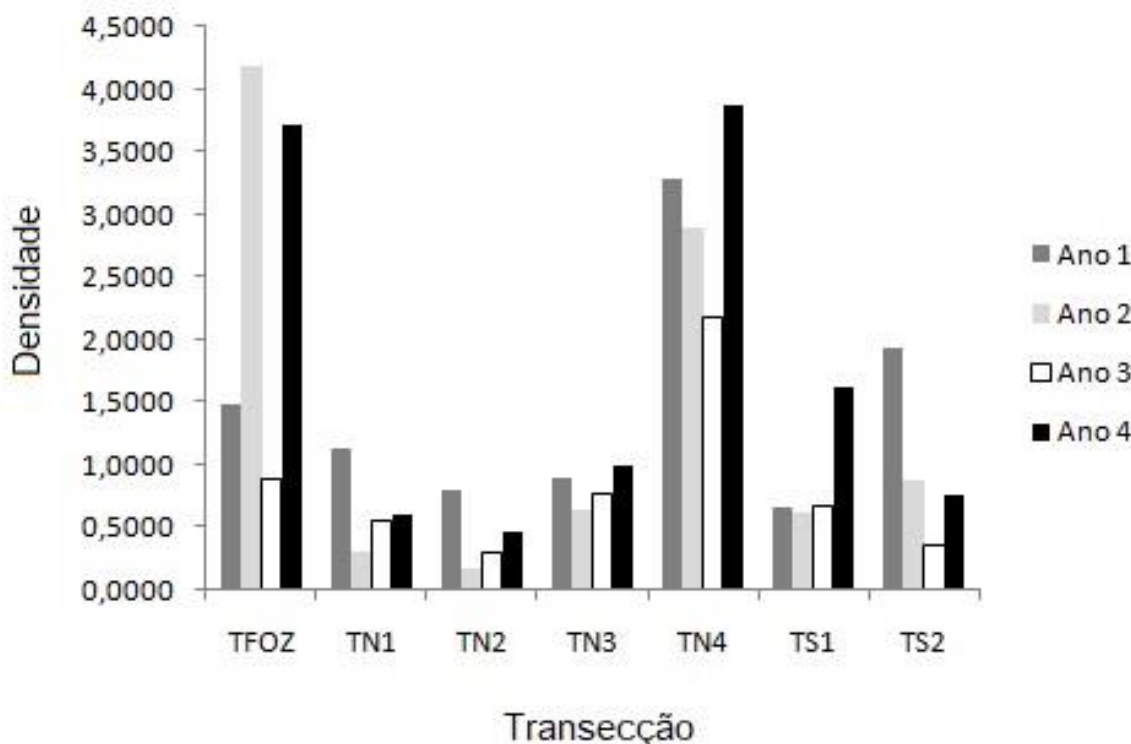


Figura 12: Densidade de aves (aves/km<sup>2</sup>) por período do ano, entre outubro de 2018 e outubro de 2022, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce. \* Não houve amostragem no período seco do Ano 2. No período seco do Ano 1 foi registrada a maior densidade. No entanto no Ano 3 foram registradas as menores densidades, tanto no período chuvoso quanto no período seco, com pouco diferença de densidade entre os períodos.



No período seco do Ano 1 foi registrada a maior densidade, influenciada por uma maior abundância de aves da família Laridae. No entanto, no Ano 3 foram registradas as menores densidades, tanto no período chuvoso quanto no período seco, com pouca diferença de densidade entre os períodos.

Figura 13: Densidade de aves (aves/km<sup>2</sup>) por transecção no período entre outubro de 2018 e outubro de 2022, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce. A densidade de aves variou entre as transecções, com densidade maior de aves em TFOZ e TN4. A densidade de aves em TFOZ variou acima da média entre os anos sendo maior no Ano 2 e 4, respectivamente, enquanto os valores se mantiveram mais constantes em TN4, com densidade maior de aves no Ano 4 e 1, respectivamente.



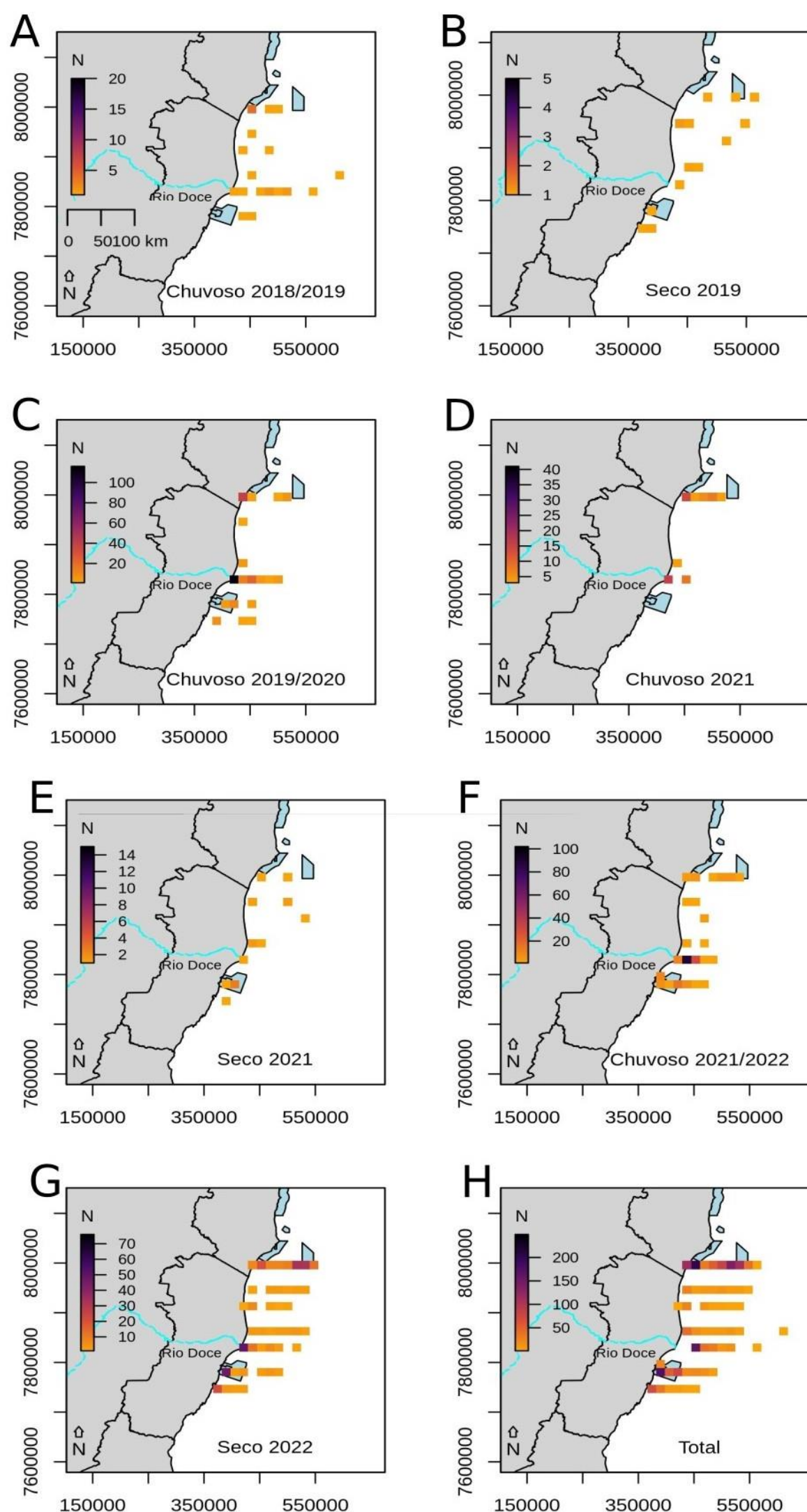
A densidade de aves variou entre as transecções, com densidade maior de aves em TFOZ e TN4. A densidade de aves em TFOZ variou acima da média entre os anos sendo maior no Ano 2 e 4, respectivamente, enquanto os valores se mantiveram mais constantes em TN4, com densidade maior de aves no Ano 4 e 1, respectivamente. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de várias espécies de aves, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves.

Tabela 9: Índice de Shannon estimado para as transecções no mar adjacente à Foz do Rio Doce, no período entre outubro de 2018 e outubro de 2022. Durante o Ano 1, o índice de diversidade de Shannon variou de 1,99 a 2,43 entre as transecções, com a maior diversidade registrada nas transecções TFOZ e TS1, enquanto a menor foi registrada na transecção TN1. No ano 2, a diversidade foi menor, variando entre 0,88 e 1,86, com maior diversidade na transecção TN3 e menor na TS1. No ano 3, os valores do índice de diversidade de Shannon variaram entre 1,81 e 1,21, com maior diversidade em TS1, TN4 e TFOZ, e menor em TS1. No ano 4, a diversidade variou de 0,92 no TS1 a 2,04 no TN4.

	ANO 1	ANO 2	ANO 3	ANO 4
Transecção	H'	H'	H'	H'
TFOZ	2,43	1,01	1,74	1,10
TN1	1,99	1,84	1,54	1,78
TN2	2,28	1,68	1,68	1,72
TN3	2,32	1,86	1,39	1,57
TN4	2,1	1,27	1,76	2,04
TS1	2,43	0,88	1,21	0,92
TS2	2,35	1,66	1,81	1,61

Novamente, destacam-se as transecções TFOZ e TN4 com valores elevados de Índice de Diversidade de Shannon ao longo dos quatro anos de amostragem. No entanto, no ano 2, maior diversidade foi registrada na transecção TN3. No ano 3, com maior diversidade em TS2. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto que a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de sete espécies de aves marinhas, o que pode estar atuando para que essas sejam transecções com diversidade de aves mais elevada.

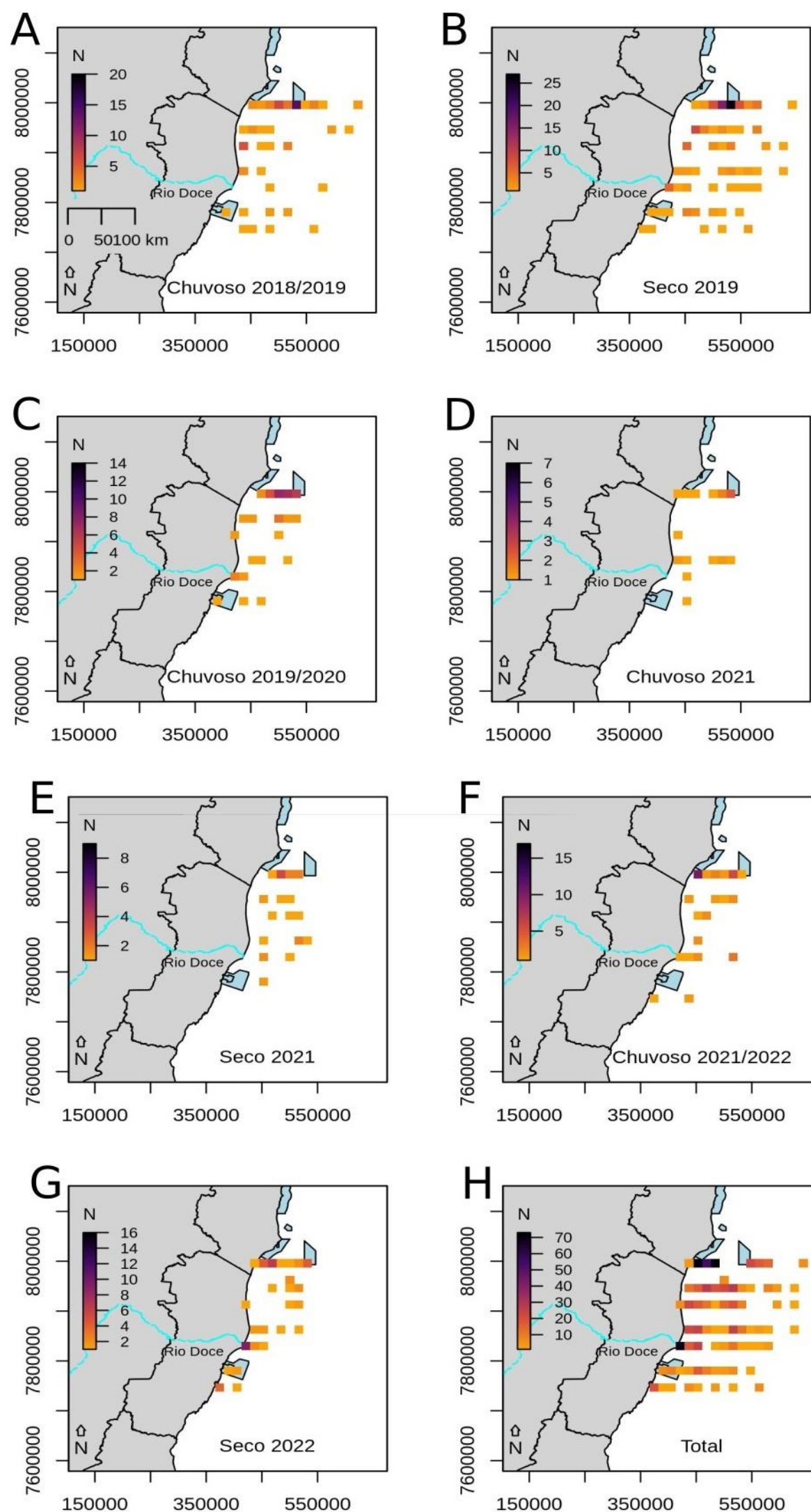
Figura 14: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Laridae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro) para o período de outubro de 2018 a outubro de 2022. A família Laridae apresentou maior densidade de aves no transecto mais próximo a Abrolhos (TN4) durante o período chuvoso de 2018/2019 e o período seco de 2019. No período chuvoso do ano seguinte (2019/2020), assim como no período chuvoso de 2021 e chuvoso de 2021/2022 houve uma maior densidade de Laridae próxima a foz do Rio Doce. A família esteve presente nos transectos TFOZ e TN4 em todas as estações, por isso o transecto TN4 e áreas mais próximas a costa no TFOZ foram as áreas de maior densidade quando considerados os registros da família em todas temporadas e períodos.



Laridae apresentou maior densidade de aves na transecção TN4 durante o período chuvoso de 2018/2019 e o período seco de 2019. No período chuvoso do ano seguinte (2019/2020), assim como no período chuvoso de 2021 e chuvoso de 2021/2022 houve uma maior densidade de Laridae na transecção TFOZ. A família esteve presente nos transectos TFOZ e TN4 em todas as estações, por isso a transecção TN4 e áreas mais próximas a costa na TFOZ foram as áreas de maior densidade quando considerados os registros da família em todas temporadas e períodos. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de espécies da família Laridae, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves dessa família.

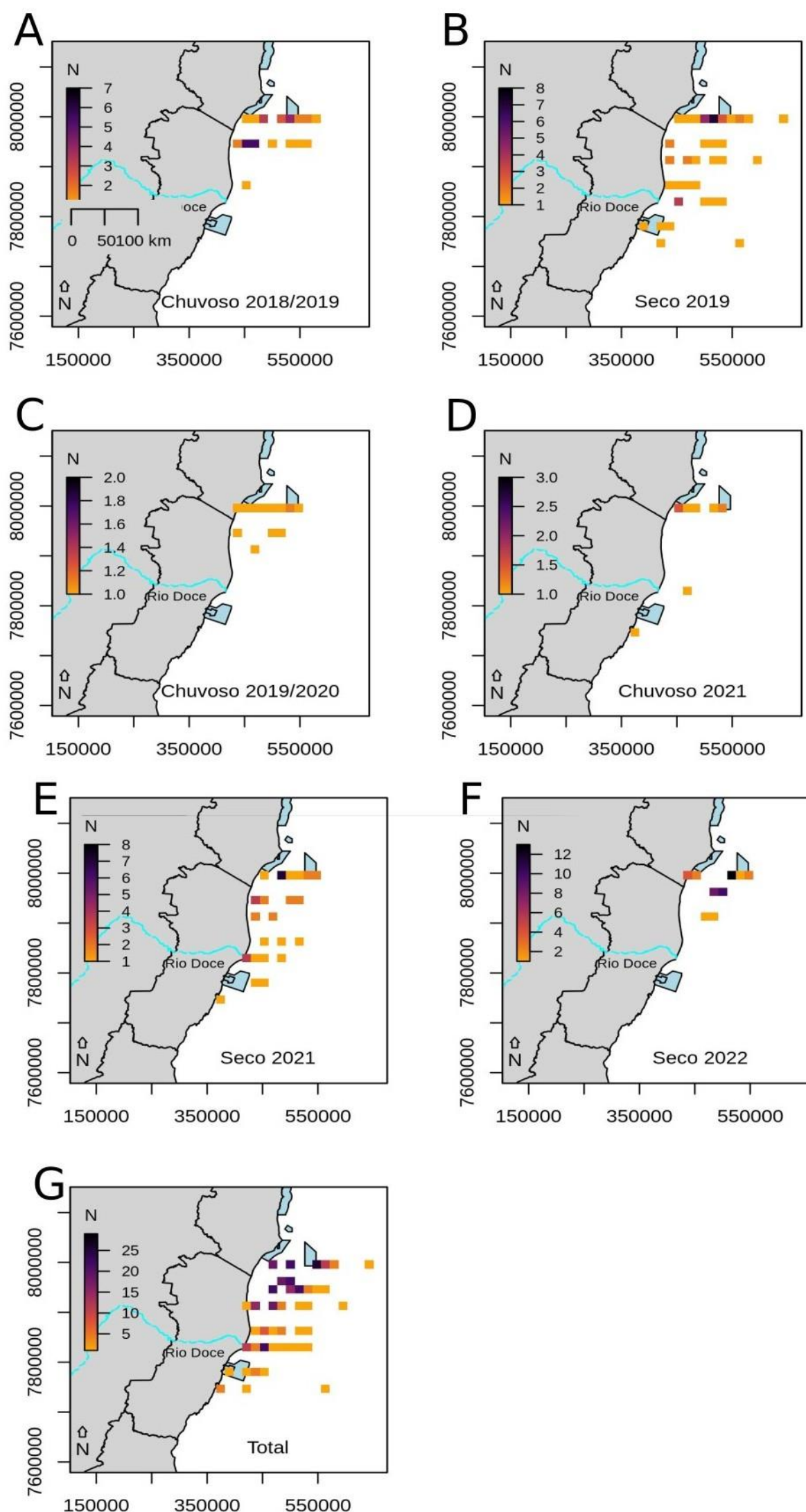


Figura 15: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Sulidae em uma em uma malha com 4 x 4 km<sup>2</sup> de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para o período de outubro de 2018 a outubro de 2022. Em relação as aves da família Sulidae, destacam-se os altos índices de densidade observados no transecto mais próximo ao Arquipélago de Abrolhos (TN4) em todos anos e estações amostrados. Embora o grupo apresente ampla distribuição ao longo dos transectos, sua distribuição parece mais costeira, com distribuição mais extensa nos transectos onde a plataforma continental se estende e mais próxima a costa onde a profundidade é maior em locais mais próximos a costa, principalmente nos transectos mais ao sul.



Em relação à Sulidae, destacam-se os altos índices de densidade observados na transecção TN4 em todos anos e estações amostrados. Embora o grupo apresente ampla distribuição ao longo das transecções, sua distribuição parece mais costeira, com distribuição mais extensa nas transecções onde a plataforma continental se estende e mais próxima a costa onde a profundidade é maior em locais mais próximos a costa, principalmente nos transectos mais ao sul. A transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de espécies da família Sulidae, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves dessa família.

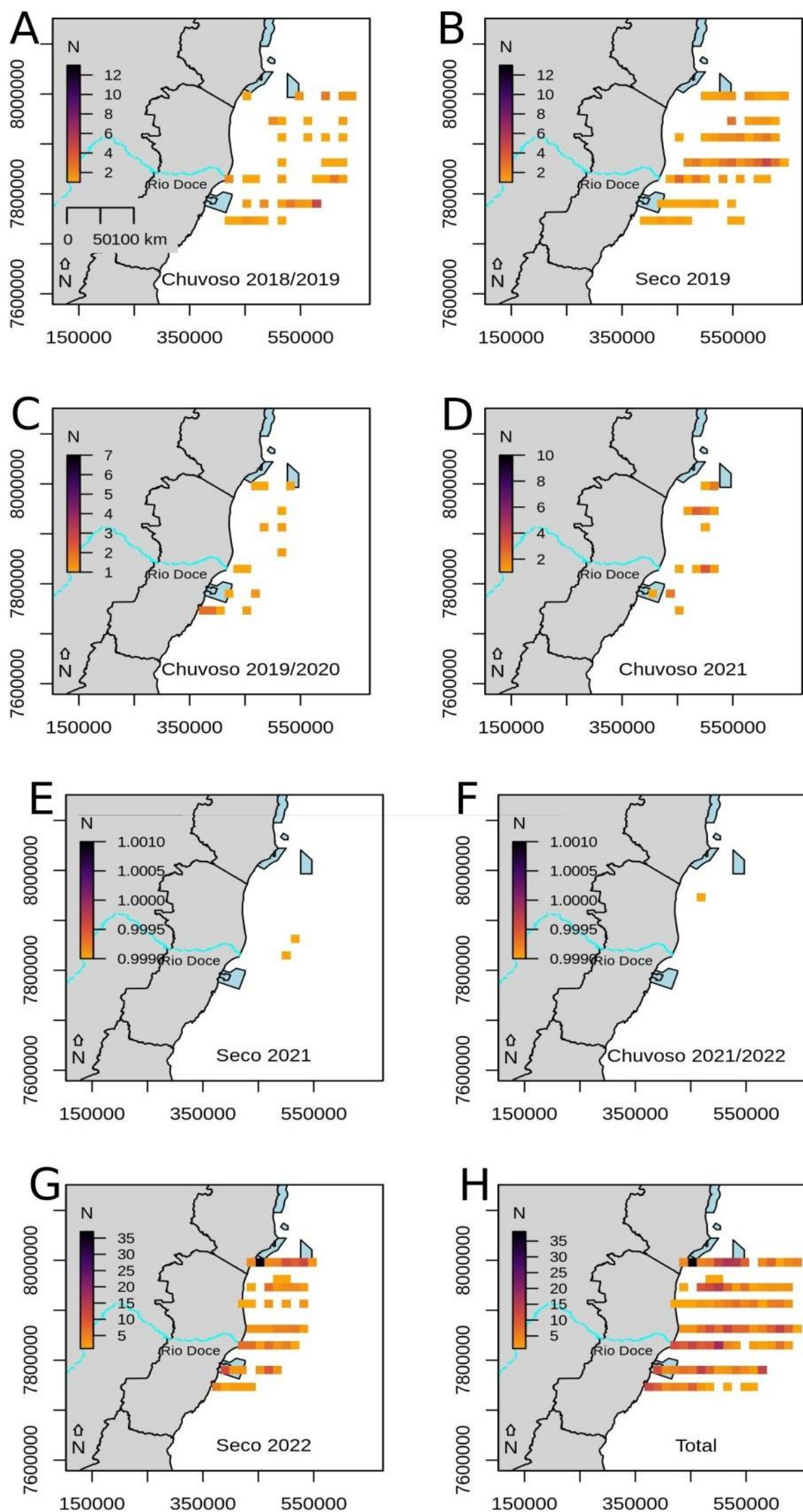
Figura 16: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Fregatidae em uma malha com 4 x 4 km<sup>2</sup> de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro), para período de outubro de 2018 a outubro. A família Fregatidae ocorreu em todos os transectos, porém teve maior densidade no transecto mais ao norte (TN4) e em áreas adjacentes a foz do Rio Doce. Neste sentido, alguns quadrantes mais costeiros nos três transectos adjacentes ao sul (TN2, TN1, TFOZ) também apresentaram valores de alta densidade, principalmente próximos a costa. Quanto a variação na distribuição do grupo associado as diferentes estações, pode se observar uma distribuição mais ampla do grupo nas duas estações de 2019 quando comparado aos outros períodos amostrados.



Fregatidae ocorreu em todas as transecções, porém teve maior densidade na TN4 e TFOZ, mas também apresentou densidades elevadas próximo a costa nas transecções TN3 e TN2. Quanto a variação na distribuição do grupo associado às diferentes estações, pode se observar uma distribuição mais ampla do grupo nas duas estações de 2019 quando comparado aos outros períodos amostrados. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, local utilizado para reprodução de Fregatidae, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves dessa família.

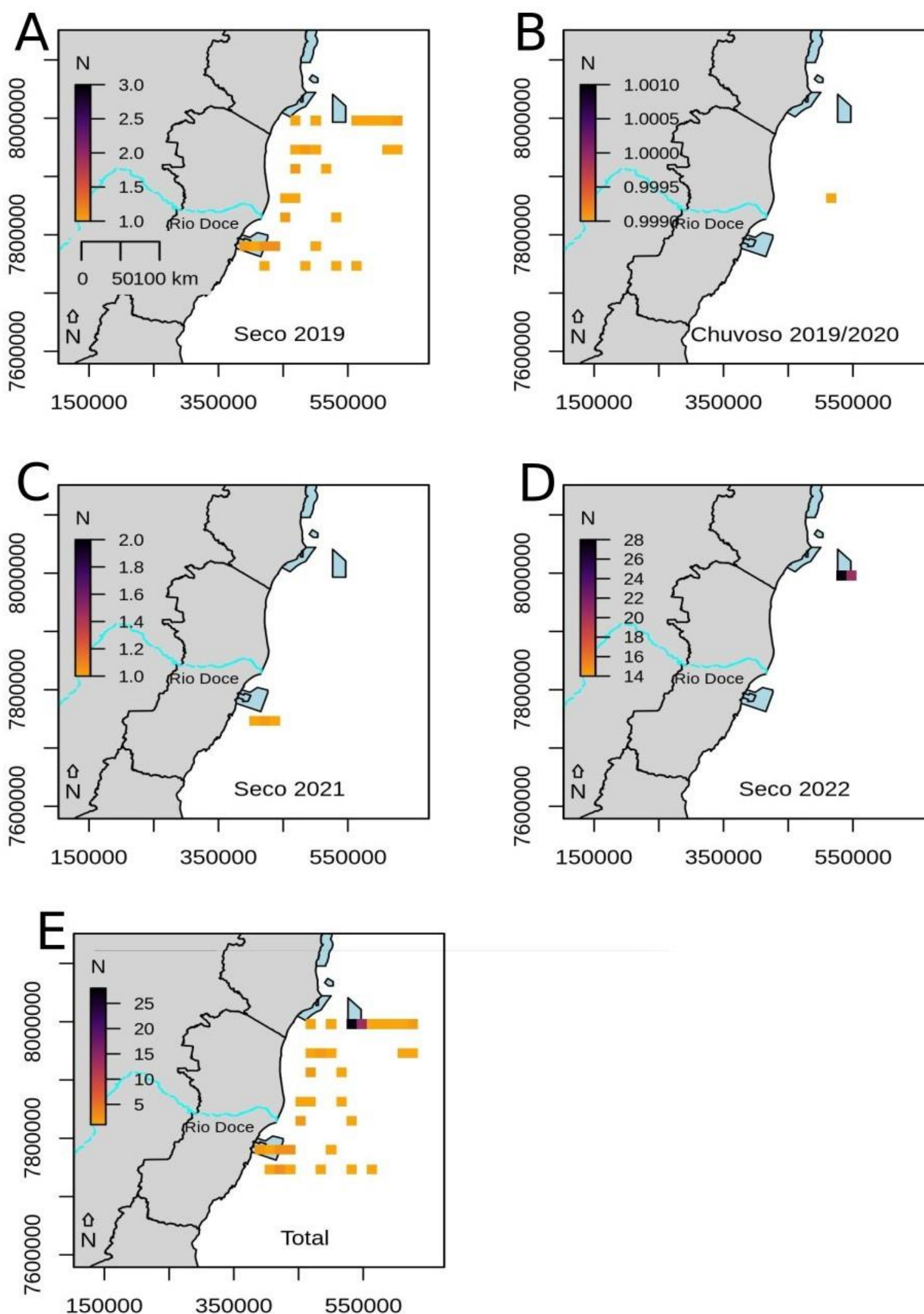


Figura 17: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Procellariidae em uma malha com 4 x 4 km<sup>2</sup> de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro), para o período de outubro de 2018 a outubro de 2022. A família Procellariidae apresentou altos índices de densidade em todos os transectos. De forma geral, as áreas mais utilizadas são as mais profundas e distantes da costa. De toda forma, sua densidade variou ao longo das estações, com menores índices no período seco de 2021 e a seguir no período chuvoso de 2021/2022.



Procellariidae apresentou altos índices de densidade em todos os transectos. De forma geral, as áreas mais utilizadas são as mais profundas e distantes da costa. De toda forma, sua densidade variou ao longo das estações, com menores índices no período seco de 2021 e a seguir no período chuvoso de 2021/2022. As espécies de Procellariidae registradas são todas migratórias e apresentam hábitos mais oceânicos, o que pode ajudar a explicar densidades mais elevadas nas áreas mais afastadas da costa e com maiores profundidades.

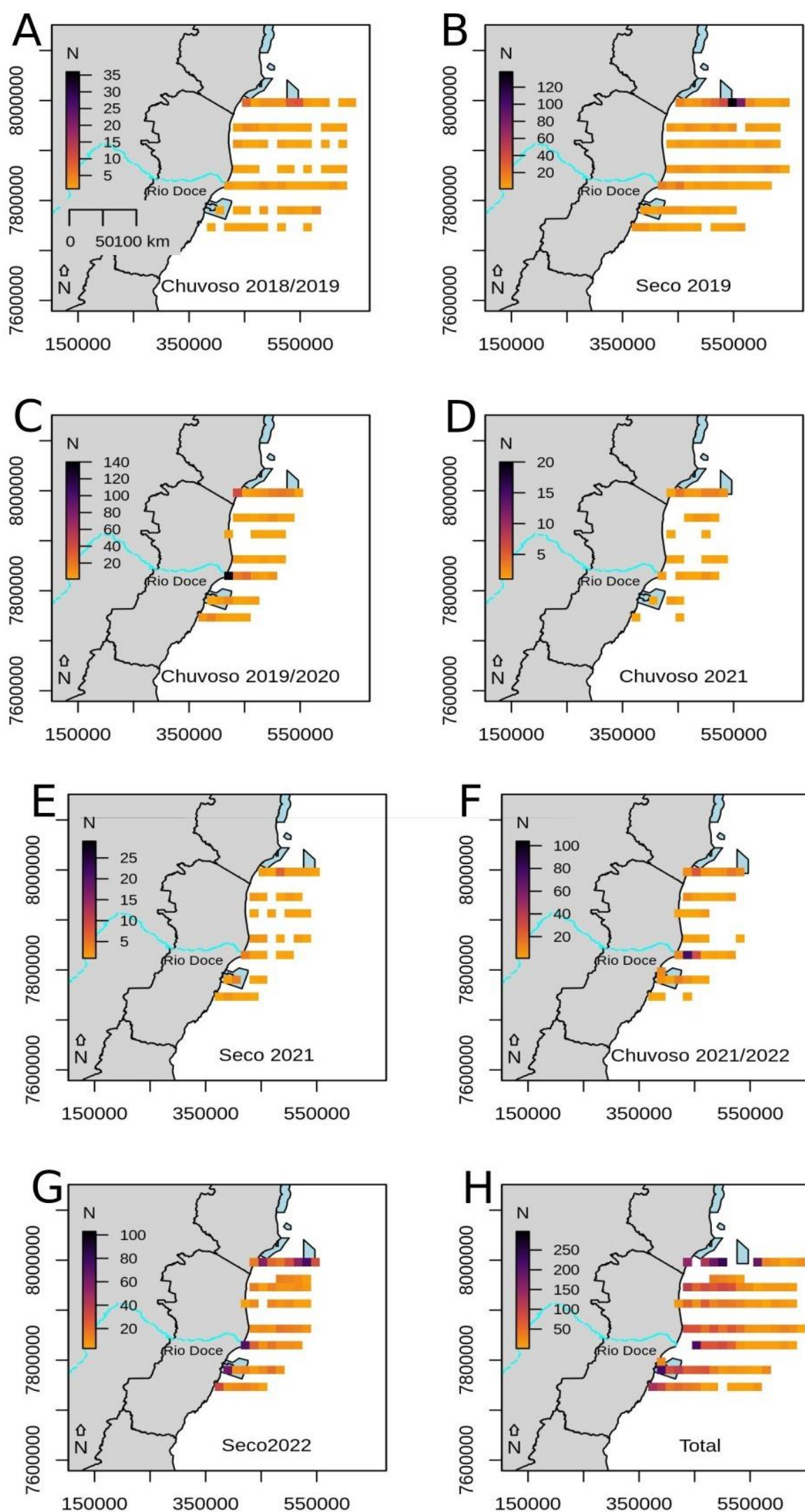
Figura 18: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Diomedidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro) para o período de outubro de 2018 a outubro de 2022. A família Diomedidae (albatrozes) foi registrada em baixas densidades no período chuvoso de 2019/2020 e no período seco de 2021. No período seco de 2019 sua densidade foi maior em áreas próximas ao Arquipélago de Abrolhos (e.g. TN4), enquanto no período chuvoso de 2019/2020 sua densidade foi maior em locais mais próximos a APA Costa das Algas (TS1) e foz do Rio Doce (TFoz). Da mesma, no Ano 4 é possível observar valores maiores de densidade próximo à região do Arquipélago dos Abrolhos.



Diomedidae (i.e. albatrozes) foi registrada em baixas densidades no período chuvoso de 2019/2020 e no período seco de 2021. No período seco de 2019, sua densidade foi maior na transecção TN4, enquanto no período chuvoso de 2019/2020 sua densidade foi na TS1 e TFOZ. Da mesma forma, no Ano 4 é possível observar valores maiores de densidade na TN4. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves dessa família.



Figura 19: Representação da densidade de aves marinhas (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para todos os indivíduos amostrados em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para o período de outubro de 2018 a outubro de 2022. Considerando todos os registros de todas as espécies para a densidade, mais indivíduos foram encontrados próximo a Abrolhos no período chuvoso de 2018/2019 e no período seco de 2019, enquanto no período chuvoso de 2019/2020 uma maior densidade de aves foi observada próxima a foz do Rio Doce. O período chuvoso de 2021/2022 reforça o padrão de ocupação geral em TN4 e TFOZ. Neste sentido, quando considerada a densidade a partir de todos os registros de aves marinhas durante os embarques no Espírito Santo para todos os períodos juntos entre 2018 e 2022 podemos observar índices mais elevados próximo a reserva de Abrolhos e à foz do Rio Doce.



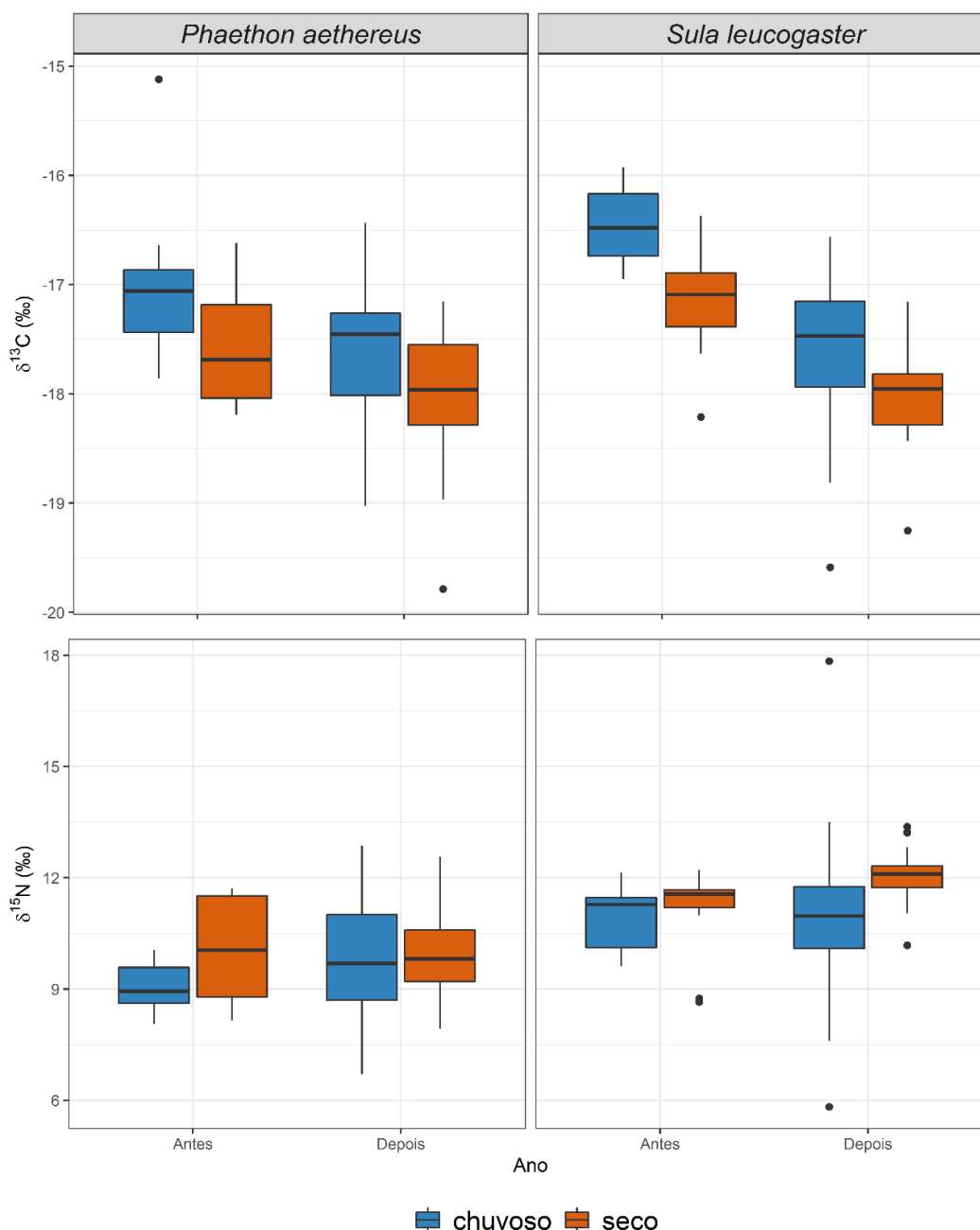
Considerando todos os registros de todas as espécies para cálculo da densidade, um número maior de indivíduos foi encontrado na transecção TN4 no período chuvoso de 2018/2019 e no período seco de 2019, enquanto no período chuvoso de 2019/2020 uma maior densidade de aves foi observada na TFOZ. O período chuvoso de 2021/2022 reforça o padrão de ocupação geral em TN4 e TFOZ. Neste sentido, quando considerada a densidade a partir de todos os registros de aves marinhas para todos os períodos juntos entre 2018 e 2022, pode-se observar índices mais elevados na TN4 e na TFOZ. A transecção TFOZ está alinhada à foz do Rio Doce e sob influência direta do aporte de água doce e nutrientes provenientes do Rio Doce que enriquecem as águas adjacentes, enquanto a transecção TN4 fica próxima do arquipélago dos Abrolhos, o que pode estar atuando para que essas sejam as transecções com as maiores densidades de aves.

Tabela 10: Valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  provenientes de amostras de sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no Arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem, separados pelos períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). DP = desvio padrão.

Espécie/Ano	Chuvoso $\delta^{13}\text{C}$ (‰)			Seco $\delta^{13}\text{C}$ (‰)			Chuvoso $\delta^{15}\text{N}$ (‰)			Seco $\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
	n	Média	DP	n	Média	DP	n	Média	DP	n	Média	DP
<b><i>Phaethon aethereus</i></b>												
Antes	14	-17,05	0,68	16	-17,56	0,53	14	9,02	0,64	16	10,14	1,4
Depois	96	-17,56	0,48	59	-17,96	0,51	96	9,84	1,29	59	9,90	1,0
<b><i>Sula leucogaster</i></b>												
Antes	15	-16,48	0,34	15	-17,13	0,48	15	10,88	0,82	15	11,16	1,05
Depois	74	-17,63	0,65	38	-18,00	0,38	74	10,89	1,80	38	12,00	0,68

Observa-se uma diminuição na média de  $\delta^{13}\text{C}$  tanto para *S. leucogaster* como para *P. aethereus* entre antes e depois do rompimento da barragem para o período chuvoso e seco, podendo indicar uma variação da distância de áreas de forrageio em relação à costa. Além disso, durante o período seco, as médias de  $\delta^{13}\text{C}$  tendem a ser menores do que no período chuvoso, o que pode ser também decorrente de variação de área de forrageio entre os períodos ou ainda de variações na produtividade primária. As médias  $\delta^{15}\text{N}$  não apresentaram padrão de aumento ou diminuição entre antes e depois do rompimento da barragem em ambas as espécies e entre os períodos chuvoso e seco. Entretanto, estas tendem a ser maiores durante o período seco do que no período chuvoso, tanto antes como depois do rompimento da barragem para ambas as espécies, podendo indicar o consumo de espécies com níveis tróficos mais altos durante o período seco.

Figura 20: Variação de valores de isótopos estáveis de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  provenientes de amostras de sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem, separados pelos períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).



Observa-se uma diminuição dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  tanto para *S. leucogaster* como para *P. aethereus* entre antes e depois do rompimento da barragem para o período chuvoso e seco e também uma tendência dos valores  $\delta^{13}\text{C}$  serem menores no período seco em comparação ao período chuvoso para ambas as espécies. Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  aparentam ser semelhantes entre os períodos chuvoso e seco e antes e depois da barragem para *P. aethereus*. Para *S. leucogaster*, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  são menos dispersos durante o período seco em comparação ao período chuvoso tanto antes como após o rompimento da barragem.

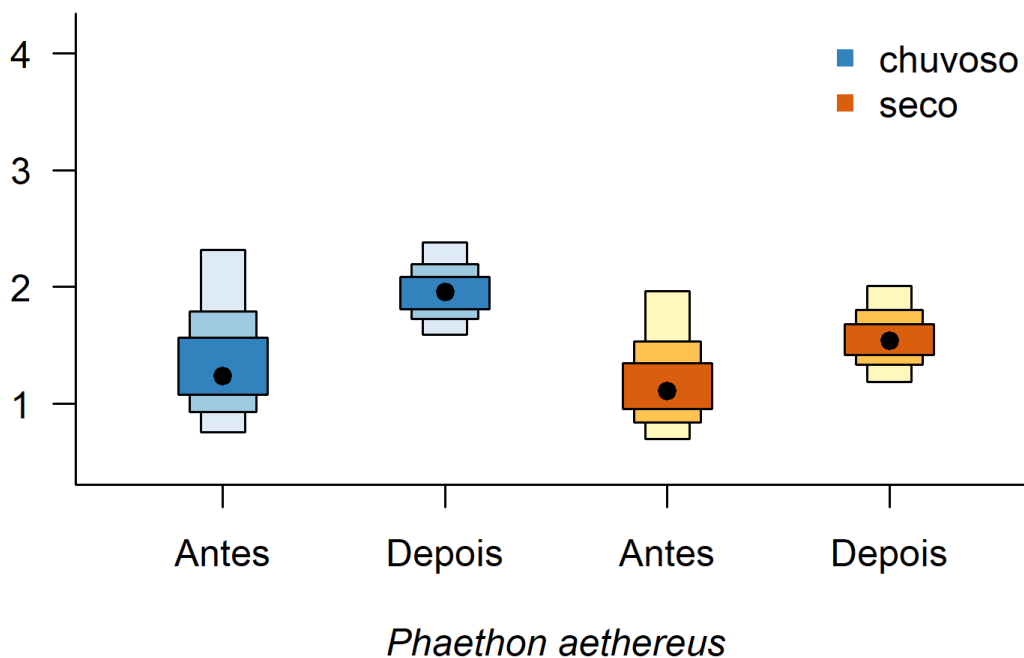
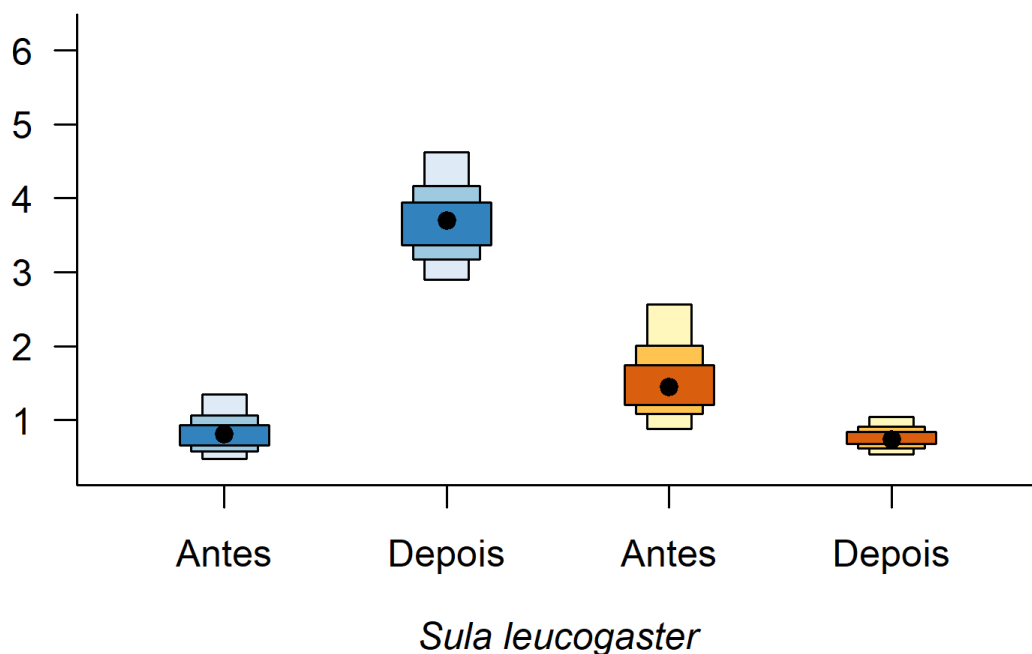
Tabela 11: Valores de  $p$  do teste de hipóteses (Kruskall-Wallis) e dos testes pareados *post-hoc* (Teste U de Mann-Whitney) para valores de isótopos estáveis de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  provenientes de amostras de sangue de *Sula leucogaster* (esquerda) e *Phaethon aethereus* (direita) no arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem, considerando períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).

<i>Sula leucogaster</i> (Kruskall-Wallis: $\delta^{13}\text{C}$ $p<0,01$ ; $\delta^{15}\text{N}$ $p<0,01$ )				<i>Phaethon aethereus</i> (Kruskall-Wallis: $\delta^{13}\text{C}$ $p<0,01$ ; $\delta^{15}\text{N}$ $p=0,05$ )			
Antes chuvoso	0,20	0,84	<0,01	Antes chuvoso	0,06	0,06	0,02
<0,01	Antes seco	0,19	<0,01	0,06	Antes seco	0,5	0,6
<0,01	<0,01	Depois chuvoso	<0,01	<0,01	0,86	Depois chuvoso	0,72
<0,01	<0,01	<0,01	Depois seco	<0,01	0,03	<0,01	Depois seco

Para *S. leucogaster* as diferenças dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram significativas entre antes e depois do rompimento da barragem, considerando os períodos chuvoso e seco (qui-quadrado = 58,69,  $p<0,01$ ), assim como para valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (qui-quadrado = 24,68,  $p<0,01$ ). Os resultados dos testes pareados demonstraram diferenças significativas entre todos os períodos para  $\delta^{13}\text{C}$  (abaixo) e somente entre o período seco após o rompimento e todos os demais períodos para  $\delta^{15}\text{N}$  (acima). Para *P. aethereus* as diferenças dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram significativas entre antes e depois do rompimento da barragem, considerando os períodos chuvoso e seco (qui-quadrado = 33,27,  $p<0,01$ ), mas não significativos para valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (qui-quadrado = 7,95,  $p=0,05$ ). Os testes pareados foram significativos para  $\delta^{13}\text{C}$  entre o período chuvoso antes do rompimento da barragem e os períodos seco e chuvoso depois do rompimento (abaixo) e entre os períodos seco e chuvoso após o rompimento. Os demais períodos para  $\delta^{13}\text{C}$  e todos os períodos para  $\delta^{15}\text{N}$  resultaram em diferenças não-significativas. Os resultados dos testes podem indicar que pode haver diferenças especialmente em relação às distâncias das áreas de forrageio em relação à costa entre todos os períodos, dada a significância das diferenças de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  entre todos os períodos para *S. leucogaster* e entre o período chuvoso antes e os dois períodos após o rompimento para *P. aethereus*.

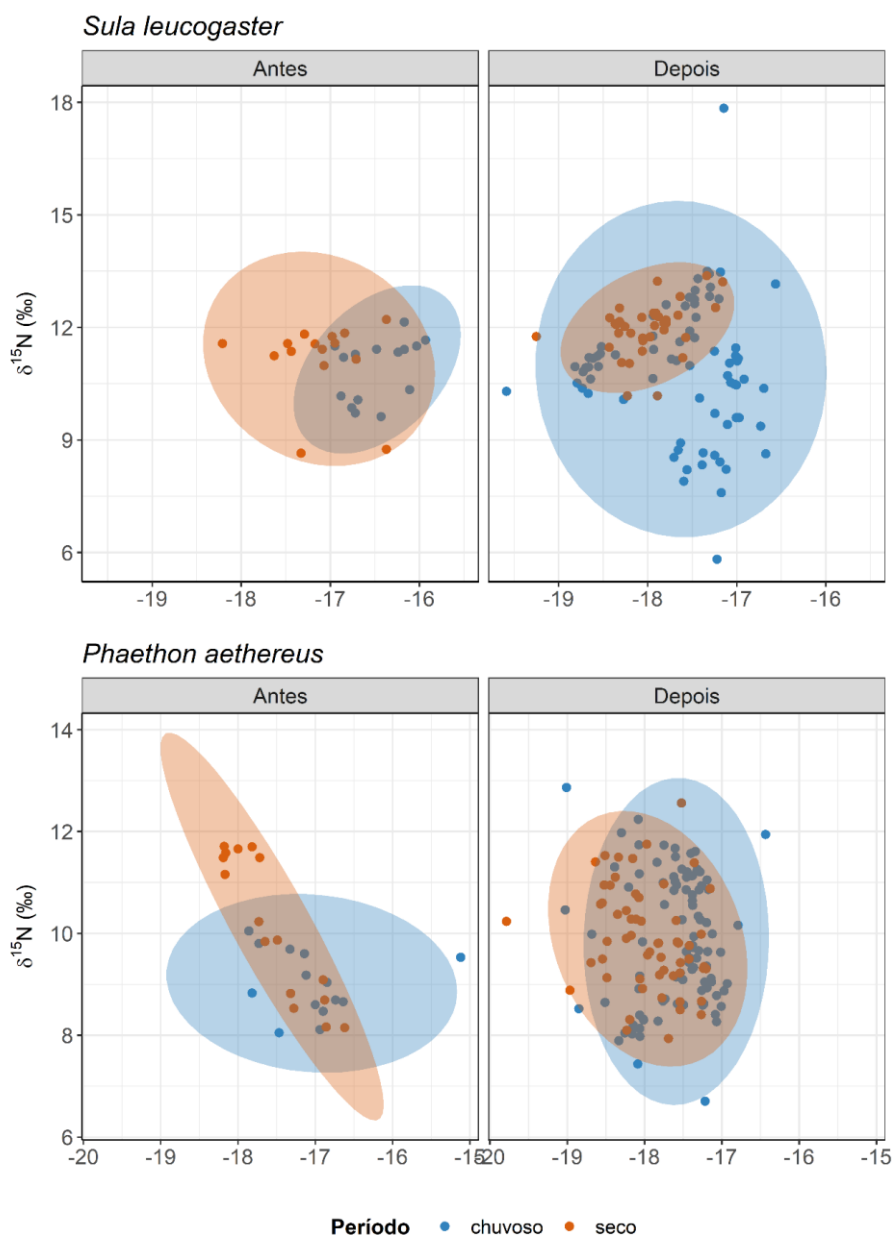


Figura 21: Variações de áreas das elipses Bayesianas representando amplitude de nicho isotópico a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) medidos em *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* e amostrados no arquipélago dos Abrolhos entre os períodos secos e chuvosos antes e depois do rompimento da barragem. Elipses contemplam 95% dos dados e são representadas em ‰<sup>2</sup>.



Para *S. leucogaster*, o período após o rompimento apresenta maior nicho isotópico do que o período anterior ao rompimento, padrão oposto do encontrado durante o período seco. Para *P. aethereus* o período anterior ao rompimento apresenta nichos mais largos do que depois do rompimento para o período seco e chuvoso.

Figura 22: Elipses Bayesianas estimadas a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) medidos no sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no Arquipélago dos Abrolhos. As análises consideraram períodos secos e chuvoso nos períodos antes e depois do rompimento da barragem. Elipses contemplam 95% dos dados.



Para *S. leucogaster*, observa-se um aumento da amplitude do nicho isotópico entre antes e depois do rompimento no período chuvoso e um padrão oposto no período seco. Esse aumento da amplitude de nicho pode ser resultado da variação interanual de presas disponíveis e também na exploração de diferentes áreas de forrageio antes e depois do rompimento da barragem. Observa-se também uma sobreposição evidente dos nichos isotópicos entre os dois períodos, chuvoso e seco, tanto antes como após o rompimento, indicando que a dieta é semelhante entre os períodos, tanto em áreas de alimentação como em níveis tróficos consumidos. Esse padrão é semelhante para *P. aethereus* após o rompimento da barragem. Observa-se também que para ambas as espécies, os nichos isotópicos no período chuvoso após o rompimento são maiores do que no período seco. Na Tabela 12 observa-se a área de sobreposição entre as elipses.

Tabela 12: Área de sobreposição de elipses *Sula leucogaster* (abaixo) e *Phaethon aethereus* (acima) antes e depois, separados entre os períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).

<b>Antes - chuvoso</b>	2,98	6,08	5,10
4,24	<b>Antes - seco</b>	4,36	4,03
4,10	9,81	<b>Depois - chuvoso</b>	8,00
0,00	3,04	4,70	<b>Depois - seco</b>

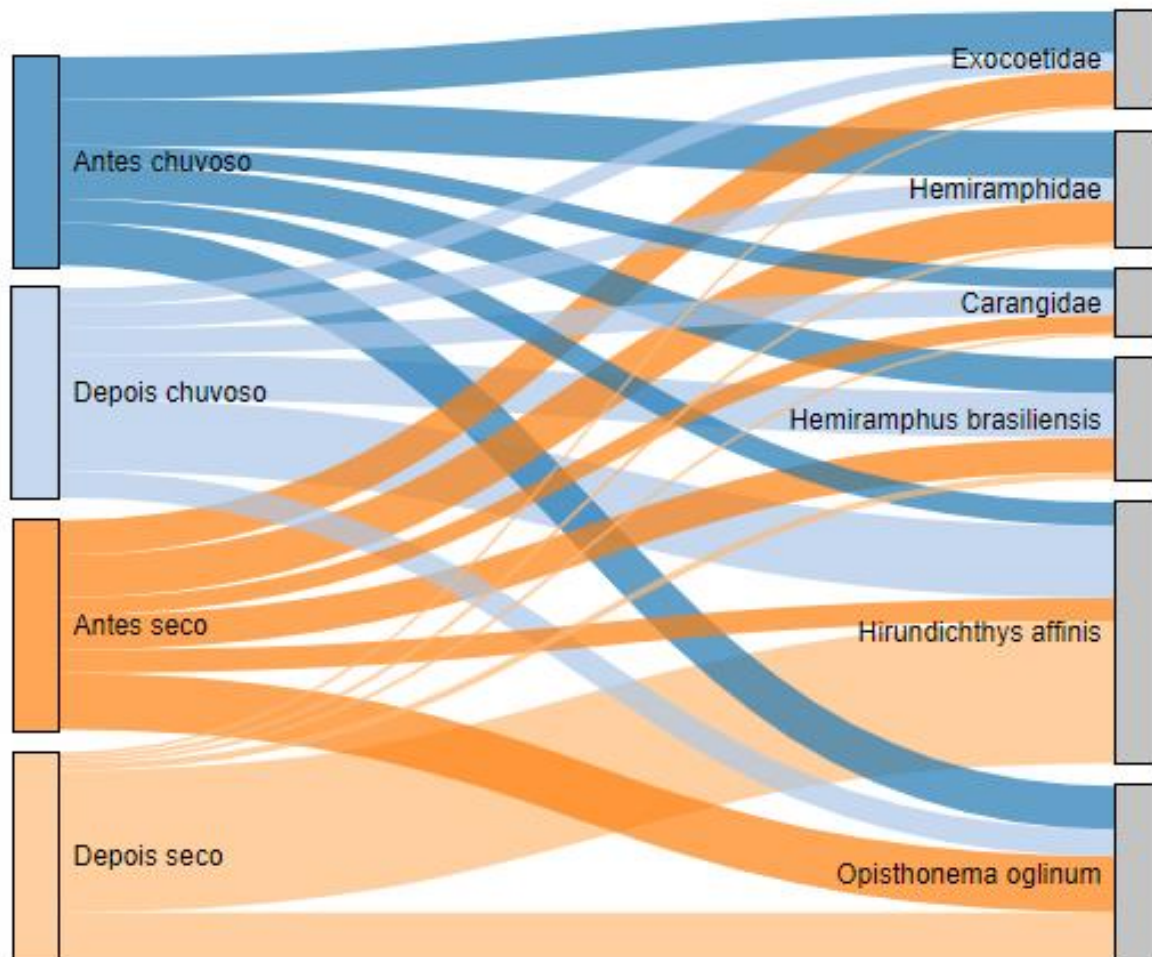
Para *S. leucogaster* observa-se áreas semelhantes de sobreposição de nicho isotópico entre os períodos antes e depois do rompimento e entre os períodos seco e chuvoso, com exceção do período chuvoso antes do rompimento e o período seco depois, que não apresentaram sobreposição. Para *P. aethereus* há uma maior sobreposição de nicho isotópico depois do rompimento do que antes em relação aos períodos chuvoso e seco.

Tabela 13: Valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  provenientes de amostras de músculo de potenciais presas de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostradas no Arquipélago dos Abrolhos utilizados nos modelos de mistura Bayesianos, com indicação de tamanho amostral (n) de cada presa.

Presa	n	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
		Média	DP	Média	DP
Carangidae	11	-17.31	0.35	7.33	0.86
Exocoetidae	5	-16.81	0.48	8.22	0.99
Hemiramphidae	3	-17.07	0.6	8.65	0.69
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	3	-17.36	0.58	9.45	0.34
<i>Hirundichthys affinis</i>	3	-17.65	0.02	9.77	0.1
Lula	3	-17.01	0.71	10.38	1.1
<i>Opisthonema oglinum</i>	4	-17.3	0.46	10.5	0.7

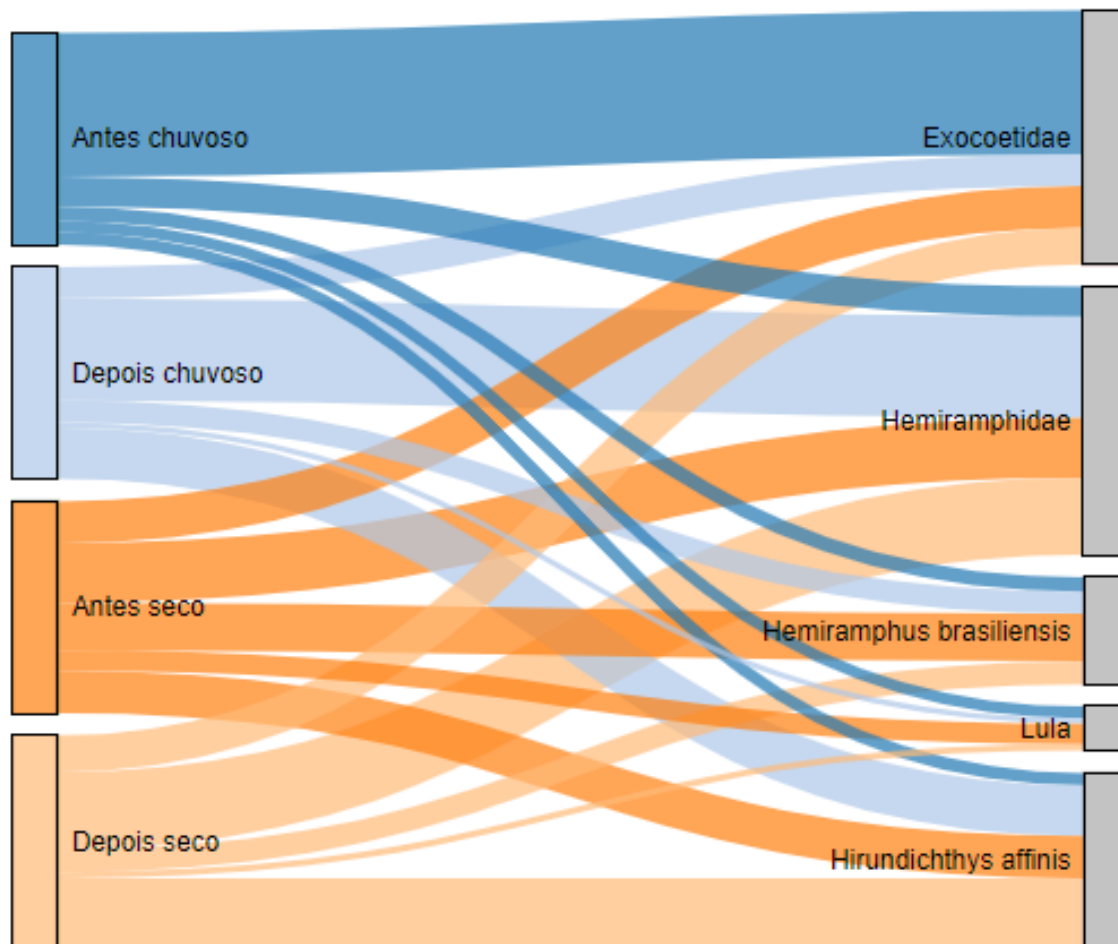
As espécies foram escolhidas com base em dados de regurgitos e também em múltiplas modelagens que indicaram maiores probabilidades de contribuição dessas presas para a dieta. Todas apresentam médias similares de  $\delta^{13}\text{C}$ , indicando que possivelmente estão localizadas em distâncias semelhantes da costa e médias de  $\delta^{15}\text{N}$  mais variáveis indicando que podem representar diferentes níveis tróficos. Ressalta-se que *Hemiramphus brasiliensis* pertence à família Hemiramphidae e *Hirundichthys affinis* à Exocoetidae, entretanto os valores resultantes dos modelos demonstraram segregação entre os valores encontrados, indicando que os valores referentes às duas famílias diferem das espécies e, portanto, provavelmente são resultados de valores de diferentes espécies das famílias. DP = desvio padrão.

Figura 23: Diagrama de Sankey baseados em modelos de mistura Bayesianos de isótopos estáveis considerando dados de sangue de *Sula leucogaster* amostradas no Arquipélago dos Abrolhos no antes e depois do rompimento da barragem agrupados em período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). A largura das faixas representa a proporção da contribuição de cada presa (direita) para a dieta de *S. leucogaster*.



Antes do rompimento, as maiores contribuições foram de Hemiramphidae, Exocoetidae e *Opisthonema oglinum* no período chuvoso e *O. oglinum* e Hemiramphidae no período seco. Depois do rompimento *Hirundichthys affinis* demonstrou ser a presa com maior contribuição para a dieta nos períodos chuvoso e seco, seguida por *H. brasiliensis* em período chuvoso e *O. oglinum* em período seco, demonstrando uma potencial troca das presas principais entre os períodos antes e depois do rompimento.

Figura 24: Diagrama de Sankey baseados em modelos de mistura Bayesianos de isótopos estáveis considerando dados de sangue de *Phaethon aethereus* amostradas no Arquipélago dos Abrolhos no antes e depois do rompimento da barragem agrupados em período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). A largura das faixas representa a proporção da contribuição de cada presa (direita) para a dieta de *P. aethereus*.



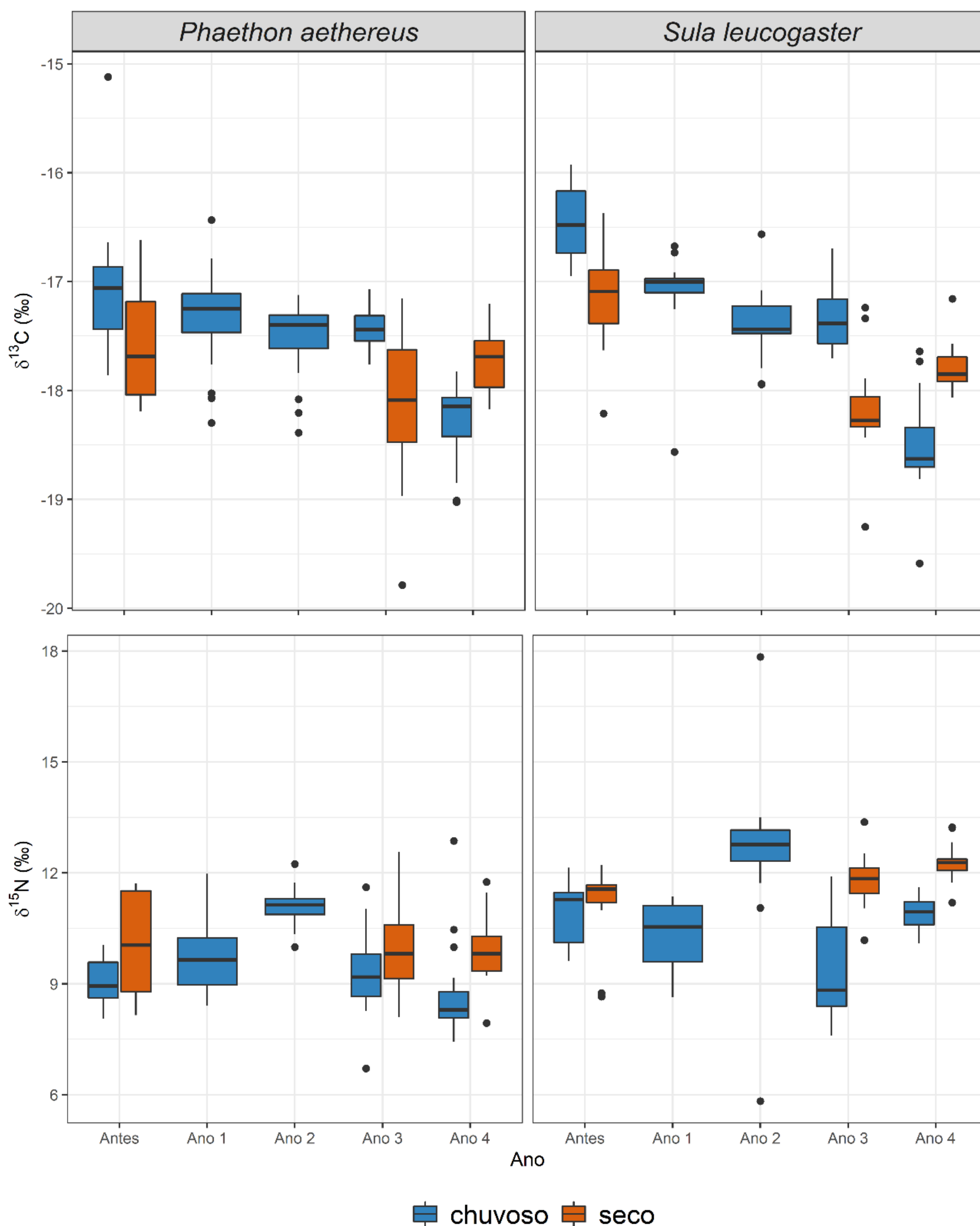
Antes do rompimento observa-se uma dominância de Exocoetidae para dieta em período chuvoso, enquanto no período seco, há proporções de contribuição similares entre Hemiramphidae, Exocoetidae, *Hemiramphus brasiliensis* e *Hirundichthys affinis*. Depois do rompimento, a dieta é dominada por Hemiramphidae e *Hirundichthys affinis*, que apresentavam contribuições menores para a dieta no período anterior ao rompimento.

Tabela 14: Valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  provenientes de amostras de sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* do Arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem, considerando os anos de monitoramento, separados pelos períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). DP = desvio padrão.

Espécie/Ano	Chuvoso $\delta^{13}\text{C}$ (‰)			Seco $\delta^{13}\text{C}$ (‰)			Chuvoso $\delta^{15}\text{N}$ (‰)			Seco $\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
	n	Média	DP	n	Média	DP	n	Média	DP	n	Média	DP
<b><i>Phaethon aethereus</i></b>												
Antes	14	-17.05	0.68	16	-17.56	0.53	14	9.02	0.64	16	10.14	1.4
Ano 1	31	-17.33	0.40	-	-	-	31	9.78	1.02	-	-	-
Ano 2	26	-17.51	0.32	-	-	-	26	11.13	0.45	-	-	-
Ano 3	20	-17.43	0.18	42	-18.06	0.55	20	9.35	1.11	42	9.87	1.04
Ano 4	19	-18.28	0.36	17	-17.71	0.31	19	8.72	1.24	17	9.95	0.93
<b><i>Sula leucogaster</i></b>												
Antes	15	-16.48	0.34	15	-17.13	0.48	15	10.88	0.82	15	11.16	1.05
Ano 1	13	-17.11	0.46	-	-	-	13	10.36	0.85	-	-	-
Ano 2	21	-17.39	0.3	-	-	-	21	12.6	2.01	-	-	-
Ano 3	20	-17.34	0.28	20	-18.2	0.41	20	9.43	1.34	20	11.76	0.76
Ano 4	20	-18.5	0.44	18	-17.79	0.21	20	10.9	0.44	18	12.26	0.49

Observa-se uma diminuição gradativa na média de  $\delta^{13}\text{C}$  tanto para *S. leucogaster* como para *P. aethereus* entre antes todos os anos após o rompimento da barragem para o período chuvoso. No período seco também se observa uma diminuição nos valores entre os períodos antes e depois, mas não é gradativo entre os anos depois do rompimento. Essa diminuição pode indicar uma variação de área forrageio em relação à distância da costa. As médias de  $\delta^{15}\text{N}$  não apresentaram um padrão entre antes do rompimento para nenhum dos períodos. DP = desvio padrão.

Figura 25: Variação de valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  provenientes de amostras de sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no Arquipélago dos Abrolhos antes e nos anos de monitoramento após o rompimento da barragem, separados pelos períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).



Observa-se uma diminuição dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  tanto para *S. leucogaster* como para *P. aethereus* entre antes os anos depois do rompimento da barragem para o período chuvoso, sendo mais acentuada em *S. leucogaster* do que em *P. aethereus*. Para ambas as espécies no período seco observa-se uma diminuição dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  no Ano 3 seguido por um aumento no Ano 4. Essas variações podem indicar diferenças nas áreas de forrageio exploradas em relação à distância da costa entre o período anterior ao rompimento e os anos seguintes após. Além disso, os valores  $\delta^{13}\text{C}$  tendem a ser menores no período seco do que no período chuvoso em todos os anos, exceto para o Ano 4 em ambas as espécies. Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  não aparentam seguir um padrão de variação, embora exista a tendência de ser mais altos durante o período seco para ambas as espécies e também de que no Ano 2 foi observado os maiores valores para ambas as espécies.



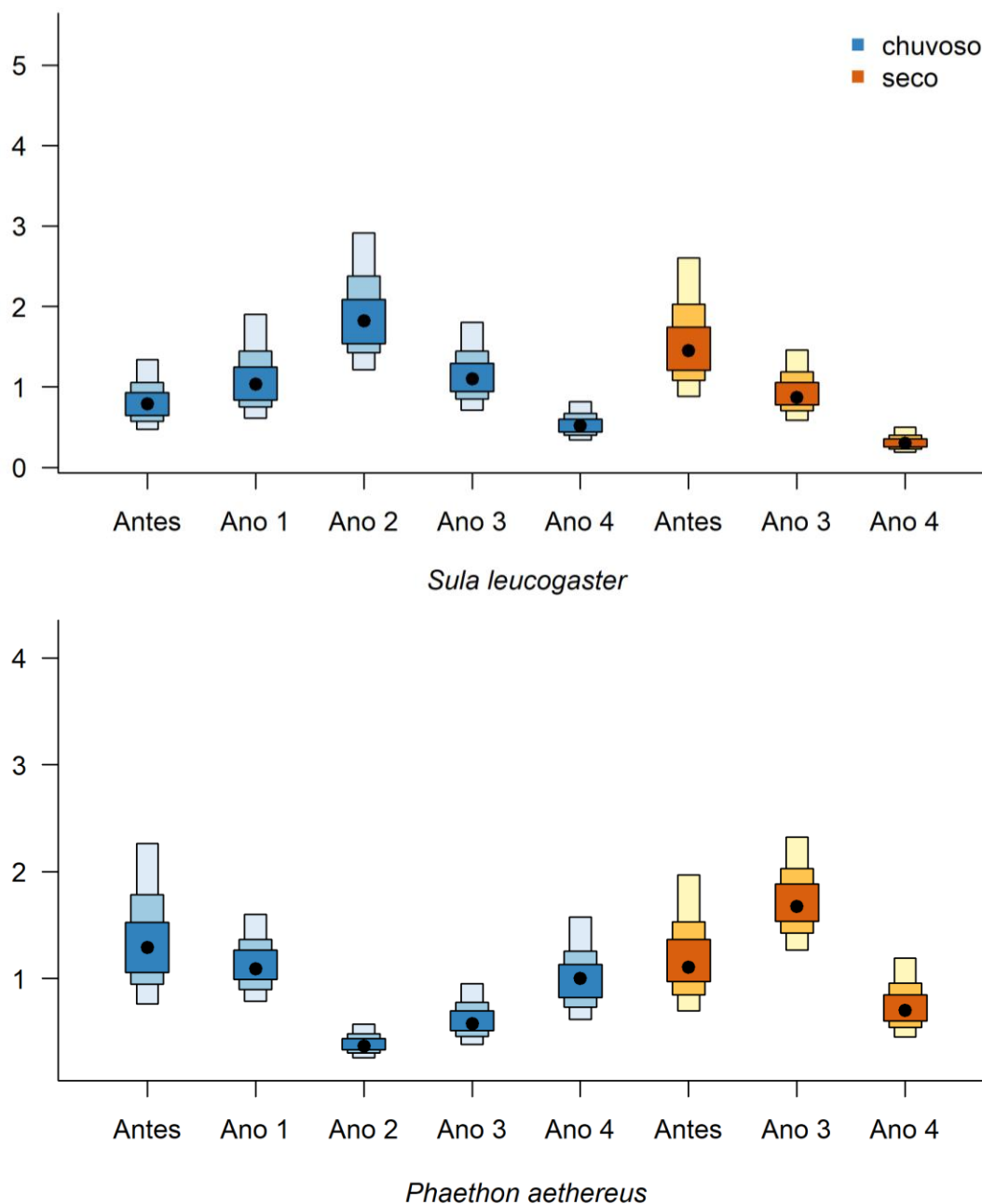
Tabela 15: Valores de  $p$  do teste de hipóteses (Kruskall-Wallis) e dos testes pareados *post-hoc* (Teste U de Mann-Whitney) para valores de isótopos estáveis de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  provenientes de amostras de sangue de *Sula leucogaster* (esquerda) e *Phaethon aethereus* (direita) no Arquipélago dos Abrolhos antes do rompimento da barragem e ao longo dos anos de monitoramento, considerando períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).

<i>Sula leucogaster</i> (Kruskall-Wallis: $\delta^{13}\text{C}$ $p<0,01$ ; $\delta^{15}\text{N}$ $p<0,01$ )							
<b>Antes chuvoso</b>	0,16	0,08	<0,01	<0,01	<0,01	0,63	<0,01
<0,01	<b>Antes seco</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,01	<0,01
<0,01	0,57	<b>Ano 1 chuvoso</b>	<0,01	0,05	<0,01	0,09	<0,01
<0,01	0,04	<0,01	<b>Ano 2 chuvoso</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,04
<0,01	0,07	<0,01	0,69	<b>Ano 3 chuvoso</b>	<0,01	<0,01	<0,01
<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<b>Ano 3 seco</b>	<0,01	0,02
<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<b>Ano 4 chuvoso</b>	<0,01
<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<b>Ano 4 seco</b>
<i>Phaethon aethereus</i> (Kruskall-Wallis: $\delta^{13}\text{C}$ $p<0,01$ ; $\delta^{15}\text{N}$ $p<0,01$ )							
<b>Antes chuvoso</b>	0,06	0,04	<0,01	0,48	0,01	0,06	<0,01
0,08	<b>Antes seco</b>	0,57	0,21	0,21	0,55	<0,01	0,70
0,14	0,17	<b>Ano 1 chuvoso</b>	<0,01	0,27	0,64	<0,01	0,41
0,02	0,59	0,01	<b>Ano 2 chuvoso</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,05	0,29	0,08	0,69	<b>Ano 3 chuvoso</b>	0,14	0,01	0,06
<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<b>Ano 3 seco</b>	<0,01	0,64
<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,17	<b>Ano 4 chuvoso</b>	<0,01
<0,01	0,71	<0,01	0,05	<0,01	0,02	<0,01	<b>Ano 4 seco</b>

Para *S. leucogaster* as diferenças dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram significativas entre antes do rompimento da barragem e os anos de monitoramento, considerando os períodos chuvoso e seco (qui-quadrado = 105.88,  $p<0.01$ ), assim como para valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (qui-quadrado = 85.58,  $p<0.01$ ). Os resultados dos testes pareados demonstraram diferenças significativas entre todos os períodos para  $\delta^{13}\text{C}$  (abaixo),

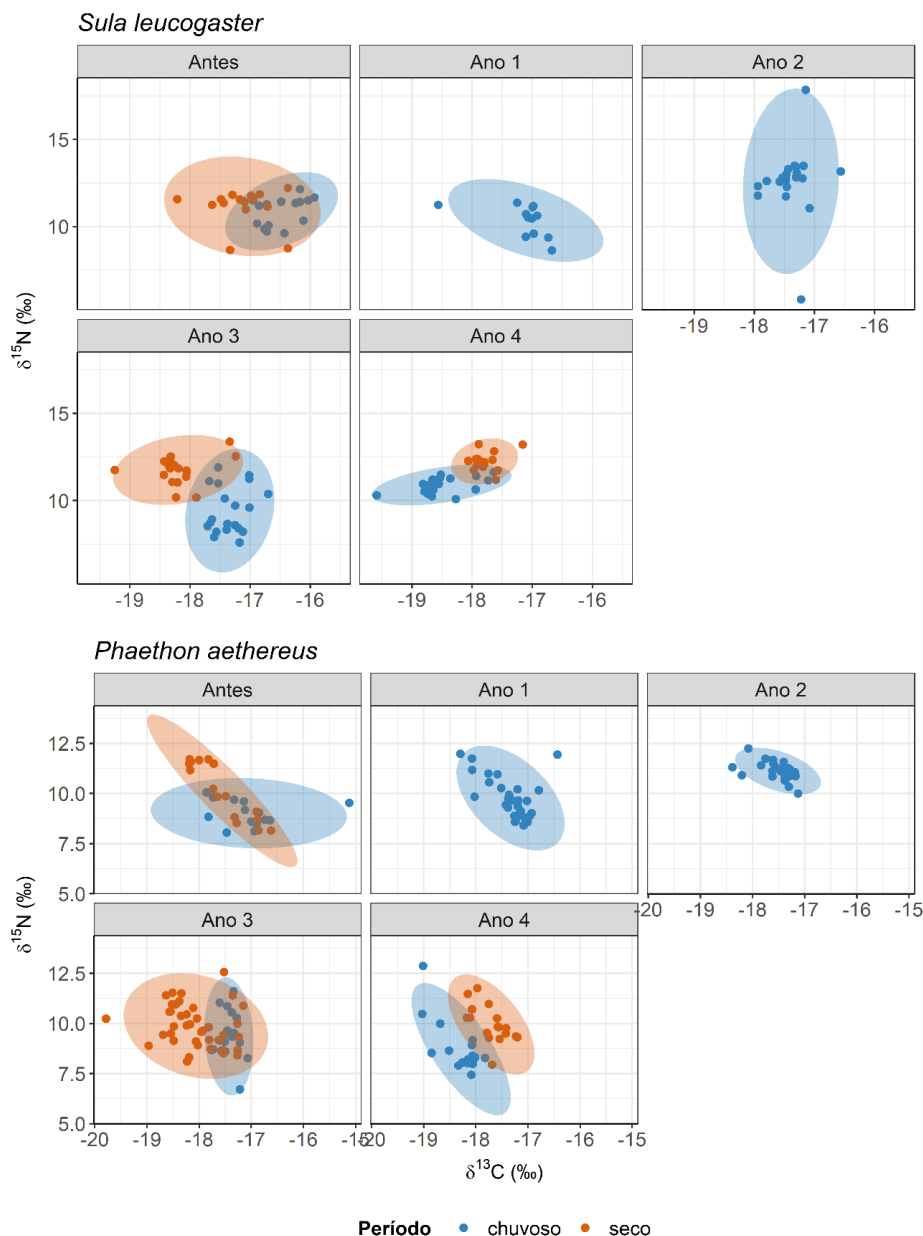
exceto entre o período seco pré-rompimento e o período chuvoso do Ano 1 ( $p=0.57$ ) e entre os períodos chuvosos do Ano 2 e Ano 3 ( $p=0.69$ ). Para  $\delta^{15}\text{N}$  (acima) houve menos diferenças significativas entre os períodos em comparação ao carbono, sendo os Anos 2 – chuvoso e Ano 3 – seco os que apresentaram um maior número de diferenças significativas em relação aos demais anos. Para *P. aethereus* as diferenças dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram significativas entre antes do rompimento da barragem e os anos de monitoramento, considerando os períodos chuvoso e seco (qui-quadrado = 77.56,  $p<0.01$ ) assim como para valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (qui-quadrado = 61.2,  $p<0.01$ ). Os testes pareados foram significativos para  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em alguns períodos, indicando algumas variações na dieta, que podem ser decorrentes de sazonalidade e variação interanual de presas, tanto na disponibilidade como nas áreas mais próximas ou mais distantes da costa nas quais são exploradas, as quais são mais evidentes em *S. leucogaster* do que em *P. aethereus*.

Figura 26: Variações de áreas das elipses Bayesianas representando amplitude de nicho isotópico a partir de isótopos estáveis de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  medidos em *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* e amostrados no Arquipélago dos Abrolhos entre os períodos secos e chuvoso antes e nos anos de monitoramento após do rompimento da barragem. Elipses contemplam 95% dos dados e são representadas em  $\% ^2$ .



Para *S. leucogaster*, o Ano 2 apresentou as maiores áreas de elipse no período chuvoso, enquanto o período anterior ao rompimento apresentou as maiores áreas no período seco. Já o Ano 4 apresentou as menores áreas em ambos os períodos. Para *P. aethereus* o Ano 2 apresentou a menor largura de elipse, enquanto as maiores ocorreram nos períodos seco e chuvoso anteriores ao rompimento da barragem.

Figura 27: Elipses Bayesianas estimadas a partir de isótopos estáveis de  $\delta^{13}\text{C}$  e nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  medidos no sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no Arquipélago dos Abrolhos. As análises consideraram períodos secos e chuvoso nos períodos antes e nos anos de monitoramento após o rompimento da barragem. Elipses contemplam 95% dos dados.



Para *S. leucogaster*, observa-se amplitudes do nicho isotópico semelhantes entre antes e depois do rompimento no período chuvoso, com exceção do Ano 4, no qual há uma evidente redução da amplitude, assim como entre antes e os Anos 3 e 4 no período seco. Para *P. aethereus* observa-se uma redução na amplitude de nicho no Ano 2 em relação aos demais períodos. Em relação à sobreposição de nicho isotópico entre os períodos chuvoso e seco, observa-se uma forte sobreposição no período anterior ao rompimento da barragem para ambas as espécies, com uma diminuição dessa sobreposição nos Anos 3 e 4 para *S. leucogaster* e no Ano 4 para *P. aethereus*. Essa variação na amplitude de nicho pode ser resultado da variação interanual de presas disponíveis e também na exploração de diferentes áreas de forrageio antes e entre os anos que seguiram o rompimento da

barragem. A forte sobreposição de elipses indica a exploração de nichos semelhantes entre os períodos seco e chuvoso. Na Tabela 16 observa-se a área de sobreposição entre as elipses.

Tabela 16: Área de sobreposição de elipses *Sula leucogaster* (abaixo) e *Phaethon aethereus* (acima) antes e ao longo dos anos de monitoramento após o rompimento da barragem, separados entre os períodos chuvoso e seco.

<b>Antes chuvoso</b>	2,98	4,74	0,52	2,61	5,07	2,18	3,00
4,24	<b>Antes seco</b>	4,26	1,44	2,23	4,08	0,07	3,44
2,97	6,33	<b>Ano 1 chuvoso</b>	2,36	3,28	5,25	0,65	4,11
1,60	6,61	4,45	<b>Ano 2 chuvoso</b>	1,23	2,08	0,00	1,40
1,79	4,50	4,16	5,00	<b>Ano 3 chuvoso</b>	3,40	0,58	2,74
0,00	3,03	1,99	2,74	1,15	<b>Ano 3 seco</b>	4,55	4,65
0,00	1,28	1,16	0,97	0,51	2,72	<b>Ano 4 chuvoso</b>	0,96
0,00	1,97	1,12	1,78	0,51	1,99	0,66	<b>Ano 4 seco</b>

Para *S. leucogaster* não há sobreposição entre o período chuvoso anterior ao rompimento e os Anos 3 – seco e Ano 4 – chuvoso e seco. Para *P. aethereus* não há sobreposição entre os períodos chuvoso do Ano 2 e do Ano 4.

Tabela 17: Presas presentes em material regurgitado de *Phaethon aethereus* no período pré rompimento da barragem. %N= abundância numérica; %FO= frequência de ocorrência. Dados extraídos de Nascimento & Azevedo-Júnior (2005).

Presa	%N	%FO
BELONIDAE	5,71	13,33
<i>Strongylura marina</i>	6,67	16,67
CARANGIDAE	8,57	20,00
<i>Caranx crysos</i>	3,33	8,33
<i>Decapterus macarellus</i>	3,33	8,33
<i>Decapterus punctatus</i>	3,33	8,33
EXOCOETIDAE	8,57	20,00
<i>Cheilopogon cyanopterus</i>	10,00	25,00
HAEMULIDAE	2,86	6,67
<i>Haemulon aurolineatum</i>	3,33	8,33
HEMIRAMPHIDAE	2,86	6,67
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	3,33	8,33
LOLIGINIDAE	11,43	13,33
<i>Loligo sp.</i>	13,33	16,67
PRISTIGASTERIDAE	2,86	6,67
<i>Pellona harroweri</i>	3,33	8,33
SCIAENIDAE	48,57	53,33
<i>Cynoscion sp.</i>	3,33	8,33
<i>Stellifer brasiliensis</i>	46,67	41,67
SCOMBRIDAE	8,57	20,00

No total foram identificadas 35 itens, 11 espécies e 9 famílias, representadas por peixes e lulas. Em nível de espécie, a porcentagem numérica indica *Stellifer brasiliensis* (%N = 46,67), *Loligo sp.* (%N = 13,33) e *Cheilopogon cyanopterus* (%N = 10,00) como as três presas mais consumidas. As principais famílias foram Sciaenidae (%N = 48,57), Loliginidae (%N = 11,43) e Exocoetidae (%N = 8,57). De acordo com a frequência de ocorrência, os itens mais encontrados foram *S. brasiliensis* (%FO = 41,67), *C. cyanopterus* (%FO = 25,00) e *Loligo sp.* (%FO = 16,67). E as principais famílias presentes nos regurgitos foram Sciaenidae (%FO = 53,33), Carangidae (%FO = 20,00), Exocoetidae (%FO = 20,00), e Scombridae (%FO = 20,00). Os dados não permitiram o cálculo de um índice de importância das presas.



Tabela 18: Presas presentes em material regurgitado de *Sula leucogaster* no período pré rompimento da barragem. %N= abundância numérica; %FO= frequência de ocorrência. Dados extraídos de Alves et al. (2004). foram contabilizadas 78 presas, pertencentes a 5 famílias. A porcentagem numérica revela que *Hemiramphus brasiliensis* (%N = 53,7), *Parexocoetus brachypterus* (%N = 15,9) como principais presas consumidas. As famílias mais representativas foram Exocoetidae (%N = 84,6) e Belonidae (%N = 14,52). Vale ressaltar que houve uma alteração taxonômica, portanto *Hemiramphus brasiliensis* pertence atualmente à família Hemiramphidae, e não mais é classificada como Exocoetidae. Quanto à frequência de ocorrência, as presas mais encontradas foram *H. brasiliensis* (%FO = 76,5), *O. oglinum* (%FO = 11,8) e *P. brachypterus* (%FO = 11,8). Os valores da frequência de ocorrência de cada família não foram apresentados no estudo. Os dados não permitiram o cálculo de um índice de importância das presas.

Presa	%N	%FO
BELONIDAE	14,52	-
<i>Ablennes hians</i>	2,4	11,8
CARANGIDAE	6,1	-
<i>Caranx</i> sp.	2,4	5,9
CLUPEIDAE	1,2	5,9
<i>Opisthonema oglinum</i>	3,7	11,8
EXOCOETIDAE	84,6	-
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	53,7	76,5
<i>Parexocoetus brachypterus</i>	15,9	11,8
SCOMBRIDAE	1,3	-

Foram contabilizadas 78 presas, pertencentes a 5 famílias. A porcentagem numérica revela que *Hemiramphus brasiliensis* (%N = 53,7), *Parexocoetus brachypterus* (%N = 15,9) como principais presas consumidas. As famílias mais representativas foram Exocoetidae (%N = 84,6) e Belonidae (%N = 14,52). Vale ressaltar que houve uma alteração taxonômica, portanto *Hemiramphus brasiliensis* pertence atualmente à família Hemiramphidae, e não mais é classificada como Exocoetidae. Quanto à frequência de ocorrência, as presas mais encontradas foram *H. brasiliensis* (%FO = 76,5), *O. oglinum* (%FO = 11,8) e *P. brachypterus* (%FO = 11,8). Os valores da frequência de ocorrência de cada família não foram apresentados no estudo. Os dados não permitiram o cálculo de um índice de importância das presas.

Tabela 19: Presas presentes em material regurgitado de *Phaethon aethereus* no período pós rompimento da barragem. %FO = frequência de ocorrência; %PN = abundância presa-específica; %PM = massa presa-específica; %PSIRI = índice de importância relativa presa-específica.

Presas	%FO	%PN	%PM	%PSIRI
APOGONIDAE	2,22	33,33	10,97	0,49
<i>Apogon pseudomaculatus</i>	2,86	50,00	15,96	0,94
BELONIDAE	15,56	69,05	61,34	10,14
<i>Ablennes hians</i>	5,71	100	100	5,71
CARANGIDAE	4,44	100	100	4,44
<i>Decapterus tabl</i>	2,86	100	100	2,86
<i>Decapterus sp.</i>	2,86	100	100	2,86
LOLIGINIDAE	13,33	57,64	28,54	5,74
Cefalópode	17,14	57,64	28,36	7,37
CLUPEIDAE	17,78	82,44	87,1	15,07
<i>Sardinella brasiliensis</i>	20,00	79,93	86,07	16,6
EXOCOETIDAE	20,00	68,06	82,33	15,04
<i>Cheilopogon melanurus</i>	5,71	31,25	72,45	2,96
<i>Cheilopogon sp.</i>	5,71	50,00	85,40	3,87
<i>Exocoetus volitans</i>	2,86	50,00	20,79	1,01
<i>Hirundichtys affinis</i>	2,86	100	100	2,86
<i>Hirundichtys sp.</i>	2,86	100	100	2,86
HEMIRAMPHIDAE	40	90,67	93,29	36,79
<i>Euleptorhamphus velox</i>	2,86	75	97,94	2,47
<i>Hemiramphus balao</i>	42,86	90,48	91,8	39,06
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	2,86	100	100	2,86
SCOMBRIDAE	15,56	76,19	81,63	12,29
<i>Euthynnus alletteratus</i>	5,71	100	100	5,71

No total, foram contabilizados 95 itens presas em 45 materiais regurgitados. Foi possível identificar diferenças em relação à composição da dieta entre os dois períodos analisados. Sendo assim, no pós-rompimento, *P. aethereus* explorou um número maior de presas. *H. brasiliensis* é a única espécie que ainda é consumida, porém, assim como no pré-rompimento, não é uma presa com elevada importância para a dieta.

Tabela 20: Presas presentes em material regurgitado de *Sula leucogaster* no período pós-rompimento da barragem. %FO = frequência de ocorrência; %PN = abundância presa-específica; %PM = massa presa-específica; PSIRI = índice de importância relativa presa-específica.

Presa	%FO	%PN	%PM	%PSIRI
BELONIDAE	20,00	84,43	82,61	16,7
<i>Ablennes hians</i>	1,82	82,81	80,28	1,72
CARANGIDAE	4,00	100	100	4,00
CLUPEIDAE	28,00	69,87	77,67	20,66
<i>Opisthonema oglinum</i>	18,18	74,17	88,73	17,16
<i>Sardinella brasiliensis</i>	0,45	9,09	2,46	0,04
HEMIRAMPHIDAE	68,00	82,67	82,86	56,28
<i>Hemiramphus balao</i>	31,82	81,56	81,24	30,02
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	27,27	56,42	73,65	20,56
<i>Hemiramphus</i> sp.	22,73	56,42	60,06	15,34
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	4,55	16,67	12,48	0,77
<i>Hyporhamphus</i> sp.	16,67	62,22	55,09	11,33
PRISTIGASTERIDAE	4,00	83,33	34,61	2,36
<i>Pellona harroweri</i>	4,55	83,33	32,9	3,06

Foram analisados 25 materiais regurgitados e 124 espécimes, para os quais foram identificadas nove espécies. A composição da dieta de *S. leucogaster* variou em relação ao período do pré-rompimento da barragem. Entretanto, *H. brasiliensis* ainda permanece sendo a principal espécie consumida. Anteriormente, apenas cinco espécies foram identificadas. Assim, *P. brachypterus* (que foi considerado um dos principais itens alimentares) e *Caranx* sp. não estiveram presentes na dieta no pós-rompimento, bem como representantes da família Scombridae. Por outro lado, a família Pristigasteridae aparece como novidade no pós-rompimento. *A. hians*, *O. oglinum* e *H. brasiliensis* são espécies que continuam compondo a dieta da espécie.

### 3.2 CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS-TRAÇO NAS AVES MARINHAS QUE UTILIZAM A FOZ DO RIO DOCE E ADJACÊNCIAS PARA ALIMENTAÇÃO

Tabela 21: Concentrações (mg/kg peso seco) de elementos-traço essenciais e não-essenciais no sangue e penas de *Phaethon aethereus* capturados durante o período seco (S) e chuvoso (C) no Arquipélago dos Abrolhos antes e depois (Ano 1, 2, 3, 4) do rompimento da barragem do Fundão.

Espécie/Ano/N	Período	Elementos-traço essenciais										Elementos-traço não-essenciais							
		Mn		Cu		Cr		Fe		Zn		As		Cd		Hg		Pb	
<i>Phaethon aethereus</i>		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
<b>Antes</b>																			
Sangue (04)	C	8,8	5,2	1,1	1,1	0,2	0,1	169,9	112,2	5,0	3,5	0,3	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,4	0,5
Penas (04)	C	36,4	29,8	4,2	0,7	1,4	1,6	138,0	68,1	115,4	23,9	0,3	0,3	0,0	0,0	0,4	0,3	0,4	0,2
Sangue (06)	S	16,5	8,5	2,1	0,7	3,6	3,2	348,1	91,3	7,0	2,8	0,5	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2
Penas (06)	S	38,1	12,7	5,1	3,8	2,0	0,3	211,4	96,3	286,3	132,2	0,7	0,4	0,1	0,0	0,4	0,1	0,4	0,2
<b>Ano 1</b>																			
Sangue (08)	C	4,9	1,9	0,2	0,1	0,2	0,1	233,4	71,0	4,7	7,9	0,9	0,4	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Penas (08)	C	13,5	4,5	0,3	0,2	0,3	0,2	50,1	25,7	36,2	26,6	5,3	3,6	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1
<b>Ano 2</b>																			
Sangue (10)	C	10,1	3,2	1,6	2,4	0,2	0,1	26,3	11,3	36,2	18,8	0,5	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
Penas (10)	C	9,9	2,7	2,5	2,2	0,2	0,1	25,8	10,8	35,5	18,0	0,5	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<b>Ano 3</b>																			
Sangue (20)	C	82,5	72,1	4,8	6,5	3,2	3,7	26,2	25,3	19,8	30,9	10,2	15,5	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,4
Penas (20)	C	449,9	300,5	34,1	33,4	11,8	9,8	117,8	101,6	58,3	64,3	16,4	15,5	3,8	2,6	3,4	2,5	4,6	4,3
Sangue (24)	S	0,8	0,7	1,3	1,8	1,1	2,1	159,4	109,4	10,3	7,7	0,4	0,3	0,9	0,8	0,2	0,2	0,6	0,6
Penas (24)	S	2,7	2,0	0,3	0,3	3,1	3,4	20,4	39,9	32,9	50,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0,4	0,3	0,2	0,1
<b>Ano 4</b>																			
Sangue (20)	C	1,8	1,8	0,9	0,5	1,0	0,7	118,2	44,4	6,9	7,8	2,7	1,0	0,1	0,1	0,0	0,0	1,1	0,6
Penas (20)	C	2,1	1,8	9,9	4,2	7,7	8,4	57,9	45,4	13,8	11,2	4,8	4,2	1,2	1,0	0,4	0,3	0,7	0,5
Sangue (18)	S	5,9	8,9	7,4	13,5	2,8	3,5	15,9	20,9	3,6	3,6	0,6	0,6	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
Penas (17)	S	12,5	4,8	22,0	4,4	1,9	0,8	42,3	31,3	11,1	2,3	0,1	0,0	0,4	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2

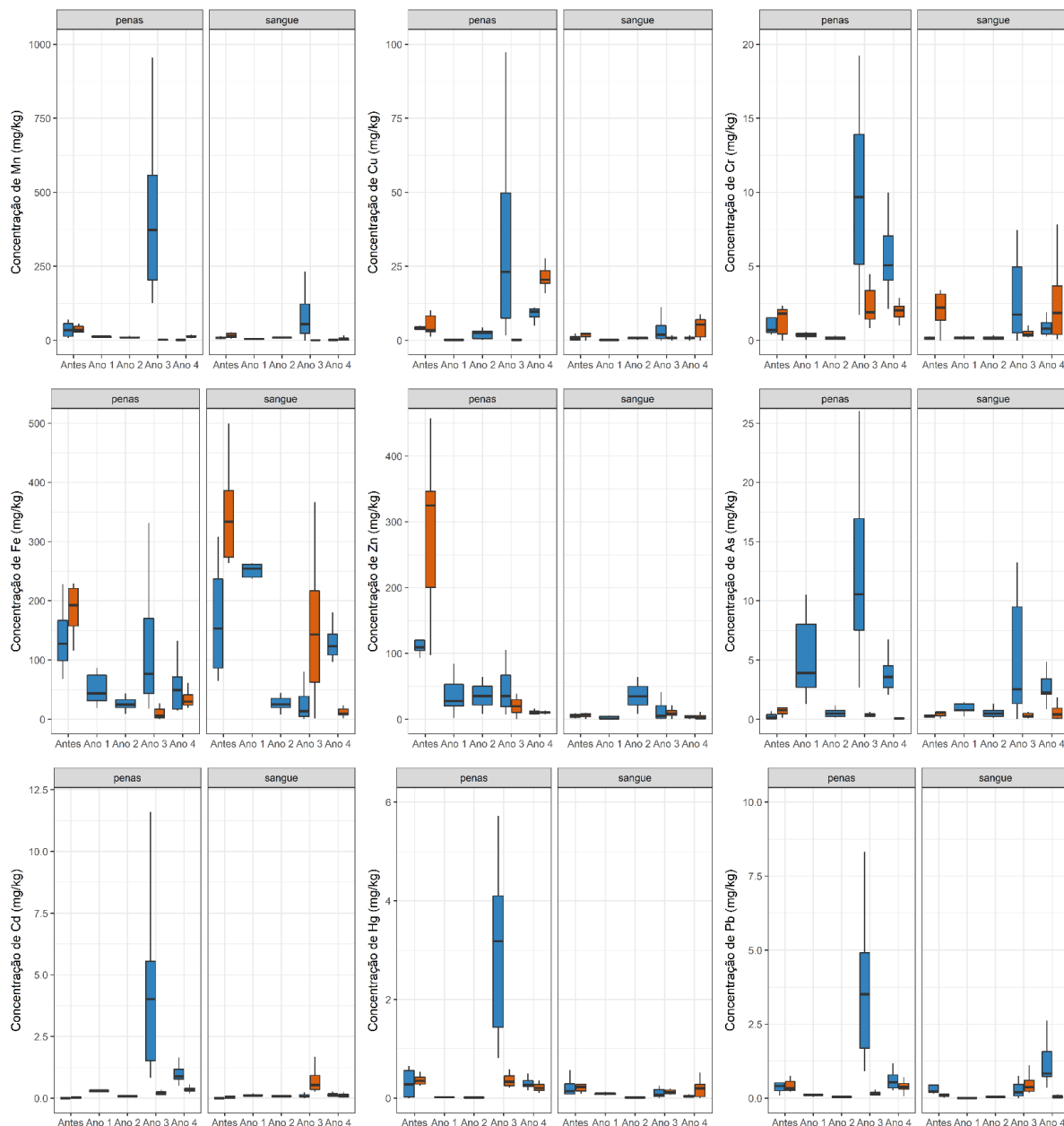
Sangue e penas apresentaram níveis detectáveis de elementos-traço não essenciais e também apresentaram flutuações temporais nas concentrações tanto nas concentrações de elementos-traço essenciais como não-essenciais, evidenciando que as concentrações de elementos-traço variam em sangue e penas de aves marinhas ao longo do tempo, provavelmente decorrentes de variações na exposição do habitat e das presas aos contaminantes. Para interpretações mais aprofundadas das variações temporais de cada elemento em cada tecido, ver Figura 28.

Tabela 22: Concentrações (mg/kg peso seco) de elementos-traço essenciais e não-essenciais no sangue e penas de *Sula leucogaster* capturados durante o período seco (S) e chuvoso (C) no Arquipélago dos Abrolhos antes e depois (Ano 1, 2, 3, 4) do rompimento da barragem do Fundão.

Elementos-traço essenciais												Elementos-traço não-essenciais							
Espécie/Ano/N	Período	Mn		Cu		Cr		Fe		Zn		As		Cd		Hg		Pb	
<i>Sula leucogaster</i>		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Antes																			
Sangue (07)	C	7,2	2,6	12,1	13,5	2,5	2,5	211,6	87,0	41,3	32,9	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	
Penas (07)	C	134,3	70,0	43,9	39,3	8,3	7,3	392,9	193,0	99,9	64,9	19,7	22,7	0,4	0,2	2,3	2,2	0,9	
Ano 1																			
Sangue (10)	C	4,1	5,4	0,2	0,3	0,2	0,3	206,3	55,6	6,2	4,8	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	
Penas (10)	C	18,9	6,0	0,7	1,1	1,0	1,0	40,2	14,5	25,5	18,9	2,5	0,9	0,4	0,1	0,0	0,0	0,1	
Ano 2																			
Sangue (10)	C	24,1	8,3	3,1	1,3	0,5	0,5	50,2	26,9	19,1	4,7	0,4	0,3	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	
Penas (10)	C	22,7	7,5	25,8	11,8	0,5	0,4	47,3	25,1	195,7	135,7	0,4	0,2	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	
Ano 3																			
Sangue (20)	C	91,6	65,1	3,3	4,3	1,3	1,4	25,6	16,0	11,1	6,2	9,0	8,9	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
Penas (20)	C	438,3	253,7	33,3	34,9	11,9	11,8	104,2	66,3	64,8	81,1	24,9	31,0	3,6	2,0	3,1	1,5	4,2	
Sangue (20)	S	0,7	0,4	0,8	0,6	0,5	0,3	199,8	108,8	6,9	4,2	0,2	0,1	0,5	0,3	0,1	0,1	0,4	
Penas (20)	S	3,7	1,8	0,4	0,4	4,2	4,2	31,1	34,5	59,2	39,2	0,6	0,3	0,3	0,1	0,6	0,3	0,2	
Sangue (20)	C	2,0	1,2	0,9	0,6	0,8	0,5	79,4	83,0	3,3	1,7	1,0	0,4	0,1	0,1	0,6	0,8	0,5	
Penas (20)	C	2,4	2,2	3,7	3,8	3,7	4,1	46,6	24,7	11,7	6,9	2,3	0,8	0,7	0,3	0,3	0,1	0,5	
Sangue (16)	S	7,9	7,8	4,3	1,8	1,7	1,1	5,2	2,1	3,5	5,5	0,7	0,3	0,1	0,0	0,3	0,1	0,1	
Penas (19)	S	10,9	2,5	7,6	2,6	2,2	0,5	58,4	82,4	11,3	2,6	0,0	0,0	0,3	0,1	0,6	0,3	0,3	

Sangue e penas apresentaram níveis detectáveis de elementos-traço não essenciais e também apresentaram flutuações temporais nas concentrações tanto nas concentrações de elementos-traço essenciais como não-essenciais, evidenciando que as concentrações de elementos-traço variam em sangue e penas de aves marinhas ao longo do tempo, provavelmente decorrentes de variações na exposição do habitat e das presas aos contaminantes. Em um contexto geral, *S. leucogaster* apresentou concentrações maiores de elementos-traço quando comparado com *P. aethereus* na maioria dos elementos e períodos analisados, o que pode estar ligado a diferentes dietas e/ou áreas de alimentação entre as espécies. Concentrações mais elevadas foram encontradas, em geral, em penas, o que pode sugerir uma via de descontaminação sistêmica. Para interpretações relacionadas às variações temporais de cada elemento em cada tecido, ver Figura 29.

Figura 28: Concentrações (mg/kg peso seco) de elementos-traço nas penas e sangue de *Phaethon aethereus* amostrados no arquipélago dos Abrolhos antes e depois (Ano 1, 2, 3 e 4) do rompimento da barragem de Fundão. Análises incluem manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb). Barras azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e barras laranja no período seco.

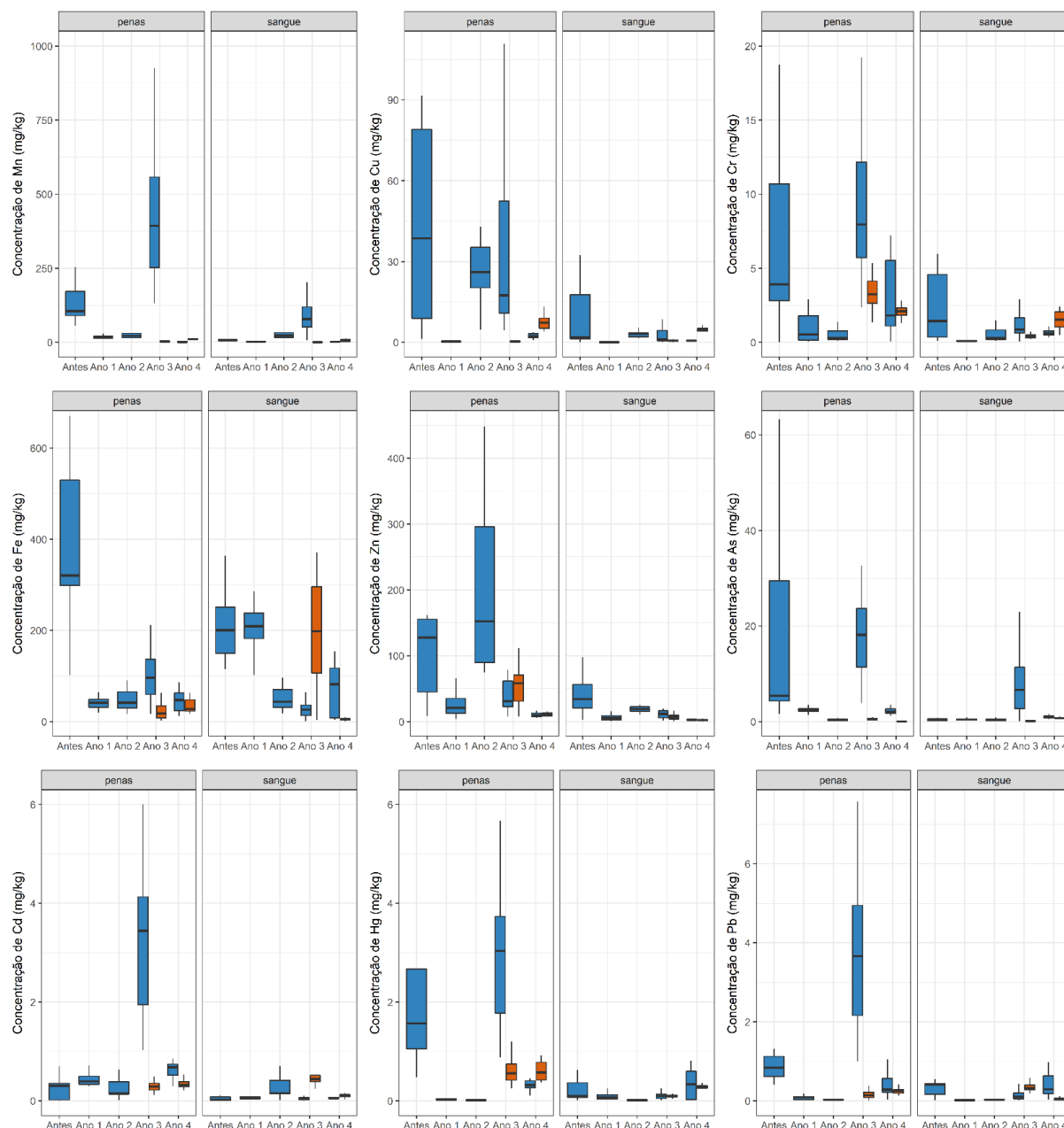


Para *P. aethereus*, a maioria dos elementos-traço (e.g. Mn, Cd, Hg, Pb) apresentou maiores concentrações durante o período chuvoso do ano 3, entretanto essa relação foi mais evidente quando considerando as penas como tecido analisado, ao passo que variações mais finas foram observadas considerando o sangue analisado, que representa a contaminação em um período mais curto. De modo geral, os períodos chuvosos apresentaram valores mais elevados quando considerando elementos-traço não essenciais. Destacam-se concentrações elevadas de Mn, Cd, Hg e Pb nas penas das aves no período chuvoso do ano 3, demonstrando um possível evento de recontaminação nas aves, embora esse padrão não tenha se repetido na análise de sangue (mas veja Mn). Entretanto, foram observadas concentrações mais elevadas de As, tanto em sangue e nas penas, no período chuvoso do ano 3,



assim como no ano 4, que também apresentou valores mais elevados de Pb no sangue. Fe e Zn apresentaram valores mais elevados no período anterior ao rompimento da barragem e durante a estação seca, em especial considerando penas.

Figura 29: Concentrações (mg/kg peso seco) de elementos traço nas penas e sangue de *Sula leucogaster* amostrados no Arquipélago dos Abrolhos antes e depois (Ano 1, 2, 3 e 4) do rompimento da barragem de Fundão. Análises incluem manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb). Barras azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e barras laranja no período seco.



Assim como *P. aethereus*, *S. leucogaster* também apresentou valores mais elevados de concentração de alguns elementos-traço durante o período chuvoso do ano 3, novamente essa relação sendo mais marcada nas penas para Cd, Hg e Pb. Para Hg e Pb, valores elevados também foram observados no período anterior ao rompimento da barragem nas penas, significativamente maiores que alguns períodos posteriores. Fe nas penas de *S. leucogaster* apresentou um padrão semelhante a *P.*

*aethereus*, com valores elevados no período anterior ao rompimento da barragem. Elementos como Cu, Cr, Fe e Zn apresentaram valores mais variáveis e equiparáveis ao longo dos anos e períodos, e a maioria dos elementos e anos apresentaram os valores mais elevados durante o período chuvoso. A variação dos padrões de concentração entre os elementos evidencia a complexidade e a dinâmica temporal na contaminação dessas aves.

Tabela 23: Resultados das comparações pareadas das concentrações de elementos-traço no sangue (diagonal superior) e penas (diagonal inferior) de *Phaethon aethereus* amostrados no Arquipélago dos Abrolhos, entre diferentes períodos (seco e chuvoso) e anos antes e depois (Ano 1, 2, 3 e 4) do rompimento da barragem do fundão. Resultados do teste não-paramétrico de Dunn são apresentados, com diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) destacadas em negrito.

Mn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	0,949	0,806	1,000	<b>0,000</b>	1,000	1,000	<b>0,001</b>
Antes chuvoso	1,000	-	1,000	1,000	<b>0,003</b>	1,000	1,000	<b>0,017</b>
Ano 1 chuvoso	1,000	1,000	-	1,000	0,526	0,137	1,000	1,000
Ano 2 chuvoso	1,000	0,714	1,000	-	<b>0,037</b>	1,000	1,000	0,147
Ano 3 seco	<b>0,033</b>	1,000	<b>0,045</b>	<b>0,042</b>	-	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	1,000
Ano 3 chuvoso	1,000	0,608	0,638	0,061	<b>0,000</b>	-	0,065	<b>0,000</b>
Ano 4 seco	0,504	1,000	1,000	1,000	1,000	<b>0,000</b>	-	<b>0,034</b>
Ano 4 chuvoso	<b>0,011</b>	1,000	<b>0,011</b>	<b>0,007</b>	1,000	<b>0,000</b>	1,000	Mn (penas)
Cu (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	0,940	<b>0,046</b>	1,000	0,967	1,000	1,000	1,000
Antes chuvoso	1,000	-	0,164	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Ano 1 chuvoso	0,719	1,000	-	1,000	1,000	<b>0,029</b>	0,000	0,580
Ano 2 chuvoso	0,745	1,000	0,387	-	1,000	1,000	<b>0,014</b>	1,000
Ano 3 seco	0,850	1,000	1,000	0,343	-	0,857	0,000	1,000
Ano 3 chuvoso	0,680	0,260	<b>0,000</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>	-	<b>0,047</b>	1,000
Ano 4 seco	1,000	1,000	<b>0,013</b>	1,000	<b>0,004</b>	0,647	-	<b>0,002</b>

Mn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 4 chuvoso	1,000	1,000	<b>0,001</b>	0,821	<b>0,000</b>	0,611	1,000	<b>Cu (penas)</b>
Cr (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	1,000	<b>0,005</b>	<b>0,008</b>	0,216	1,000	0,987	1,000
Antes chuvoso	1,000	-	0,865	0,921	1,000	1,000	1,000	1,000
Ano 1 chuvoso	1,000	1,000	-	1,000	0,706	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	0,095
Ano 2 chuvoso	1,000	0,902	1,000	-	0,821	<b>0,005</b>	<b>0,000</b>	0,127
Ano 3 seco	0,963	0,405	0,271	<b>0,006</b>	-	0,147	<b>0,010</b>	1,000
Ano 3 chuvoso	<b>0,013</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,025</b>	-	1,000	1,000
Ano 4 seco	1,000	0,888	0,858	0,093	1,000	<b>0,028</b>	-	0,974
Ano 4 chuvoso	0,197	<b>0,048</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>	0,987	0,978	0,855	<b>Cr (penas)</b>
Fe (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	0,946	1,000	<b>0,001</b>	0,403	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,180
Antes chuvoso	0,958	-	1,000	0,417	0,870	0,110	0,270	1,000
Ano 1 chuvoso	0,776	0,981	-	<b>0,006</b>	1,000	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	0,732
Ano 2 chuvoso	0,060	0,165	1,000	-	<b>0,038</b>	1,000	1,000	0,269
Ano 3 seco	<b>0,000</b>	<b>0,004</b>	0,098	0,765	-	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	1,000
Ano 3 chuvoso	1,000	1,000	1,000	0,101	<b>0,000</b>	-	1,000	<b>0,013</b>
Ano 4 seco	<b>0,007</b>	<b>0,032</b>	0,762	1,000	1,000	<b>0,004</b>	-	0,059
Ano 4 chuvoso	0,734	1,000	1,000	0,739	<b>0,000</b>	1,000	0,054	<b>Fe (penas)</b>
Zn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	0,942	0,791	0,761	0,995	1,000	1,000	0,615

Mn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	0,006	-	0,032	1,000	0,698	0,353	0,596	0,009
Ano 1 chuvoso	0,649	0,297	-	0,010	0,550	1,000	0,702	1,000
Ano 2 chuvoso	0,753	0,064	1,000	-	0,502	0,158	0,322	0,001
Ano 3 seco	0,061	0,639	1,000	0,585	-	1,000	1,000	0,153
Ano 3 chuvoso	0,708	0,066	1,000	1,000	0,677	-	1,000	0,739
Ano 4 seco	0,000	0,903	0,020	0,000	0,032	0,000	-	0,311
Ano 4 chuvoso	0,003	1,000	0,521	0,023	0,732	0,010	0,647	Zn (penas)
As (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	1,000	1,000	0,935	1,000	0,079	1,000	0,041
Antes chuvoso	1,000	-	0,635	1,000	1,000	0,010	1,000	0,005
Ano 1 chuvoso	0,992	0,151	-	1,000	1,000	1,000	0,059	1,000
Ano 2 chuvoso	1,000	1,000	0,042	-	1,000	0,085	1,000	0,045
Ano 3 seco	1,000	1,000	0,003	1,000	-	0,001	1,000	0,000
Ano 3 chuvoso	0,045	0,004	1,000	0,000	0,000	-	0,000	1,000
Ano 4 seco	1,000	0,963	0,002	1,000	1,000	0,000	-	0,000
Ano 4 chuvoso	1,000	0,128	1,000	0,005	0,000	0,333	0,000	As (penas)
Cd (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	1,000	1,000	1,000	0,000	1,000	0,062	1,000
Antes chuvoso	0,960	-	0,458	1,000	0,000	0,804	0,005	0,307
Ano 1 chuvoso	0,154	0,219	-	1,000	0,018	1,000	1,000	1,000
Ano 2 chuvoso	1,000	1,000	0,235	-	0,002	0,935	0,961	1,000

Mn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 3 seco	0,384	0,568	1,000	0,605	-	0,000	0,034	0,000
Ano 3 chuvoso	0,000	0,000	0,036	0,000	0,000	-	0,120	1,000
Ano 4 seco	0,919	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	-	1,000
Ano 4 chuvoso	0,002	0,009	1,000	0,000	0,031	0,162	0,026	Cd (penas)
Hg (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	1,000	0,603	0,000	1,000	0,260	1,000	0,001
Antes chuvoso	1,000	-	1,000	0,194	1,000	1,000	1,000	0,679
Ano 1 chuvoso	0,176	1,000	-	0,270	1,000	0,920	0,868	1,000
Ano 2 chuvoso	0,031	0,800	1,000	-	0,001	0,053	0,000	1,000
Ano 3 seco	1,000	1,000	0,009	0,000	-	1,000	1,000	0,002
Ano 3 chuvoso	1,000	0,234	0,000	0,000	0,013	-	0,256	0,260
Ano 4 seco	1,000	1,000	1,000	0,638	0,241	0,000	-	0,000
Ano 4 chuvoso	1,000	0,940	0,187	0,006	1,000	0,000	1,000	Hg (penas)
Pb (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes seco	-	1,000	0,658	1,000	0,552	1,000	1,000	0,011
Antes chuvoso	0,796	-	0,152	0,601	1,000	1,000	1,000	0,648
Ano 1 chuvoso	1,000	1,000	-	1,000	0,000	0,073	0,068	0,000
Ano 2 chuvoso	0,093	0,452	1,000	-	0,015	0,613	0,628	0,000
Ano 3 seco	1,000	1,000	1,000	0,288	-	0,510	0,616	0,500
Ano 3 chuvoso	0,889	0,748	0,000	0,000	0,000	-	0,985	0,003
Ano 4 seco	0,448	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000	-	0,002

Mn (sangue)	Antes seco	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 4 chuvoso	1,000	1,000	<b>0,020</b>	<b>0,000</b>	<b>0,008</b>	0,290	<b>0,000</b>	<b>Pb (penas)</b>

Descrições dos padrões apresentados nessa tabela são mencionados na legenda da Figura 28.

Tabela 24: Resultados das comparações pareadas das concentrações de elementos-traço no sangue (diagonal superior) e penas (diagonal inferior) de *Sula leucogaster* amostrados no Arquipélago dos Abrolhos, entre diferentes períodos (seco e chuvoso) e anos antes e depois (Ano 1, 2, 3 e 4) do rompimento da barragem do fundão. Resultados do teste não-paramétrico de Dunn são apresentados, com diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) destacadas em negrito.

Mn (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	0,959	1,000	<b>0,005</b>	0,229	1,000	0,352
Ano 1 chuvoso	1,000	-	0,195	0,072	<b>0,002</b>	0,634	1,000
Ano 2 chuvoso	0,776	0,749	-	<b>0,000</b>	1,000	0,285	0,002
Ano 3 seco	<b>0,000</b>	<b>0,007</b>	<b>0,002</b>	-	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	0,316
Ano 3 chuvoso	1,000	0,126	0,295	<b>0,000</b>	-	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>
Ano 4 seco	0,133	0,995	0,559	0,127	<b>0,000</b>	-	0,569
Ano 4 chuvoso	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	1,000	<b>0,000</b>	<b>0,006</b>	<b>Mn (penas)</b>
Cu (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	<b>0,001</b>	0,825	0,099	1,000	1,000	0,214
Ano 1 chuvoso	<b>0,000</b>	-	<b>0,000</b>	0,355	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	0,177
Ano 2 chuvoso	1,000	<b>0,000</b>	-	<b>0,014</b>	1,000	1,000	0,055
Ano 3 seco	<b>0,000</b>	1,000	<b>0,000</b>	-	0,173	<b>0,001</b>	1,000
Ano 3 chuvoso	0,953	<b>0,000</b>	1,000	<b>0,000</b>	-	0,438	0,400
Ano 4 seco	0,799	<b>0,002</b>	0,366	<b>0,000</b>	0,346	-	<b>0,004</b>
Ano 4 chuvoso	0,056	0,229	<b>0,006</b>	0,031	<b>0,001</b>	0,379	<b>Cu (penas)</b>
Cr (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	<b>0,006</b>	0,568	0,386	1,000	1,000	1,000



Mn (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 1 chuvoso	0,048	-	0,530	0,418	0,000	0,000	0,007
Ano 2 chuvoso	0,010	1,000	-	0,927	0,408	0,006	1,000
Ano 3 seco	0,807	0,010	0,001	-	0,101	0,000	0,548
Ano 3 chuvoso	0,650	0,000	0,000	0,090	-	0,631	1,000
Ano 4 seco	0,705	0,531	0,120	0,544	0,000	-	0,112
Ano 4 chuvoso	0,858	0,224	0,045	0,833	0,001	1,000	Cr (penas)
Fe (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	0,992	0,157	1,000	0,004	0,000	0,092
Ano 1 chuvoso	0,009	-	0,094	1,000	0,001	0,000	0,038
Ano 2 chuvoso	0,019	1,000	-	0,102	1,000	0,059	1,000
Ano 3 seco	0,000	0,946	0,571	-	0,000	0,000	0,022
Ano 3 chuvoso	0,629	0,269	0,477	0,000	-	0,319	0,977
Ano 4 seco	0,001	1,000	1,000	0,843	0,026	-	0,015
Ano 4 chuvoso	0,003	1,000	0,906	0,399	0,124	1,000	Fe (penas)
Zn (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	0,030	0,923	0,038	0,504	0,000	0,000
Ano 1 chuvoso	0,366	-	0,017	1,000	0,541	0,749	0,963
Ano 2 chuvoso	1,000	0,004	-	0,018	0,424	0,000	0,000
Ano 3 seco	1,000	0,432	0,302	-	0,775	0,212	0,385
Ano 3 chuvoso	1,000	0,870	0,098	1,000	-	0,000	0,006
Ano 4 seco	0,004	0,881	0,000	0,001	0,004	-	1,000
Ano 4 chuvoso	0,002	0,622	0,000	0,000	0,001	0,717	Zn (penas)
As (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	1,000	0,885	0,868	0,001	1,000	0,096

Mn (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 1 chuvoso	0,715	-	1,000	0,245	<b>0,003</b>	1,000	0,262
Ano 2 chuvoso	<b>0,002</b>	0,064	-	0,756	<b>0,000</b>	0,965	0,062
Ano 3 seco	<b>0,002</b>	0,084	1,000	-	<b>0,000</b>	<b>0,004</b>	<b>0,000</b>
Ano 3 chuvoso	1,000	0,195	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	-	0,013	0,766
Ano 4 seco	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,467	0,067	<b>0,000</b>	-	0,855
Ano 4 chuvoso	0,525	0,821	<b>0,048</b>	<b>0,047</b>	<b>0,038</b>	<b>0,000</b>	<b>As (penas)</b>
Cd (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	1,000	<b>0,021</b>	<b>0,000</b>	1,000	0,628	1,000
Ano 1 chuvoso	1,000	-	0,207	<b>0,000</b>	1,000	1,000	0,808
Ano 2 chuvoso	1,000	0,689	-	1,000	<b>0,013</b>	0,838	<b>0,038</b>
Ano 3 seco	0,883	1,000	1,000	-	<b>0,000</b>	0,002	<b>0,000</b>
Ano 3 chuvoso	<b>0,000</b>	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	-	0,789	1,000
Ano 4 seco	1,000	1,000	1,000	1,000	<b>0,000</b>	-	1,000
Ano 4 chuvoso	<b>0,034</b>	0,954	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	0,087	<b>0,016</b>	<b>Cd (penas)</b>
Hg (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	1,000	<b>0,020</b>	1,000	1,000	1,000	1,000
Ano 1 chuvoso	<b>0,000</b>	-	0,250	1,000	1,000	0,282	0,392
Ano 2 chuvoso	<b>0,000</b>	1,000	-	<b>0,012</b>	<b>0,010</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>
Ano 3 seco	0,327	0,006	<b>0,000</b>	-	0,936	0,433	0,561
Ano 3 chuvoso	1,000	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,002</b>	-	0,481	0,611
Ano 4 seco	0,376	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	0,746	<b>0,006</b>	-	1,000
Ano 4 chuvoso	<b>0,006</b>	0,362	0,096	0,254	<b>0,000</b>	0,135	<b>Hg (penas)</b>
Pb (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Antes chuvoso	-	<b>0,003</b>	0,054	1,000	1,000	0,054	1,000

Mn (sangue)	Antes chuvoso	Ano 1 chuvoso	Ano 2 chuvoso	Ano 3 seco	Ano 3 chuvoso	Ano 4 seco	Ano 4 chuvoso
Ano 1 chuvoso	0,002	-	1,000	0,000	0,021	1,000	0,000
Ano 2 chuvoso	0,000	0,445	-	0,000	0,316	0,755	0,001
Ano 3 seco	0,012	0,842	0,349	-	0,033	0,000	1,000
Ano 3 chuvoso	0,911	0,000	0,000	0,000	-	0,317	0,134
Ano 4 seco	0,283	0,145	0,012	0,618	0,000	-	0,000
Ano 4 chuvoso	0,634	0,021	0,001	0,134	0,002	0,834	Pb (penas)

Descrições dos padrões apresentados nessa tabela são mencionados na legenda da Figura 29.

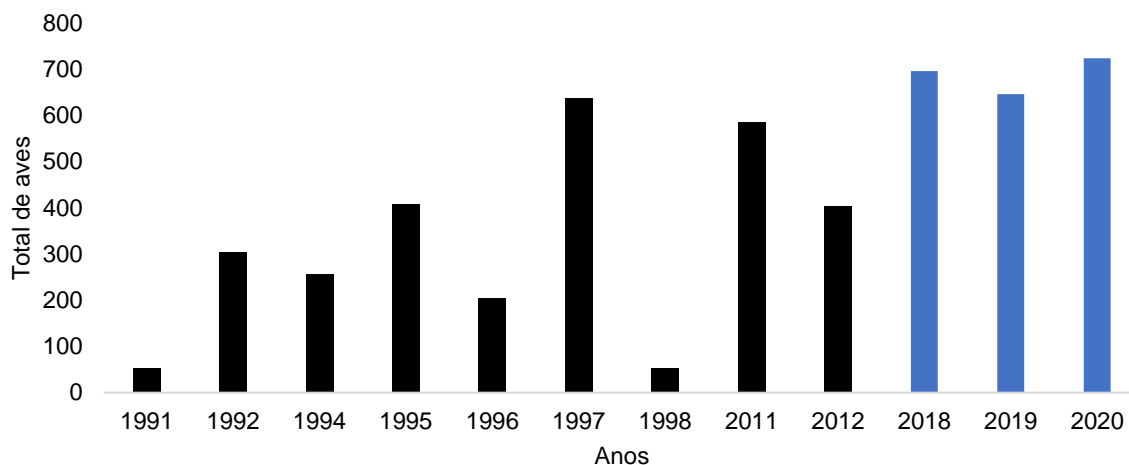
Tabela 25: Concentrações (mg/kg) de elementos-traço essenciais e não-essenciais em amostras de músculo de presas de aves marinhas coletadas em regurgitados, bem como nas cascas de ovos de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no Arquipélago dos Abrolhos, coletados durante os períodos seco e chuvoso do ano 4.

	Elementos essenciais											Elementos não-essenciais							
	Mn		Cu		Cr		Fe		Zn		As		Cd		Hg		Pb		
Músculo de presas	n	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP		
<i>Ablennes hians</i>	4	0,61	0,43	3,44	1,54	0,2	0,1	8,49	4,19	0,84	0,4	0,64	0,53	0,21	0,19	0,24	0,2	0,03	0,05
Belonidae	1	1,01	-	13,31	-	0,62	-	16,4	-	1,73	-	1,55	-	0,36	-	0,12	-	0,14	-
<i>Euthynnus alleteratus</i>	1	0,84	-	1,02	-	0,22	-	4,71	-	3,01	-	0,22	-	0,17	-	0,02	-	0,02	-
<i>Euleptorhamphus velox</i>	2	1,53	0,41	4,59	0,87	0,12	0,15	12,91	5,75	2,76	2,09	0,35	0,07	0,79	0,23	0,02	0	0,07	0
Exocoetidae	2	1,04	0,03	4,12	3,73	0,29	0,15	22,86	6,55	3,53	1,97	0,68	0,41	0,12	0,02	0,04	0,04	0,06	0,02
<i>Hemiramphus balao</i>	16	1,25	0,85	4,92	1,64	0,34	0,21	20,81	20,09	1,41	0,76	0,31	0,17	0,27	0,16	0,06	0,06	0,07	0,1
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	9	3,22	3,13	6,93	3,59	0,75	0,7	24,32	15,97	1,82	2,05	0,25	0,13	0,41	0,28	0,08	0,08	0,13	0,2
<i>Hemiramphus</i> sp,	2	1,58	0,28	3,15	1,12	0,38	0,01	16,05	8,12	0,76	0,15	0,37	0,06	0,23	0,15	0	0	0,01	0,01
<i>Hirundichthys affinis</i>	2	1,41	0,21	6,08	2,79	0,29	0,05	11,4	0,25	1,01	0,29	0,19	0,05	0,24	0,13	0	0,01	0,02	0,01
<i>Hyporamphus</i> sp,	2	2,78	2,87	4,28	3,14	0,29	0,07	52,84	45,89	0,65	0,04	0,26	0,19	0,33	0,07	0,03	0,01	0,15	0,19
<i>Hyporamphus unifasciatus</i>	1	6,41	-	7,85	-	0,38	-	67,56	-	0,89	-	0,48	-	0,27	-	0,02	-	0,07	-
<i>Opisthonema oglinum</i>	8	0,96	1,51	4,84	2,02	1,11	2,24	21,64	15,95	0,93	0,61	0,34	0,23	0,25	0,15	0,02	0,02	0,11	0,1
Scombridae	1	2,78	-	10,35	-	0,07	-	16,59	-	0,84	-	0,23	-	0,88	-	0,01	-	0,05	-
<i>Strongylura</i> sp,	1	0,31	-	6,07	-	0,27	-	19,7	-	0,88	-	0,22	-	0,53	-	0,01	-	0,09	-
<i>Tylosurus acus</i>	2	0,11	0,06	5,01	0,46	0,24	0,06	7,59	1	1,04	0,19	0,36	0,02	0,04	0,01	0,01	0	0,04	0,02
Cascas de ovos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phaethon aethereus</i>	2	3,34	2,18	9,3	8,54	1,94	2,16	2,02	0,74	1,34	1,57	0,48	0,12	1,4	1,12	0	0	0,13	0,12
<i>Sula leucogaster</i>	4	1,61	0,8	1,72	0,8	0,33	0,2	2,58	2,36	0,3	0,23	0,13	0,04	0,13	0,13	0	0,01	0,01	0,01

Foi detectada a presença de elementos-traço não-essenciais nos tecidos das presas das aves marinhas que se reproduzem no Arquipélago dos Abrolhos. No geral, as concentrações desses elementos foram inferiores aos detectados nas aves em alguns anos e períodos, especialmente considerando as penas das aves, o que já era esperado devido à biomagnificação de alguns elementos ao longo da teia trófica. Entretanto, esse resultado e interpretações ainda são preliminares, tendo em vista o baixo número amostral para algumas espécies de presas. Quanto às cascas de ovos, *P. aethereus* apresentou maiores concentrações para todos os elementos em comparação com *S. leucogaster*, o que pode sugerir um mecanismo fisiológico mais eficiente de eliminação dos contaminantes através da casca dos ovos. Além disso, destacam-se as baixas concentrações de Hg, o que ocorreu de maneira geral também em sangue e penas das aves.

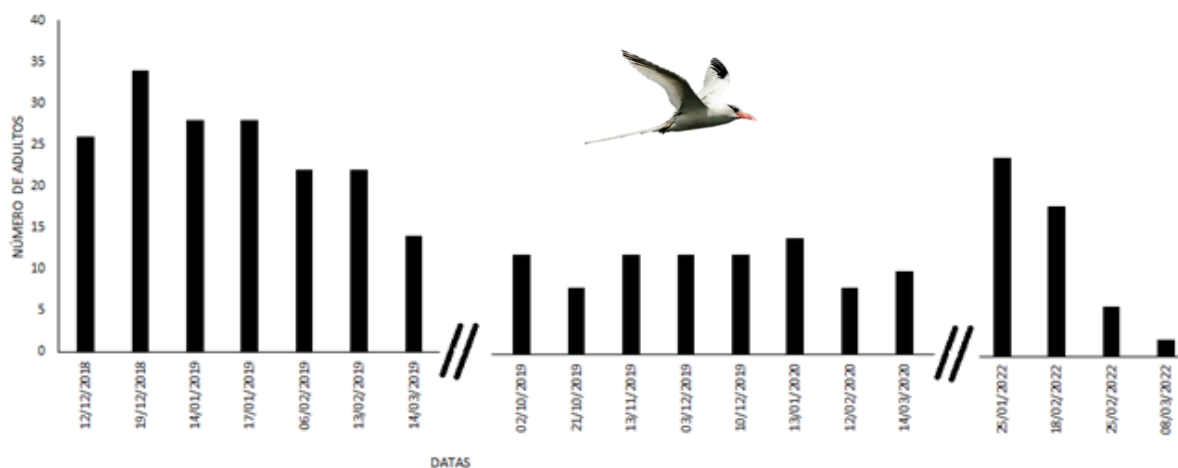
### 3.3 CONDIÇÕES SANITÁRIAS, DEMOGRÁFICAS E GENÉTICAS DAS AVES MARINHAS QUE UTILIZAM A FOZ DO RIO DOCE E ADJACÊNCIAS PARA ALIMENTAÇÃO

Figura 30: Variações interanuais do tamanho populacional de *Phaethon aethereus* em Abrolhos com base no anilhamento e contagem de indivíduos no arquipélago.



Dados do pré rompimento da barragem obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe mostram que o tamanho populacional foi estimado entre 200 e 700 aves. Atualmente, dados do pós rompimento da barragem obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos estimam o tamanho populacional atual de *P. aethereus* entre 600 e 700 adultos. Portanto, aparentemente a população da espécie no arquipélago vem se mantendo estável em torno de 700 indivíduos. Vale ressaltar que dados do relatório anual do Parque de 2021 e 2022 ainda não foram divulgados.

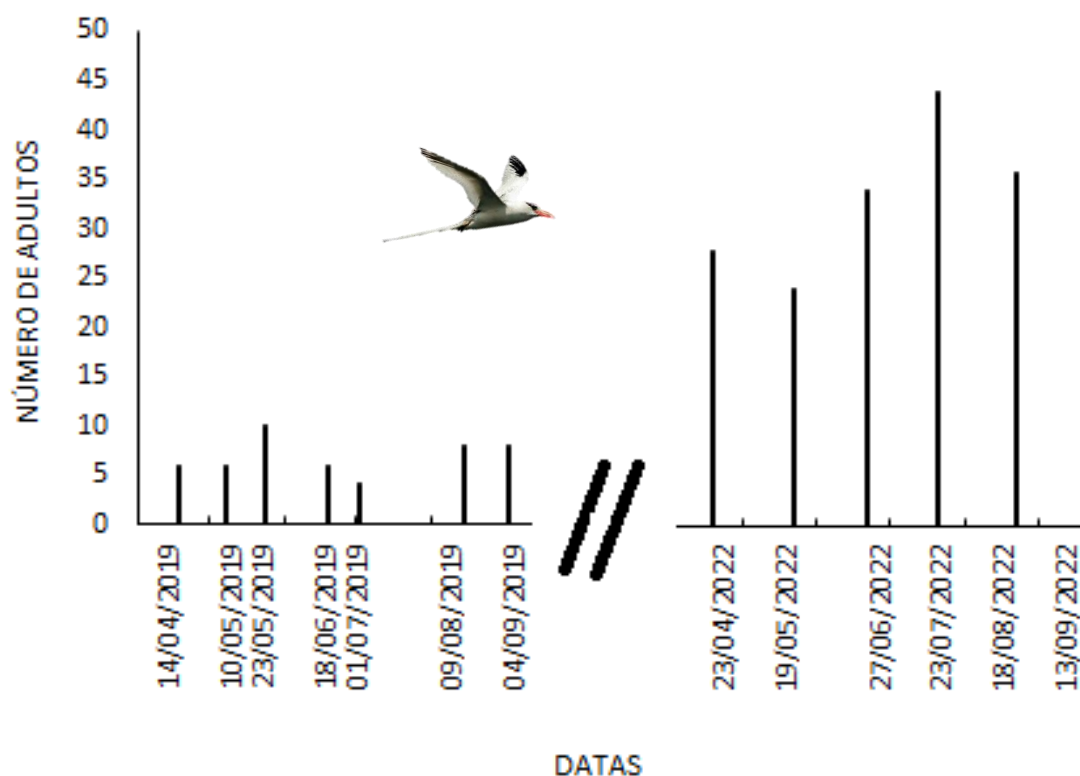
Figura 31: Variações interanuais do tamanho populacional de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos chuvosos - (outubro a março), com base no monitoramento de 49 ninhos na Ilha Santa Bárbara entre setembro de 2018 e setembro de 2022.



A população reprodutiva de *P. aethereus* que vem sendo monitorada na ilha Santa Bárbara em Abrolhos variou no sentido decrescente entre 17 e 1 ninhos ativos, consequentemente, 34 e 2 adultos reprodutores, nos períodos chuvosos de 2018 a 2022, acompanhando a dinâmica do regime de chuvas. Além disso, o início do período chuvoso coincide com o retorno das aves ao arquipélago para um novo ciclo reprodutivo. A corte, formação do casal e escolha dos ninhos, protegidos debaixo de rochas ou em cavernas, ocorre nos meses de maior precipitação (outubro/novembro), o que explica as maiores quantidades de ninhos ativos e adultos nos ninhos entre esses meses. Por outro lado, a postura e cria do filhote ocorre nos meses finais do período chuvoso (dezembro a março) quando a quantidade de ninhos ativos diminui em virtude da predação ou alagamento dos ninhos. Vale ressaltar ainda que o recurso alimentar disponível em mares tropicais não costuma variar sazonalmente dentro do mesmo ano. No entanto, pode sofrer variações ao longo dos anos devido a influências de eventos esporádicos como o ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), ocorrido entre 2018 e 2019, podendo também gerar variações na taxa de crescimento, sucesso reprodutivo ou fenologia das aves marinhas.

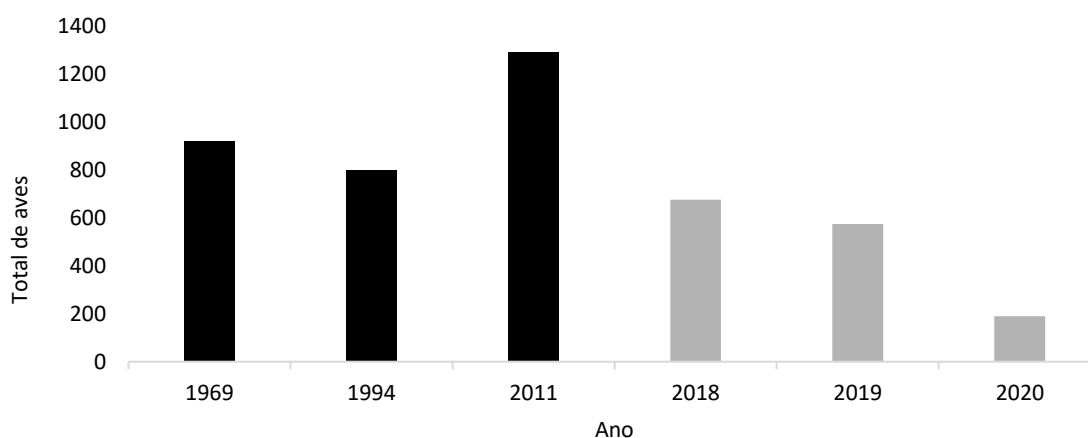


Figura 32: Variações interanuais do tamanho populacional de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos secos - (abril a setembro), com base no monitoramento de 49 ninhos na Ilha Santa Bárbara entre setembro de 2018 e setembro de 2022. A população reprodutiva de *P. aethereus* que vem sendo monitorada na ilha Santa Bárbara em Abrolhos variou entre 4 e 45 adultos reprodutores, nos períodos secos de 2019 a 2022. A espécie apresenta um novo aumento populacional nos meses centrais do período seco (junho/julho) coincidindo com novo pico reprodutivo e confirmando a existência de duas subpopulações no arquipélago, as quais se revezam ao longo do ano.



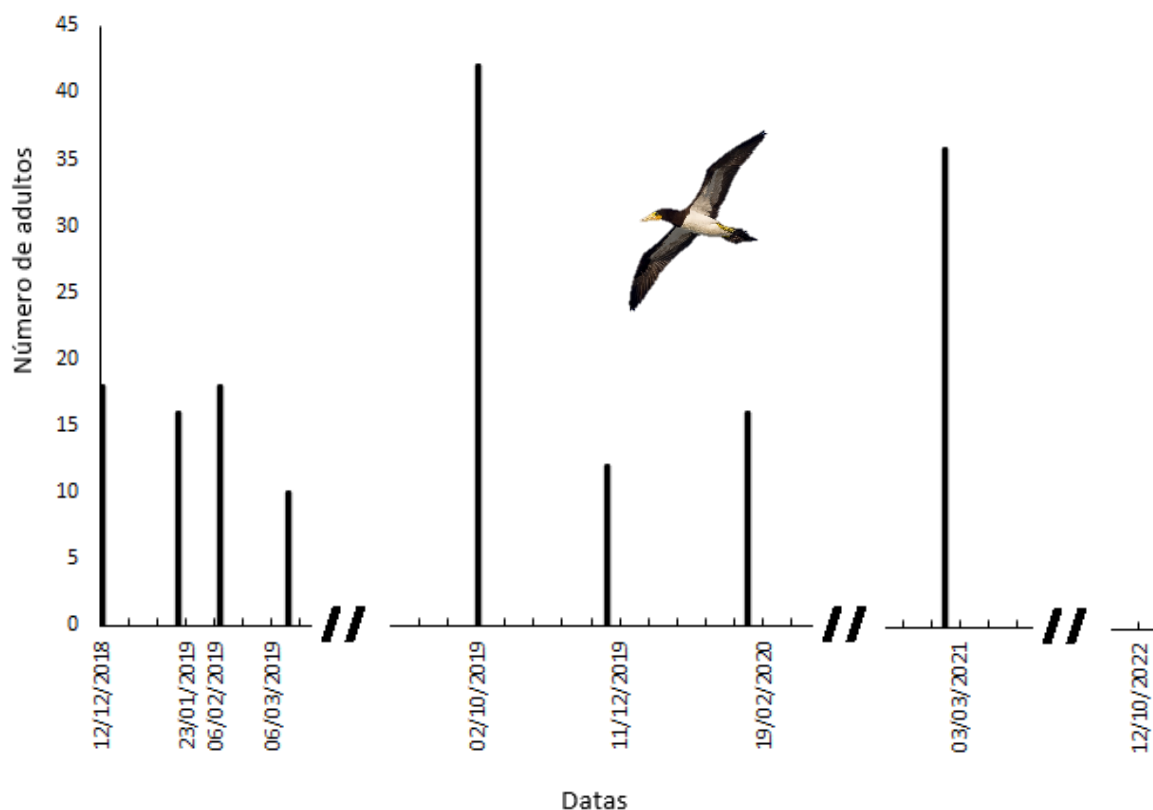
A população reprodutiva de *P. aethereus* que vem sendo monitorada na ilha Santa Bárbara em Abrolhos variou entre 2 e 22 ninhos ativos e consequentemente, 4 e 44 adultos reprodutores, nos períodos secos de 2019 a 2022. A espécie apresenta um novo aumento populacional nos meses centrais do período seco (maio/junho) coincidindo com novo pico reprodutivo e confirmando a existência de duas subpopulações no arquipélago, as quais se revezam ao longo do ano. A corte, formação do casal e escolha dos ninhos ocorre nos meses de fevereiro e março, ainda no final do período chuvoso. Com o início da postura ocorrendo em abril/maio e cria do filhote daí em diante. No entanto, a alta quantidade de ninhos ativos nos meses finais do período seco (julho a setembro) pode estar relacionada a reposturas devido ao aumento da predação por ratos, provocada pela limitação de comida no ambiente. Vale ressaltar ainda que o recurso alimentar disponível em mares tropicais não costuma variar sazonalmente dentro do mesmo ano, mas, pode sofrer variações ao longo dos anos devido à influências de eventos esporádicos como o ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), ocorrido entre 2018 e 2019, podendo também gerar variações na taxa de crescimento, sucesso reprodutivo ou fenologia das aves marinhas.

Figura 33: Variações interanuais do tamanho populacional de *Sula leucogaster* nidificantes em Abrolhos com base no anilhamento e contagem de indivíduos no arquipélago.



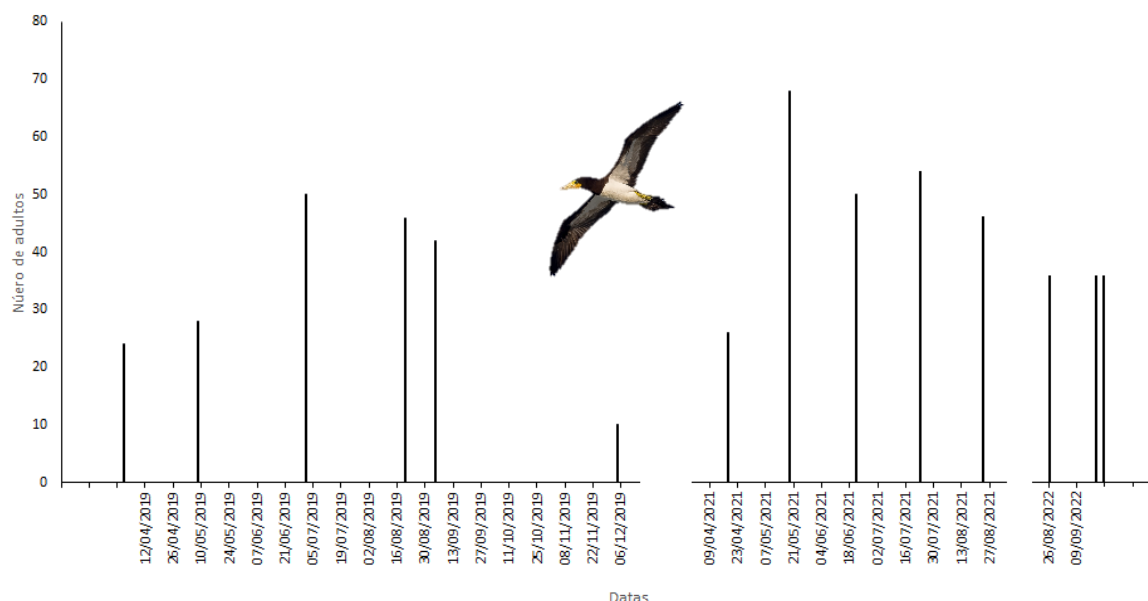
Dados do pré-rompimento da barragem obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe estimam o tamanho populacional de *S. leucogaster* entre 700 e 1200 adultos reprodutores. Atualmente, dados do pós-rompimento da barragem obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos” mostrou uma preocupante diminuição na população em 2020. Sabe-se que as variações nas condições oceanográficas influenciam na produção primária marinha, na migração dos peixes e consequentemente, na disponibilidade de alimento para seus predadores, como as aves marinhas. Além disso, o atobá-marrom tem forte interação com barcos de pesca e costuma se alimentar dos peixes rejeitados na pescaria. Muitos destes peixes são provenientes da pesca de arrasto e utilizam o fundo de lama como seu habitat. Assim, diante da confirmação de contaminação no substrato marinho, peixes e aves nos locais onde os atobás-marrom de Abrolhos forrageiam, torna-se necessário avaliar o tamanho populacional nos próximos anos em busca da tendência de recuperação ou queda mais acentuada da população. Vale ressaltar que dados do relatório anual do Parque de 2021 e 2022 ainda não foram divulgados.

Figura 34: Variações interanuais do tamanho populacional de *Sula leucogaster* nidificantes em Abrolhos nos períodos chuvosos - (outubro a março), com base em 17 a 33 ninhos ativos.



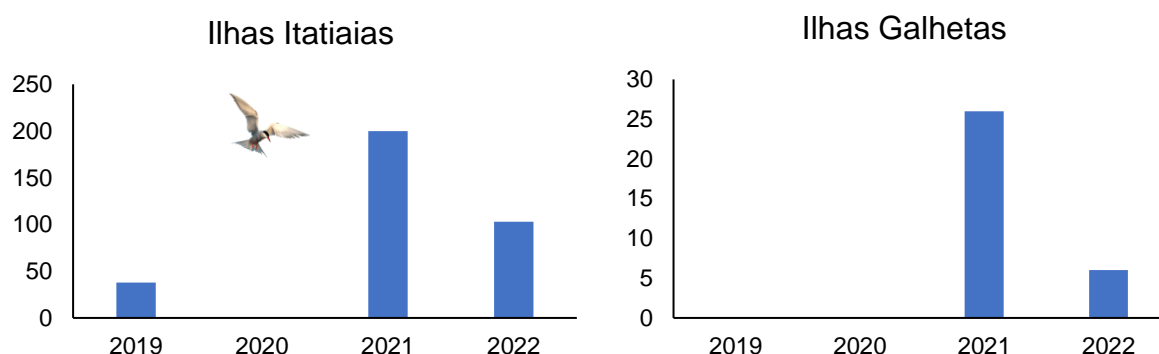
A população reprodutiva de *S. leucogaster* que vem sendo monitorada na ilha Santa Bárbara em Abrolhos variou entre 10 e 42 adultos reprodutores, nos períodos chuvosos de 2018 a 2022, com os maiores números populacionais no início do período (outubro) encerrando o ciclo reprodutivo da espécie na ilha. A corte, formação do casal e escolha dos ninhos ocorre principalmente nos meses mais secos (abril/maio). A postura e cria do filhote ocorre entre os meses de maio e outubro, o que explica as maiores quantidade de adultos ainda no ninho protegendo seus filhotes. A partir deste mês, durante o restante do período chuvoso, a espécie não reproduz no local e os adultos registrados nos ninhos entre novembro e março são reprodutores que iniciaram suas posturas tardiamente ou reiniciaram sua reprodução com a postura de novos ovos.

Figura 35: Variações interanuais do tamanho populacional de *Sula leucogaster* nidificantes em Abrolhos nos períodos secos - (abril a setembro), com base em 17 a 33 ninhos ativos.



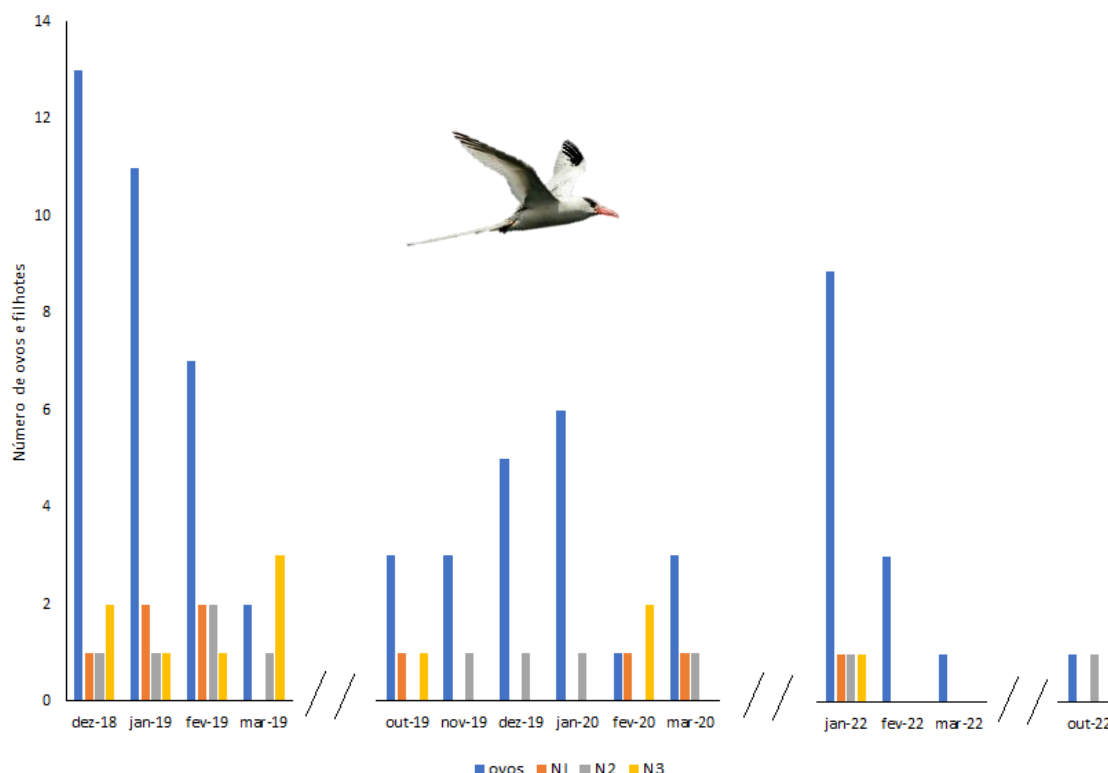
A população reprodutiva de *S. leucogaster* que vem sendo monitorada na ilha Santa Bárbara em Abrolhos variou entre 10 e 68 adultos reprodutores, nos períodos secos de 2019 a 2022, indicando um aumento populacional no meio do período (maio a julho), o que coincide com o pico do período reprodutivo da espécie na ilha Santa Bárbara. A corte, formação do casal e escolha dos ninhos ocorre principalmente nos meses de abril/maio. A postura e cria do filhote ocorre entre os meses de maio e outubro, o que explica as maiores quantidade de adultos no ninho protegendo seus ovos e filhotes.

Figura 36: Variações interanuais do tamanho populacional de *Sterna hirundinacea* nidificantes em ilhas de Vila Velha (Itatiaias) e Vitória (Galhetas) no Espírito Santo, com base em número de adultos.



Dados obtidos nas expedições realizadas pela equipe do PMBA/Fest durante o inverno, pico reprodutivo da espécie nas colônias visitadas no Espírito Santo (Ilhas Itatiaia e Galheta), mostram que o número de adultos reprodutores variou entre 6 e 200 adultos. Essa enorme variação pode ser explicada pelo comportamento de alternância de sítios reprodutivos deste grupo de aves migratórias ao longo dos anos. No Espírito Santo, a espécie costuma concentrar ou distribuir sua população reprodutiva entre as ilhas de Vitória, Vila Velha, Guarapari e Itapemirim, em simpatria com o outro trinta-réis migratório de bico amarelo, *Thalasseus acuflavidus*. No entanto, vale ressaltar que na área estudada o arquipélago das Itatiaia tem as maiores ilhas e é tradicionalmente o sítio mais utilizado e representativo na região, o que explica os maiores tamanhos populacionais encontrados. Além disso, a diminuição das atividades de proteção e fiscalização das ilhas litorâneas do Espírito Santo realizada desde 1988 pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental – AVIDEPA vem contribuindo para o retorno das ameaças à espécie e pode também explicar a variação encontrada. Vale ressaltar que a espécie vem diminuindo suas populações ao longo dos anos em toda a costa brasileira. Na temporada reprodutiva de 1994, o número de pares reprodutivos nas Ilhas Itatiaia chegou a 490 ninhos.

Figura 37: Variações interanuais da fenologia reprodutiva de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos chuvosos - (outubro a março) com base no monitoramento de 49 ninhos.



Dados de monitoramento na colônia da ilha Santa Bárbara, a maior do arquipélago, nos períodos chuvosos mostram que *P. aethereus* tem um de seus picos reprodutivos nos meses de dezembro e janeiro, quando ocorre a maior postura. Os filhotes começam a nascer no final de dezembro mas é possível encontrar filhotes recém-nascidos ou com uma semana de vida em outros meses (outubro, fevereiro e março) provenientes de posturas tardias ou reposturas. A maioria dos filhotes abandonam o ninho em meados de fevereiro e março, mas é possível registrar filhotes com sete semanas ou mais semanas também em outros meses. Os dados mostram ainda que a grande maioria dos ovos postos não apresentaram sucesso na eclosão, gerando filhotes recém-nascidos (N1) em seguida. Além disso, a temporada reprodutiva de 2018 foi a mais produtiva e de maior sucesso, apresentando os maiores números de ovos e filhotes nos vários estágios de desenvolvimento. Por outro lado, as temporadas reprodutivas de 2019 e 2022 geraram menos filhotes. Diversos aspectos podem influenciar a variação da fenologia entre os anos, tais como variações nas condições oceanográficas, disponibilidade de alimento, condição corporal dos adultos. No entanto, o fato das grazinas de Abrolhos estarem se alimentando em área contaminada merece atenção para seus efeitos a médio-longo prazo. No período seco das temporadas reprodutivas de 2019 (dezembro 2019 a março 2020) e 2022 (janeiro a março), os filhotes da próxima fase de desenvolvimento (N2) até a fase de abandono do ninho (N3), tiveram pouco sucesso também.

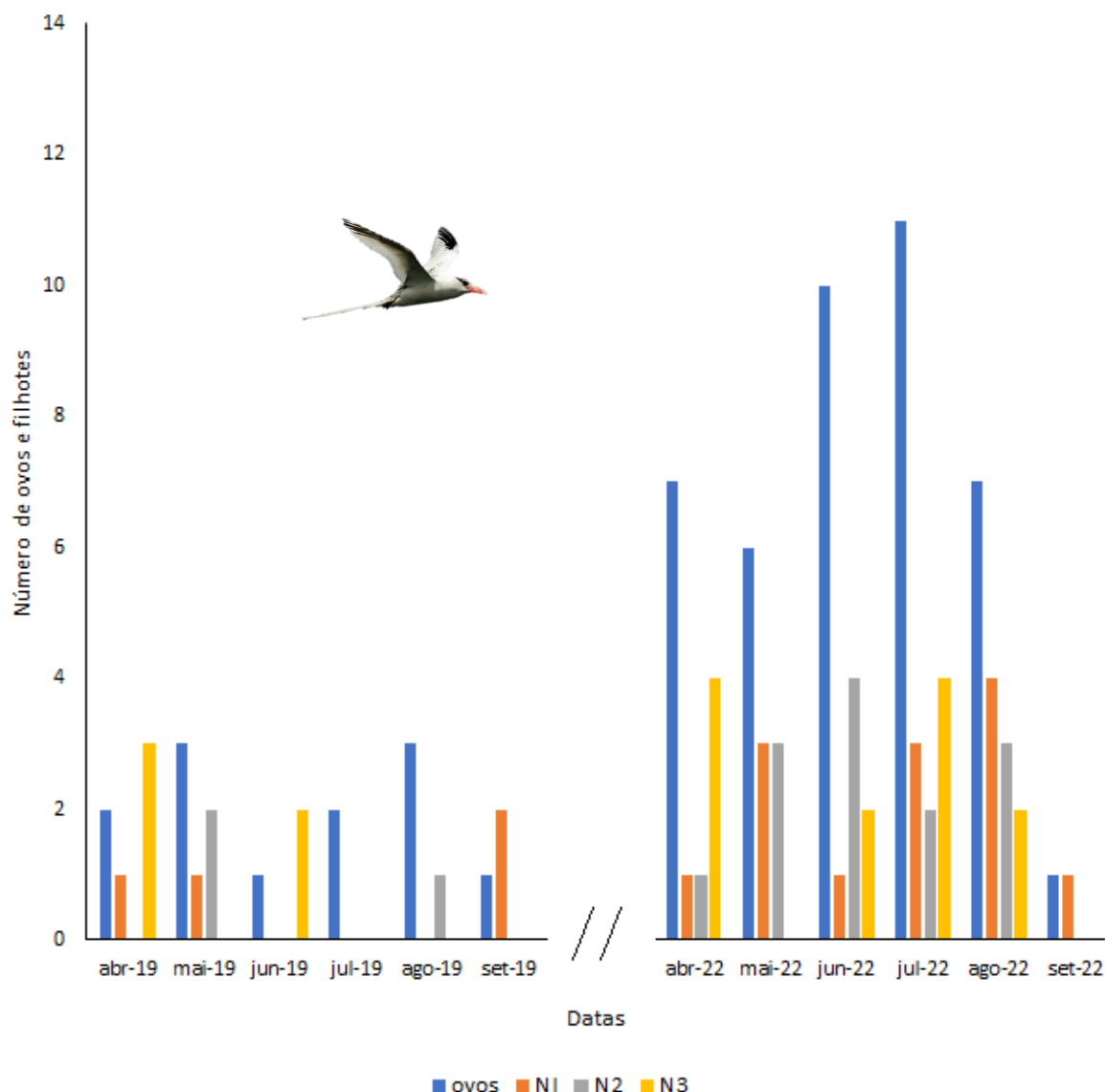


Tabela 26: Variações interanuais do sucesso reprodutivo de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos chuvosos (outubro a março) com base no monitoramento de 199 ninhos.

	2018/2019	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Ovos eclodidos (N1)	11	7	pandemia	33
Ovos postos	25	22	pandemia	76
<b>Taxa de eclosão = eclodiram/postos</b>	<b>0,44</b>	<b>0,32</b>	pandemia	<b>0,43</b>
Filhotes que deixaram o ninho (N3)	7	2	pandemia	32
Filhotes nascidos (N1)	11	7	pandemia	33
<b>Taxa de sucesso (<i>fledging</i>) = voaram/nascidos</b>	<b>0,60</b>	<b>0,29</b>	pandemia	<b>0,97</b>

Avaliação do sucesso de eclosão da população reprodutiva de *P. aethereus* a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe do PMBA/Fest em parceria com a equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, nos períodos chuvosos de 2018 a 2022 mostrando que a taxa de eclosão ficou entre 32% e 44% e a taxa de sucesso variou entre 29% e 97%. De fato, o sucesso reprodutivo das aves pode variar por diversos fatores, como a taxa de predação, o habitat de nidificação, o cuidado parental, a disponibilidade de alimento e as mudanças no ambiente marinho. As taxas de eclosão da população de Abrolhos no período chuvoso ainda se encontram abaixo dos valores encontrados em colônias do Caribe, área central de distribuição da espécie no Atlântico (eclosão 55-84%) e vem se mantendo aparentemente constante ao longo do período de estudo. Por outro lado, a taxa de sucesso dos filhotes nascidos aumentou e encontra-se semelhante às populações do Caribe (sucesso 35%-86%). Levando em consideração a recente desratização da ilha espera-se que as taxas aumentem significativamente nos próximos anos.

Figura 38: Variações interanuais do sucesso reprodutivo de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos secos - (abril a setembro) com base no monitoramento de 49 ninhos.



Dados de monitoramento nos períodos secos mostram que no ano de 2019 a colônia de *P. aethereus* foi fortemente afetada com baixo número de ovos e sucesso de filhotes. A ausência de dados durante os períodos secos da pandemia compromete a análise da tendência da reprodução da espécie nesse período climático. No ano de 2022 os números de ovos e filhotes retorna aos valores médios da colônia estudada. Assim como nos períodos chuvosos a grande maioria dos ovos postos não apresentaram sucesso de eclosão, gerando filhotes recém-nascidos (N1) em seguida. No entanto, após o nascimento, as próximas fases de desenvolvimento do filhote (N2), apesar de variáveis, aumenta até a fase de abandono do ninho (N3).

Tabela 27: Variações interanuais das taxas reprodutivas de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos nos períodos secos (abril a setembro) com base no monitoramento de 199 ninhos.

	2019	2020	2021	2022
Ovos eclodidos (N1)	4	pandemia		38
Ovos postos	9	pandemia		82
<b>Taxa de eclosão = eclodiram/postos</b>	<b>0,44</b>	pandemia		<b>0,46</b>
Filhotes que deixaram o ninho (N3)	2	pandemia		28
Filhotes nascidos (N1)	4	pandemia		38
<b>Taxa de sucesso (<i>fledging</i>) = voaram/nascidos</b>	<b>0,50</b>	pandemia		<b>0,74</b>

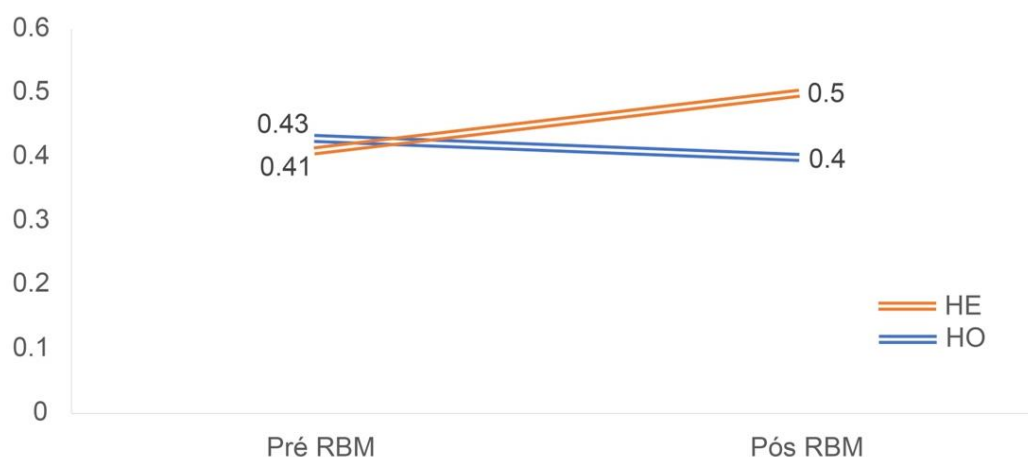
Avaliação do sucesso de eclosão da população reprodutiva de *P. aethereus* a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe do PMBA/Fest em parceria com a equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, nos períodos secos de 2019 a 2022 mostrando que a taxa de eclosão ficou entre 44% e 46% e a taxa de sucesso variou entre 50% e 74%. Comparando com as taxas de eclosão em colônias do Caribe, área central de distribuição da espécie no Atlântico (eclosão 55-84%), as taxas da população de Abrolhos no período seco também são inferiores. Por outro lado, as taxas de sucesso dos filhotes nascidos aumentaram e encontram-se dentro da faixa de valores das populações do Caribe (sucesso 35%-86%). Levando em consideração a recente desratização da ilha espera-se que as taxas aumentem significativamente nos próximos anos.

Tabela 28: Variações interanuais das taxas reprodutivas de *S. leucogaster* nidificantes em Abrolhos nos períodos secos (abril a setembro) com base no monitoramento de 33 ninhos.

	2019
Ovos eclodidos (N1)	31
Ovos postos	48
<b>Taxa de eclosão = eclodiram/postos</b>	<b>0,65</b>
Filhotes que deixaram o ninho (N3)	30
Filhotes nascidos (N1)	31
<b>Taxa de sucesso (<i>fledging</i>) = voaram/nascidos</b>	<b>0,97</b>

Avaliação do sucesso de eclosão da população reprodutiva de *S. leucogaster* a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe do PMBA/Fest em parceria com a equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, em 2019 mostrando a taxa de eclosão de 65% e a taxa de sucesso de 97%. A ausência de dados de 2021 e 2022 comprometeu a análise entre o período do relatório. No entanto, em 2019, quando a colônia foi monitorada durante todo o ano a espécie obteve alto sucesso reprodutivo, visto que, geralmente, mais de 70% das ninhadas de atobás resultam em sucesso. Além disso, o fato de a espécie estar apresentando alta taxa de eclosão dos ovos e de sobrevivência a partir do primeiro estágio do filhote demonstra que a diminuição da população pode estar relacionada à mortalidade de adultos e/ou jovens imaturos, os quais têm geralmente uma taxa de sobrevivência mais baixa. No entanto, outros fatores associados ao clima ao longo de várias estações, características funcionais e processos demográficos também podem influenciar a dinâmica populacional da espécie.

Figura 39: Comparação dos valores de heterozigosidade observada (HO) e esperada (HE) para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois (Pós RBM).



A HO é uma medida da diversidade genética atual de uma população, que indica a proporção de indivíduos que possuem dois alelos diferentes em um locus específico (proporção de indivíduos heterozigotos), enquanto a HE refere-se à proporção de heterozigotos que seria esperada em uma população, se a frequência de cada alelo não mudasse de geração para geração (população em equilíbrio de Hardy-Weinberg). Nos resultados aqui apresentados, se observa uma diminuição na HO nas amostras coletadas pós RBM (0,4), em comparação aos amostrados previamente ao RBM (0,43). Adicionalmente, o valor do coeficiente de endogamia (índice que indica desvios no Equilíbrio de Hardy-Weinberg – EHW, pela presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - FIS), foi significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas pós RBM (Tabela 29) indicando que há um déficit de indivíduos heterozigotos maior do que o esperado para estas amostras, o que pode ser causado por endogamia.

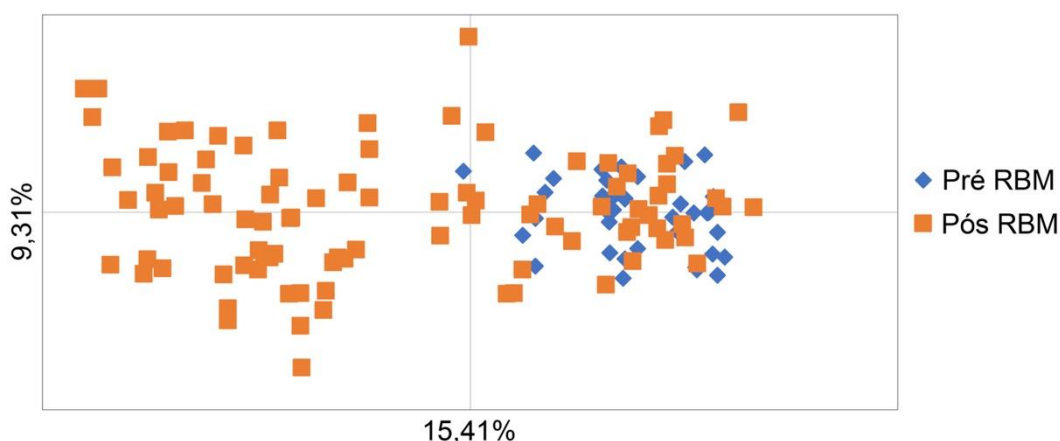
Figura 40: Comparação dos valores de Riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois (Pós RBM).



A diversidade gênica, definida como a probabilidade de que dois alelos amostrados aleatoriamente de uma população sejam diferentes (Ney, 1973), apresentou-se maior nas amostras pós RBM (0.45)

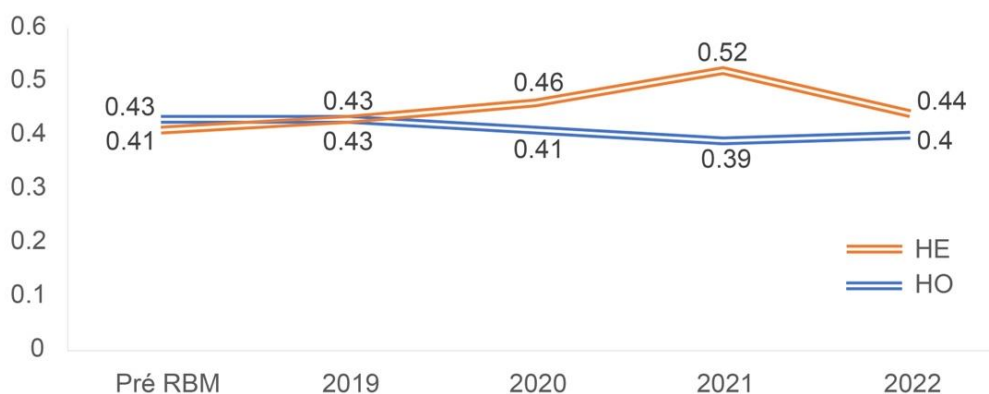
quando comparadas às amostras coletadas antes do RBM (0.40). A riqueza alélica, uma medida do número de alelos por locus, também se mostrou ligeiramente maior nas amostras pós RBM (3.92) do que nas amostras pré RBM (3.21). Embora esta medida seja altamente dependente do tamanho efetivo da população e, portanto, deve ser padronizada por ser muito sensível a tamanhos irregulares de amostras, isto foi corrigido utilizando o método de rarefação (Hurlbert, 1971; El Mousadik & Petit, 1996;), implementado no programa Fstat (Goudet, 1995).

Figura 41: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* analisadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Fundão (Pós RBM).



A análise mostra que, embora exista sobreposição da composição dos alelos, as amostras coletadas depois do RBM apresentam uma composição de alelos distinta das amostras coletadas antes do rompimento. Cabe mencionar que tais diferenças observadas podem estar associadas a variações na amostragem ao longo dos anos e a representatividade da amostra em relação ao total da população.

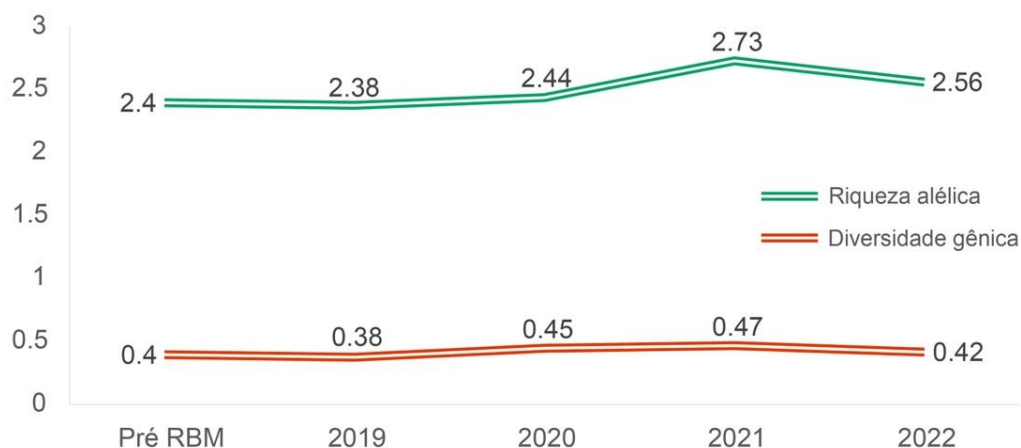
Figura 42: Comparação dos valores de heterozigosidade observada (HO) e esperada (HE) para amostras de *Sula leucogaster* por ano de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão. Valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas em 2021 indica que há um déficit de indivíduos heterozigotos do que o esperado para estas amostras.





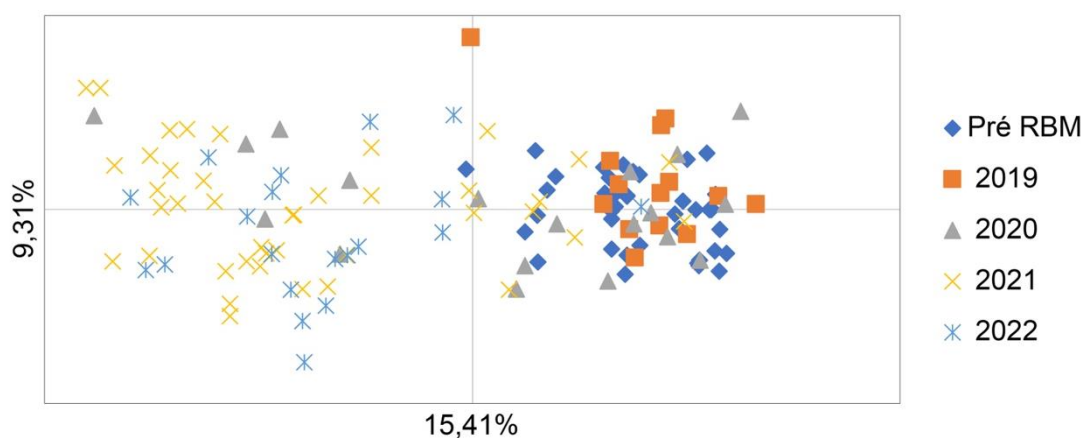
A comparação dos dados por ano de coleta não demonstrou grande variação para os índices de HO e HE, sendo o valor HO mais alto encontrado de 0.43 (para amostras coletadas antes do RBM e em 2019) e o mais baixo de 0.39 (para amostras coletadas no ano de 2021). Valores de HE variaram de 0.41 (para amostras coletadas antes do RBM) até 0.52 (para amostras coletadas em 2021). Um valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) foi estimado para amostras coletadas em 2021. As amostras coletadas no ano de 2021 também apresentaram o maior número de alelos (36) em comparação aos outros anos (Tabela 30). Entretanto, esses novos alelos aparecem em homozigose na população e valores de HO, HE e FIS mostram que há um déficit de indivíduos heterozigotos para alguns loci analisados, desviando do EHW, o que pode ser causado por endogamia. Cabe mencionar que tais diferenças observadas podem estar associadas a variações na amostragem ao longo dos anos e a representatividade da amostra em relação ao total da população.

Figura 43: Comparação dos valores de Riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* por anos de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão.



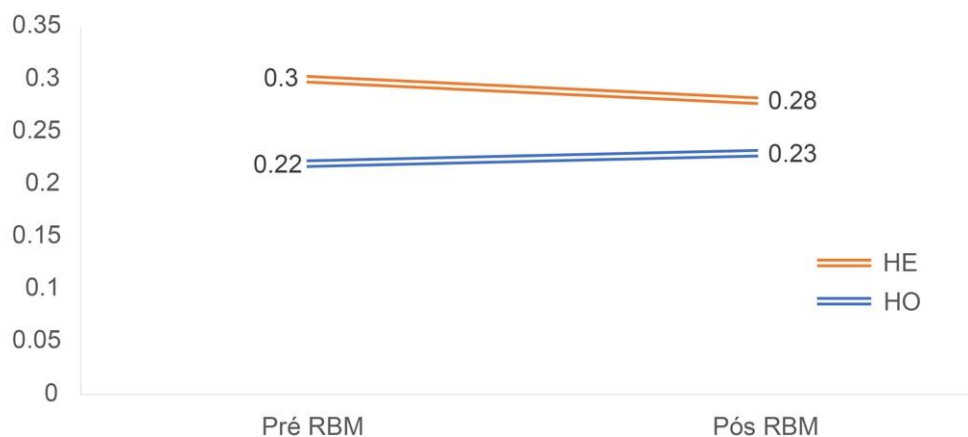
Os valores de riqueza alélica oscilaram ao longo dos anos de amostragem, começando com 2.40 (para amostras pré RBM), caindo na amostragem de 2019 e voltando a subir nos anos de 2020 e 2021, com nova queda em 2022. Valores de diversidade gênica começaram em 0.40 (para amostras pré RBM) com leve aumento ao longo dos anos de 2020 - 2022.

Figura 44: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* analisadas por ano de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão.



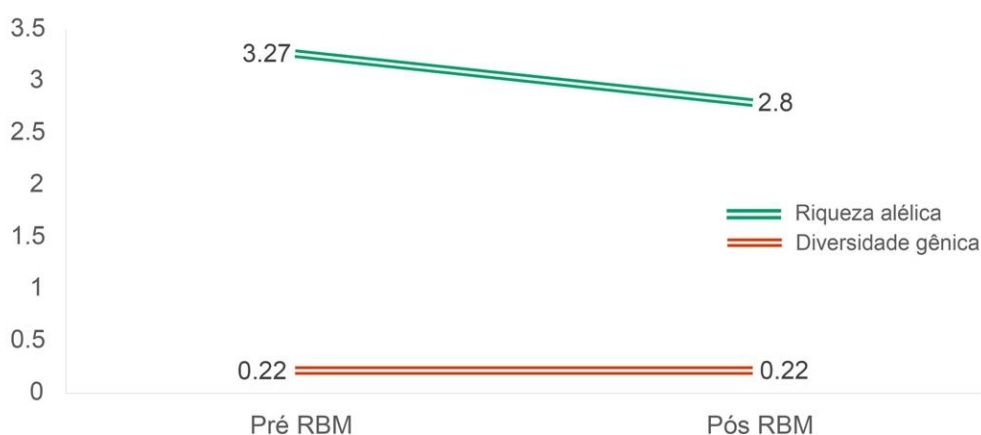
Esta análise detalha mais a mudança na composição de alelos, demonstrando que amostras de 2020 começam a diferenciar-se das demais dos anos anteriores, com alelos novos aparecendo no ano de 2021 e 2022. A análise mostra que a composição gênica dos loci analisados está em processo de diferenciação com uma diferença marcante na distância genética dos dados a partir de 2020. Por ser uma espécie que apresenta filopatria natal e é monogâmica, é inesperado encontrar uma composição tão distinta de alelos daqueles amostrados antes do RBM. A nova composição alélica, bem como maiores valores de riqueza alélica e diversidade gênica encontrados podem ser explicados por uma colonização de novos casais oriundos de outras ilhas para o arquipélago de Abrolhos. Enquanto nos momentos Pré RBM e 2019 a composição genética é semelhante, a partir de 2020 houve uma mudança importante nesta composição, o que pode indicar uma substituição de indivíduos em Abrolhos no ano de 2021. Mudanças ambientais podem ocasionar diminuição do número de indivíduos de populações locais, dando oportunidade para que outros indivíduos migrantes ocupem a área em questão. A perda de uma única colônia pode resultar na perda de variação genética, prejudicando a capacidade da espécie de se adaptar a qualquer tipo de alterações a longo prazo. Por outra parte, embora o fluxo gênico facilitado por dispersão seja raro, ele pode ocorrer em aves marinhas filopátricas e altamente móveis (Milot et al., 2008; Genovart et al., 2013; Coulson, 2016), causando mudanças nas frequências alélicas e na diversidade gênica das populações. Cabe mencionar que tais diferenças observadas podem estar associadas a variações na amostragem ao longo dos anos e a representatividade da amostra em relação ao total da população.

Figura 45: Comparação dos valores de heterozigosidade observada (HO) e esperada (HE) para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois (Pós RBM). Valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas pré RBM e pós RBM indica que há um déficit de indivíduos heterozigotos do que o esperado para estas amostras.



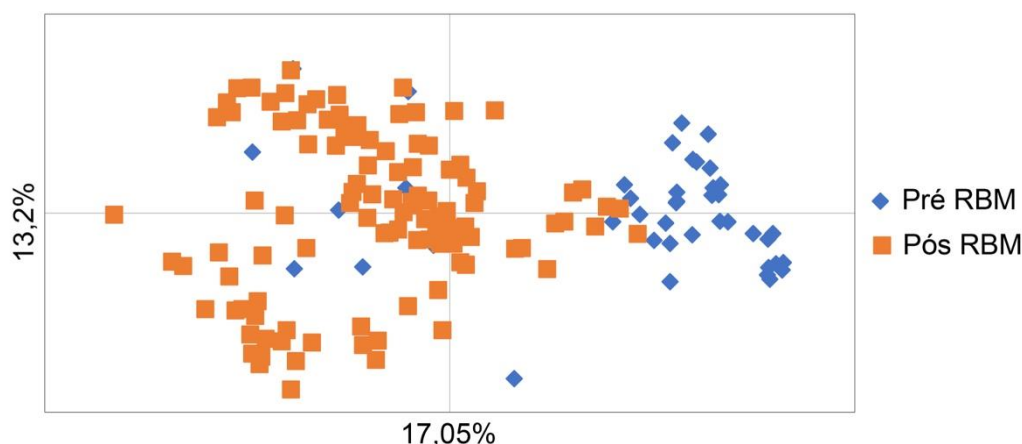
Nesta espécie, a heterozigosidade média observada se manteve quase igual entre as amostras coletadas pré e após RBM. Já a heterozigosidade média esperada, diminuiu de 0,30 (pré RBM) a 0.28 (após o RBM). Valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas pré RBM e pós RBM indica que há um déficit de indivíduos heterozigotos maior do que o esperado para estas amostras (Tabela 29).

Figura 46: Comparação dos valores de Riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois (Pós RBM).



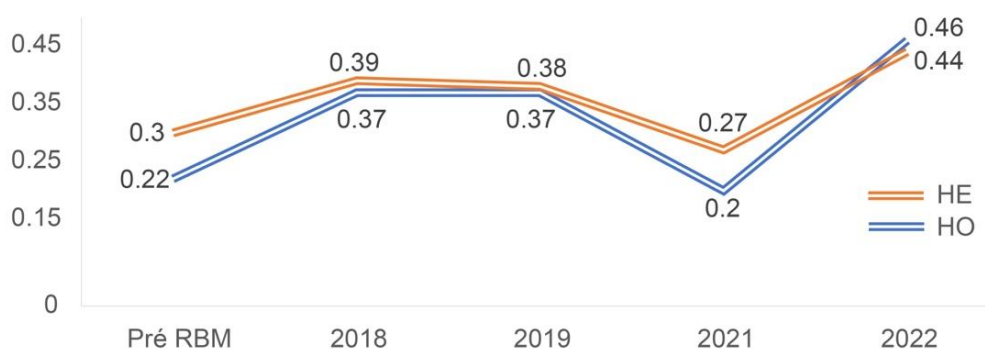
A diversidade gênica entre os conjuntos de dados pré e pós RBM se manteve constante (0.22). Já a riqueza alélica apresentou queda para amostras coletadas pós o RBM (3.27 para amostras pré RBM e 2.80 para amostras pós RBM).

Figura 47: Análise de Coordenadas Principais (PcoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Phaethon aethereus* analisadas antes do Rompimento da Barragem de Fundão (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Fundão (Pós RBM).



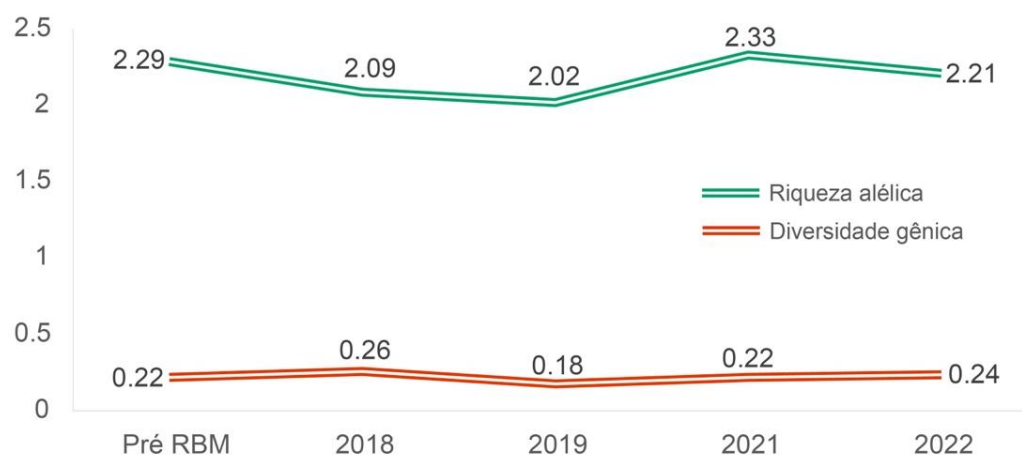
A análise revelou 17% de distância genética no eixo 1. Embora exista pouca sobreposição dos pontos entre pré e pós o RBM, a composição alélica mostra-se substancialmente distinta entre os dois conjuntos de dados. Cabe mencionar que tais diferenças observadas podem estar associadas a variações na amostragem ao longo dos anos e a representatividade da amostra em relação ao total da população.

Figura 48: Comparação dos valores de heterozigosidade observada (HO) e esperada (HE) para amostras de *Phaethon aethereus* por ano de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão. Valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas pré RBM e em 2021 indica que há um déficit de indivíduos heterozigotos do que o esperado para estas amostras.



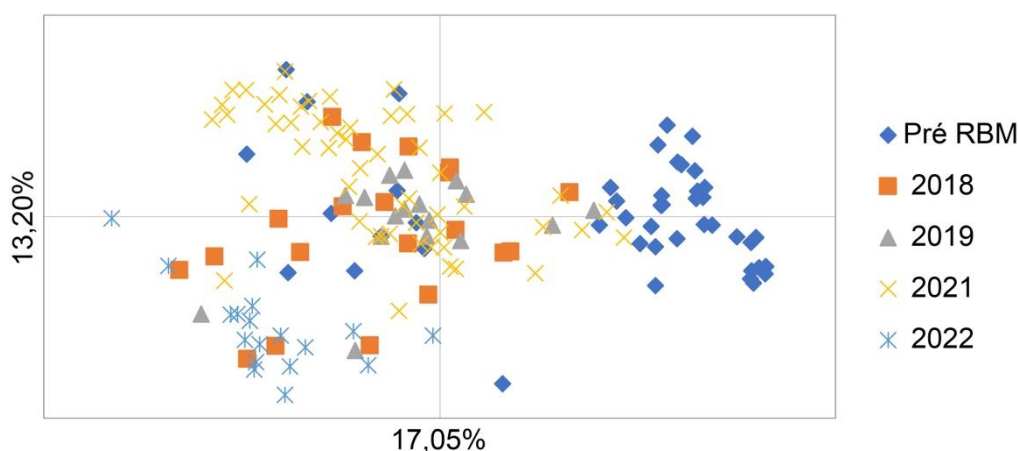
Os valores de HO e HE apresentaram oscilações ao longo dos anos amostrados, sendo mais altos no ano de 2022 (HO = 0,46 e HE = 0,44), e apresentando uma queda em 2021 com valores mais próximos aos encontrados para amostras coletadas antes do RBM. Valor de FIS significativo ( $p \leq 0,0001$ ) para amostras coletadas pré RBM e em 2021 indica que há um déficit de indivíduos heterozigotos maior do que o esperado para estas amostras.

Figura 49: Comparação dos valores de Riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Phaethon aethereus* por anos de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão.



Os índices de diversidade gênica e riqueza alélica oscilaram pouco ao longo dos anos, e mesmo em comparação à amostragem feita antes do RBM, ficando em torno de 0.2 e 2, respectivamente.

Figura 50: Análise de Coordenadas Principais (PcoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Phaethon aethereus* analisadas por ano de coleta. Pré RBM = dados coletados antes do Rompimento da Barragem de Fundão.



Quando comparados os dados antes e depois do RBM, a análise de PCoA revelou uma relativa distância genética. Porém, quando analisada por ano de coleta, esta análise mostrou que não há diferença substancial na composição de alelos dos conjuntos de dados amostrados entre os anos de 2018, 2019, 2021 e 2022. Diferentemente de *Sula leucogaster*, para a qual a análise de PCoA indicou uma mudança substancial na composição alélica para as amostras coletadas em 2021, *Phaethon aethereus* já mostra essa mudança a partir de 2018.

Tabela 29: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites analisados para as duas espécies antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. Heterozigosidades observada (H<sub>O</sub>) e esperada (H<sub>E</sub>), coeficiente de endogamia (F<sub>IS</sub>).

	<i>Sula leucogaster</i>		<i>Phaethon aethereus</i>	
	Pré	Pós	Pré	Pós
Nº amostral	41	94	48	111
Nº loci analisados	9	9	10	10
H <sub>O</sub>	0,43	0,40	0,22	0,23
H <sub>E</sub>	0,41	0,50	0,30	0,28
F <sub>IS</sub>	-0,04	0,18*	0,26*	0,17*
Média de alelos	3,22 (29)	4,5 (41)	3,3 (33)	3,1 (31)
Riqueza alélica	3,21	3,92	3,27	2,80
Diversidade gênica	0,40	0,45	0,22	0,22
Proporção de loci polimórficos (%)	100	100	80	90

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg (P<0,0001).

Um total de 135 indivíduos da espécie *Sula leucogaster* foram analisados para nove regiões diferentes dos respectivos genomas (loci) contendo marcadores do tipo SSR. Desvios consistentes no desequilíbrio de ligação não foram encontrados para nenhum conjunto de dados desta espécie. As regiões analisadas exibiram um total de 29 variantes (alelos) (média de 3.22 alelos por locus) para as amostras coletadas antes do RBM e 41 alelos (média de 4.5 alelos por locus) para as amostras coletadas depois do RBM. Todas as regiões analisadas apresentaram variantes genéticas para ambos os conjuntos de dados. Valores descritivos da diversidade genética (média de alelos, riqueza alélica e diversidade gênica) encontrados para indivíduos de *S. leucogaster* amostrados após o RBM, mostram-se mais altos em relação aos amostrados antes do RBM, indicando há um aporte de novos alelos chegando na população do arquipélago de Abrolhos. Não entanto, o F<sub>IS</sub> foi estimado em -0.04 (para amostras pré RBM) e 0.18 (para amostras pós RBM), sendo este último significativo para desvio do EHW, indicando que existe um número maior de indivíduos homozigotos do que o esperado para estas amostras. Para a espécie *Phaethon aethereus*, um total de 159 indivíduos foram analisados para 10 diferentes loci. Não foram encontrados desvios consistentes do desequilíbrio de ligação para nenhum conjunto de dados desta espécie. Na comparação entre dados pré e pós RBM, oito regiões analisadas foram variáveis para o conjunto pré RBM e nove foram variáveis para as amostras pós RBM. O F<sub>IS</sub> estimado apresentou valor de 0.26 (amostras pré RBM) e 0.17 (amostras pós RBM), sendo ambos significativos para desvios no EHW. Esta espécie teve uma sutil perda de alelos na comparação entre os conjuntos de dados pré (33) e pós RBM (31). O número de alelos por locus teve um decréscimo considerável em relação às amostras coletadas antes do RBM, porém a diversidade gênica se manteve estável. Valores de heterozigosidade esperada e observada variaram pouco entre as amostragens feitas antes e depois do RBM. Porém a significância dos valores de F<sub>IS</sub> para ambas as amostragens denota que esta espécie já sofre um desequilíbrio nas proporções de indivíduos heterozigotos e homozigotos desde antes do RBM.



Tabela 30: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microsatélites analisados por ano de coleta para *Sula leucogaster*. Heterozigosidades observada (HO) e esperada (HE), coeficiente de endogamia (FIS).

	Pré	2019	2020	2021	2022
Nº amostral	41	14	19	41	20
Nº loci analisados	9	9	9	9	9
H <sub>O</sub>	0,43	0,43	0,41	0,39	0,40
H <sub>E</sub>	0,41	0,43	0,46	0,52	0,44
F <sub>IS</sub>	-0,04	0,01	0,10	0,24*	0,08
Média de alelos	3,22 (29)	2,77 (25)	2,88 (26)	4 (36)	3,33 (30)
Riqueza alélica	2,40	2,38	2,44	2,73	2,56
Diversidade gênica	0,40	0,38	0,45	0,47	0,42
Proporção de loci polimórficos (%)	100	88,8	100	100	100

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg (P<0,0001).

Descrições dos padrões apresentados nessa tabela são mencionados nas legendas das Figuras 42 e 43.

Tabela 31: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microsatélites analisados por ano de coleta para *Phaethon aethereus*. Heterozigosidades observada (HO) e esperada (HE), coeficiente de endogamia (FIS).

	Pré	2018	2019	2021	2022
Nº amostral	48	20	17	56	18
Nº loci analisados	10	10	10	10	10
H <sub>O</sub>	0.22	0.37	0.37	0.20	0.46
H <sub>E</sub>	0.30	0.39	0.38	0.27	0.44
F <sub>IS</sub>	0.26*	0.04	0.03	0.26*	-0.03
Média de alelos	3.3 (33)	2.2 (22)	2.1 (21)	3.1 (31)	2.2 (20)
Riqueza alélica	2.29	2.09	2.02	2.33	2.21
Diversidade gênica	0.22	0.26	0.18	0.22	0.24
Proporção de loci polimórficos (%)	80	70	60	90	50

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg (P<0,0001).

A comparação por ano de amostragem revela que dados pré RBM apresentaram mais alelos (33) do que qualquer ano de amostragem posterior, mesmo apresentando um N amostral ligeiramente mais baixo em comparação ao ano de 2021. A proporção de loci polimórficos também foi menor nos anos de 2019 e 2022. Quando analisados o valor do coeficiente de endogamia (FIS), os dois conjuntos de dados que apresentaram significância para desvios do EHW foram justamente os de valores mais baixos para HO e HE (pré RBM e 2021). Esta espécie teve uma sutil perda de alelos na comparação

entre os conjuntos de dados pré e pós RBM. O número de alelos por locus teve um decréscimo considerável em relação às amostras coletadas antes do RBM, porém a diversidade gênica se manteve estável. Quando analisados por ano de amostragem, valores de riqueza alélica e diversidade gênica não oscilam muito. A discrepância de valores observada anteriormente entre dados pré e pós RBM (Tabela 29) deve-se ao conjunto de dados de 2021, que apresentou quase o dobro do número de alelos (comparado aos anos de 2018, 2019 e 2022). Embora o FIS, quando analisado por ano, tenha sido significativo apenas para os dados pré RBM e de 2021, existem indícios de que estas flutuações no número de heterozigotos na população efetiva possam ocorrer de forma recorrente. É importante ressaltar que a diversidade encontrada para esta espécie no arquipélago de Abrolhos é maior do que a encontrada para populações do Pacífico (Castillo-Guerrero et al., 2020), mesmo tendo um tamanho de população reprodutora estimada em apenas ~ 250 pares (Mancini et al. 2016). Portanto, a conservação das populações de *P. aethereus*, neste local, é extremamente necessária para manutenção de um pool genético diverso na espécie.

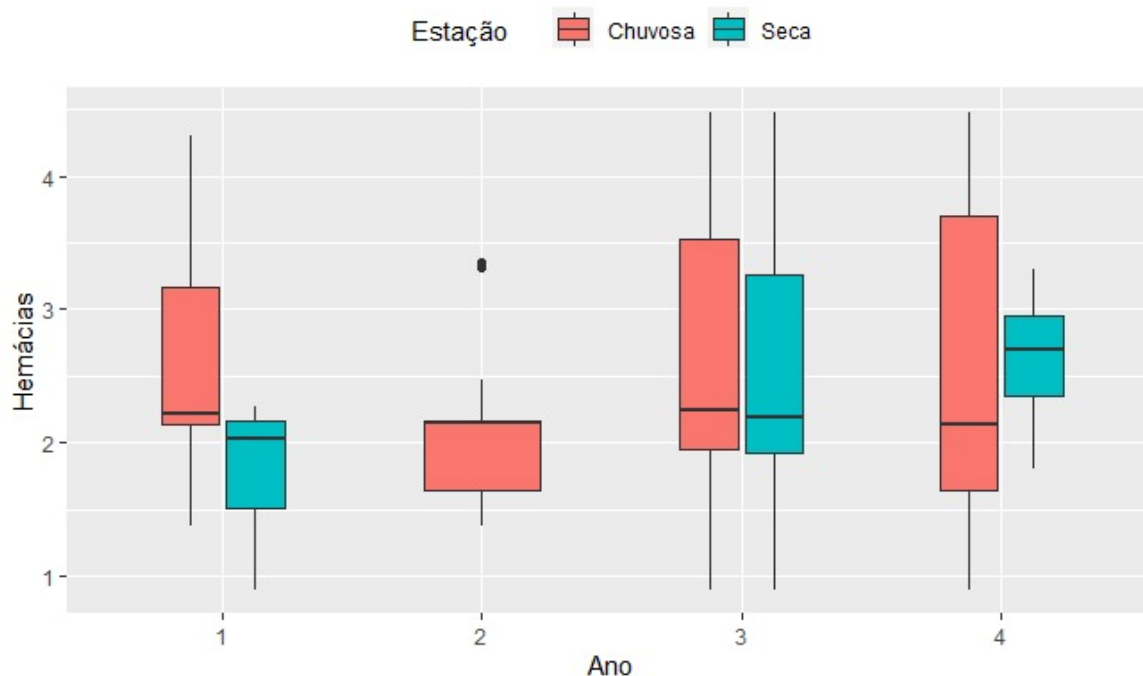
Tabela 32: Lista das amostras coletadas por espécie, por ano no Arquipélago de Abrolhos, durante o período chuvoso e seco, até o quarto ano de monitoramento. Legenda: N: total de indivíduos amostrados no período; \* amostras não coletadas devido à pandemia de COVID-19; - não tiveram amostras coletadas no período.

Espécies/Período	Chuvoso (outubro-março)				Seco (abril-setembro)			
	N	Esfregaços	Suabes	Sangue	N	Esfregaços	Suabes	Sangue
<i>Phaethon aethereus</i>								
Ano 1 (2018/2019)	22	22	22	22	16	16	16	16
Ano 2 (2019/2020)	27	27	27	27	*	*	*	*
Ano 3 (2020/2021)	27	20	27	20	30	30	27	30
Ano 4 (2021/2022)	21	21	21	21	19	19	19	19
<i>Sula leucogaster</i>								
Ano 1 (2018/2019)	-	-	-	-	33	33	20	33
Ano 2 (2019/2020)	21	21	21	21	*	*	*	*
Ano 3 (2020/2021)	20	20	16	16	20	20	20	20
Ano 4 (2021/2022)	11	10	11	11	21	21	21	21

Para a coleta de amostras biológicas, foram realizadas expedições ao Arquipélago de Abrolhos. Ano um, estação chuvosa (novembro de 2018 e fevereiro 2019), no qual foram amostrados 22 indivíduos de *Phaethon aethereus* e estação seca (abril de 2019) no qual foram amostrados 16 indivíduos de *P. aethereus* e 33 indivíduos de *Sula leucogaster*. Ano dois, na estação chuvosa (fevereiro de 2020) foram amostrados 27 indivíduos de *P. aethereus* e 21 indivíduos de *S. leucogaster*. Contudo, não foram realizadas coletas da estação seca no ano de 2020 devido à pandemia de COVID-19. Ano três de monitoramento, foram coletadas amostras na estação chuvosa (fevereiro de 2021) de 27 indivíduos de *P. aethereus* e 20 indivíduos de *S. leucogaster*. Na estação seca (agosto de 2021) foram amostrados 30 indivíduos *P. aethereus* e 20 indivíduos de *S. leucogaster*. No quarto ano de monitoramento, na estação chuvosa (março de 2022) foram amostrados 21 indivíduos de *P. aethereus* e 11 indivíduos de *S. leucogaster*. Na estação seca (agosto de 2022) foram amostrados 19 indivíduos de *P. aethereus* e

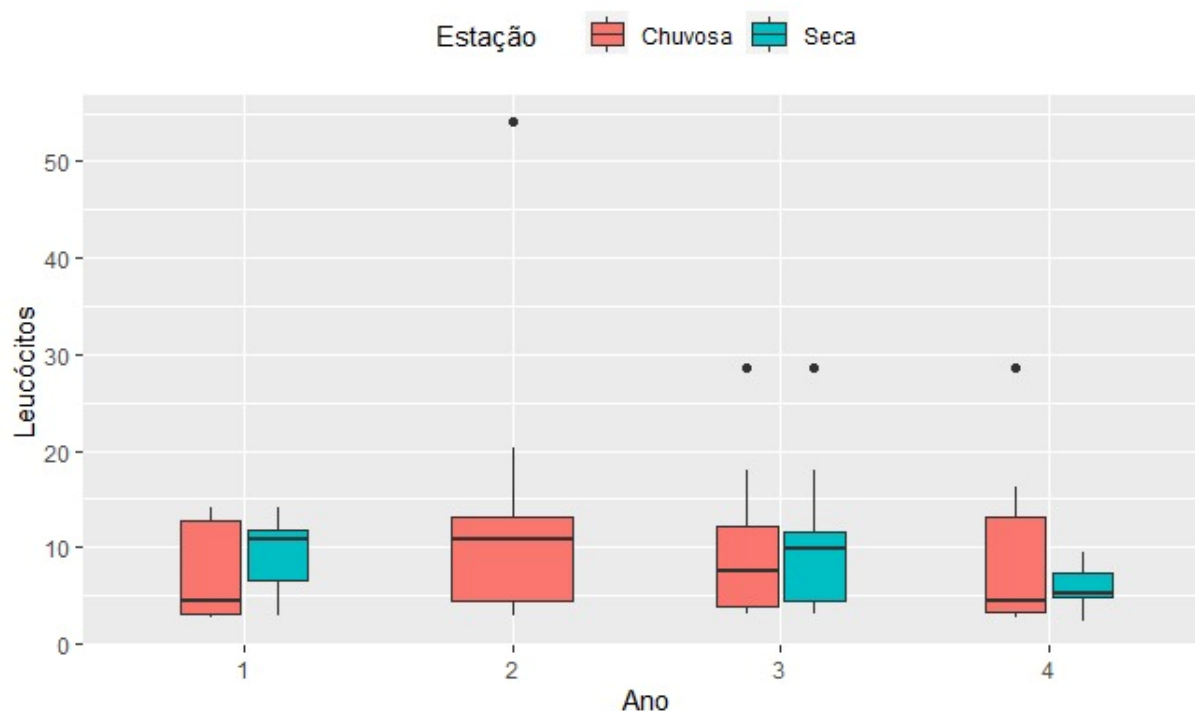
21 indivíduos de *S. leucogaster*. Dos indivíduos amostrados foram realizados esfregaços sanguíneos, suabs de orofaringe e cloaca e sangue total.

Figura 51: Boxplot da contagem hemácias de *Phaethon aethereus*, por estação durante os quatro anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que, as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. As contagens de hemácias mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida.



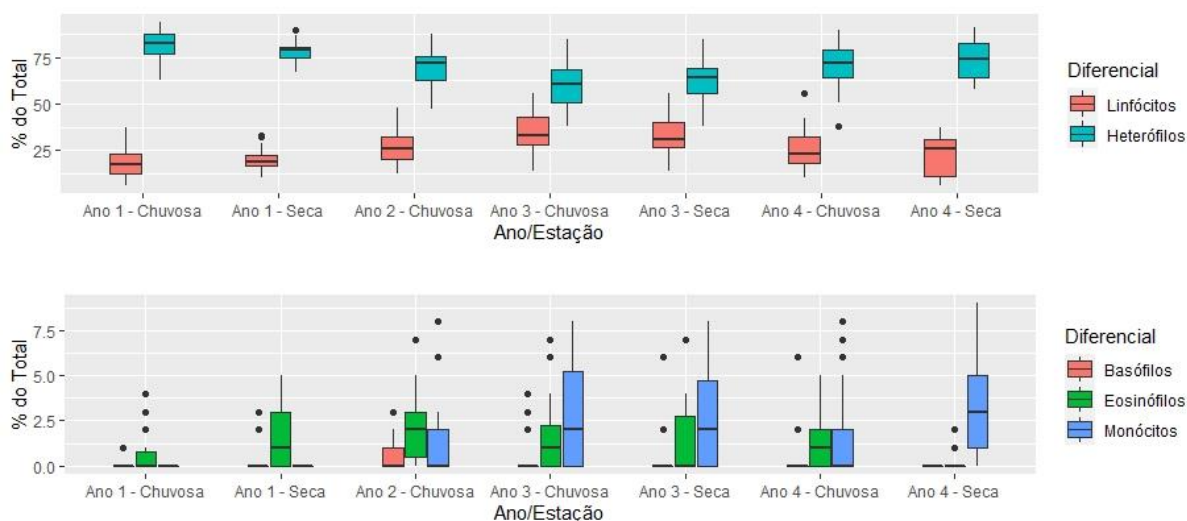
O resultado das contagens das hemácias realizadas indicou que as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, neste método analítico, não sendo visto diferenças, da contagem de hemácias, entre os semestres e estações de coleta, não mostrando diferença significativa entre períodos e anos. As contagens de hemácias mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida. Contudo, a partir da campanha de abril de 2019 no Arquipélago de Abrolhos, as aves apresentaram uma aparente desidratação, verificada no momento da venopunção. Esse mesmo evento foi observado nas campanhas dos anos seguintes, 2020 (ano 02), 2021 (ano 03) e 2022 (ano 04), mas não sendo significativo para alterações no hemograma e hematoscopia (em lâmina pontos de hemoconcentração).

Figura 52: Boxplot da contagem de leucócitos de *Phaethon aethereus*, por estação durante os quatro anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que, as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. As contagens de leucócitos mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida.



O resultado da contagem de leucócitos realizadas indicou que as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, neste método analítico, não sendo visto diferenças, da contagem de leucócitos, entre os semestres e estações de coleta, não mostrando diferença significativa entre períodos e anos. As contagens de leucócitos mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida. Contudo, a partir da campanha de abril de 2019 no Arquipélago de Abrolhos, as aves apresentaram uma aparente desidratação, verificada no momento da venopunção. Esse mesmo evento foi observado nas campanhas dos anos seguintes, 2020 (ano 02), 2021 (ano 03) e 2022 (ano 04), mas não sendo significativo para alterações.

Figura 53: Boxplot da contagem dos parâmetros hematológicos (diferenciais) de *Phaethon aethereus*, nas estações chuvosa e seca durante os quatros anos de monitoramento. Linfócitos e heterófilos são mostrados na figura de cima, enquanto basófilos, eosinófilos e monócitos são mostrados na figura de baixo. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. Uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos foi observada em todos os períodos analisados, sendo os heterófilos com maior frequência em relação a todos os tipos celulares diferenciais. Em nenhuma amostra foi observado heterófilos imaturos, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para indivíduos saudáveis, incluindo eosinófilos e monócitos e basófilos, cuja presença é escassa.



Os resultados da contagem dos parâmetros hematológicos (diferenciais) não indicaram nenhuma anormalidade. Uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos foi observada em todos os períodos analisados, sendo a presença de heterófilos com maior frequência em relação a todos os tipos celulares diferenciais (linfócito, basófilo, eosinófilo e monócito), comumente reportado na literatura para aves piscívoras e carnívoras. Em nenhuma amostra foi observado heterófilos imaturos, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para os indivíduos, incluindo eosinófilos e monócitos e basófilos, cuja presença é escassa.

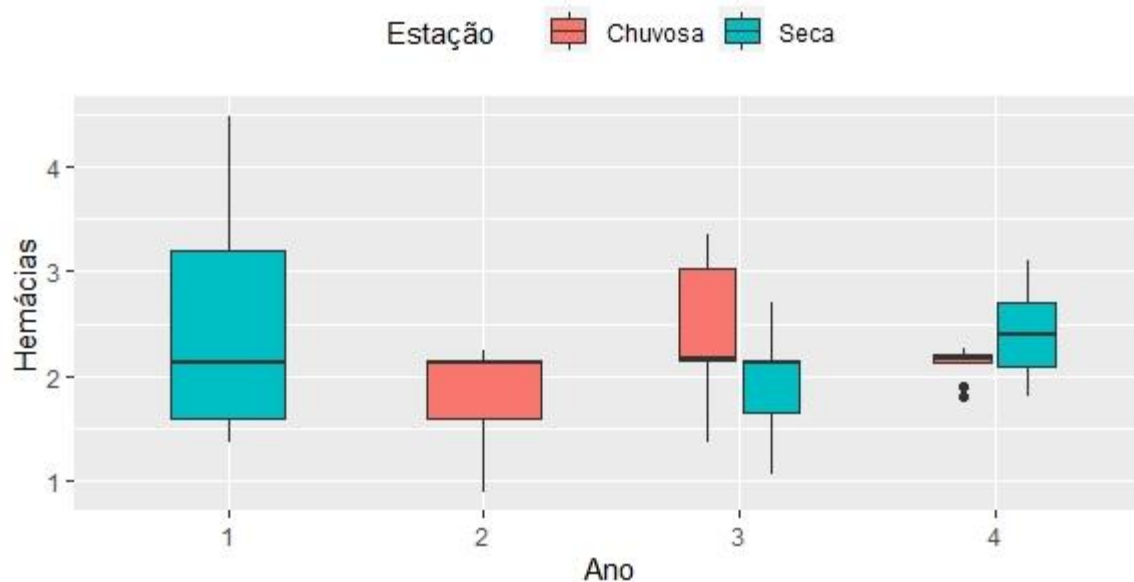
Tabela 33: Parâmetros hematológicos de *Phaethon aethereus* amostrados no arquipélago dos Abrolhos durante os quatro anos de monitoramento em estações seca e chuvosa, demonstrados com os intervalos de valores médios, mínimos e máximos. No Ano 2 na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Legenda: Min – Mínimo; Máx – Máximo.

	Ano 1						Ano 2			Ano 3						Ano 4					
	Chuvoso			Seco			Chuvoso			Chuvoso			Seco			Chuvoso			Seco		
	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.
Hemácia	2,51	1,37	3,70	1,89	1,37	2,27	1,94	1,94	1,94	2,69	1,37	4,48	2,48	1,37	4,30	2,74	1,37	4,90	2,63	1,80	3,30
Leucócito	7,65	2,94	13,19	8,65	2,94	10,85	7,58	7,58	7,58	8,99	3,10	28,60	8,58	3,10	18,60	7,69	2,70	18,60	6,03	2,40	9,40
Basófilos %	0,05	0,00	1,00	0,31	0,00	3,00	0,56	0,56	0,56	0,33	0,00	6,00	0,33	0,00	6,00	0,48	0,00	6,00	0,00	0,00	0,00
Eosinófilos %	0,64	0,00	4,00	1,44	0,00	5,00	3,48	3,48	3,48	1,65	0,00	7,00	1,57	0,00	7,00	1,38	0,00	5,00	0,26	0,00	2,00
Linfócitos %	18,73	6,00	37,00	20,25	10,00	33,00	28,07	28,07	28,07	34,90	14,00	56,00	32,63	14,00	56,00	25,00	10,00	56,00	21,84	6,00	37,00
Heterófilos %	80,59	63,00	94,00	78,00	67,00	90,00	66,70	66,70	66,70	59,80	38,00	85,00	62,80	38,00	85,00	71,33	38,00	90,00	74,00	58,00	91,00
Monócitos %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	1,19	1,19	2,70	0,00	8,00	2,67	0,00	8,00	1,81	0,00	8,00	3,37	0,00	9,00
Campos por 100	80	53	126	83	45	119	97	97	97	87	52	140	84	30	140	8	52	124	40	22	60

Os parâmetros hematológicos de *Phaethon aethereus* amostrados no arquipélago dos Abrolhos durante os quatro anos de monitoramento em estações seca e chuvosa, foram demonstrados com os intervalos de valores médios, mínimos e máximos para termos um comparativo desses valores durante os anos e períodos sendo demonstrado os valores de contagem de hemácia, leucócitos e percentuais do de heterofilos, linfócitos, basófilos, eosinófilos e monócitos analisados pela hematoscopia avaliados em extensão sanguínea na contagem em campos de 100 células.

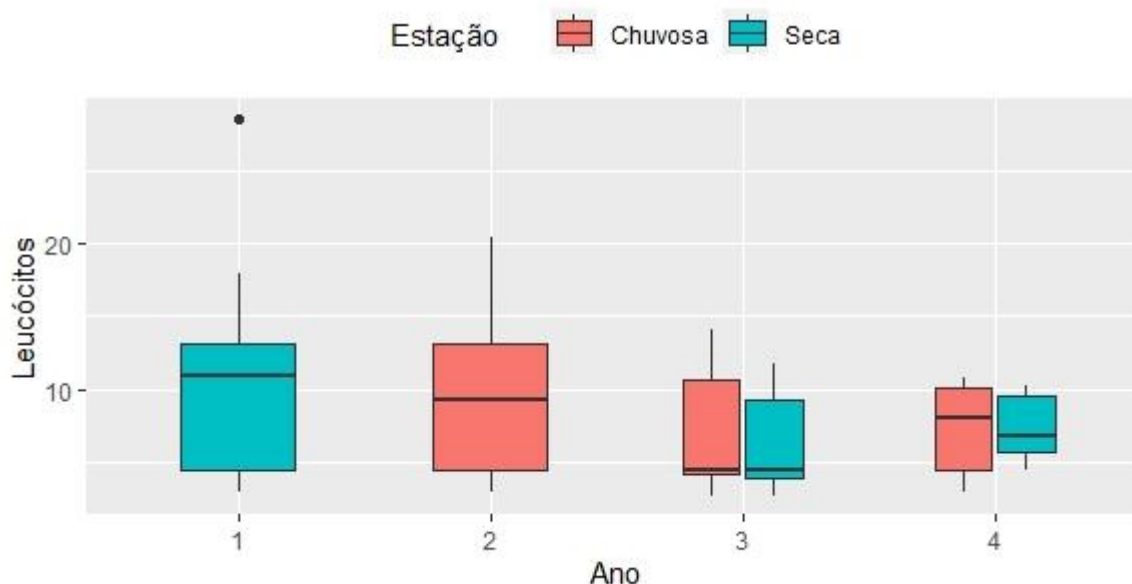


Figura 54: Boxplot da contagem de hemácias de *Sula leucogaster*, por estação durante os quatro anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. Ano 1, foram coletadas somente amostras no período de seca. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que, as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. As contagens de hemácias mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida.



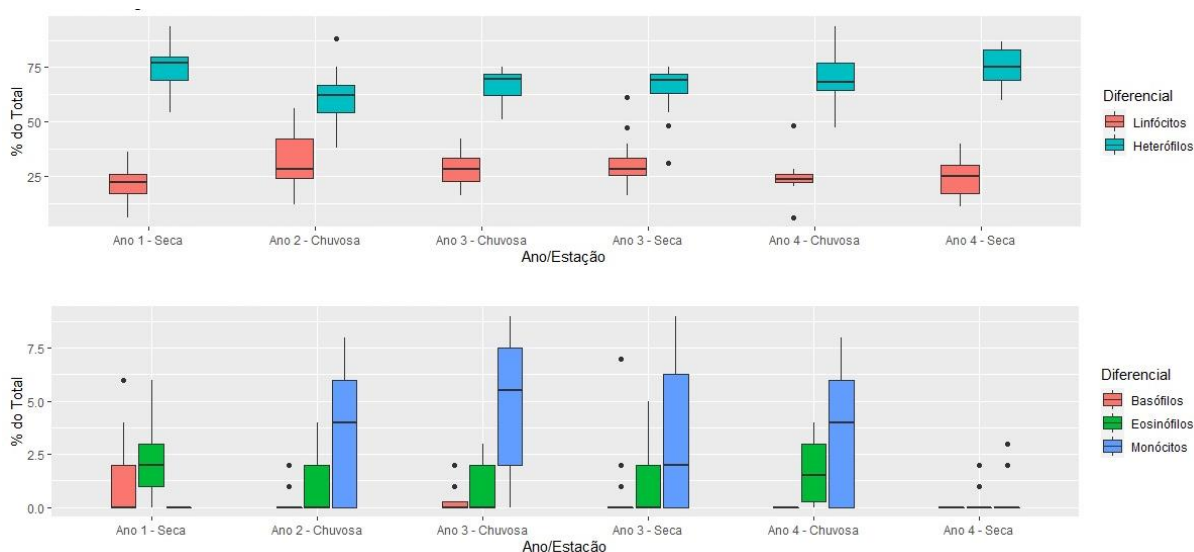
O resultado da contagem de hemácias realizado indicou que as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, neste método analítico, não sendo visto diferenças, da contagem de hemácias, entre os semestres e estações de coleta, não mostrando diferença significativa entre períodos e anos. As contagens de hemácias mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida. Contudo, a partir da campanha de abril de 2019 no Arquipélago de Abrolhos, as aves apresentaram uma aparente desidratação, verificada no momento da venopunção. Esse mesmo evento foi observado nas campanhas dos anos seguintes, 2020 (ano 02), 2021 (ano 03) e 2022 (ano 04), mas não sendo significativo para alterações no hemograma e hematoscopia (em lâmina pontos de hemoconcentração).

Figura 55: Boxplot da contagem de leucócitos de *Sula leucogaster*, por estação durante os quatro anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. Ano 1, foram coletadas somente amostras na seca. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que, as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. As contagens de leucócitos mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida.



O resultado da contagem de leucócitos realizadas indicou que as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, neste método analítico, não sendo visto diferenças, da contagem de leucócitos, entre os semestres e estações de coleta, não mostrando diferença significativa entre períodos e anos. As contagens de leucócitos mantiveram-se dentro de esperado de uma ave hígida. Contudo, a partir da campanha de abril de 2019 no Arquipélago de Abrolhos, as aves apresentaram uma aparente desidratação, verificada no momento da venopunção. Esse mesmo evento foi observado nas campanhas dos anos seguintes, 2020 (ano 02), 2021 (ano 03) e 2022 (ano 04), mas não sendo significativo para alterações.

Figura 56: Boxplot dos parâmetros hematológicos (diferenciais) de *Sula leucogaster*, nas estações chuvosa e seca durante os quatros anos de monitoramento. Linfócitos e heterófilos são mostrados na figura de cima, enquanto basófilos, eosinófilos e monócitos são mostrados na figura de baixo. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Resultados apresentados, mostram que, as aves estavam em condição satisfatórias de saúde, não demonstrando alterações significativas entre os períodos, estação e ano de coleta. Uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos foi observada em todos os períodos analisados, sendo os heterófilos com maior frequência em relação a todos os tipos celulares diferenciais. Em nenhuma amostra foi observado heterófilos imaturos, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para indivíduos saudáveis, incluindo eosinófilos e monócitos e basófilos, cuja presença é escassa



Os resultados da contagem dos parâmetros hematológicos (diferenciais) não indicaram nenhuma anormalidade. Uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos foi observada em todos os períodos analisados, sendo a presença de heterófilos com maior frequência em relação a todos os tipos celulares diferenciais (linfócito, basófilo, eosinófilo e monócito), comumente reportado na literatura para aves piscívoras e carnívoras. Em nenhuma amostra foi observado heterófilos imaturos, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para os indivíduos, incluindo eosinófilos e monócitos e basófilos, cuja presença é escassa.

Tabela 34: Parâmetros hematológicos de *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos durante os quatro anos de monitoramento em estações seca e chuvosa, demonstrados com os intervalos de valores médios, mínimos e máximos No Ano 2 na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Legenda: Min – Mínimo; Máx – Máximo.

		Ano 1			Ano 2			Ano 3						Ano 4					
		Chuvoso			Chuvoso			Chuvoso			Seco			Chuvoso			Seco		
		Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média	Min.	Máx.
Hemácia  Leucócito  Basófilos %  Eosinófilos %  Linfócitos %  Heterófilos %  Monócitos %  Campos por 100	Hemácia	2,01	1,37	3,70	1,92	1,37	2,50	2,11	1,02	3,20	2,00	1,06	2,70	2,12	1,80	2,27	2,42	1,80	3,10
	Leucócito	7,79	2,94	10,85	7,27	2,94	11,79	6,15	2,70	10,85	6,22	2,70	11,79	7,23	2,94	10,79	7,26	4,50	10,20
	Basófilos %	1,06	0,00	6,00	0,14	0,00	2,00	0,30	0,00	2,00	0,55	0,00	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Eosinófilos %	1,91	0,00	6,00	1,14	0,00	4,00	0,85	0,00	3,00	0,95	0,00	5,00	1,80	0,00	4,00	0,14	0,00	2,00
	Linfócitos %	21,79	6,00	36,00	32,76	12,00	56,00	27,85	16,00	42,00	30,20	16,00	61,00	24,50	6,00	48,00	24,43	11,00	40,00
	Heterófilos %	75,24	54,00	94,00	61,62	38,00	88,00	65,95	51,00	75,00	65,10	31,00	75,00	70,20	47,00	94,00	74,95	60,00	87,00
	Monócitos %	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00	8,00	5,05	0,00	9,00	3,20	0,00	9,00	3,50	0,00	8,00	0,48	0,00	3,00
		95	48	184	76	47	97	77	13	113	90	30	135	80	48	107	48	28	80

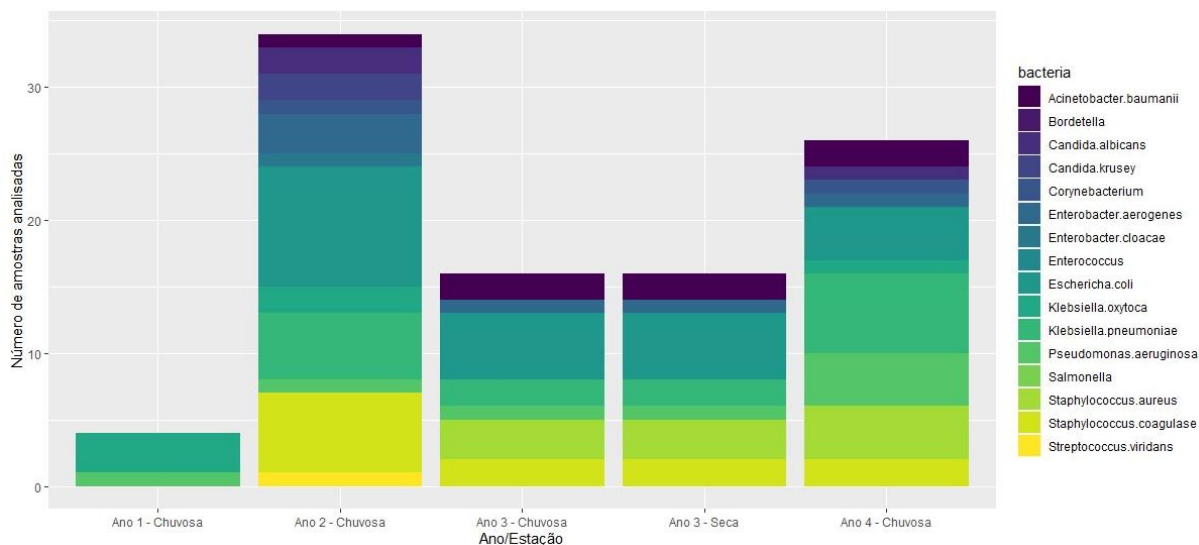
Os parâmetros hematológicos de *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos durante os quatro anos de monitoramento em estações seca e chuvosa, foram demonstrados com os intervalos de valores médios, mínimos e máximos para termos um comparativo desses valores durante os anos e períodos sendo demonstrado valores de contagem de hemácia, leucócitos e percentuais do de heterofilos, linfócitos, basófilos, eosinófilos e monócitos analisados pela hematoscopia avaliados em extensão sanguínea na contagem em campos de 100 células.

Tabela 35: Frequência dos microrganismos isolados em cultura de *Phaethon aethereus* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. *Escherichia coli* foi a bactéria, de importância em saúde pública global, presente em todos os anos e períodos amostrados, com valores altos de frequência especialmente na estação chuvosa seguido de *Klebsiella pneumoniae*, que só não esteve presente no Ano 3 e *Acinetobacter baumannii*. *Staphylococcus aureus*, também de importância, foi a bactéria com altos índices de frequência na estação seca. Legenda: N: Número de amostras analisadas no período; Fr: Frequência; \* Não tiveram amostras coletadas; - amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19.

Microrganismos	Ano 1				Ano 2				Ano 3				Ano 4			
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	
	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)
<i>Staphylococcus coagulase negativa</i>	*	*	*	*	27	22,2	-	-	27	18,5	27	0	21	85,7	19	68,4
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	*	*	*	*	27	3,7	-	-	27	0	27	3,7	21	19	19	10,5
<i>Enterobacter aerogenes</i>	*	*	*	*	27	11,1	-	-	27	0	27	3,7	21	4,7	19	0
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	*	*	*	*	27	18,5	-	-	27	0	27	7,4	21	28,5	19	0
<i>Klebsiella oxytoca</i>	*	*	*	*	27	7,4	-	-	27	0	27	0	21	4,7	19	0
<i>Candida albicans</i>	*	*	*	*	27	7,4	-	-	27	3,7	27	0	21	4,7	19	0
<i>Candida krusey</i>	*	*	*	*	27	7,4	-	-	27	0	27	0	21	0	19	0
<i>Acinetobacter baumannii</i>	*	*	*	*	27	3,7	-	-	27	7,4	27	7,4	21	9,5	19	0
<i>Escherichia coli</i>	*	*	*	*	27	33,3	-	-	27	7,4	27	18,5	21	19	19	10,5
<i>Enterobacter cloacae</i>	*	*	*	*	27	3,7	-	-	27	0	27	0	21	0	19	0
<i>Corynebacterium spp.</i>	*	*	*	*	27	3,7	-	-	27	0	27	0	21	4,7	19	15,8
<i>Staphylococcus aureus</i>	*	*	*	*	27	0	-	-	27	3,7	27	11,1	21	19	19	31,5

Foram identificadas bactérias de importância em saúde pública e global (estão na lista de bactérias de prioridade da OMS) nas amostras provenientes de Abrolhos, como *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *klebsiella oxytoca*, *klebsiella pneumoniae* e *Enterobacter aerogenes*. Também foram identificadas outras enterobactérias, sendo *Escherichia coli* a espécie de importância mais frequente em todos os anos e períodos amostrados, com valores altos de frequência especialmente na estação chuvosa seguido de *Klebsiella pneumoniae*, que só não esteve presente no Ano 3 e *Acinetobacter baumannii*. *Staphylococcus aureus*, também de importância, foi a bactéria com altos índices de frequência na estação seca Apesar do potencial zoonótico da maior parte das bactérias Gram-negativas, muitas das cepas fazem parte da microbiota de aves marinhas desempenhando um importante papel na manutenção da saúde do organismo, facilitando a absorção de nutrientes, desintoxicação e interações com o sistema imunológico. Outro fator marcante foi o alto número de aves com cultura com perfil multivirulento e multirresistentes. *Staphylococcus coagulase negativa* e *Corynebacterium spp*, ambas fazem parte da microbiota normal epidérmica e mucosas orais e genitais. Nenhuma das cepas encontradas por *Staphylococcus aureus* apresentou característica de MRSA (*Staphylococcus Aureus* Resistente à Metilina), o que pode caracterizar bactérias de colonizações e/ou saprófitas a espécie dos hospedeiros. Mesmo porque, as mesmas além de não serem MRSA, apresentam multi sensibilidades a vários grupos e gerações de antimicrobianos testados. As aves amostradas neste estudo apresentaram microrganismos com potencial patogênico, no entanto, a ausência de sinal clínico associada à sensibilidade dos patógenos a grande parte dos antibióticos a que foram expostos, sugere a higidez dos indivíduos. Este fato não descarta o potencial de transmissão de zoonoses para hospedeiros humanos e outras espécies de animais, uma vez que muitas cepas bacterianas aqui descritas já foram implicadas em quadros nosocomiais graves.

Figura 57: Número de microrganismos isolados em cultura dos suabes coletados de *Phaethon aethereus* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19.



A maioria das amostras, das aves, triadas neste trabalho não apresentou isolados bacterianos com os perfis de resistência de interesse pesquisados. Entretanto, tivemos achados de interesse global e isso não significa que esses animais não tenham tido contato e não sejam potenciais disseminadores de bactérias com tais perfis de resistência. Aves migratórias entram em contato com diversos ambientes contrastantes, contendo diferentes gêneros e espécies bacterianas, com uma ampla variedade de perfis de resistência antimicrobiana e podem estar incorporando essas bactérias e/ou seus genes de resistência à sua. Os indivíduos da espécie *P. aethereus* por exemplo, têm suas colônias reprodutivas no arquipélago de Abrolhos e realizam migrações sazonais ao longo da região costeira do Oceano Atlântico. Foram identificadas bactérias de importância em saúde pública e global (estão na lista de bactérias de prioridade da OMS) nas amostras provenientes de Abrolhos, como *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella oxytoca*, *Klebsiella pneumoniae* e *Enterobacter aerogenes*. Também foram identificadas outras enterobactérias, sendo *Escherichia coli* a espécie de importância mais frequente em todos os anos e períodos amostrados, com valores altos de frequência especialmente na estação chuvosa seguido de *Klebsiella pneumoniae*, que só não esteve presente no Ano 3 e *Acinetobacter baumannii*. *Staphylococcus aureus*, também de importância, foi a bactéria com altos índices de frequência na estação seca Apesar do potencial zoonótico da maior parte das bactérias Gram-negativas, muitas das cepas fazem parte da microbiota de aves marinhas desempenhando um importante papel na manutenção da saúde do organismo, facilitando a absorção de nutrientes, desintoxicação e interações com o sistema imunológico. Outro fator marcante foi o alto número de aves com cultura com perfil multivirulento e multirresistentes. *Staphylococcus coagulase* negativa e *Corynebacterium* spp, ambas fazem parte da microbiota normal epidérmica e mucosas orais e genitais. Nenhuma das cepas encontradas por *Staphylococcus aureus* apresentou característica de MRSA (*Staphylococcus Aureus* Resistente à Metilina), o que pode caracterizar bactérias de colonizações e/ou saprófitas a espécie dos hospedeiros. Mesmo porque, as mesmas além de não serem MRSA, apresentam multi sensibilidades a vários grupos e gerações de antimicrobianos testados. As aves

amostradas neste estudo apresentaram microrganismos com potencial patogênico, no entanto, a ausência de sinal clínico associada à sensibilidade dos patógenos a grande parte dos antibióticos a que foram expostos, sugere a higidez dos indivíduos. Este fato não descarta o potencial de transmissão de zoonoses para hospedeiros humanos e outras espécies de animais, uma vez que muitas cepas bacterianas aqui descritas já foram implicadas em quadros nosocomiais graves.

Tabela 36: Microrganismo com perfil de resistência aos antibióticos testados de importância em saúde global provenientes de suabe coletado em *Phaethon aethereus* no período chuvoso durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos.

Estação	Ano	Espécie	Anilha / Registro	Microrganismo com perfil de resistência	Antibiograma / resistência	Antibiograma/sensibilidade
Chuvosa	2022	<i>Phaethon aethereus</i>	P14059	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Imipenem, amicacina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, gentamicina, ceftazidima, tobramicina, cefovecina	Ampicilina, ciprofloxacina, marbofloxacina, enrofloxacin, aztreonam, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tetraciclina, cefoxitina, levofloxacina

Os mecanismos de resistência de bactérias podem ser intrínsecos ou adquiridos, sendo que os primeiros já estão presentes em todas as amostras de determinadas cepas e os segundos, por sua vez, ocorrem por mutação ou pela transferência de plasmídeos, capazes de carrear mais de um gene de resistência associados (transmissão gênica horizontal). A resistência natural é uma característica intrínseca de um microrganismo, que ocorre sem uma exposição prévia ao antibiótico. Quanto a amostra de *P. aethereus* referente ao primeiro ano de monitoramento um isolado de suabe de cloaca referente a coleta de novembro de 2022, estação chuvosa, em Abrolhos, apresentou perfil de resistência de interesse – um isolado identificado como *Pseudomonas aeruginosa*, que cresceu no meio de cultura ágar MacConkey suplementado com ciprofloxacina, e um isolado identificado como *Pseudomonas aeruginosa*, que cresceu na placa de MacConkey suplementado com colistina. O isolado apresentou resistência a todas as Imipenem, amicacina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, gentamicina, ceftazidima, tobramicina, cefovecina testadas.

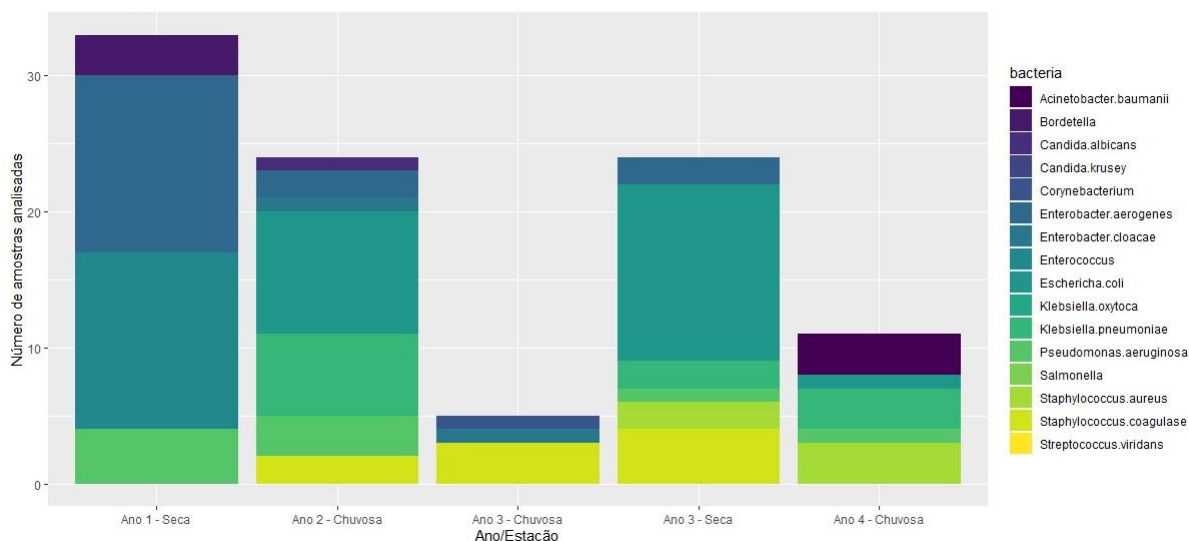


Tabela 37: Frequência dos microrganismos isolados em cultura de *Sula leucogaster* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. *Escherichia coli* foi a bactéria, de importância em saúde pública global, com maior frequência nos anos e períodos amostrados, majoritariamente no período seco, sendo ausente somente na estação chuvosa do terceiro ano, seguido de *Klebsiella pneumoniae* e *Acinetobacter baumannii*. Legenda: N: Número de amostras analisadas no período; Legenda: N: Número de amostras analisadas no período; Fr: Frequência; \* Não tiveram amostras coletadas; - amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19.

Microrganismos	Ano 1				Ano 2				Ano 3				Ano 4			
	Chuva		Seco		Chuva		Seco		Chuva		Seco		Chuva		Seco	
	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)	N	Fr (%)
<i>Bordetella spp.</i>	*	*	20	15	21	0	-	-	16	0	20	0	10	0	21	0
<i>Enterococcus spp.</i>	*	*	20	65	21	0	-	-	16	0	20	0	10	0	21	0
<i>Escherichia coli</i>	*	*	20	20	21	42,8	-	-	16	0	20	55	10	10	21	23,8
<i>Staphylococcus coagulase negativa</i>	*	*	20	0	21	9,5	-	-	16	0	20	20	10	0	21	19
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	*	*	20	0	21	14,2	-	-	16	0	20	5	10	0	21	0
<i>Enterobacter aerogenes</i>	*	*	20	0	21	9,5	-	-	16	0	20	10	10	0	21	4,7
<i>Corynebacterium spp.</i>	*	*	20	0	21	0	-	-	16	6,2	20	0	10	0	21	0
<i>Enterobacter cloacae</i>	*	*	20	0	21	0	-	-	16	6,2	20	0	10	0	21	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	*	*	20	0	21	0	-	-	16	0	20	10	10	30	21	9,5
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	*	*	20	0	21	28,5	-	-	16	0	20	10	10	30	21	0
<i>Acinetobacter baumannii</i>	*	*	20	0	21	0	-	-	16	0	20	0	10	30	21	19
<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	*	*	20	0	21	0	-	-	16	0	20	0	10	0	21	4,7

Foram identificadas bactérias de importância em saúde pública e global (estão na lista de bactérias de prioridade da OMS) nas amostras provenientes de Abrolhos, como *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Kebsiella oxytoca*, *Klebsiella pneumoniae* e *Enterobacter aerogenes* e *Bordetella spp.* Também foram identificadas outras enterobactérias. *Escherichia coli* foi a bactéria, de importância em saúde pública global, com maior frequência nos anos e períodos amostrados, majoritariamente no período seco, sendo ausente somente na estação chuvosa do terceiro ano, seguido de *Klebsiella pneumoniae* e *Acinetobacter baumannii*. Apesar do potencial zoonótico da maior parte das bactérias Gram-negativas, muitas das cepas fazem parte da microbiota de aves marinhas desempenhando um importante papel na manutenção da saúde do organismo, facilitando a absorção de nutrientes, desintoxicação e interações com o sistema imunológico. Outro fator marcante foi o alto número de aves com cultura com perfil multivirulento e multirresistentes. *Staphylococcus coagulase negativa* e *Corynebacterium spp.* ambas fazem parte da microbiota normal epidérmica e mucosas orais e genitais. Nenhuma das cepas encontradas por *Staphylococcus aureus* apresentou característica de MRSA (*Staphylococcus aureus* Resistente à Meticilina), o que pode caracterizar bactérias de colonizações e/ou saprófitas a espécie dos hospedeiros. Mesmo porque, as mesmas além de não serem MRSA, apresentam multi sensibilidades a vários grupos e gerações de antimicrobianos testados. As aves amostradas neste estudo apresentaram microrganismos com potencial patogênico, no entanto, a ausência de sinal clínico associada à sensibilidade dos patógenos a grande parte dos antibióticos a que foram expostos, sugere a higidez dos indivíduos. Este fato não descarta o potencial de transmissão de zoonoses para hospedeiros humanos e outras espécies de animais, uma vez que muitas cepas bacterianas aqui descritas já foram implicadas em quadros nosocomiais graves.

Figura 58: Número de microrganismos isolados em cultura dos suabes coletados de *Sula leucogaster* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19



A maioria das amostras, das aves, triadas neste trabalho não apresentou isolados bacterianos com os perfis de resistência de interesse pesquisados. Entretanto, tivemos achados de interesse global e isso não significa que esses animais não tenham tido contato e não sejam potenciais disseminadores de bactérias com tais perfis de resistência. Aves migratórias entram em contato com diversos ambientes contrastantes, contendo diferentes gêneros e espécies bacterianas, com uma ampla variedade de perfis de resistência antimicrobiana e podem estar incorporando essas bactérias e/ou seus genes de resistência à sua. Os indivíduos da espécie *S. leucogaster* por exemplo, têm suas colônias reprodutivas no arquipélago de Abrolhos e realizam migrações sazonais ao longo da região costeira do Oceano Atlântico. Foram identificadas bactérias de importância em saúde pública e global (estão na lista de bactérias de prioridade da OMS) nas amostras provenientes de Abrolhos, como *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella oxytoca*, *Klebsiella pneumoniae* e *Enterobacter aerogenes* e *Bordetella* spp. Também foram identificadas outras enterobactérias, sendo *Escherichia coli* a espécie de importância mais frequente em todos os anos e períodos amostrados, com valores altos de frequência especialmente na estação chuvosa seguido de *Klebsiella pneumoniae*, que só não esteve presente no Ano 3 e *Acinetobacter baumannii*. *Staphylococcus aureus*, também de importância, foi a bactéria com altos índices de frequência na estação seca Apesar do potencial zoonótico da maior parte das bactérias Gram-negativas, muitas das cepas fazem parte da microbiota de aves marinhas desempenhando um importante papel na manutenção da saúde do organismo, facilitando a absorção de nutrientes, desintoxicação e interações com o sistema imunológico. Outro fator marcante foi o alto número de aves com cultura com perfil multirresistente e multivirulento. *Staphylococcus coagulase* negativa e *Corynebacterium* spp, ambas fazem parte da microbiota normal epidérmica e mucosas orais e genitais. Nenhuma das cepas encontradas por *Staphylococcus aureus* apresentou característica de MRSA (*Staphylococcus Aureus* Resistente à Meticilina), o que pode caracterizar bactérias de colonizações e/ou saprófitas a espécie dos hospedeiros. Mesmo porque, as mesmas além de não serem MRSA, apresentam multi sensibilidades a vários grupos e gerações de antimicrobianos testados.

As aves amostradas neste estudo apresentaram microrganismos com potencial patogênico, no entanto, a ausência de sinal clínico associada à sensibilidade dos patógenos a grande parte dos antibióticos a que foram expostos, sugere a higidez dos indivíduos. Este fato não descarta o potencial de transmissão de zoonoses para hospedeiros humanos e outras espécies de animais, uma vez que muitas cepas bacterianas aqui descritas já foram implicadas em quadros nosocomiais graves.

Tabela 38: Microrganismo com perfil de resistência aos antibióticos testados de importância em saúde global em *Sula leucogaster* no período chuvoso durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos.

Estação	Ano	Espécie	Anilha / Registro	Microrganismo com perfil de resistência	Antibiograma / resistência	Antibiograma / sensibilidade
Chuvosa	2020	<i>Sula leucogaster</i>	V00167	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Imipenem, amicacina, ampicilina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, marbofloxacin, enrofloxacin, aztreonam, gentamicina, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tobramicina, tetraciclina, cefoxitina, cefovecina Imipenem, amicacina, ampicilina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, marbofloxacin, enrofloxacin, aztreonam, gentamicina, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tobramicina, tetraciclina,	Ciprofloxacina, ceftazidima, levofloxacina
Chuvosa	2020	<i>Sula leucogaster</i>	V00166	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	enrofloxacin, aztreonam, gentamicina, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tobramicina, tetraciclina,	Ciprofloxacina, ceftazidima, levofloxacina

Estação	Ano	Espécie	Anilha / Registro	Microrganismo com perfil de resistência	Antibiograma / resistência	Antibiograma / sensibilidade
					cefoxitina, cefovecina	
Chuvosa	2022	<i>Phaethon aethereus</i>	P14059	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Imipenem, amicacina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, gentamicina, ceftazidima, tobramicina, cefovecina	Ampicilina, ciprofloxacina, marbofloxacina, enrofloxacin, aztreonam, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tetraciclina, cefoxitina, levofloxacina Ampicilina, ciprofloxacina, marbofloxacina, enrofloxacin, piperacilina tazobactam, amoxicilina clavulanato, cefalexina, tetraciclina, cefoxitina, levofloxacona
Chuvosa	2022	<i>Sula leucogaster</i>	U61550	<i>Acinetobacter baumannii</i>	Imipenem, amicacina, meropenem, ceftriaxona, cefepime, aztreonam, tobramicina, gentamicina, ceftazidima, tobramicina, cefovecina	

Referente as amostras da espécie *S. leucogaster*, três amostras de suabe de cloaca, duas coletada na expedição de 2020 estação chuvosa e uma na expedição seca de 2022. apresentaram perfil de resistência de interesse, após crescer em placas de ágar MacConkey suplementado com colistina, com resultado positivo no teste de disco combinado com EDTA.

Tabela 39: Características epidemiológicas, fenotípicas e genotípicas de bactérias resistentes a antibióticos isoladas da microbiota cloacal de *Phaethon aethereus* em novembro de 2018, estação chuvosa, no primeiro ano de monitoramento.

Característica	P16291 <sup>a</sup>	P16400
Espécie	<i>P. aethereus</i>	<i>P. aethereus</i>
Origem da amostra	Swab de cloaca	Swab de cloaca
Local	Arquipélago de Abrolhos - BA	Arquipélago de Abrolhos - BA
Data de coleta	Novembro/2018	Novembro/2018
Espécie bacteriana	<i>Escherichia coli</i>	<i>Klebsiella pneumoniae</i>
Perfil fenotípico de resistência	Resistência às quinolonas (NAL, CIP, ENR, LVX, MRB, MFX, NFX, OFX, PFX) <sup>b</sup>	Resistência à colistina (CIM = 8 µg/mL; NP teste positivo; teste de disco combinado com EDTA positivo)
Genes de resistência	---	<i>oqxA</i> , <i>oqxB</i> , <i>fosA</i> , <i>mdfA</i>
Mutações deletérias	---	PhoQ (L272P)
Elementos genéticos móveis	---	ND <sup>c</sup>
Genes de virulência	---	<i>entB</i>
Sorotipo de <i>E. coli</i>	---	NA <sup>d</sup>
Filogrupo de <i>E. coli</i>	---	NA <sup>d</sup>
ST/CC	---	ST34/CC7

<sup>a</sup> Isolado não sequenciado, por isso não apresenta todos os resultados;

<sup>b</sup> NAL, ácido nalidíxico; CIP, ciprofloxacina; ENR, enrofloxacin; LVX, levofloxacina; MRB, marbofloxacina; MFX, moxifloxacina; NFX, norfloxacina; OFX, ofloxacina; PFX, perfloxacina;

<sup>c</sup> ND, não detectado;

<sup>d</sup> NA, não se aplica; e NT, não tipado.

Quanto as amostras de *P. aethereus* referente ao primeiro ano de monitoramento dois isolados de suabe de cloaca referente a coleta de novembro de 2018, estação chuvosa, em Abrolhos, apresentaram perfil de resistência de interesse – um isolado identificado como *E. coli* (espécime: P16291), que cresceu no meio de cultura ágar MacConkey suplementado com ciprofloxacina, e um isolado identificado como *Klebsiella pneumoniae* (espécime: P16400), que cresceu na placa de MacConkey suplementado com colistina. O isolado do espécime P16291 apresentou resistência a todas as quinolonas testadas - grupos relacionados de antibióticos derivados do ácido nalidíxico - (ácido nalidíxico, ciprofloxacina, enrofloxacin, levofloxacina, marbofloxacina, moxifloxacina, norfloxacina, ofloxacina e perfloxacina). O isolado do espécime P16400 apresentou resultado positivo no NP teste (indicando a degradação da colistina) e no teste de disco combinado com EDTA. Além disso, a concentração inibitória mínima (CIM) da colistina frente a esse isolado foi de 8 µg/mL, confirmando a resistência do mesmo ao antibiótico testado. Como esses resultados foram indicativos de uma possível produção de *mcr*, esse isolado foi submetido ao sequenciamento de genoma completo. Contudo, a presença do gene *mcr* não foi detectada no genoma dessa amostra. Em contrapartida, foram identificadas mutações pontuais nos genes *pmrA* (L162M), *pmrB* (S79G, V87M, A245E e N275K) e *phoQ* (L272P). Destas, somente a mutação em *phoQ* foi predita como deletéria. Adicionalmente, foram detectados genes de resistência a fluoroquinolonas (*oqxA* e *oqxB*), a fosfomicina (*fosA*) e a

macrolídeos, lincosamidas e estreptogramina B (mdfA). A análise pela ferramenta PlasmidFinder não permitiu a detecção de nenhum plasmídeo. A análise de genes de virulência detectou a presença do gene *entB*, relacionado à biosíntese do sideróforo enterobactina. A análise de MLST, por sua vez, identificou a cepa como pertencente ao ST34, do complexo clonal 7.

Tabela 40: Características epidemiológicas, fenotípicas e genotípicas de bactérias resistentes a antibióticos isoladas da microbiota cloacal de *Sula leucogaster* em abril de 2019, estação seca, no primeiro ano de monitoramento.

Característica	U61943 <sup>a</sup>
Espécie da ave	<i>S. leucogaster</i>
Origem da amostra	Swab de cloaca
Local	Arquipélago de Abrolhos - BA
Data de coleta	Abril/2019
Espécie bacteriana	<i>Escherichia coli</i>
Perfil fenotípico de resistência	Resistência à colistina (teste de disco combinado com EDTA positivo)
Genes de resistência	---
Mutações deletérias	---
Elementos genéticos móveis	---
Genes de virulência	---
Sorotipo de <i>E. coli</i>	---
Filogrupo de <i>E. coli</i>	---
ST/CC	---

<sup>a</sup> Isolado não sequenciado, por isso não apresenta todos os resultados.

Referente as amostras da espécie *S. leucogaster*, apenas uma amostra de suabe de cloaca coletada na expedição de abril de 2019 (espécime: U61943), estação seca, apresentou um perfil de resistência de interesse, após crescer em placas de ágar MacConkey suplementado com colistina, com resultado positivo no teste de disco combinado com EDTA. Todas as amostras coletadas durante o segundo, terceiro e quarto ano de monitoramento testadas apresentaram resultados negativos para a presença de bactérias multirresistentes.

Tabela 41: Resultados das análises virais de suabes coletadas em *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Legenda: Neg – Negativo para todas as amostras; NC – material biológico não coletado.

Espécies/Período	Chuvoso	Seco	Vírus testados				
<i>Phaethon aethereus</i>	<b>Suabes</b>	<b>Suabes</b>	Influenza	Herpesvírus	Adenovírus	Circovírus	Avulavírus
Ano 1 (2018/2019)	22	16	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.
Ano 2 (2019/2020)	27	-					
Ano 3 (2020/2021)	27	27	NC	NC	NC	NC	NC
Ano 4 (2021/2022)	21	19	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Sula leucogaster</i>	<b>Suabes</b>	<b>Suabes</b>					
Ano 1 (2018/2019)	-	20	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.



Espécies/Período	Chuvoso	Seco	Vírus testados				
Ano 2 (2019/2020)	21	-					
Ano 3 (2020/2021)	16	20	NC	NC	NC	NC	NC
Ano 4 (2021/2022)	11	21	NC	NC	NC	NC	NC

As amostras de suabe de orofaringe e cloaca coletadas, das espécies *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster*, apresentaram resultados negativos quanto aos vírus testados (Influenza, Newcastle, Herpesvírus, Adenovírus, Circovírus e Avulavírus). O fato de não terem sido isolados fragmentos do genoma viral, não exclui a possibilidade de circulação de diferentes vírus entre os animais.

Tabela 42: Resultados da análise parasitária de sangue coletadas em *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no período chuvoso e seco durante os 4 anos de monitoramento no arquipélago de Abrolhos. No Ano 2, na estação seca, as amostras não foram coletadas devido à pandemia de COVID-19. Legenda: Neg – Negativo para todas as amostras testadas.

Espécies/Período	Chuvoso	Seco	Parasita Testado
<i>Phaethon aethereus</i>	<b>Sangue</b>	<b>Sangue</b>	<i>Borrelia</i> spp.
Ano 1 (2018/2019)	22	16	Neg.
Ano 2 (2019/2020)	27	-	Neg
Ano 3 (2020/2021)	20	30	Neg.
Ano 4 (2021/2022)	21	19	Neg.
<i>Sula leucogaster</i>	<b>Sangue</b>	<b>Sangue</b>	
Ano 1 (2018/2019)	-	33	Neg.
Ano 2 (2019/2020)	21	-	Neg.
Ano 3 (2020/2021)	16	20	Neg.
Ano 4 (2021/2022)	11	21	Neg.

Todas as amostras de sangue de todas as aves testadas apresentaram resultados negativos para *Borrelia* spp. Os achados negativos para *Borrellia* através do sangue não exclui a circulação do patógeno em questão nas aves, já que, autores discutem a dificuldade de se encontrar o parasita no sangue, sendo mais comum ser encontrado diretamente no vetor, no caso, o carrapato.

#### 4 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

A análise da distribuição espacial das aves marinhas de Abrolhos durante o período não reprodutivo não foi possível de ser realizada, pois as aves equipadas não foram encontradas na colônia nos anos seguintes à fixação do equipamento. Os equipamentos utilizados são geolocalizadores, e a equipe possui ampla experiência com a tecnologia e com a fixação nas aves. No entanto, a técnica exige que as aves sejam altamente filopátricas, possibilitando a recaptura nos anos seguintes para recuperação dos equipamentos, o que não foi possível.

As atividades de campo para contagens de aves na praia e no mar foram interrompidas de março a dezembro de 2020, devido às restrições impostas pela pandemia de Covid-19 no Brasil. Em março de 2021, ainda sob restrições de contato e recomendações de isolamento social, a pesquisadora

responsável pela contagem de aves na praia teve sintomas de Covid-19, no dia anterior à realização da amostragem planejada e, por isso, não foi possível a substituição imediata ou recuperação em tempo para a execução da amostragem do mês. No entanto, a ausência dos dados de contagens no referido mês não interferiram na análise de dados e na geração de informação para o período. Em dezembro de 2021, dando continuidade ao monitoramento da assembleia de aves aquáticas nas praias e estuários, iniciou-se a contagem mensal no dia 12 no setor Pontal do Ipiranga. Foi realizado o deslocamento até Povoação para a realização da contagem no dia 13, porém fomos informados pela equipe do TAMAR de que o quadriciclo utilizado nessa atividade estava com problemas mecânicos. No dia 15 foram realizadas as contagens nos setores Regência e Piraquê-açu. Entramos em contato com a equipe do TAMAR e como o problema no quadriciclo ainda não havia sido resolvido, o veículo utilizado para o deslocamento durante as atividades de monitoramento foi devolvido ao PMBA/Fest no dia 17. Mantivemos o contato com a equipe do TAMAR, mas como o problema do quadriciclo não foi solucionado até o dia 31, não foi possível realizar a contagem em dezembro no setor Povoação. Em janeiro a região ao norte da foz do Rio Doce recebeu chuvas intensas e o acesso a Povoação foi interrompido pois a estrada estava inundada, o que impediu a realização da contagem de aves nesse trecho. Também em razão do grande volume de chuva não foi possível percorrer o trecho completo do setor Pontal do Ipiranga, pois foram abertos canais entre algumas lagoas e o mar, impedindo a passagem do quadriciclo. De fevereiro a abril, da mesma forma, a região ao norte da foz do Rio Doce recebeu chuvas intensas e não foi possível percorrer os trechos completos dos setores Povoação e Pontal do Ipiranga, pois foram abertos canais entre algumas lagoas e o mar impedindo a passagem do quadriciclo. Devido ao cenário de instabilidade do encerramento das atividades do PMBA/Fest, nos meses de outubro de 2021 e julho de 2022, por determinação da Fundação Renova, não houve atividades de campo para o tema, conforme consta nos Relatórios mensais de Prestação de Conta número 40 e 49, respectivamente. Destaca-se, entretanto, que a não realização destas atividades não implicou em qualquer prejuízo para a análise de dados, geração e interpretação dos resultados.

Até o presente momento, foram incluídas apenas amostras de sangue na análise de isótopos estáveis, considerando o enfoque no monitoramento do uso de recursos alimentares e uso do espaço em período reprodutivo. Durante análise dos modelos de mistura com enfoque nos anos de monitoramento após o rompimento da barragem, foi observada dificuldade nas adequações estatísticas do modelo para o número de agrupamentos (antes/chuvoso, antes/seco, Ano 1 chuvoso, etc.), dessa forma optou-se por manter essa análise apenas entre os períodos chuvoso e seco pré e pós rompimento.

Em virtude da pandemia e fechamento do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos interrompemos nossas coletas de dados referente à demografia e reprodução de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos no início de 2020 até final de 2021, comprometendo a sequência da amostragem e a análise temporal destes dados. As variações interanuais das taxas reprodutivas de *Sterna hirundinacea* não puderam ser analisadas visto que o monitoramento reprodutivo da espécie nas ilhas do Espírito Santo não pode ser realizado sequencialmente desde o ovo ao abandono do filhote no ninho. Em 2019 a primeira expedição prevista para início de junho, época do pico de postura da espécie na região, não foi realizada devido à impossibilidade de autorização e

acesso às ilhas onde a espécie se reproduz em virtude de proibição legal de desembarque nas ilhas durante o período reprodutivo da mesma. No mês seguinte, com apoio da Secretaria Estadual de Meio ambiente, foi possível realizar uma das expedições previstas, mas a colônia já estava no final do ciclo reprodutivo. Em 2021 não houve atividade reprodutiva da espécie nas ilhas monitoradas e, em 2022, houve antecipação da temporada para final de junho, coincidindo com o período em que, por determinação da Fundação Renova, não houve atividades de campo do PMBA/Fest. Esta situação está evidenciada no Relatório mensal de Prestação de Contas, de julho de 2022, número 49.

## 5 REFERÊNCIAS

ALVES, V. S., *et al.* Aves marinhas de Abrolhos - Bahia, Brasil. In: BRANCO, J.O. (ed.). **Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: Univali. p. 213–232. 2004.

BIBBY, C.; JONES, M.; MARSDEN, S. **Expedition field techniques: bird surveys**. London: Royal Geographical Society, 1992.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Iowa: HMC Company, p. 194. 1998.

BROWN, S. C.; BIZARRO, J. J.; CAILLIET, G. M., & EBERT, D. A. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, n. 1, p. 3–20. 2011.

DOMINGUEZ, J. M. L. The coastal zone of Brazil: an overview. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 16–20, 2006.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. E. L. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources**, v. 10, n. 3, p. 564–567, 2010.

GOUDET, J. FSTAT (Version 1.2): a computer program to calculate F-Statistics. **Journal of Heredity**, v. 86, n. 6, p. 485–486, 1995.

JONES, B. et al. Widespread gene flow between oceans in a pelagic seabird species complex. **Molecular Ecology**, v. 26, n. 20, 5716–5728, 2017.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. Menlo Park: Addison-Welsey Educational, p. 620, 1999.

MANCINI, P. L.; SERAFINI, P. P.; BUGONI, L. Breeding seabird populations in Brazilian oceanic islands: historical review, update and a call for census standardization. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 24, n. 2, p. 94–115, 2016.

MOLECULAR ECOLOGY RESOURCES PRIMER DEVELOPMENT CONSORTIUM. Permanent genetic resources added to molecular ecology resources database 1 October 2010–30 November 2010. **Molecular Ecology Resources**, v. 11, p. 418–421, 2011.

NASCIMENTO, I. L. S.; AZEVEDO-JÚNIOR, S.M. Dieta das aves marinhas no Parque Nacional dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ornithologia**, v. 1, n. 1, p. 75–92. 2005.

NUNES, G.T., *et al.* Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 807. 2022.

PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenAIEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research: an update. **Bioinformatics**, v. 28, n. 19, p. 2537–2539, 2012.

PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenAIEx 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. **Molecular Ecology Notes**, v. 6, n. 1, p. 288–295, 2006.

PINKAS, L., OLIPHANT M. S., IVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin, tuna, and bonito in Californian waters. **Fisheries Bulletin**, v. 152, p. 1–105, 1971.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria, 2020.

STROMDAHL, E. Y. *et al.* DNA evidence of *Borrelia lonestari* in *Amblyomma americanum* (Acari: Ixodidae) removed from humans. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 41, p. 5557–5562, 2003.

TAYLOR, S. A. *et al.* Isolation and characterization of ten microsatellite loci in blue-footed (*Sula nebouxii*) and Peruvian boobies (*Sula variegata*). **Journal of Ornithology**, v. 151, n. 2, p. 525–528, 2010.

WOOD, A. G.; NAEF-DAENZER, B.; PRINCE, P. A.; CROXALL, J. P. Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. **Journal of Avian Biology**, v. 31, n. 3, p. 278–286, 2000.