

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

REGIANE DA SILVA RODRIGUES

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE ENCALHES DE AVES MARINHAS NO
LITORAL SUL E SUDESTE BRASILEIRO

SÃO CARLOS – SP

2023

Regiane da Silva Rodrigues

Análise espaço-temporal de encalhes de aves marinhas no litoral sul e sudeste brasileiro

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN), da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção de título de Doutora em Ciências

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco

São Carlos – SP

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Regiane da Silva Rodrigues, realizada em 14/12/2023.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco (UFSCar)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura (UFSCar)

Prof. Dr. André Silva Barreto (UNIVALI)

Prof. Dr. Edison Barbieri (IP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico este trabalho aos meus pais Regina Célia da Silva Rodrigues e Moacyr Carvalho Rodrigues (in memoriam), por todo apoio que me deram não apenas no doutorado, mas durante toda a minha vida acadêmica, para que este sonho se tornasse realidade.

AGRADECIMENTOS

O fim do doutorado para mim marca muito mais que o fim do ciclo da formação acadêmica, mas também me faz refletir sobre tudo que passei para chegar até aqui. Das dificuldades que tive que enfrentar para além de todos os desafios que o doutorado por si só apresenta. E por isso, nesta seção agradeço não apenas as pessoas e órgãos que permitiram a produção da tese, mas também as pessoas que tive como apoio nesse momento.

Primeiramente, esta não é a realização de um sonho só meu, é de um sonho que se tornou também o dos meus pais e que estou realizando graças a eles. Então, não haveria outra forma de iniciar os meus agradecimentos que não a eles.

Agradeço ao meu pai, Moacyr Carvalho Rodrigues, que mesmo sem estudo, me ensinou desde criança a amar as aves em geral e a prestar atenção na curiosa beleza do mundo, uma característica que hoje vejo como extremamente necessária para ser um bom cientista. Ter visto você ir aos poucos desde o último ano tornou este período mais pesado do que jamais pude imaginar. É muito difícil saber que você não estará fisicamente aqui comigo na defesa, como estive nas demais vezes que enfrentei uma banca. Mas segui por você e continuarei sempre honrando você e seus ensinamentos daqui por diante.

Agradeço a minha mãe, Regina Célia da Silva Rodrigues, que desde a minha infância me ensinou que o estudo é capaz de mudar vidas e acreditou em todos os meus sonhos acadêmicos, por mais distantes e impossíveis que pareciam para época. Seu apoio, força e amor incondicional a cada vitória e derrota que enfrentei nessa longa caminhada foram imprescindíveis para que eu jamais desistisse.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr.². Joaquim Olinto Branco, quem desde o primeiro e-mail acreditou no meu potencial. Obrigada por ter me permitido trabalhar com as aves marinhas, estes animais que sempre me fascinaram. Obrigada pelas valiosas discussões e aprendizados que tive com você. Agradeço principalmente pelo apoio incondicional que tive tanto nas decisões acadêmicas quanto na vida pessoal.

Agradeço a Profa. Dra. Vivian de Mello Cionek por toda ajuda nas análises estatísticas do banco de dados que compôs esta tese. Nós sabemos as dificuldades que enfrentamos para finalizarmos as análises corretamente destes dados e gerar estes resultados. Aprendi muito com você e esta tese jamais seria possível sem sua ajuda. Para além da tese, agradeço também todo o apoio durante essa jornada.

Agradeço ao Prof. Dr. André Silva Barreto, pelas valiosas discussões que conduziram excelentes perguntas que moldaram esta tese. Também agradeço por ter cedido os dados

ambientais do Projeto de Monitoramento de Praias que foram essenciais para as análises aqui desenvolvidas.

Agradeço a Prof.^a Dra. Érika Martins Braga que foi muito atenciosa desde a primeira reunião e me ensinou muito mais do que parasitologia e malária aviária, mas também auxiliou a moldar a profissional que estou me tornando. Agradeço principalmente pelo apoio incondicional e por não ter me permitido desistir quando tudo estava pesado demais. Jamais esquecerei.

Agradeço a todos os integrantes do Laboratório de Zoologia da UNIVALI e do antigo Laboratório de Malária da UFMG, o qual me acolheram e auxiliaram a expandir meus conhecimentos sobre biologia em geral. E a todos os momentos de desconcentração e cerveja que compartilhamos que são necessários para vida de qualquer pós-graduando.

Agradeço ao ornitólogo e amigo Guilherme Melo pela ajuda na carreira de bióloga, pelas discussões dos meus resultados que me auxiliaram na construção da tese e por me ensinar tanto sobre esses animais fantásticos que são aves.

Agradeço ao Waita – Instituto de Pesquisa e Conservação e toda a equipe, desde gestoras, coordenadores e equipe de campo, com especial menção à Nathalia Naira Alves, que me apoiaram profissional e pessoalmente durante todo este difícil ano. Obrigada por acreditarem no meu potencial, por me permitir aprender todo dia um pouco mais com vocês e pelos momentos de desconcentração tão necessários.

Agradeço ao meu irmão, Rafael da Silva Rodrigues, e toda a minha família, que sempre foram unidos e dividiram comigo não apenas este sonho, mas todas as dificuldades que enfrentamos juntos, principalmente neste ano.

Diversos amigos e pessoas atravessaram meu caminho neste período e tenho boas memórias, mas seis amigos foram essenciais quando mais precisei. E mesmo que não tenham contribuições diretas com a tese, foram necessários para que eu chegasse até aqui, Henrique Rogê, Juliana Quirino, Ana Luisa Mazoti, Rafael Yukio Miwa, Thais Marques e Vitor Leandro, obrigada de coração por estarem comigo.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelos recursos financeiros necessários na produção desta pesquisa.

Por fim, agradeço a Deus e demais divindades, que muito mais que uma única religião, acredito que façam parte da natureza oculta desse mundo e que senti diversas vezes que estavam ao meu lado me dando forças.

*"Permita que eu fale
Não as minhas cicatrizes
Se isso é sobre vivência
Me resumir a sobrevivência
É roubar o pouco de bom
que vivi
...
Tenho sangrado demais
Tenho chorado pra cachorro
Ano passado eu morri
Mas esse ano eu não morro"*

AmarElo - Emicida

RESUMO

O grupo das aves marinhas é composto por diferentes espécies com adaptações fisiológicas exclusivas que as permitem forragear e migrar longas distâncias no oceano. Estas características as tornam um importante elo entre os ambientes marinhos e terrestres, desempenhando serviços essenciais para o equilíbrio ecossistêmico. Entretanto, as expõem a uma ampla gama de ameaças naturais e antrópicas que impactam suas populações e podem resultar em encalhes de espécimes moribundas ou mortas em praias ao redor do mundo. Os processos por de trás destes eventos são pouco compreendidos, portanto, este trabalho teve como objetivo analisar os encalhes de aves marinhas no litoral sul e sudeste do Brasil. Buscou-se compreender possíveis padrões espaciais e temporais dos encalhes, bem como as influências de variáveis ambientais e antropogênicas, durante os anos de 2016 e 2019. Os resultados apontaram padrão espacial bem definido, com maior abundância, riqueza e diversidade de encalhes nas mesorregiões sul e diminuição para as mesorregiões ao norte da costa brasileira. Os padrões temporais variaram principalmente por *status* migratório. Os índices ecológicos das espécies residentes apresentaram maior encalhe durante os meses da primavera e foram positivamente relacionadas com a intensidade do vento, que refletiu principalmente o período reprodutivo e saída de ninhego destas espécies. As espécies migrantes do hemisfério norte também tiveram pico de encalhamento durante os meses da primavera estando relacionado com o aumento na altura das ondas e intensidade dos ventos. Foram observados seis grandes eventos em massa de encalhes na primavera de 2016 principalmente por bobos-pequenos *Puffinus puffinus*. A primavera austral para estas espécies reflete o período de migração transequatorial que realizam para alcançar a Plataforma da Patagônia durante a inverno boreal. Já aves provenientes do hemisfério sul o encalhe ocorreu principalmente nos meses de inverno quando estas espécies migram no período não-reprodutivo para a costa brasileira. A abundância, riqueza e diversidade sendo maior com aumento da intensidade dos ventos e diminuindo com o aumento da temperatura superficial do mar. Dentre as espécies do sul, o pinguim-de-Magalhães *Spheniscus magellanicus* apresentou a maior abundância, também ocorrendo nos meses de inverno, com fêmeas e jovens sendo os principais na estrutura populacional dos encalhes. O encalhamento desta espécie diminui com o aumento da temperatura e aumenta com a maior intensidade do vento. Entretanto, ao retirar os cinco

eventos extremos de encalhes que ocorreram principalmente em 2018 que parecem ser relacionadas com as etapas de ENSO, a intensidade do vento perde significância, exemplificando que esta variável tem grande importância para a deriva dos corpos no mar alcançar as praias. Esta tese traz relevantes informações sobre as dinâmicas da comunidade de aves marinhas na costa brasileira, sendo a primeira a avaliar um percurso tão extenso de praias no Brasil e os encalhes nas mesorregiões que a compõe. Além de demonstrar que o litoral sul, principalmente no estado de Santa Catarina, merece atenção para implementação de ações conservacionistas direcionadas para diferentes espécies de aves marinhas.

Palavras-chave: aves marinhas; encalhes; movimentos migratórios; variáveis ambientais; pinguim-de-Magalhães

ABSTRACT

The group of seabirds is composed of different species with unique physiological adaptations that allow them to forage and migrate long distances in the ocean. These characteristics make them a crucial link between marine and terrestrial environments, providing essential services for ecosystem balance. However, they are exposed to a wide range of natural and anthropogenic threats that impact their populations, potentially resulting in the stranding of moribund or dead specimens on beaches worldwide. The processes behind these events are poorly understood, so this study aimed to analyze the strandings of seabirds on the south and southeast coasts of Brazil. The goal was to understand possible spatial and temporal patterns of strandings, as well as the influences of environmental and anthropogenic variables, during the years 2016 and 2019. The results revealed a well-defined spatial pattern, with higher abundance, richness, and diversity of strandings in the southern mesoregions and a decrease in the northern mesoregions along the Brazilian coast. Temporal patterns varied mainly by migratory status. Ecological indices of resident species showed higher strandings during the spring months and were positively related to wind intensity, reflecting primarily the reproductive period and fledgling departure of these species. Migratory species from the northern hemisphere also experienced peak strandings during the spring months, related to increased wave height and wind intensity. Six major mass stranding events were observed in the spring of 2016, mainly involving Manx shearwaters *Puffinus puffinus*. For these species, the southern hemisphere spring reflects the trans-equatorial migration period they undertake to reach the Patagonian Shelf during the northern hemisphere winter. Strandings of birds from the southern hemisphere mainly occurred in the winter months when these species migrate to the Brazilian coast during the non-breeding period. Abundance, richness, and diversity were higher with increased wind intensity and decreased sea surface temperature. Among southern species, the Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* exhibited the highest abundance, also occurring in winter months, with females and young individuals being predominant in the stranding population structure. The stranding of this species decreased with increasing temperature and increased with higher wind intensity. However, when removing the five extreme stranding events, particularly in 2018, which seem to be related to ENSO stages, wind intensity loses significance. This exemplifies the importance of this variable in the drift of bodies at sea reaching the beaches. This thesis provides valuable information about the dynamics of the seabird community on the Brazilian coast, being

the first to evaluate such an extensive stretch of beaches in Brazil and the strandings in the mesoregions that compose it. Additionally, it demonstrates that the southern coast, particularly in the state of Santa Catarina, deserves attention for the implementation of conservation actions directed towards different species of seabirds.

Keywords: seabirds; strandings; migratory movements; environmental variables; Magellanic penguin.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

| | |
|---|----|
| Figure 1. Location of the study area emphasizing the mesoregions and monitored area by the Santos Basin Beach Monitoring Program (PMP-BS)..... | 32 |
| Figure 2. Seabird stranding abundance patterns along the spatial and temporal gradients. Abundance corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species. Meso 1 = , Meso | 38 |
| Figure 3. Seabird stranding abundance patterns along the spatial and temporal gradients without extreme stranding events occurring in 2016. Abundance corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) northern seabird species. Meso 1 = , Meso = 2, .. | 38 |
| Figure 4. Scatter diagrams values between all seabird stranding abundance and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$)..... | 39 |
| Figure 5. Scatter diagrams values between resident, southern and northern seabirds stranding abundance and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$). | 40 |
| Figure 6. Stranding species richness patterns along the spatial and temporal gradients. Species richness corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species. | 41 |
| Figure 7. Scatter diagrams values between all seabird stranding richness and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$)..... | 42 |
| Figure 8. Scatter diagrams values between resident, southern and northern seabird stranding richness and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$). | 43 |
| Figure 9. Stranding species diversity patterns along the spatial and temporal gradients. Species richness corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species. | 44 |
| Figure 10. Scatter diagrams values between all seabird stranding diversity and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$)..... | 45 |
| Figure 11. Scatter diagrams values between southern and northern seabird stranding diversity and environmental variables were significant value of the test ($p<0.05$)..... | 45 |
| Supplementary Figure 1. The 25 seabird that contributed with more than 10 individuals to the role data set and were used for all analyses. | 58 |
| Supplementary Figure 2. Pearson correlation matrix with all environmental and anthropogenic variables..... | 67 |
| Supplementary Figure 3. Scatter diagram value between northern seabird stranding diversity sea surface temperature showing no slope in the correlation line. | 70 |

CAPÍTULO 2

| | |
|---|----|
| Figura 1. Localização da área de estudo com a área monitorada pelo Programa de Monitoramento de Praias Bacia de Santos (PMP-BS) e as mesorregiões. Enfatizando a área de distribuição do pinguim-de-Magalhães durante o período reprodutivo (vermelho) e o período não-reprodutivo (vermelho)..... | 74 |
|---|----|

| | |
|---|----|
| Figura 2. Abundância de encalhes de pinguins-de-Magalhães (<i>S. magellanicus</i>) ao longo dos anos e mesorregiões. Abundância corrigida pelo esforço amostral em km. (* eventos extremos de encalhes) a) Todos os eventos de encalhes. b) Com remoção dos outliers. Mesorregião 1=; Mesorregião 2=; Ano 2016=; Ano 2017=; Ano 2018=; Ano 2019=..... | 77 |
| Figura 3. Splines de suavização para abundância corrigida de encalhes por quilômetro em resposta aos preditores significativos, a) temperatura da superfície do mar e b) intensidade do vento. A linha contínua preta refere-se a spline de suavização, a área sombreada indica a faixa de confiança de 95% e os círculos indicam os resíduos parciais que foram obtidas ao ajustar a variável resposta como função das variáveis ambientais preditoras usando GAM | 79 |
| Figura 4. Histogramas evidenciando as diferenças entre as características biológicas entre a) sexo; e b) idade..... | 80 |
| Figura S 1. Painel de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais preditoras. São consideradas correlacionadas aquelas com valores acima de 0.8..... | 90 |
| Figura S 2. Abundância de encalhes de pinguins-de-Magalhães (<i>S. magellanicus</i>) ao longo dos anos. (* eventos extremos de encalhes) a) Todos os eventos de encalhes. b) Com remoção dos outliers. Ano 2016=; Ano 2017=; Ano 2018=; Ano 2019= | 90 |

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

| | |
|---|----|
| Table 1. Description of the mesoregions containing the number used here, state of which they are part and the name according to IBGE (2018) | 32 |
| Table 2. Description of stranding species according to the behavior and number of individuals from 2016-2019. * Near threatened, ** Vulnerable, ***Endangered (IUCN) | 36 |
| Supplementary Table 1. The total bird species that stranded in the study area between 2016 and 2019 years. | 53 |
| Supplementary Table 2. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1 in autumn) | 59 |
| Supplementary Table 3. Results of generalized least squares (GLS) regression model of resident seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1*autumn) | 60 |
| Supplementary Table 4. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)..... | 60 |
| Supplementary Table 5. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn) | 61 |
| Supplementary Table 6. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn) | 62 |
| Supplementary Table 7. Results of generalized least squares (GLS) regression model of resident seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1*autumn) | 62 |
| Supplementary Table 8. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)..... | 63 |
| Supplementary Table 9. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)..... | 63 |
| Supplementary Table 10. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. | |

| | |
|---|----|
| All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn) | 64 |
| Supplementary Table 11. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn) | 65 |
| Supplementary Table 12. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)..... | 65 |
| Supplementary Table 13. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)..... | 66 |
| Supplementary Table 14. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between all data of seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors. | 67 |
| Supplementary Table 15. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between resident seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors. | 68 |
| Supplementary Table 16. Results of generalized least squares (GLS) regression model with de lowest AIC for resident seabird species stranding diversity and environmental predictors. | 68 |
| Supplementary Table 17. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between southern seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors. | 69 |
| Supplementary Table 18. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between northern seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors. | 69 |

CAPÍTULO 2

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Descrição das mesorregiões contendo o número aqui usado, estado a qual pertencem e o nome de acordo ao IBGE (2018) | 74 |
| Tabela 2. Resultados do modelo de regressão de mínimos quadrados generalizados (GLS) da abundância espacial e temporal de encalhes de <i>S. magellanicus</i> ao longo da costa brasileira. (* variáveis significativas; Nível de referência: mesorregião 1 e ano 2016)..... | 77 |
| Tabela 3. Resumo estatísticos para o ajuste com o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) | 79 |
| Tabela 4. Resultados do Modelo Generalizado Linear (GLM) dos atributos biológicos da abundância de encalhes <i>S. magellanicus</i> ao longo da costa brasileira. (* variáveis significativas; Nível de referência: Idade Adulto e Sexo Fêmea) | 80 |
| Tabela S 1. Resultados do modelo de regressão de mínimos quadrados generalizados (GLS) da abundância espacial e temporal de encalhes de <i>S. magellanicus</i> ao longo da costa brasileira sem os cinco eventos extremos de encalhes. (* variáveis significativas; Nível de referência: mesorregião 1 e ano 2016)..... | 90 |

| | |
|---|----|
| Tabela S 2. Resumo estatísticos para o ajuste com o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para abundância de encalhes sem os cinco eventos extremos de encalhes. (* variáveis significativas)..... | 91 |
|---|----|

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. ESTRUTURAÇÃO DA TESE | 17 |
| 2. INTRODUÇÃO GERAL | 18 |
| 2.1. <i>Aves marinhas: Ecologia geral e pressões antrópicas</i> | 18 |
| 2.2. <i>O estudo de encalhes de tetrápodes marinhos</i> | 21 |
| REFERÊNCIAS | 22 |
| CAPÍTULO 1: Seabird strandings on the Brazilian coast: what influences spatial and temporal patterns? | 29 |
| Abstract | 29 |
| Introduction | 30 |
| 2. Materials and methods | 31 |
| 2.1 <i>Study area</i> | 31 |
| 2.2 <i>Sampling</i> | 32 |
| 2.3 <i>Data analysis</i> | 34 |
| 3. Results | 35 |
| 3.1 <i>Abundance of stranding seabirds</i> | 36 |
| 3.2 <i>Seabird stranding richness</i> | 40 |
| 3.3 <i>Stranding diversity – Hills Number (Shannon exp (H'))</i> | 43 |
| Discussion | 46 |
| References | 49 |
| Supplementary Material | 53 |
| CAPÍTULO 2: Encalhe de pinguim-de-Magalhães (<i>Spheniscus magellanicus</i>, Foster 1871) na costa sul e sudeste do Brasil: influências ambientais e a estrutura populacional nas áreas de inverno | 71 |
| Resumo | 71 |
| Introdução | 71 |
| Materiais e métodos | 73 |
| • <i>Área de estudo</i> | 73 |
| • <i>Amostragem</i> | 74 |
| • <i>Análise de dados</i> | 75 |
| Resultados | 76 |
| Discussão | 80 |
| Conclusão | 84 |
| Referências | 85 |
| Material Suplementar | 89 |
| 3. CONCLUSÕES GERAIS | 91 |

1. ESTRUTURAÇÃO DA TESE

A difícil jornada que foi analisar a imensidão dos dados disponíveis pelo Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS), começou desde a minuciosa filtragem dos dados dos encalhes de aves e definição das metodologias que aqui seriam aplicadas. Apesar do PMP-BS ter tido seu início em 2015, optou-se por utilizar apenas os dados de 2016 em diante, quando toda a metodologia de coleta já estava consolidada em toda área amostrada. Também foi optado por descartar o estado do Rio de Janeiro, que iniciou as amostragens apenas em setembro de 2016. Optou-se também por seguir a metodologia empregada no PMP-BS, em que a extensão foi dividida em oito mesorregiões. Apesar de ser uma divisão geopolítica empregada pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), análises *a priori* dentro do projeto apontaram que as características fisiografias das praias, como curvatura, ângulo de exposição, tipo de substrato e Índice de Sensibilidade do Litoral, são peculiares o suficiente para distinguir as mesorregiões entre si.

Dentre as 36953 ocorrências de aves encalhadas vivas e mortas de 2016 a 2019 pertencentes a 74 espécies, nesta tese foram utilizados e analisados 30192 registros. Estes foram resultantes da filtragem das espécies de aves marinhas registradas pela metodologia de coleta diária nas oito mesorregiões mencionadas. Além disso, também obtivemos a média mensal de sete variáveis ambientais e antropogênicas, que buscamos entender como influenciariam os possíveis padrões espaço-temporais destes encalhes.

Para a compreensão das perguntas e hipóteses aqui levantadas, esta tese foi então estruturada em uma introdução geral, onde abordou-se I) as características gerais das aves marinhas, e II) como os estudos de encalhes de tetrápodes marinhos devem ser realizados a fim de que proporcionem resultados robustos e reflitam possíveis processos ecológicos das populações das espécies registradas. Seguido de dois capítulos escritos em formato de artigos científicos. O Capítulo 1, foram avaliados os padrões espaço-temporais de abundância, riqueza e diversidade de encalhes de aves marinhas, agrupadas pelo status de movimento em residentes ou migrantes provenientes dos hemisférios Sul ou Norte. Este capítulo foi submetido para publicação em revista internacional. O Capítulo 2, foi avaliado o padrão de encalhe do pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*). Optou-se por esta separação, visto que essa espécie se distingue das demais avaliadas no primeiro capítulo pelo modo de vida e elevada abundância, que representou 61,1% do banco de dados. Este valor poderia inflacionar os resultados de abundância das espécies oriundas do hemisfério Sul e levar a conclusões

erradas para este *status* migratório. Por fim, foram geradas conclusões e considerações finais provenientes deste estudo.

2. INTRODUÇÃO GERAL

2.1. *Aves marinhas: Ecologia geral e pressões antrópicas*

Apesar de não haver uma definição precisa para aves marinhas, estas são normalmente definidas como espécies que passam maior parte da sua vida no oceano (Diamond e Devlin, 2003) e alimentam-se desde ambientes próximos da costa até o mar aberto (Schreiber e Burger 2001). São representadas por, aproximadamente, 328 espécies, distribuídas amplamente ao redor do mundo e divididas em quatro ordens: Sphenisciformes, Procellariiformes, Pelecaniformes e Charadriiformes (Hamer *et al.*, 2001).

Apresentam uma variedade de adaptações fisiológicas e sensoriais em resposta às pressões seletivas impostas pelo seu estilo de vida pelágico e colonial (Friesen *et al.*, 2016). São organizadas, segundo Hamer *et al.* (2001), em três principais categorias de utilização do habitat: (i) espécies que se alimentam no ambiente pelágico e nidificam, principalmente em ilhas oceânicas, como petréis, albatrozes e fragatas; (ii) espécies que nidificam e forrageiam próximas à costa, como alguns pelicanos e gaivotas; e (iii) espécies que nidificam e forrageiam em habitats interiores, e chegam às costas durante a estação não reprodutiva, como as skuas. Estas espécies desempenham papéis fundamentais tanto nos ecossistemas terrestres quanto marinhos, sendo um elo importante entre estes.

Nos ecossistemas terrestres que sofrem alta influência do ambiente marinho circundante (costas continentais e ilhas oceânicas), as trocas de matéria e fluxo de energia entre estes ambientes podem ocorrer tanto por agentes físicos (vento e água) quanto biológicos, sendo as aves marinhas um dos principais vetores (Qin *et al.*, 2014). Ao forragearem no mar e reproduzirem, excretarem e descansarem na terra, as aves trazem diferentes quantidades de nutrientes e compostos bióticos marinhos ao ambiente terrestre, alterando principalmente a disponibilidade e o tipo de recurso no solo (Vidal *et al.*, 2003; Ellis, 2005; Qin *et al.*, 2014; Zwolicki *et al.*, 2015). Por exemplo, podem aumentar a disponibilidade de nitrogênio para os solos à medida que os insumos provenientes do guano aumentam com o aumento de suas atividades, afetando não somente a composição química geral dos solos, mas também a riqueza, composição e

produtividade das espécies de plantas em geral (Wait *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2018). Já nos ambientes marinhos, elas influenciam intensamente as cadeias alimentares aquáticas, pois alimentam-se de diversos níveis tróficos (Thompson e Hamer, 2000) e frequentemente são consideradas predadoras de topo (Einoder, 2009; Grémillet e Boulinier, 2009; Cury *et al.*, 2011). Muitos estudos sugerem que suas populações são reguladas principalmente por processos *bottom-up*, onde as taxas de sobrevivência dependem da disponibilidade de presas (Horswill *et al.*, 2014; Perkins *et al.*, 2018). Entretanto, recentes estudos têm relacionado as regulações populacionais também por processos *top-down*, como no estudo de Horswill *et al.* (2014), Collar *et al.*, (2017) e Perkins *et al.*, (2018). Estes estudos mostram que o aumento de predadores e cleptoparasitismo por outras espécies de aves combinados com a baixa disponibilidade de presas, podem intensificar o declínio populacional em sítios reprodutivos de diferentes espécies de aves marinhas.

Devido a surpreendente capacidade que as aves marinhas tiveram ao se adaptar à essencialmente todos os ambientes da Terra, aliada a flexibilidade de trocarem o ambiente terrestre e marinho, em muitos casos diariamente (Schreiber e Burger 2001), elas experenciam uma gama variável de padrões climáticos e modificações nos padrões das comunidades de presas, além de estarem expostas à alta diversidade de poluentes antrópicos, como ingestão de plásticos, metais pesados e derivados de petróleo (Schreiber, 2001; Votier *et al.*, 2005; Azami *et al.*, 2011; Wilcox *et al.*, 2015; Amélineau *et al.*, 2016; Hammer *et al.*, 2016; Jenouvrier *et al.*, 2018). Além disto, com seus traços únicos na história de vida, como uma longevidade relativamente longa (20 a 60 anos), baixa fecundidade e maturidade sexual tardia (acima de 10 anos de idade), hábitos coloniais para nidificação, baixa mortalidade dos adultos e grandes distâncias percorridas durante o forrageio (Schreiber e Burger 2001; Parsons *et al.*, 2008; Votier *et al.*, 2013), elas são representantes ideais para avaliar o impacto de agentes estressores nos ambientes aquáticos, seja temporal e/ou espacialmente (Mallory *et al.*, 2010). Dependendo das mudanças observadas nos parâmetros avaliados das aves, é possível inferir a magnitude da alteração que o ambiente marinho sofreu. Por exemplo, flutuações na quantidade de indivíduos numa população, podem indicar mudanças em grande escala dos ambientes marinhos, enquanto alterações na condição corporal dos indivíduos, pode indicar pequenas mudanças ambientais (Cunningham, 2017).

Atualmente, uma das grandes pressões humanas ao ambiente marinho capaz de alterar a disponibilidade de alimento e trazer profundas mudanças às cadeias tróficas e

dinâmicas de predador-presa é a pesca (Perkins *et al.*, 2018). Todas as espécies de aves marinhas podem fornecer informações acerca dos graus de mudanças ambientais ocasionados pela atividade pesqueira, mas espécies com dieta majoritariamente piscívora são as mais úteis para avaliar as influências diretas e indiretas, de curto e longo prazo, da pescaria ao ecossistema (Einoder, 2009). Para além dos impactos negativos diretos da pesca, que incluem a mortalidade das espécies de peixes exploradas e seus efeitos nas rotas tróficas de biomassa e energia (Cury *et al.*, 2011), as capturas incidentais (conhecido em inglês pelo uso do termo “*bycatch*”) das aves marinhas pelas embarcações de pesca são uma grande ameaça e estão associadas à expressivos declínios populacionais em muitas espécies (Baker *et al.*, 2007; Watkins *et al.*, 2008; Friesen *et al.*, 2016). O resultado da interação das diferentes técnicas de pesca (arrasto e espinhel) é estimado por volta de 160.000 a 320.000 mil aves mortas a cada ano, com a gravidade do impacto nas populações variando regionalmente (Baker *et al.*, 2007; Anderson *et al.*, 2011). A morte das aves ocorre principalmente por afogamento ao ficarem presas nas redes de pesca de arrasto ou ao serem fígadas ao ingerir as iscas com o anzol na pesca por espinhéis, mas também podem ocorrer por colisões com as embarcações (Anderson *et al.*, 2011; Scherer *et al.*, 2011).

Além da pesca, os detritos marinhos provenientes de descarte errôneo de resíduos humanos que alcançam os mares, têm sido relatados como uma causa frequente de morte de aves marinhas, seja pela própria ingestão ou emaranhamento (Laist, 1997; Derraik, 2002; Costa *et al.*, 2020). Itens feitos de materiais sintéticos persistentes são há décadas reconhecidos como os principais poluentes no ambiente marinho e que podem causar diversos efeitos negativos na fauna marinha (Laist, 1997). Costa *et al.*, (2020) demonstraram que indivíduos jovens são mais susceptíveis ao emaranhamento por lixo plástico, e que mais de 80% das ocorrências são causadas por restos de artefatos de pesca, como anzóis, linhas e redes de pesca. Já a ingestão plástica tem sido reportada em diversos trabalhos com necropsias de aves que vieram à óbito em centros de reabilitação ou achadas mortas nas praias, ou através da análise de regurgito em áreas de nidificação (Hammer *et al.*, 2015; Wilcox *et al.*, 2015; Goulart *et al.*, 2019; Neto *et al.*, 2021). Estes detritos plásticos podem também estar associados ao acúmulo de poluentes orgânicos e metais pesados (Ashton *et al.*, 2010), além de éteres de difenila polibromados (PBDEs, do inglês *polybrominated diphenyl ethers*) que são utilizados como retardadores de chamas em objetos plásticos. Portanto, além dos efeitos diretos da ingestão plástica, como danos e obstrução do sistema digestório e diminuição da

condição corporal por privação nutricional, as aves também podem sofrer com efeitos indiretos da contaminação química, que podem causar úlceras estomacais, danos ao fígado, efeitos neurológicos e reprodutivos e até a morte (Tanaka *et al.*, 2013; Lavers *et al.*, 2014).

Acrescentando as pressões acima, as mudanças climáticas têm aumentado as preocupações em relação a estas espécies. A mortalidade de aves marinhas, principalmente daquelas migrantes, tem sido relacionada ao aumento de tempestades em alto mar (Tavares *et al.*, 2020) e alterações de áreas de ressurgência com diminuição da produtividade marinha e conseqüentemente disponibilidade de presas (Doney *et al.*, 2012). Também há relatos de mortalidade em colônias reprodutivas devido as altas temperaturas, que levaram os indivíduos a óbito principalmente por desidratação e inanição (Holt e Boersma 2022). Desta maneira, as aves marinhas compõem um dos grupos de espécies mais ameaçados do mundo, com pinguins, petréis e albatrozes apontados com maior risco, onde são identificadas que 50% das espécies estão globalmente ameaçadas (Croxall *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2019; BirdLife International, 2023).

2.2. O estudo de encalhes de tetrápodes marinhos

As carcaças de aves mortas, assim como de outros vertebrados, são suscetíveis a serem encontradas boiando no mar ou encalhadas nas praias ao longo das costas (Peltier *et al.*, 2012; Peltier e Ridoux *et al.*, 2015). O encontro de encalhes, tanto de indivíduos mortos quanto debilitados, são eventos comuns e amplamente relatados ao redor do mundo (Faria *et al.*, 2014). E por serem facilmente submetidos à investigação das causas associadas ao encalhe e/ou mortalidade (Tavares *et al.*, 2016), fornecem importantes informações sobre o ambiente marinho, como derramamentos de óleo, biotoxinas por florações de algas, lixos plásticos, efeitos da atividade pesqueira pelas capturas incidentais, eventos de mortalidade anômalas, bem como a descrição de parasitas e patógenos carreados casualmente, mesmo que estas infecções não sejam causas definitivas da debilidade ou morte da amostra do encalhe (Parrish *et al.*, 2007; Hamel *et al.*, 2009; Buehler *et al.*, 2010; Scherer *et al.*, 2011; Peltier e Ridoux, 2015; Vanstreels, 2014; Hammer *et al.*, 2015; Acampora *et al.*, 2016; Vanstreels *et al.*, 2018). Embora os registros de encalhes contenham informações úteis sobre impactos antropogênicos nas populações da megafauna marinha, seu uso deve ser cauteloso (Prado *et al.*, 2013). Como apontado pelos estudos de Hart *et al.*, (2006) e Peltier *et al.*, (2012), os encalhes são de natureza oportunista e a origem geográfica exata da amostra

nem sempre é acessível, pois dependem de fatores como fluatuabilidade, direção do vento e ação das correntes marítimas para chegarem às costas. E devido a isto, os encalhes representam uma pequena porcentagem das carcaças recuperadas do mar, em uma média de 2 – 17% dependendo da espécie amostrada, sendo a mortalidade real em torno de 50 vezes o número de carcaças recuperadas (Epperly *et al.*, 1996; Williams *et al.*, 2011; Prado *et al.*, 2013). Para adequada compreensão dos dados de encalhe, como apontado nos estudos de Peltier *et al.*, (2012) e Peltier e Ridoux (2015), é necessário que estas informações estejam apoiadas a programas de monitoramento, com os dados sendo coletados continuamente no espaço e tempo, para assim serem capazes de fornecer informações relevantes sobre a mortalidade no mar, abundância relativa, riqueza de espécies e distribuição das espécies também.

No Brasil, o Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS), que foi criado em 2015 como condicionante do licenciamento ambiental federal das atividades de exploração de hidrocarbonetos pela PETROBRAS, realiza monitoramento na área que abrange do sul de Laguna/SC a Saquarema/RJ. Este projeto, tem como principal objetivo avaliar os efeitos de produção e escoamento de petróleo sobre tetrápodes em geral, através do monitoramento das praias com resgate de animais debilitados para atendimento veterinário e reabilitação e coleta dos encalhes mortos (PETROBRAS, 2018). Os dados gerados pelo PMP-BS permitem minimizar as interpretações equivocadas acerca dos encalhes nas praias, já que o monitoramento diário garante que apenas os processos ligados à derivas do corpos alcancem as praias sejam analisados, sem que haja interferência de efeitos ligados ao processo amostral em si.

REFERÊNCIAS

AAZAMI, J.; ESMAILI-SARI, A.; BAHRAMIFAR, N.; GHASEMPOURI, M.; SAVABIEASFAHANI, M. Mercury in liver, kidney, feather and muscles of seabirds from major Wetlands of Caspian sea, Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 86, n. 1, p. 657 – 661, 2011.

ACAMPORA, H.; LYASHEVSKA, O.; FRANEKER, J. A. V.; O'CONNOR, I. The use of beached bird surveys for marine plastic litter monitoring in Ireland. **Marine Environmental Research**, v. 120, p. 122 – 129, 2016.

ALMEIDA, B. J. M. **Avifauna costeiro-marinha do litoral de Sergipe: histórico de ocorrência e interação com vazamentos de óleo**. 2015. 133f. Dissertação (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, 2015.

AMÉLINEAU, F.; BONNET, D.; HEITZ, O.; MORTREUX, V.; HARDING, A. M. A.; KARNOVSKY, N.; WALKUSZ, W.; FORT, J.; GRÉMILLET, D. Microplastic pollution in the Greenland Sea: Background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 1131 – 1139, 2016.

ANDERSON, O. R. J.; SMALL, C. J.; CROXALL, J. P.; DUNN, E. K.; SULLIVAN, B. J.; YATES, O.; BLACK, A. Global seabird bycatch in longline fisheries. **Endangered Species Research**, v. 14, p. 91 – 106, 2011.

ASHTON, K.; HOLMES, L.; TURNER, A. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 2050-2055, 2010.

BAKER, G. B.; DOUBLE, M. C.; GALES, R.; TUCK, G. N.; ABBOTT, C. L.; RYAN, P. G.; PETERSEN, S. L.; ROBERTSON, C. J. R.; ALDERMAN, R. A global assessment of the impact of fisheries-related mortality on shy and white-capped albatrosses: Conservation implications. **Biological Conservation**, v. 137, n. 3, p. 319 – 333, 2007.

BARQUETE, V.; BUGONI, L.; SILVA-FILHO, R. P.; ADORNES, A. C.; Review of records and notes on king penguin (*Aptenodytes patagonicus*) and rockhopper penguin (*Eudyptes chrysocome*) in Brazil. **Hornero**, v. 21, n. 1, p. 45 – 48, 2006.

BUEHLER, D. M.; BUGONI, L.; DORRESTEIN, G. M.; GONZÁLEZ, P. M.; PEREIRA-JR, J.; PROENÇA, L.; SERRANO, I. L.; BAKER, A. J.; PIERSMA, T. Local mortality events in migrating sandpipers (*Calidris*) at a staging site in southern Brazil. **Wader Study Group Bulletin**, v. 117, p. 150 – 156, 2010.

COLLAR, S.; ROBY, D. D.; LYONS, D. E. Top-Down and Bottom-Up Interactions Influence Fledging Success at North America's Largest Colony of Caspian Terns (*Hydroprogne caspia*). **Estuaries and Coasts**, v. 40, n. 6, p. 1808 – 1818, 2017.

COSTA, R.A.; SÁ, S; PEREIRA, A.T.; ÂNGELO, A.R.; VAQUEIRO, J.; FERREIRA, M.; EIRA, C. Prevalence of entanglements of seabirds in marine debris in the central Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, 111746, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111746>

CROXALL, J. P.; BUTCHART, S. H. M.; LASCELLES, B.; STATTERSFIELD, A. J.; SULLIVAN, B.; SYMES, A.; TAYLOR, P. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. **Bird Conservation International**, v. 22, n. 1, p. 1 – 34, 2012.

CUNNINGHAM, J. T. **The Use of Seabirds as Indicators of Changes in the Marine Environment Through Provisioning and Population Trends**. 2017. 107f. Dissertação (Master of Science in Integrative Biology) – The University of Guelph, Ontario, Canadá, 2017.

CURY, P. M.; BOYD, I. L.; BONHOMMEAU, S.; ANKER-NILSSEN, T.; CRAWFORD, R. J. M.; FURNESS, R. W.; MILLS, J. A., MURPHY, E. J., ÖSTERBLOM, H.; PALECZNY, M.; PIATT, J. F.; ROUX, J. P.; SHANNON, L.;

SYDEMAN, W. J. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. **Science**, v. 334, n. 6063, p. 1703 – 1706, 2011.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 842 - 852, 2002.

DIAMOND, A. W.; DEVLIN, C. M. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on machias seal island. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 88, n. 1-3, p. 153 – 175, 2003.

DIAS, M. P.; MARTIN, R.; PEARMAIN, E. J.; BURFIELD, I. J.; SMALL, C.; PHILLIPS, R. A.; YATES, O.; LASCELLES, B.; BORBOROGLU, P. G.; CROXAL, J. P. Threats to seabirds: A global assessment. **Biological Conservation**, v. 237, p 525 - 537, 2019.

ELLIS, J. C. Marine birds on land: a review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. **Plant Ecology**, v. 181, n. 2, p. 227 – 241, 2005.

ENOIDER, L. D. A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. **Fisheries Research**, v. 95, n. 1, 2009.

EPPELRY, S. P.; BRAUN, J.; CHESTER, A. J.; CROSS, F. A.; MERRINER, J. V.; TESTER, P. A.; CHURCHILL, J. H. Beach Strandings as an Indicator of At-Sea Mortality of Sea Turtles. **Bulletin of Marine Science**, v. 59, n. 2, p. 289 – 297, 1996.

FARIA, F. A.; BURGUEÑO, L. E. T.; WEBER, F. S.; SOUZA, F. J.; BUGONI, L. Unusual Mass Stranding of Atlantic Yellow-Nosed Albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), Petrels and Shearwaters in Southern Brazil. **Waterbirds**, v. 41, n. 3, p. 446 – 450, 2014.

FRIESEN, M. R.; BEGGS, J. R.; GASKETT, A. C. Sensory-based conservation of seabirds: a review of management strategies and animal behaviours that Facilitate success. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1769 - 1784, 2016.

GRÉMILLET, D.; BOULINIER, T. Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, n. 391, p. 121 – 137, 2009.

HAMEL, N. J.; BURGUER, A. E.; CHARLETON, K.; DAVIDSON, P.; LEE, S.; BERTRAM, D. F.; PARRISH, J. K. Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. **Marine Ornithology**, v. 37, p. 41 – 60, 2009.

HAMER, K. C.; SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. Breeding biology, life histories, and life history-environment interactions in seabirds. In: SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. **Biology of Marine Birds**. New York: CRC Press, 2001. p. 217 – 262.

HAMMER, S.; NAGER, R. G.; JOHNSON, P. C. D.; FURNESS, R. W.; PROVENCHER, J. F. Plastic debris in great skua (*Stercorarius skua*) pellets

corresponds to seabird prey species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1 – 2, p. 206 – 210, 2016.

HART, K. M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L. B. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow. **Biological Conservation**, v. 129, n. 2, p. 283 – 290, 2006.

HOLT, K. A.; BOERSMA, P. D. Unprecedented heat mortality of Magellanic Penguins. **Ornithological Applications**, v. 124, p. 1-12, 2022. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab052>

HORSWILL, C.; MATTHIOPOULOS, J.; GREEN, J. A.; MEREDITH, M. P.; FORCADA, J.; PEAT, H.; PRESTON, M.; TRATHAN, P. N.; RATCLIFFE, N. Survival in macaroni penguins and the relative importance of different drivers: individual traits, predation pressure and environmental variability. **Journal of Animal Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1057 – 1067, 2014.

JENOUVRIER, S.; DESPREZ, M.; FAY, R.; BARBRAUD, C.; WEIMERSKIRCH, H.; DELORD, K.; CASWELL, H. Climate change and functional traits affect population dynamics of a long-lived seabird. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 4, p. 906 – 920, 2018.

LAIST, D.W. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement records. In: COE, J.M., ROGERS, D.B. (Eds.), **Marine Debris Sources Impacts and Solutions**. Springer-Verlag, New York, pp. 99–139, 1997.

LAVERS, J. L.; BOND, A. L.; HUTTON, I.; Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. **Environmental Pollution**, v. 187, p. 124 - 129, 2014.

MALLORY, M. L.; ROBINSON, S. A.; HEBERT, C. E.; FORBES, M. R. Seabirds as indicators of aquatic ecosystem conditions: A case for gathering multiple proxies of seabird health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 1, p. 7 – 12, 2010.

MARIANI, D. B. **Causas de encalhes de aves marinhas no nordeste do Brasil**. 2016. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciência Veterinária) - Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife, 2016.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Diário Oficial da União, Seção 1, 18 de dezembro de 2014. 6p.

NETO, H. G.; BANTEL, C. G.; BROWING, J., FINA, N. D.; BALLABIO, T. A., SANTANA, F. T.; BRITTO, M. K.; BARBOSA, C. B. Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, 112232, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112232>

PALECZNY, M.; HAMMILL, E.; KARPOUZI, V.; PAULY, D. Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. **PLOSone**, v. 10, n. 6, p. 1 – 11, 2015.

PARRISH, J.K., BOND, N., NEVINS, H., MANTUA, N., LOEFFEL, R., PETERSON, W.T. & HARVEY, J.T. Beached birds and physical forcing in the California Current System. **Marine Ecology Progress**, v. 352, p. 275–288, 2007.

PARSONS, M.; MITCHELL, I.; BUTLER, A.; RATCLIFFE, N.; FREDERIKSEN, M.; FOSTER, S.; REID, J. B. Seabirds as indicators of the marine environment. **Ices Journal of Marine Science**, v. 65, n. 8, p. 1520 – 1526, 2008.

PELTIER, H.; DABIN, W.; DANIEL, P.; CANNEYT, O. V.; DORÉMUS, G.; HUON, M.; RIDOUX, V. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 278 – 290, 2012.

PELTIER, H.; RIDOUX, V. Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. **Environmental Science & Policy**, v. 54, p. 240 – 247, 2015.

PERKINS, A.; RATCLIFFE, N.; SUDDABY, D.; RIBBANDS, B.; SMITH, C.; ELLIS, P.; MEEK, E.; BOLTON, M. Combined bottom-up and top-down pressures drive catastrophic population declines of Arctic skuas in Scotland. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1573 – 1586, 2018.

PETROBRAS. **Relatório Técnico Anual do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS) – Fase 1**. 350 pgs. 2018. Disponível em <https://www.comunicabaciadesantos.com.br/sites/default/files/PMP_Relatorio_Anuar_2016_2017.pdf>. Acessado em: 08 de novembro de 2018.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURICIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C. & CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-98, 2015.

PRADO, J. H. F.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 35 – 41, 2013.

QIN, X.; SUN, L.; BLAIS, J. M.; WANG, Y.; HUANG, T.; HUANG, W.; XIE, Z. From sea to land: assessment of the bio-transport of phosphorus by penguins in Antarctica. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 32, n. 1, p. 148 – 154, 2014.

- SCHERER, A.; PETRY, M. V.; Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 4, p. 505 – 513, 2011.
- SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. Seabirds in the marine environment. In: _____. **Biology of Marine Birds**. New York: CRC Press, 2001. p. 1 – 16.
- SCHREIBER, E. A.; Climate and Weather Effects on Seabirds In: SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. **Biology of Marine Birds**. New York: CRC Press, 2001. p. 179 – 216.
- SCOTT C. DONEY, S. C.; RUCKELSHAUS, M.; DUFFY, J. E.; BARRY, J. P.; CHAN, F.; ENGLISH, C. A.; GALINDO, H. M.; GREBMEIER, J. M.; HOLLOWED, A. B.; KNOWLTON, N.; POLOVINA, J.; RABALAIS, N. N.; SYDEMAN, W. J.; TALLEY, L. D. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. **Annual Review of Marine Science**, v. 4, p. 11 - 37, 2011. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- TANAKA, K.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; MIZUKAWA, K.; FUKUWAKA, M.; WATANUKI, Y. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, n. 1-2, p. 219-222, 2013.
- TAVARES, D. C.; MOURA, J. F.; SICILIANO, S. Environmental Predictors of Seabird Wrecks in a Tropical Coastal Area. **PLOSone**, v. 11, n. 12, p. 1 – 20, 2016.
- TAVARES, D. C., MOURA, J. F. MERICO, A., SICILIANO, S. Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. **Animal Conservation**, v. 23, n. 3, p. 307–319, 1 jun. 2020.
- THOMPSON, D. R.; HAMER, K. C. Stress in seabirds: causes, consequences and diagnostic value. **Journal of Aquatic Ecosystems Stress and Recovery**, v. 7, n. 1, p. 91 – 109, 2000.
- VANSTREELS, R. E. T.; SILVA-FILHO, R. P.; KOLESNIKOVA, C. K. M.; BHERING, R. C. C.; RUOPPOLO, V.; EPIPHANIO, S.; AMAKU, M.; FERREIRA-JUNIOR, F. C.; BRAGA, E. M.; CATÃO-DIAS, J. L. Epidemiology and pathology of avian malaria in penguins undergoing rehabilitation in Brazil. **Veterinary Research**, v. 46, n. 30, p. 1 – 12, 2015.
- VIDAL, E.; JOUVENTIN, P.; FRENOT, Y. Contribution of alien and indigenous species to plant-community assemblages near penguin rookeries at Crozet archipelago. **Polar Bio**, v. 26, n. 1, p. 432 – 437, 2003.
- VOTIER, S. C.; BICKNELL, A.; COX, S. L.; SCALES, K. L.; PATRICK, S. C. A Bird's Eye View of Discard Reforms: Bird-Borne Cameras Reveal Seabird/Fishery Interactions. **PLOSone**, v. 8, n. 3, p. 1 – 6, 2013.
- VOTIER, S. C.; HATCHWELL, B. J.; BECKERMAN, A.; MCCLEERY, R. H.; HUNTER, F. M.; PELLATT, J.; TRINDER, M.; BIRKHEAD, T. R. Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. **Ecology Letters**, v. 8, n. 11, p. 1257 – 1264, 2005.

WAIT, D. A.; AUBREY, D. P.; ANDERSON, W. B. Seabird guano influences on desert islands: soil chemistry and herbaceous species richness and productivity. **Journal of Arid Environments**, v. 60, n. 4, p. 681 – 695, 2005.

WATKINS, B. P.; PETERSEN, S. L.; RYAN, P. G. Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African Waters. **Animal Conservation**, v. 11, n. 4, p. 247 – 254, 2008.

WILCOX, C.; SEBILLE, E. V.; HARDESTY, B. D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **PNAS**, v. 112, n. 38, p. 11899 – 11904, 2015.

WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALMBOKIDIS, J.; KRAUS, S. D.; LUSSEAU, D.; READ, A. J.; ROBBINS, J. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the *Deepwater Horizon*/BP incident. **Conservation Letters**, v. 4, n. 3, p. 228 – 233, 2011.

WU, L.; LIU, X.; FANG, Y.; HOU, S.; XU, L.; WANG, L.; FU, P. Nitrogen cycling in the soil–plant system along a series of coral islands affected by seabirds in the South China Sea. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 166 – 175, 2018.

YABSLEY, M. J.; VANSTREELS, R. E. T.; MARTINSEN, E. S.; WICKSON, A. G.; HOLLAND, A. E.; HERNADEZ, S. M.; THOMPSON, A. T.; PERKINS, S. L.; WEST, C. J.; BRYAN, A. L.; CLEVELAND, C. A.; JOLLY, E.; BROWN, J. D.; McRUER, D.; BEHMKE, S.; BEASLEY, J. C. Parasitaemia data and molecular characterization of *Haemoproteus catharti* from New World vultures (Cathartidae) reveals a novel clade of *Haemosporida*. **Malaria Journal**, v. 17, n. 12, p. 1 – 10, 2018.

ZWOLICKI, A.; BARCIKOWSKI, M.; BARCIKOWSKI, A.; CYMERSKI, M.; STEMPNIEWICZ, L.; CONVEY, P. Seabird colony effects on soil properties and vegetation zonation patterns on King George Island, Maritime Antarctic. **Polar Bio**, v. 38, n. 10, p. 1645 – 1655, 2015.

CAPÍTULO 1: Seabird strandings on the Brazilian coast: what influences spatial and temporal patterns?

Abstract

Seabirds exhibit physiological adaptations that enable them to forage in the marine environment and migrate long distances across oceans during non-reproductive periods. Due to these characteristics, they face a wide range of natural and anthropogenic pressures that can lead to extreme fatigue and even death. The bodies floating in the sea can wash ashore, where they are found stranded and serve as an important source of ecological information. In this way, our goal was to study the strandings seasonality of seabirds on the south and southeast coasts of Brazil, between 2016 and 2019, seeking to understand space-time patterns and possible environmental and anthropogenic influences associated with them. Using data from the Santos Basin Beach Monitoring Project (PMP-BS), we calculated ecological indices of abundance, richness, and diversity for the entire seabird community, and grouped them into three migratory categories (resident, south migratory, and north migratory). Through statistical modeling, we found a geographical trend in strandings, decreasing from the south (Santa Catarina and Paraná) to the southeast coast (São Paulo). We observed that resident species and those from the northern hemisphere had a higher peak of strandings during spring, while those from the southern hemisphere peaked in winter. These spatial and temporal patterns reflected both the birds' home range and their reproductive and migratory behaviors. The influences of environmental variables differed according to the status and the evaluated ecological index, reflecting both the influence of oceanographic processes on carcass drift and the influence of climatic events on the mortality of different species. Our work was the first to demonstrate a spatio-temporal pattern of seabird strandings on the Brazilian coast, helping to understand the dynamics of these species in the Santos Basin and providing important information for conservation studies.

Keywords

Strandings; seabirds; environmental pressures; spatial-temporal pattern; oceanographic processes; migratory movements

Introduction

Seabirds are directly influenced by small and large-scale environmental changes in marine environments. They are individuals have high longevity - with some species reaching up to 60 years of age - low fecundity, late sexual maturity and colonial nesting habits (Parsons *et al.*, 2008; Schreiber e Burger, 2001; Votier *et al.*, 2013). They travel long distances during migration or for daily foraging, that is physiologically demanding. Individuals must face a wide range of climatic events and changes in prey availability, with direct impacts of individual survivor rates during the migration process. Not only they must deal with ecological restrains, but also with the exposure to a high diversity of anthropogenic pollutants, such as plastics, heavy metals and petroleum products (Aazami *et al.*, 2011; Amélineau *et al.*, 2016; Hammer *et al.*, 2016; Jenouvrier *et al.*, 2018; Schreiber e Burger, 2001; Votier, Hatchwell e Beckerman, 2005; Wilcox *et al.*, 2015). The combined set of natural and anthropogenic pressures may induce the increase in morbidity and mortality of bird populations, but patterns and direct drivers are not yet clear. It is relatively common to find debilitated or dead birds floating at sea or stranded on beaches along the coast with no immediate detectable cause (Faria *et al.*, 2014; Peltier *et al.*, 2012; Peltier e Ridoux, 2015).

Bird stranding is a common process on Brazilian beaches, but mass stranding events characterized by high numbers of individuals in a short period of time are not common, although they have been detected in southern Brazil since 1997 (Olmos, 2002). Potential causes for mass stranding events are difficult to identify (Petry, Da e Fonseca, 2002; Scherer, Scherer e Petry, 2011), even when restricted to a few species, as was done by Faria *et al.*, (2014), where they were unable to explain a mass stranding event of Procellariiformes during March 2013 in southern Brazil. The constant presence of carcasses on beaches may depend on the occurrence of animal mortality and the drifting capacity of the body (Peltier e Ridoux, 2015), and the action of winds, wave height and ocean currents may also influence this drift (Tavares *et al.*, 2020), although these effects are not fully understood.

For migratory species there are additional stresses and limitations, as these species must change and adapt their diet along the migration route (Somenzari *et al.*, 2018). Large-scale climate change can affect ocean productivity and cause disruptions in prey availability (Morley *et al.*, 2020), and storm events can cause disorientation and extra energy expenditure, where ocean currents, wind direction and intensity can move

these individuals alive or dead towards beaches (Hart, Mooreside e Crowder, 2006; Peltier *et al.*, 2012; Peltier e Ridoux, 2015).

Thus, beach surveys aimed at recording stranded animals can contribute to the investigation of the processes that led to the stranding itself and look for possible patterns associated with it (Barreto *et al.*, 2019; Brusius *et al.*, 2021). Carcasses can also be used to understand the possible causes of mortality and the processes associated with it, as well as helping to better understand the ecology of the species, such as their diets and life history traits (Pedrobom *et al.*, 2021; Tavares *et al.*, 2020).

The aim of this study was to investigate the spatial and temporal variation in abundance, richness and diversity of seabird species stranded along the south and southeast Brazilian coast between 2016 and 2019, and the possible environmental and anthropogenic influences associated with these strandings. We were primarily interested in evaluating if seasonal stranding patterns were related to the specie's behaviors (resident or migratory). Our hypothesis is the species stranding are positively related to wave height, wind intensity and direction, chlorophyll concentration and sea surface temperature (last ones were used as proxies for prey availability), since these are important variables for both presence and drift of the strandings themselves.

2. Materials and methods

2.1 Study area

The study area is comprised of eight mesoregions, covering approximately 1032,64 km of beach extension monitored daily, from the municipality of Laguna in the south of the state of Santa Catarina (28°28'57" S, 48°46'53" W) up to the municipality of Ubatuba, north of the state of São Paulo, Brazil (23°26'02" S, 45°04'15" W) (Table 1, Figure 1). Although the mesoregions are a political management categorization used in Brazil, it was verified that each one has a set of beaches with very specific physiographic characteristics and capable of differentiating each mesoregion from one another (Petrobras, 2019).

The study area is an important place for the occurrence of marine species where it is common to find not only resident seabirds but also migratory seabirds that use the beaches for resting and feeding (Neves, Bugoni e Rossi-Wongtschowski, 2006). This region is part of the Santos Basin, the largest offshore sedimentary basin in Brazil, which extends from Cabo Frio (Rio de Janeiro state) to Florianópolis (Santa Catarina state) (Petrobras, 2019).

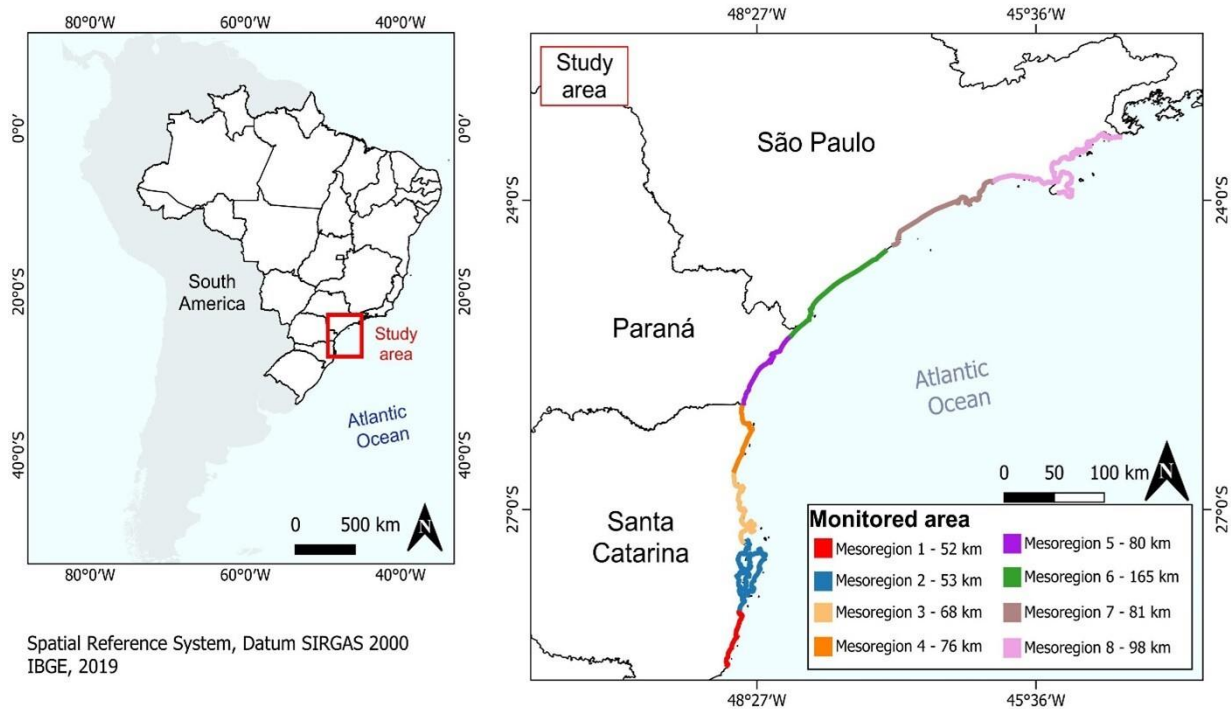


Figure 1. Location of the study area emphasizing the mesoregions and monitored area by the Santos Basin Beach Monitoring Program (PMP-BS)

Table 1. Description of the mesoregions containing the number used here, state of which they are part and the name according to IBGE (2018)

| Mesoregion Number | State | Name |
|-------------------|----------------|---|
| 1 | Santa Catarina | South Coast of Santa Catarina (52 km) |
| 2 | Santa Catarina | Central Coast of Santa Catarina (53 km) |
| 3 | Santa Catarina | Central-North Coast of Santa Catarina (68 km) |
| 4 | Santa Catarina | North Coast of Santa Catarina (76 km) |
| 5 | Paraná | Coast of Paraná (80 km) |
| 6 | São Paulo | South Coast of São Paulo (165 km) |
| 7 | São Paulo | Central Coast of São Paulo (81 km) |
| 8 | São Paulo | North Coast of São Paulo (98 km) |

2.2 Sampling

The stranded seabird data was obtained from the Santos Basin Beach Monitoring Project (PMP-BS), which is one of several monitoring programs required by IBAMA (Brazil's federal environmental agency) for the environmental licensing process for Petrobras' oil and natural gas production in the pre-salt. The monitoring was repeated daily by the PMP team between 2016 and 2019, and all bird strandings (live or carcasses) were systematically recorded and identified based on morphological characters and comparison with the literature, and finally removed from the beach to avoid recounting (Barreto *et al.*, 2019).

First, to test the hypothesis that behavior and migratory movements may be the most important variables to predict the patterns observed in stranding data of seabirds along the Brazilian coast, we defined the ecological behavior for all stranded bird records along the study area as Seabirds, Waterbirds and Shorebirds. Waterbirds and Shorebirds were not included because these groups are largely dependent on terrestrial habitats and resources and are not directly influenced by oceanic variables. Considering Seabirds, we determined if they were resident or migratory species, including their movement from south or north hemisphere, based on the supporting bibliography Pacheco *et al.*, (2021) and the Birds of the World (2022). The table containing this information is available in Supplementary Materials (Table S1). We removed *Spheniscus magellanicus* from the seabird dataset because penguins are the only aquatic bird and are affected differently from aerial species by environmental variables. In addition, this single species represents half of the total dataset (Table S1), which would inflate the results for southern migratory species and lead to an incorrect interpretation of the results.

To calculate the diversity indices of stranding seabirds (abundance, species richness and Hill's number for taxonomic diversity ($\exp(H')$, with $q=1$), we followed the steps described in Borcard, Gillet e Legendre, (2018), with the function 'diversity' of the 'vegan' package. The diversity indices were calculated for all seabird species and separately for the three categories: Resident Seabird, Southern Seabird e Northern Seabird.

For testing the hypothesis about the stranding events, five environmental variables were used to understand their influence over stranding seabirds: wave height (WH), sea surface temperature (SST), concentration of chlorophyll (CC), wind intensity (WI), wind direction (WD). We expect WH, WI and WD to exert a direct influence over carcass or debilitated individuals stranding. SST is an indicator of both climatic variability and upwelling areas. CC was used as an indirect measurement of energy supply to seabirds. To CC and SST data comes from the AQUA satellite with resolution of 4 km/pixel and images were obtained from the page PODDAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center - <https://podaac.jpl.nasa.gov/>). To WH, WI and WD data were obtained from WAVEWATCH III ® model, developed by NOAA/NCEP (<http://polar.ncep.noaa.gov/waves/viewer.shtml>). Data is available at every 3 h. And two anthropogenic variables were measured to better understand potential relations of human-induced pressures over stranding birds: Vessel traffic

operated by Petrobras (VTP), other traffic vessels (OTV). We expect debilitated bird collision with vessels along the coast. The VTP and OTV were provided by the Vessel Traffic Monitoring Project (PMTE).

The WH, SST, CC, VTP and OTV variables were extracted daily and estimated in three strata at different depths (0-20 m, 20-50 m, 50-200 m), and the monthly average was calculated for all variables (for each stratum if necessary) and used in further data analysis.

2.3 Data analysis

Daily abundance records of stranded seabirds were obtained from 257 beaches. Abundance data was grouped in eight mesoregions by summing the abundance of stranding birds found in all beaches of that mesoregion, and then corrected the abundance based on the total distance (km) of the mesoregion. The temporal abundance was calculated seasonally, rather than annually, because we were primarily interested in seasonal trends (as they are more influential on physiological patterns of seabirds). Stranding seabird responses was investigated with the abundance, richness, and diversity within each of our observations (mesoregions x seasons). In this way we avoid the excess of zeros in our matrix and provide a very robust trend of temporal and spatial stranding variation within the Brazilian coastline. Species that contributed with less than 10 individuals to the whole data set (i.e., 8 mesoregions during 4 years) were removed from the analysis because we believe they represent biological random strandings events with little contribution to the understanding of the overall stranding patterns. After using these criteria, the analyses were performed for a total of 25 seabird species.

All data were initially explored to account for influential observations, collinearity between covariates, residual heterogeneity, and auto correlation in the residuals before choosing the appropriate modelling approaches.

To investigate whether total stranded seabird abundance, richness, and diversity vary spatially and temporally, three separate models were developed, each with a different response variable. Residuals analysis was carried out and the presence of autocorrelation was verified with the Durbin-Watson test and the heteroskedasticity was checking by plotting the residuals. Spatially correlated errors, arising from observations collected at consecutive beaches, were handled within the framework of the generalized least square (GLS) regression. The best model was chosen with backwards elimination of non-significant covariates and goodness of fit was assessed through the lowest AIC (Akaike Information Criterion). The occurrence of extreme bird stranding events

(outliers) occurred during the spring of 2016, and we performed all analyses with and without these outliers to understand if and how this extremes event could affect our results. We also built separate models for the three migratory status: Resident, South and North migrant, in order to understand if the results of the first model can be explained by the bird behavior.

To investigate the possible influences of environmental and anthropogenic variables on stranded seabirds, all environmental and anthropogenic variables were combined in a single matrix and represented the predictor variables for subsequent analysis. Predictor variables collinearity was assessed by means of a Pearson correlation analysis and highly correlated variables (>0.8) were removed before modelling stranding bird's responses (Figure S2). The predict variables kept and used for modeling tests were: Sea surface temperature ($^{\circ}\text{C}$), concentration of chlorophyll ($\mu\text{g/L}$) (both used as a *proxy* for primary productive), wave height (m), wind intensity (m/s), wind direction, vessel traffic operated by Petrobras and other vessel traffic.

All statistical analyses were performed using the R software version 4.4.2 (R Core Team 2016). For more information about the models and approaches used here, please consult the Supplementary Material.

3. Results

Between January 2016 and December 2019, a total of 11759 stranded individuals were recorded along the Brazilian coast, belonging to 43 seabird species, eight families and three orders (Table S1). Because we removed all rare stranded species and Magellanic penguins, we worked with 11700 stranded individuals belonging to 25 species. Of all these species, 64% belong to the order Procellariiformes ($n=16$), 28% Charadriiformes ($n=7$) and 8% Suliformes ($n=2$). We recorded 6 resident species, totaling 5717 stranded individuals, 5 northern migratory species with 3397 individuals and 14 southern migratory species with 2586 individuals (Table 2, Figure S1).

| Status | Species | Abundance |
|----------|----------------------------|-----------|
| Resident | <i>Fregata magnificens</i> | 632 |

| | | |
|----------|--|-----------------------------|
| | <i>Larus dominicanus</i> | 2862 |
| | <i>Sterna hirundinacea</i> | 107 |
| | <i>Sula leucogaster</i> | 2010 |
| | <i>Thalasseus acuflavidus</i> | 88 |
| | <i>Thalasseus maximus</i> | 18 |
| | <hr/> | |
| | <i>Ardenna gravis</i> | 110 |
| | <i>Ardenna grisea</i> * | 77 |
| | <i>Daption capense</i> | 18 |
| | <i>Fulmarus glacialisoides</i> | 10 |
| | <i>Macronectes giganteus</i> | 121 |
| | <i>Oceanites oceanicus</i> | 31 |
| Southern | <i>Pachyptila belcheri</i> | 10 |
| | <i>Pachyptila desolata</i> | 14 |
| | <i>Procellaria aequinoctialis</i> ** | 663 |
| | <i>Pterodroma incerta</i> *** | 16 |
| | <i>Pterodroma mollis</i> | 13 |
| | <i>Stercorarius chilensis</i> | 12 |
| | <i>Thalassarche chlororhynchos</i> *** | 979 |
| | <i>Thalassarche melanophris</i> * | 512 |
| | <hr/> | |
| | | <i>Calonectris diomedea</i> |
| | <i>Calonectris borealis</i> | 102 |
| Northern | <i>Puffinus puffinus</i> | 3056 |
| | <i>Stercorarius parasiticus</i> | 12 |
| | <i>Sterna hirundo</i> | 67 |

Table 2. Description of stranding species according to the behavior and number of individuals from 2016-2019. * Near threatened, ** Vulnerable, ***Endangered (IUCN)

3.1 Abundance of stranding seabirds

The abundance of all seabird strandings differed between mesoregions and seasons (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 22.7846; season: $p < 0.0001$, F-value=23.5022) (Table S2). Differences were significant between most mesoregions (i.e.: 1 x 8). Stranding abundance decreased from south to northern areas in all seasons, although in spring we detected consistently higher strand abundance. Autumn and summer showed a less sharp tendency, but with similar trends. In winter there were no major spatial differences between seabird stranding abundances (Figure 2a), but it was the second season with more stranding events. The same tendency was observed when we performed the analysis without the extreme strandings events occurring during the Spring of 2016 (Figure 3a).

Stranding abundance differences of resident seabirds along the coast depended on the season. (mesoregion*season= $p < 0.001$, F-value= 3.4000) (Table S3). Differences of South and Central Coast of Santa Catarina (mesoregions 1 and 2) and all other

regions northward occurred during spring (Figure 2b). Among the six resident species, three showed higher stranding abundance, Kelp gulls (*Larus dominicanus*) (n=2862), Bown booby (*Sula leucogaster*) (n=2010) and Magnificent frigatebird (*Fregata magnificens*) (n=632).

Migratory movements influenced the patterns observed in stranding abundance. Southern species, autumn, spring and summer followed the same stranding trend observed for all seabird species (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 17.24911; season: $p < 0.0001$, F-value = 20.51772), with summer showing the lowest abundance (n=153). No differences were observed for autumn (n=605) and spring (n=630). Winter was the season with the highest stranding abundance (n=1198) and the central mesoregions (4, 5 and 6) had the highest number of stranded individuals (Figure 2c). The three southern species with highest stranding records were Atlantic yellow-nosed (*Thalassarche chlororhynchos*) (n=979), The white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*) (n=663) and The black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*) (n=512), all of which are under some degree of threat according to the IUCN Red List of Threatened Species.

Northern species stranded less, and spatial differences were not related to seasonality. (mesoregion: $p < 0.001$, F value = 22.0855; season: $p < 0.0001$, F value = 109.1065). Higher stranding occurred in the extreme south of Santa Catarina with a downward trend towards the north coast of São Paulo, with no significant differences between mesoregion 5 and the first two (Table S5). Spring had the highest stranding abundance of all seasons, with a total of 2,816 strandings recorded. In 2016 there were six events, which together totaled to 1111 stranded individuals, of which 1107 individuals belong to the Manx Shearwater (*Puffinus puffinus*). However, it is possible to observe that even removing these six events, the stranding spatial and temporal pattern remained similar (Figure 3b).

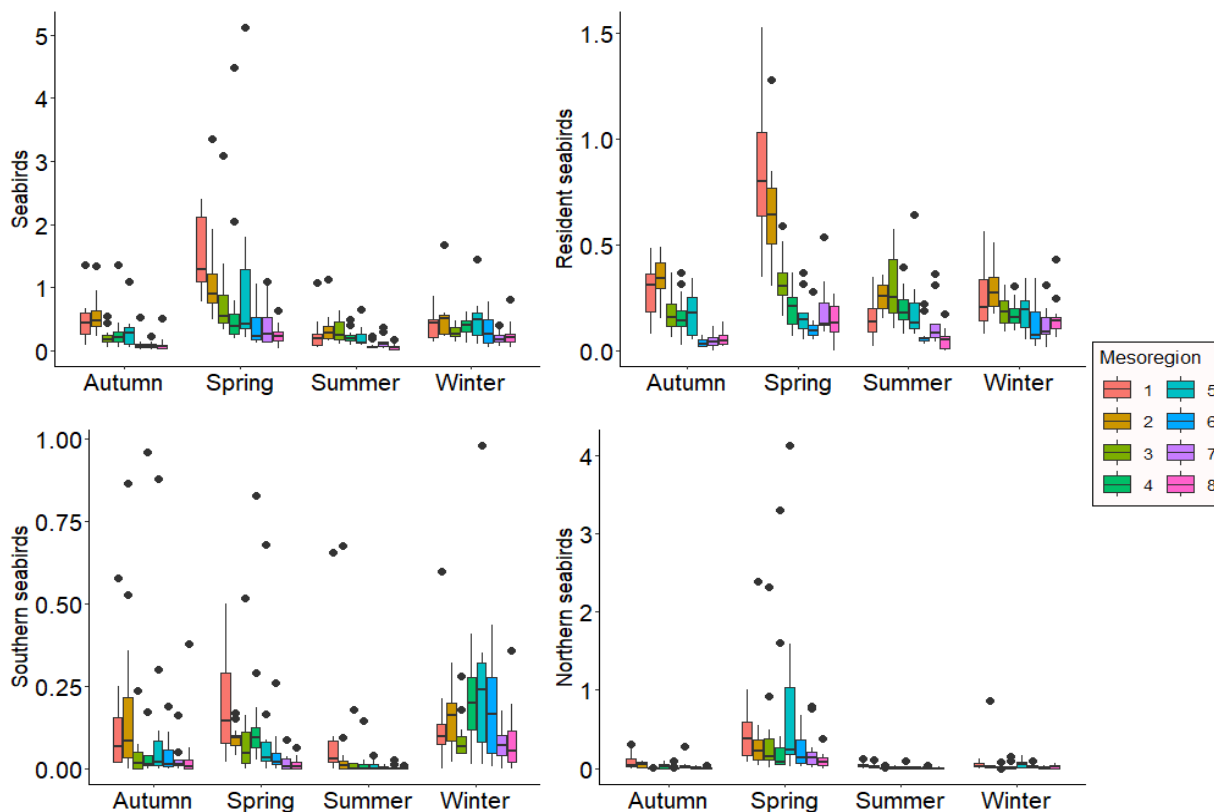


Figure 2. Seabird stranding abundance patterns along the spatial and temporal gradients. Abundance corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species.

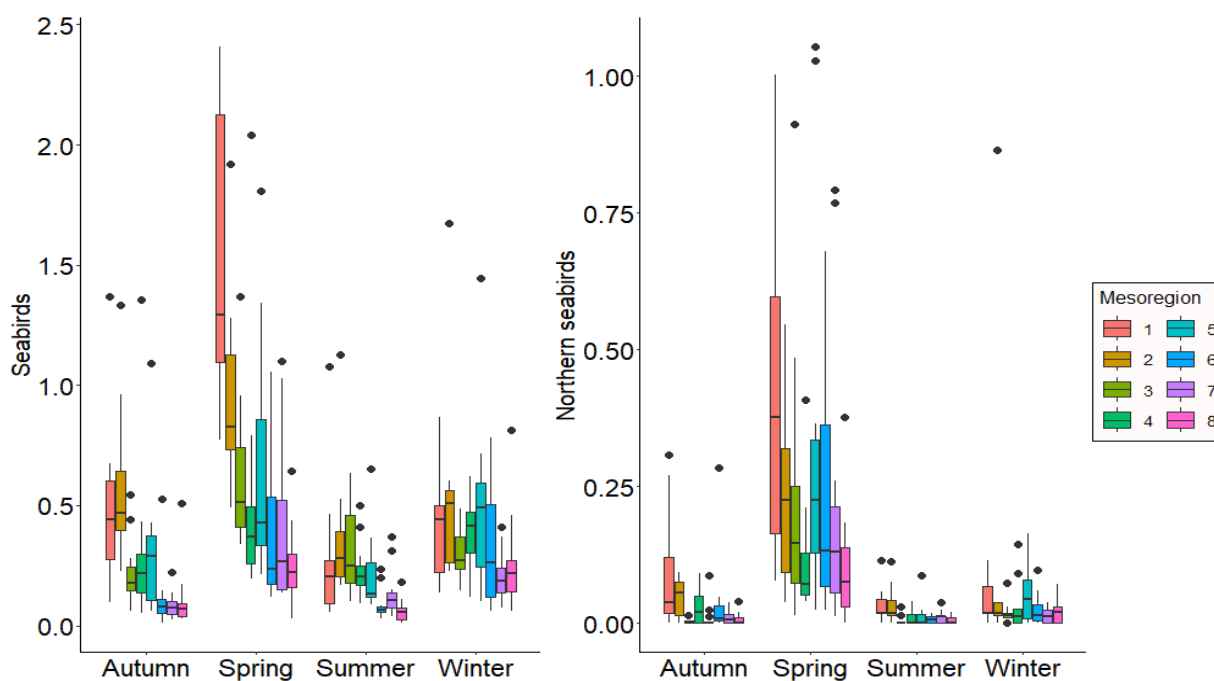


Figure 3. Seabird stranding abundance patterns along the spatial and temporal gradients without extreme stranding events occurring in 2016. Abundance corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) northern seabird species.

When analyzing whether environmental variables influence the stranding pattern of abundance of all seabird species, we found that the stranding abundance was significantly higher with increasing wind intensity and wave height, and lower when the sea surface temperature was slightly higher (Figure 4). Nonetheless, the effect size of these variables is estimated to be very small (Table S14).

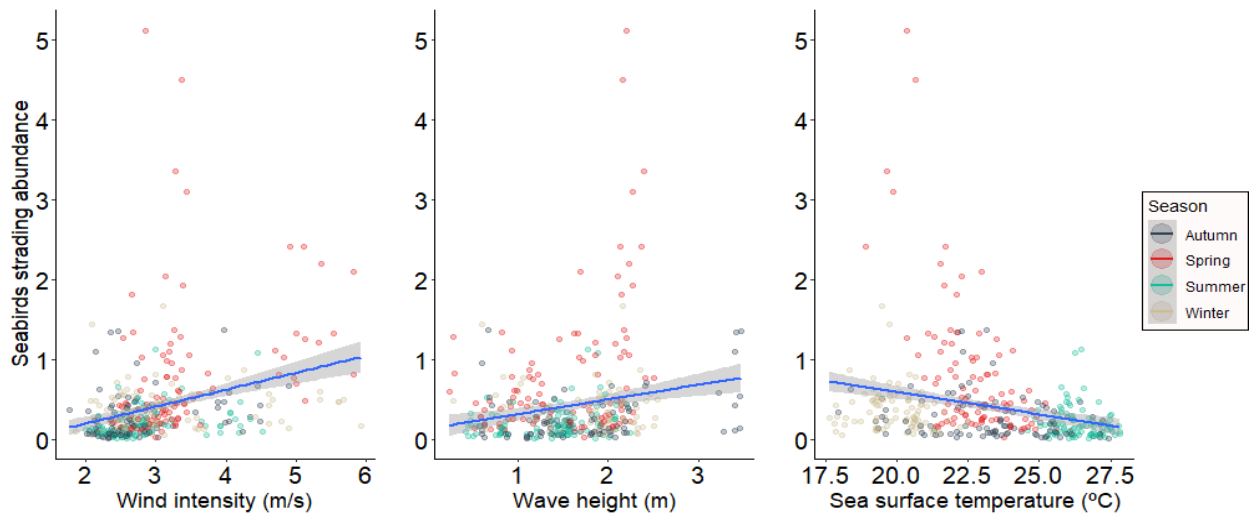


Figure 4. Scatter diagrams values between all seabird stranding abundance and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

Environmental variables did not exert a strong effect over stranding of resident nor migratory species. Resident species stranding was higher with increased wind intensity (Table S15). Southern species stranding was higher when sea surface temperature was lower (Table S16). Northern species stranding was higher with increased wave height and chlorophyll concentration (Table S17). This result held even after running the analysis without the extreme stranding events in spring 2016 (Figure 5).

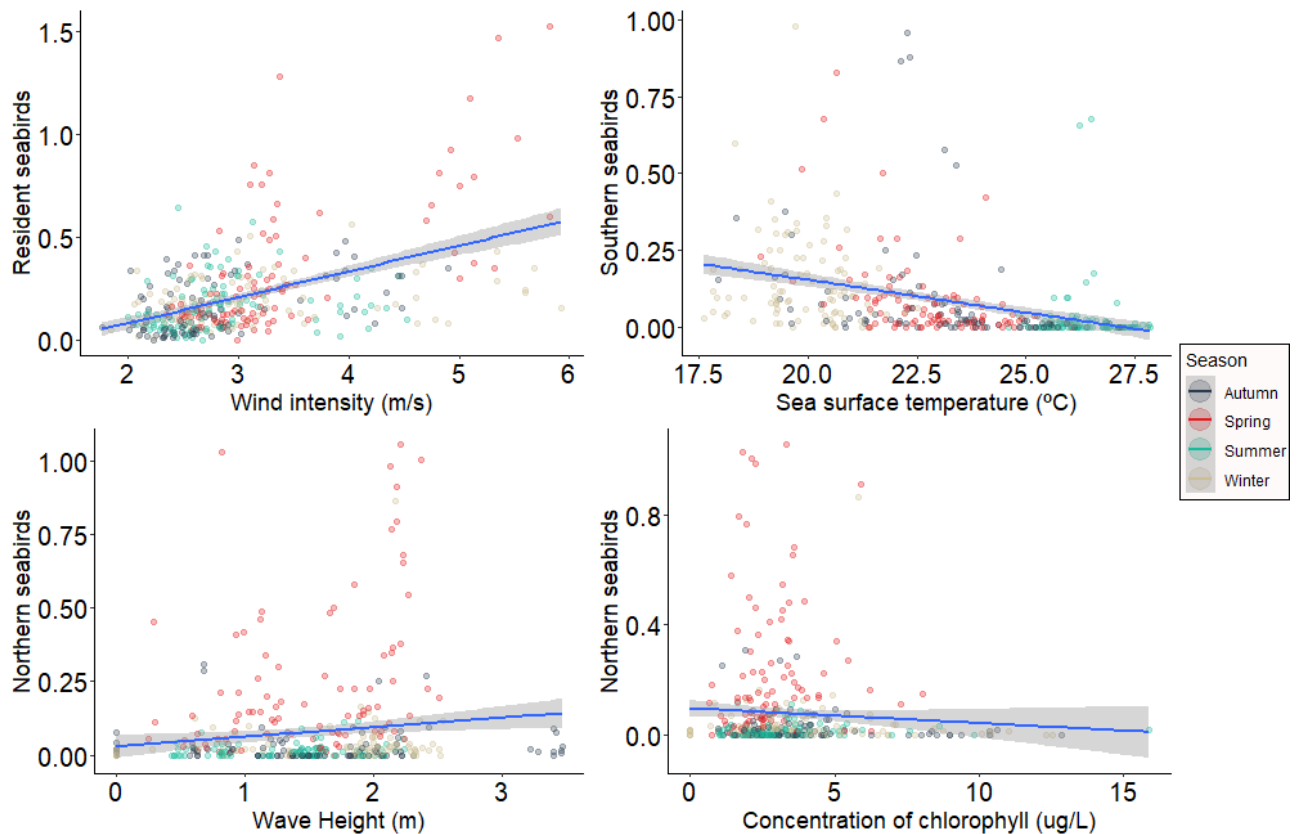


Figure 5. Scatter diagrams values between resident, southern and northern seabirds stranding abundance and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

3.2 Seabird stranding richness

Species richness differed between mesoregions and seasons (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 72.7059; season: $p < 0.0001$, F-value = 56.7698), with decreasing stranding abundance from south to northern areas in all seasons (Figure 5a). Significant differences were only detected between the mesoregions more distant from one another (i.e., Mesoregion 1 to 8). Winter and spring presented a higher stranding richness, while summer presented the lowest (Table S6).

Regardless of the status, the decreasing trend in the richness of stranded species from the southern to northern mesoregions was maintained. Resident species stranding differed both spatially and temporally (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 78.751; season: $p < 0.0001$, F-value = 5.891), with no large stranding events (outliers) (Figure 5b). The consistent spatial and temporal trends may indicate that the 6 resident species stranding may be linked to their spatial range.

South migratory species stranding was higher in south (14 spp.) and decreased toward northern areas (12 spp.) (mesoregion: $p < 0.001$, F value = 39.56680; season:

$p < 0.0001$, F value = 70.47196). Southern migratory species stranded more during winter, and less during summer (Table S8). (Figure 5c). Northern species (5) stranding was higher in the south and decreased toward northern areas (mesoregion: $p < 0.001$, F value = 49.9883; season: $p < 0.0001$, F value = 16.3058). Higher stranding species was detected during spring and winter (Table S9; Figure 5d).

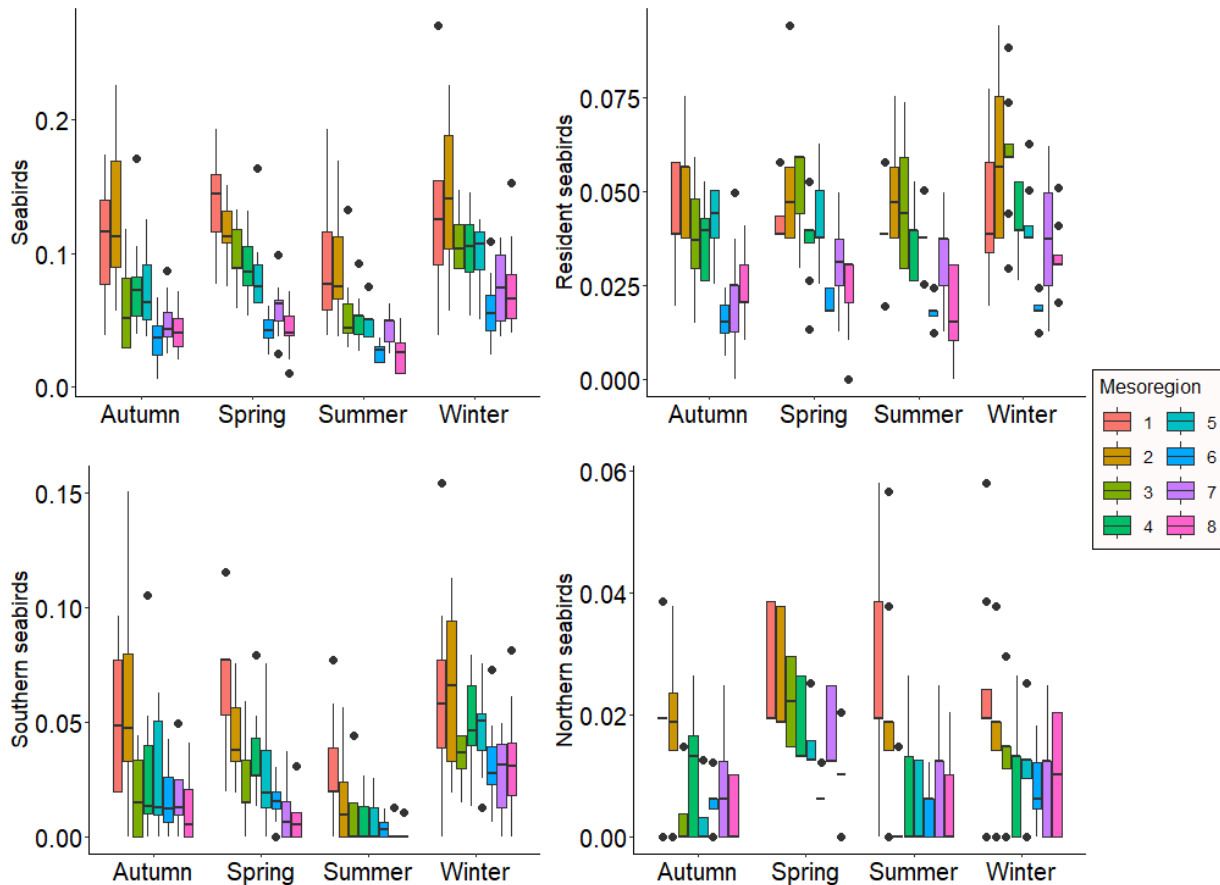


Figure 6. Stranding species richness patterns along the spatial and temporal gradients. Species richness corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species.

Stranding seabird richness was significantly higher with increasing wave height, wind intensity and chlorophyll concentration, and slightly lower with increasing sea surface temperature (Figure 6). But just as we saw for stranding abundance, the effect size of these variables is estimated to be small (Table S14).

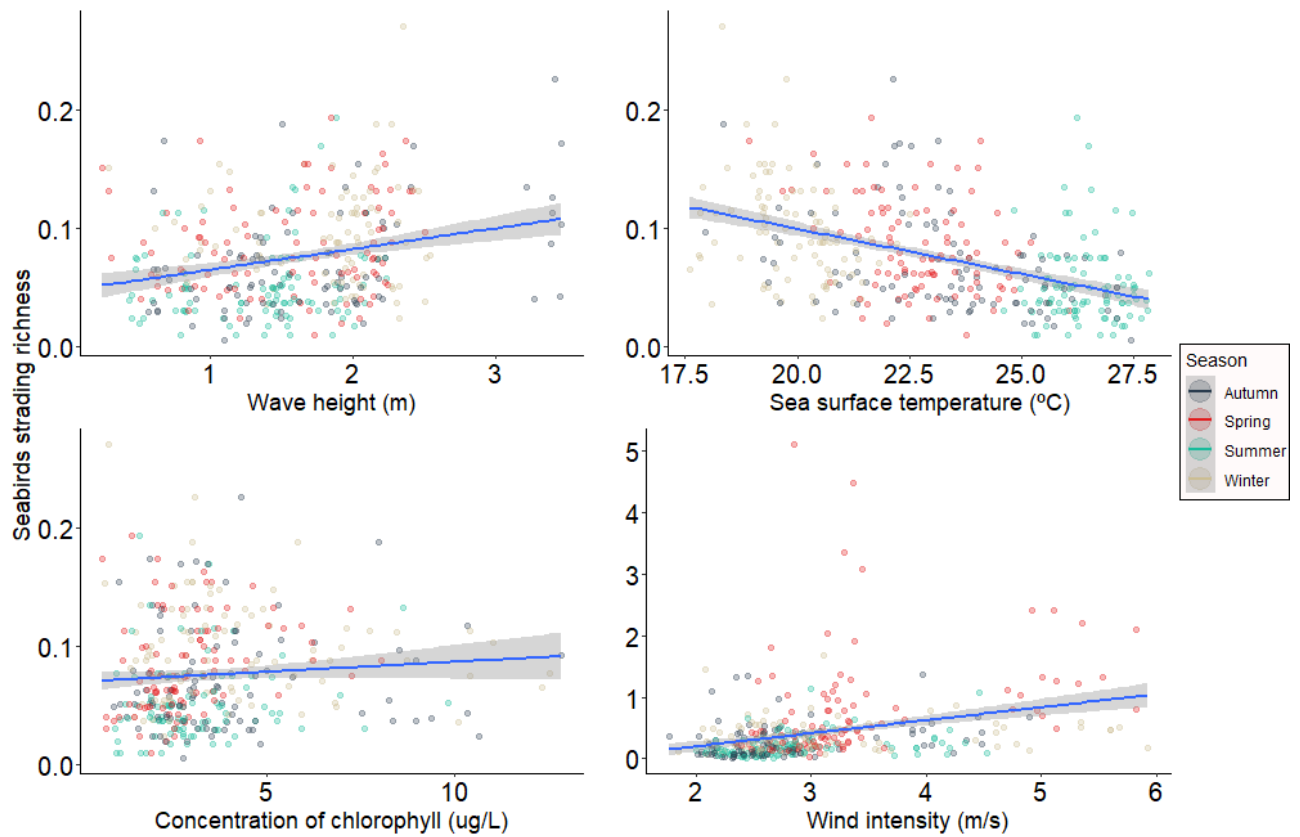


Figure 7. Scatter diagrams values between all seabird stranding richness and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

Resident species stranding was positively correlated with wind intensity (Table S15). Southern species stranded more when sea surface temperature was lower and wind intensity was higher (Table S16). Northern seabird species stranded more with higher wave height and wind intensity (Table S17) (Figure 7).

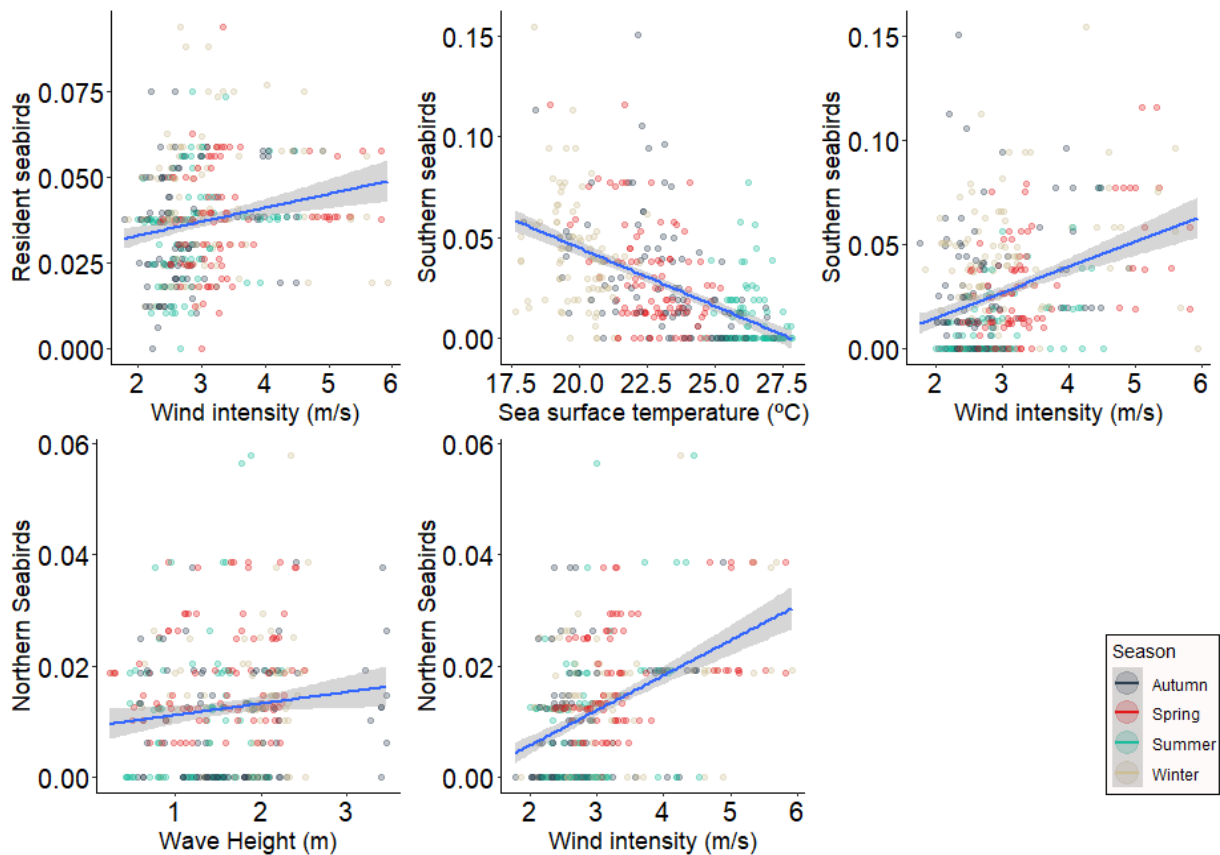


Figure 8. Scatter diagrams values between resident, southern and northern seabird stranding richness and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

3.3 Stranding diversity – Hills Number (*Shannon exp (H')*)

Seabird species diversity was higher in the south and decreased toward northern areas, regardless of migratory behavior (mesoregion: $p < 0.001$, F-value= 93.959). Higher seabird diversity occurred during winter and was lowest during summer (season: $p < 0.0001$, F-value= 7.881) (Figure 8a).

Resident seabird diversity spatial differences depended on the season ($p < 0.0001$, F-value=4.137), because higher stranding diversity was only detected during winter (Value \pm SE=0.016 \pm 0.007; t-value=2.387; $p=0.018$). (Figure 8b). Resident diversity stranding was higher in the south and lowest in the north, although no major differences were detected.

Southern species diversity decreased from southern to northern areas, with lower stranding diversity during summer (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 43.3269; season: $p < 0.0001$, F-value= 67.3372), as can be seen in Figure 8c (Table S12). Northern species stranding diversity decreased from south to northern areas, with higher stranding during

summer and winter (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 93.959; season: $p < 0.0001$, F-value = 7.881) (Figure 8d, Table S13).

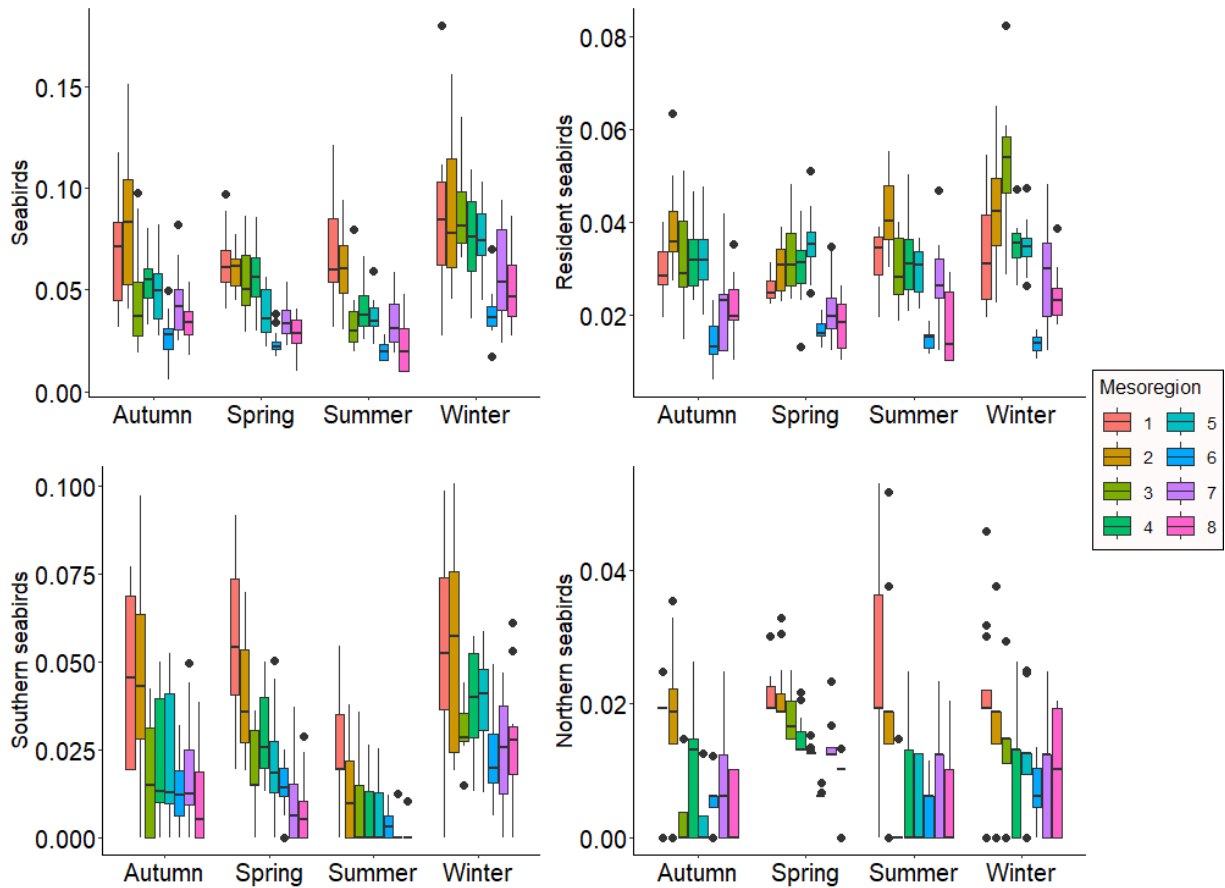


Figure 9. Stranding species diversity patterns along the spatial and temporal gradients. Species richness corrected for sampling effort in km. a) all seabird species; b) resident seabird species; c) southern seabird species; d) northern seabird species.

There was no strong effect of environmental nor anthropogenic variables over seabird stranding diversity (Table S14). Sea surface temperature presented a negative correlation with the stranding diversity, while concentration of chlorophyll showed a positive correlation (Figure 9).

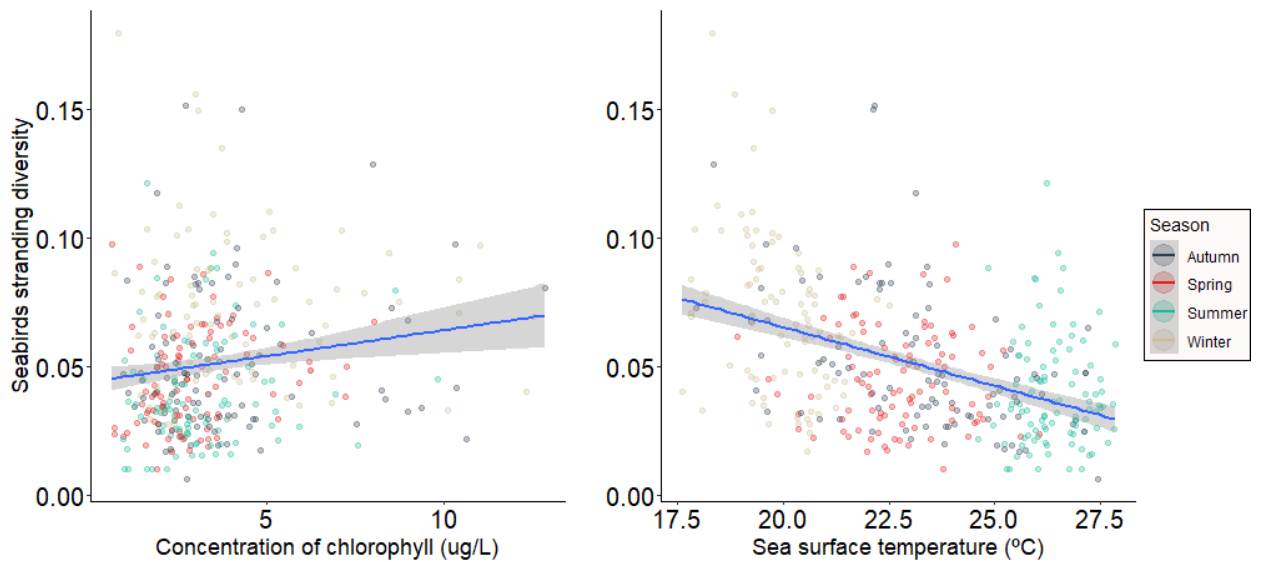


Figure 10. Scatter diagrams values between all seabird stranding diversity and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

The diversity of resident seabird strandings was not associated to any of the predictor variables (Table S16). Southern migratory seabird diversity decreased with higher sea surface temperature and increased with wind intensity (Table S16). Northern seabird species richness was positively correlated with wave height and wind intensity (Table S17) (Figure 10).

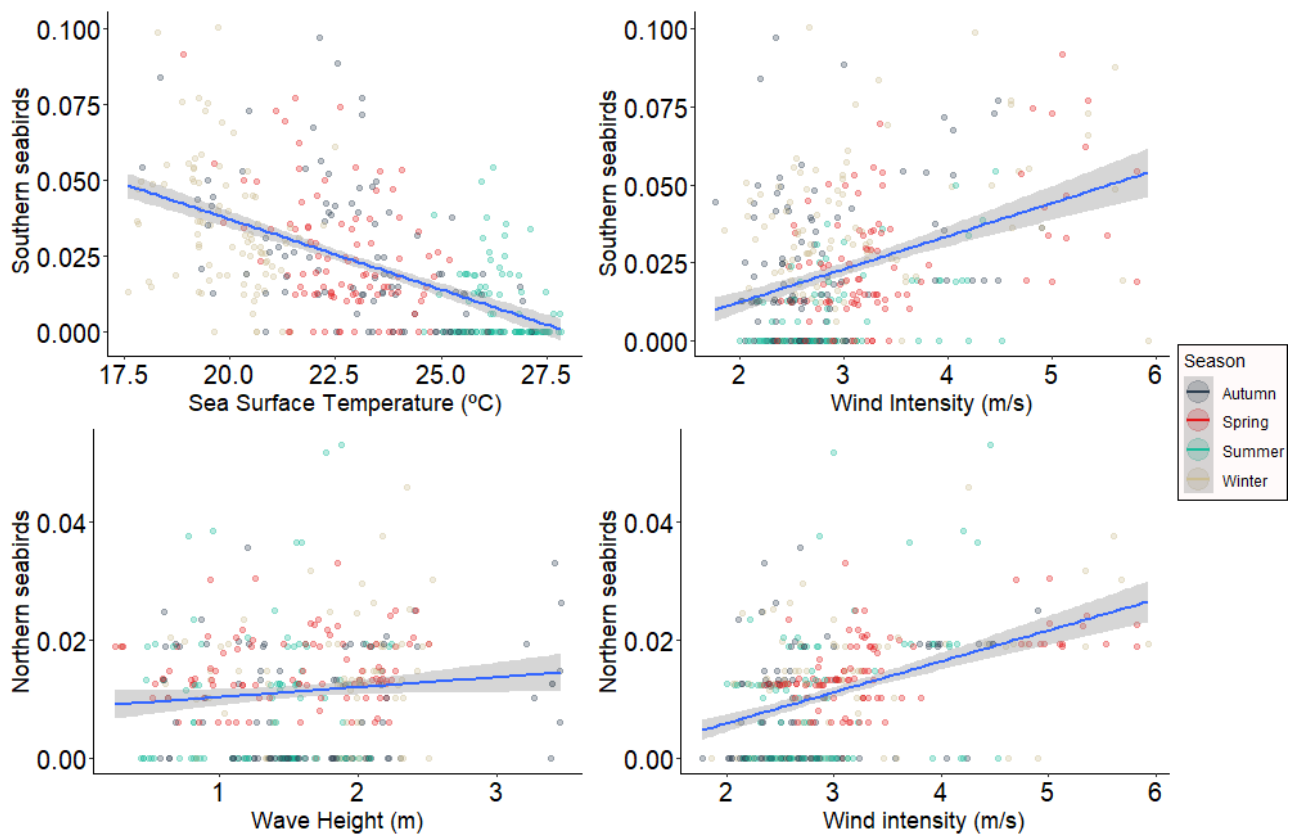


Figure 11. Scatter diagrams values between southern and northern seabird stranding diversity and environmental variables were significant value of the test ($p < 0.05$).

Discussion

Our study revealed a consistent downward trend in strandings from southern to northern mesoregions along the Brazilian coast for all ecological community indices, regardless of migratory behavior. We understand that this pattern is multifactorial, linked both to ecological processes such as home range, breeding and migratory behaviors of seabirds in the Santos Basin (Somenzari *et al.*, 2018; Valls *et al.*, 2023); as well as the different influences that environmental variables can exert on oceanographic processes (Dottori e Castro, 2018), the drift of strandings themselves (Peltier *et al.*, 2012; Tavares, Moura, De e Siciliano, 2016) and climatic processes that can increase bird mortality, such as storms (Tavares *et al.*, 2020). Therefore, by analyzing the results separately by the geographic origin of the species (whether resident or migratory), we were able to identify the contributions that different behaviors have to the overall community pattern and how environmental predictors influence our results.

For resident species, the pattern of decreasing south-north strandings observed for the three ecological indices reflects the high number of individuals observed in these mesoregions, where artisanal shrimp fishing is a strong economic feature of the region and influences the concentration of this species in these areas (Branco and Ebert, 2002), because fishery discards become high quality food sources for many species, and may even represent as the main component in the diet of Kelp gulls (*Larus dominicanus*), Magnificent frigatebird (*Fragata magnificens*) and terns birds (*Thalasseus acuflavidus*, *Sterna hirundinacea*, *Thalasseus maximus*) in some regions (Branco, 2001). In addition, these areas harbor breeding colonies with a greater number of pairs (Branco, 2003; Valls *et al.*, 2023) when compared to those located in mesoregions 5 to 8 further north, in Paraná and São Paulo coast (Campos *et al.*, 2004; Krul, 2004). This relationship becomes more evident for abundance in spring, which covers the months with reproductive peaks and, mainly, outflows of nestlings (Branco, 2004). This increase in resident species strandings in areas close to breeding colonies was observed in the study by Tavares *et al.*, (2016). We also saw that wind intensity was positively correlated with the increase in resident species abundance and richness strandings, this phenomenon is widely discussed in the literature, which point out that wind intensity is essential for the process of drift of stranding of tetrapods in general to beaches (Bibby, 1981; Koch *et al.*, 2013; Peltier *et al.*, 2012; Peltier e Ridoux, 2015).

Southern hemisphere species showed the lowest abundance of strandings among all behaviors, and the pattern of strandings in mesoregions is closely related to the migratory processes of these species. The greater abundance of migratory species in the southernmost mesoregions was also observed in the work of Branco *et al.*, (2014), when evaluating the abundance of oceanic species along the Brazilian coast interacting with fishing vessels, they observed a greater number of individuals in the oceanic sub-areas comprised by Santa Catarina and Paraná, in relation to the sub-areas that comprised Rio de Janeiro and São Paulo.

However, these species were the main influence for winter being the season with the highest seabird richness and diversity, due to the fact that species are regular non-breeding visitors from the south (Neves, Bugoni e Rossi-Wongtschowski, 2006; Pacheco *et al.*, 2021). Atlantic yellow-nosed albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), The black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*), The southern giant petrel (*Macronectes giganteus*), The white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*), Sooty shearwater (*Ardenna grisea*), Great Shearwater (*Ardenna gravis*) are species that commonly breed in the islands of Tristan da Cunha and Gough, Patagonia, South Georgia and/or Falkland Islands (Prince *et al.*, 1998; Olmos, 2002; Neves, Bugoni e Rossi-Wongtschowski, 2006) and are commonly found on the south and southeast coast of Brazil, mainly using the area for foraging, especially during the winter and spring months (Sullivan *et al.*, 2004; Neves, Bugoni e Rossi-Wongtschowski, 2006). This occurs mainly by the Malvinas/Falklands Current (Campos *et al.*, 1996) which influences the zonal variation of the Brazil-Malvinas confluence by altering the sea surface temperature and consequently altering primary productivity and fish availability (Mafra, Oliveira e Quadro, 2020). That oceanographic pattern may explain why we found a negative correlation between sea surface temperature and stranding in all ecological indices for southern species, which lower temperatures (~17°C) showed a higher stranding event. We also found the same result for resident seabirds, where higher wind intensity presented a higher richness and diversity of stranded birds, showing once again, the importance of evaluating this predictor in works aimed at understanding marine fauna strandings.

It was possible to observe that the pattern of northern seabird stranding abundance was higher during spring, however, it differed spatially from the other seabirds, and this was because of six mass stranding events in spring 2016 predominantly related to Manx Shearwater (*Puffinus puffinus*). This specie is a remarkable transequatorial migrant

(Neves, Bugoni e Rossi-Wongtschowski, 2006) and winter off the Patagonian Shelf in the western South Atlantic (Fayet *et al.*, 2020), turns out making it possible to observe on the Brazilian coast mainly during the austral spring (Cardoso, 2013), which takes place during the months of September and December. Several studies about this species have been conducted over the years on the Brazilian coast, and it is possible to observe a great variability in the spatial extent in which these birds were obtained, from the state of Rio Grande do Sul (Colabuono *et al.*, 2009; Colabuono, Taniguchi e Montone, 2010), São Paulo (Barbieri, 2009), Rio de Janeiro and Espírito Santo (Cardoso, 2013) and with record peaks in September and December (Mestre, Ross e Nunes, 2010). Furthermore, Tavares *et al.*, (2020) showed that the mortality of Manx shearwaters is related to indirect effects of a large-scale climate condition (ENSO) and the years 2015 and 2016 El Niño was marked by environmental disasters (Santoso, Mcphaden e Cai, 2017). Here we observed that wave weight was positively correlated with increased stranding abundance, and this variable is known to be as proxy for storm intensity (Tavares *et al.*, 2020), so this may explain our results with the high stranding event of Manx shearwaters that occurred in 2016.

Nonetheless, in an analysis without these mass stranding events, the pattern of abundance along the coast was the same for the other migratory status and for the entire community. The only differences were mesoregions 5 and 6 which showed no differences between the first ones. And like Manx shearwaters, the other northern hemisphere species (Cory's shearwaters, Common terns and Arctic skua) also make long transoceanic migrations to wintering areas in the South Atlantic (Ramos *et al.*, 2018). There are several stopover areas along the coast of Brazil (Fayet *et al.*, 2020) and these are mainly related to high productivity waters (Freeman *et al.*, 2013). This characteristic of searching for areas with high productivity may be related to our findings, where chlorophyll concentration (proxy for productivity) was negatively related to stranding abundance of this species. Therefore, in areas with lower productivity and consequently low prey availability, these individuals may be more susceptible to mortality, probably by starvation (Jones *et al.*, 2018). The richness and diversity of these species were positively correlated with wind intensity and wave height, and these findings corroborate with Tavares *et al.*, (2020), where wave height and wind intensity were the most important predictors of mortality on the Brazilian coast for migratory species.

In conclusion, we found a clear decreasing trend of seabird strandings for the Santos Basin community for all ecological indices, with more stranding events occurring in the southern mesoregions and decreasing along the coast to the northern mesoregions. These indices can be explained by the high contribution of strandings of resident and migratory seabirds, observing their hemisphere of origin. Our findings also suggested that even given the high variability of the data, it was possible to verify good environmental predictors. Here, we observed that the higher the wind intensity, wave height, chlorophyll concentrations and lower water surface temperature, the greater the tendency for increased stranding events. Our work also has an important contribution to understand the dynamics of seabirds in the Santos Basin, helping in the lack of knowledge we still have about the distribution of species, as well as mortality processes that influence population decreasing. We suggest that the information brought here be considered for studies aimed at conservation and may assist in the choice of new areas of protection to the Santos Basin.

References

- AAZAMI, J. *et al.* Mercury in Liver, Kidney, Feather and Muscle of Seabirds from Major Wetlands of the Caspian Sea, Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 86, n. 6, p. 657–661, 17 jun. 2011.
- AMÉLINEAU, F. *et al.* Microplastic pollution in the Greenland Sea: Background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 1131–1139, 1 dez. 2016.
- BARBIERI, E. Occurrence of plastic particles in procellariiforms, south of São Paulo state (Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 2, p. 341–348, abr. 2009.
- BARRETO, A. S. *et al.* **Update on the Mortality of Procellariiformes on Beach Surveys along South and South-eastern Brazilian Coast** Fifth Meeting of the Population and Conservation Status Working Group. **Anais...** Florianópolis: 9 maio 2019
- BIBBY, C. J. **Nordic Society Oikos An Experiment on the Recovery of Dead Birds from the North Sea An experiment on the recovery of dead birds from the North Sea.** [s.l: s.n.].
- BILLERMAN, S. M. *et al.* (EDS.). **Birds of the World.** Ithaca, NY, USA: Cornell Laboratory of Ornithology, 2022.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R.** Second Edition ed. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- BRANCO, J. *et al.* An assessment of oceanic seabird abundance and distribution off the southern Brazilian coast using observations obtained during deep-water fishing operations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3 suppl 1, p. S003-S015, ago. 2014.

BRANCO, J. O. descartes da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 293 – 300, 2001.

BRANCO, J. O. Reprodução das aves marinhas nas ilhas costeiras de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 619–623, 2003.

_____. Aves marinhas das Ilhas de Santa Catarina. *Em*: BRANCO, J. O. (Ed.). . **Aves marinhas e insulares brasileiras: Bioecologia e conservação**. Itajaí, SC: UNIVALI, 2004. p. 15–36.

BRUSIUS, B. K. *et al.* Effects of environmental variables on Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) strandings in southeastern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 210, 1 set. 2021.

CAMPOS, E. J. D. *et al.* Experiment studies circulation in the western South Atlantic. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 77, n. 27, p. 253–259, 2 jul. 1996.

CAMPOS, F. P. *et al.* Aves insulares marinhas, residentes e migra tórias, do litoral do estado de São Paulo. *Em*: BRANCO, J. O. (Ed.). . **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí, SC: UNIVALI, 2004. p. 57–81.

CARDOSO, M. D. **O bobo-pequeno (*Puffinus puffinus*) como sentinela de saúde do Oceano Atlântico**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, 2013.

COLABUONO, F. I. *et al.* Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 93–96, jan. 2009.

COLABUONO, F. I.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 4, p. 630–634, abr. 2010.

DOTTORI, M.; CASTRO, B. M. The role of remote wind forcing in the subinertial current variability in the central and northern parts of the South Brazil Bight. **Ocean Dynamics**, v. 68, n. 6, p. 677–688, 1 jun. 2018.

FARIA, F. A. *et al.* Unusual mass stranding of atlantic yellow-nosed albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in southern Brazil. **Waterbirds**, v. 37, n. 4, p. 446–450, 1 dez. 2014.

FAYET, A. L. *et al.* Manx sheawaters puffinus puffinus breeding in the western atlantic follow a differetn migration route from their eastern atlantic conspecifics. **Marine Ornithology**, v. 48, p. 179–183, 2020.

FREEMAN, R. *et al.* Predictive ethoinformatics reveals the complex migratory behaviour of a pelagic seabird, the Manx Shearwater. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 10, n. 84, 6 jul. 2013.

HAMMER, S. *et al.* Plastic debris in great skua (*Stercorarius skua*) pellets corresponds to seabird prey species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1–2, p. 206–210, 15 fev. 2016.

HART, K. M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L. B. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow. **Biological Conservation**, v. 129, n. 2, p. 283–290, abr. 2006.

JENOUVRIER, S. *et al.* Climate change and functional traits affect population dynamics of a long-lived seabird. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 4, p. 906–920, 1 jul. 2018.

JONES, T. *et al.* Massive Mortality of a Planktivorous Seabird in Response to a Marine Heatwave. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 7, p. 3193–3202, 16 abr. 2018.

KOCH, V. *et al.* Estimating At-Sea Mortality of Marine Turtles from Stranding Frequencies and Drifter Experiments. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. e56776, 20 fev. 2013.

KRUL, R. Aves marinhas costeiras do Paraná. *Em*: BRANCO, J. O. (Ed.). . **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí, SC: UNIVALI, 2004. p. 37–56.

MAFRA, E. O.; OLIVEIRA, R. DE; QUADRO, M. F. L. DE. A influência da variação zonal da confluência Brasil-Malvinas na safra da tainha no estado de Santa Catarina entre os anos 2006 a 2016. **Ciência e Natura**, v. 42, 25 set. 2020.

MESTRE, L. A. M.; ROSS, A. L.; NUNES, M. F. C. Análise das recuperações no Brasil de aves anilhadas no exterior entre 1927 e 2006. **Ornithologia**, v. 4, n. 1, p. 15–35, 2010.

MORLEY, S. A. *et al.* **Global Drivers on Southern Ocean Ecosystems: Changing Physical Environments and Anthropogenic Pressures in an Earth System** *Frontiers in Marine Science* *Frontiers Media S.A.*, , 15 dez. 2020.

NEVES, T.; BUGONI, L.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. **Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil**. First Edition ed. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico, 2006.

OLINTO BRANCO, J.; EBERT, L. A. **Estrutura populacional de *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC** Ararajuba. [s.l: s.n.].

OLMOS, F. Non-Breeding Seabirds In Brazil: A Review Of Band Recoveries. **Ararajuba**, v. 10, n. 1, p. 31–42, 2002.

PACHECO, J. F. *et al.* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. **Ornithology Research**, v. 29, n. 2, p. 94–105, 26 jun. 2021.

PARSONS, MATT *et al.* **Seabirds as indicators of the marine environment** *ICES Journal of Marine Science*. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.defra.gov.uk/>>.

PEDROBOM, J. H. *et al.* Intraspecific variation of trace elements in the kelp gull (*Larus dominicanus*): influence of age, sex and location. **Heliyon**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 1 jan. 2021.

- PELTIER, H. *et al.* The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 278–290, jul. 2012.
- PELTIER, H.; RIDOUX, V. Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. **Environmental Science and Policy**, v. 54, p. 240–247, 1 dez. 2015.
- PETRY, M. V.; DA, V. S.; FONSECA, S. Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Ornitología Neotropical**, v. 13, p. 137–142, 2002.
- PRINCE, P. A. *et al.* The pelagic distribution of South Georgia albatrosses and their relationships with fisheries. *Em*: ROBERTSON, G.; GALES, R. (Eds.). . **Albatross biology and conservation**. 1. ed. Australia: Surrey Beatty and Sons, 1998. v. 1p. 137–167.
- RAMOS, J. A. *et al.* Variation in ocean conditions affects chick growth, trophic ecology, and foraging range in Cape Verde Shearwater. **The Condor**, v. 120, n. 2, p. 283–290, maio 2018.
- SANTOSO, A.; MCPHADEN, M. J.; CAI, W. The Defining Characteristics of ENSO Extremes and the Strong 2015/2016 El Niño. **Reviews of Geophysics**, v. 55, n. 4, p. 1079–1129, 20 dez. 2017.
- SCHERER, J. DE F.; SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 4, p. 505–513, 2011.
- SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. **Marine Birds**. First ed. New York: CRC Press, 2001. v. 1
- SOMENZARI, M. *et al.* An overview of migratory birds in Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 58, 2018.
- SULLIVAN, B. *et al.* **Dispersal of colour marked fledgling black-browed albatross from the Falklands Islands**. Stanley– Falklands: [s.n.].
- TAVARES, D. C. *et al.* Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. **Animal Conservation**, v. 23, n. 3, p. 307–319, 1 jun. 2020.
- TAVARES, D. C.; MOURA, J. F. DE; SICILIANO, S. Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. **PLoS ONE**, v. 11, n. 12, 1 dez. 2016.
- VALLS, F. C. L. *et al.* **An overview of seabirds in the Santos Basin, Brazil: species, threats, and current trends in studies** **Ocean and Coastal Research** Universidade de Sao Paulo. Museu de Zoologia, , 2023.
- VOTIER, S. C. *et al.* A Bird’s Eye View of Discard Reforms: Bird-Borne Cameras Reveal Seabird/Fishery Interactions. **PLoS ONE**, v. 8, n. 3, 6 mar. 2013.

VOTIER, S. C.; HATCHWELL, B.; BECKERMAN, A. P. Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. **Ecology Letters**, v. 8, n. November, p. 1157–1164, 2005.

WILCOX, C. *et al.* Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 38, p. 11899–11904, 22 set. 2015.

Supplementary Material

Species Data

The records of stranding birds for 8 mesoregions in four years of study included 74 species, of which 44 were considered seabirds, 9 shorebirds and 16 waterbirds. We only used for this study seabird species that contributed with more 10 individuals to the role data set.

Supplementary Table 1. The total bird species that stranded in the study area between 2016 and 2019 years.

| Specie | Stranding Events | English name | Behavior | Status ^{a,b} | Status II ^a | IUCN | Population ^b |
|--------------------------------------|------------------|------------------------|------------|-----------------------|------------------------|-----------------|-------------------------|
| <i>Anous stolidus</i> | 8 | Brown Noddy | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Ardea alba</i> | 39 | Great White Egret | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Unknown |
| <i>Ardea cocoi</i> | 16 | Cocoi Heron | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Botaurus pinnatus</i> | 2 | Pinnated Bittern | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Unknown |
| <i>Bubulcus ibis</i> | 3 | Cattle Egret | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Butorides striata</i> | 6 | Striated Heron | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Calidris alba</i> | 10 | Sanderling | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Unknown |
| <i>Calidris canutus</i> | 4 | Red Knot | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Near Threatened | Decreasing |
| <i>Calidris fuscicollis</i> | 7 | White-rumped Sandpiper | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Calonectris borealis</i> | 102 | Cory's Shearwater | Seabird | Northern Migratory | VI (E) | Least Concern | Unknown |
| <i>Calonectris diomedea</i> | 153 | Scopoli's Shearwater | Seabird | Northern Migratory | VA (E) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Calonectris edwardsii</i> | 1 | Cape Verde Shearwater | Seabird | Northern Migratory | VI (E) | Near Threatened | Decreasing |
| <i>Charadrius collaris</i> | 2 | Collared Plover | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Charadrius semipalmatus</i> | 7 | Semipalmated Plover | Waterbirds | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Stable |
| <i>Chloroceryle americana</i> | 1 | Green Kingfisher | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> | 1 | Gray-hooded Gull | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Chroicocephalus maculipennis</i> | 3 | Brown-hooded Gull | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Daption capense</i> | 18 | Cape Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Diomedea epomophora</i> | 2 | Royal Albatross | Seabird | Southern Migratory | VI [#] | Vulnerable | Stable |
| <i>Egretta caerulea</i> | 3 | Little Blue Heron | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |

| | | | | | | | |
|--------------------------------|------|----------------------------|------------|--------------------|--------|-----------------|------------|
| <i>Egretta thula</i> | 35 | Snowy Egret | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Fregata magnificens</i> | 638 | Magnificent Frigatebird | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Fulmarus glacialisoides</i> | 10 | Southern Fulmar | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Gallinago paraguaiaae</i> | 1 | South American Snipe | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Haematopus palliatus</i> | 22 | American Oystercatcher | Shorebird | Resident | BR | least Concern | Stable |
| <i>Halobaena caerulea</i> | 1 | Blue Petrel | Seabird | Southern Migratory | VA (S) | least Concern | Decreasing |
| <i>Himantopus melanurus</i> | 23 | White-backed Stilt | Shorebird | Resident | BR | Least Concern | Unknown |
| <i>Ixobrychus exilis</i> | 2 | Least Bittern | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Larus atlanticus</i> | 1 | Olrog's Gull | Seabird | southern Migratory | VI (S) | Near Threatened | Stable |
| <i>Larus dominicanus</i> | 2857 | Kelp Gull | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Macronectes giganteus</i> | 111 | Southern Giant-Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Increasing |
| <i>Macronectes halli</i> | 5 | Northern Giant-Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Increasing |
| <i>Megaceryle torquata</i> | 1 | Ringed Kingfisher | Waterbirds | Resident | BR | least Concern | Stable |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | 5 | Yellow-crowned Night-Heron | Waterbirds | Resident | BR | least Concern | Stable |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | 28 | Black-crowned Night-Heron | Waterbirds | Resident | BR | least Concern | Decreasing |
| <i>Oceanites oceanicus</i> | 31 | Wilson's Storm-Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Pachyptila belcheri</i> | 10 | Slender-billed Prion | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Pachyptila desolata</i> | 14 | Antarctic Prion | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Pachyptila vittata</i> | 2 | Broad-billed Prion | Seabird | Southern Migratory | VA (S) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Nannopterum brasilianum</i> | 926 | Neotropic Cormorant | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Phimosus infuscatus</i> | 5 | Bare-faced Ibis | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Pluvialis dominica</i> | 5 | American Golden-Plover | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Decreasing |

| | | | | | | | |
|-----------------------------------|-------|----------------------|------------|--------------------|-------------|-----------------|------------|
| <i>Pluvialis squatarola</i> | 1 | Black-bellied Plover | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Porphyrio martinica</i> | 1 | Purple Gallinule | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Procellaria aequinoctialis</i> | 664 | White-chinned Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Vulnerable | Decreasing |
| <i>Procellaria conspicillata</i> | 3 | Spectacled Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Vulnerable | Increasing |
| <i>Pterodroma arminjoniana</i> | 1 | Trindade Petrel | Seabird | Resident | BR | Vulnerable | Stable |
| <i>Pterodroma incerta</i> | 16 | Atlantic Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Endangered | Decreasing |
| <i>Pterodroma mollis</i> | 13 | Soft-plumaged Petrel | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Ardenna gravis</i> | 108 | Great Shearwater | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Ardenna grisea</i> | 76 | Sooty Shearwater | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Near Threatened | Decreasing |
| <i>Puffinus puffinus</i> | 3033 | Manx Shearwater | Seabird | Northern Migratory | VI (E) | least Concern | Unknown |
| <i>Rynchops niger</i> | 39 | Black Skimmer | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Spheniscus magellanicus</i> | 18433 | Magellanic Penguin | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Stercorarius antarcticus</i> | 4 | Brown Skua | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Stercorarius chilensis</i> | 12 | Chilean Skua | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Stercorarius longicaudus</i> | 4 | Long-tailed Jaeger | Seabird | Northern Migratory | VI (N, E?) | Least Concern | Stable |
| <i>Stercorarius maccormicki</i> | 6 | South Polar Skua | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Least Concern | Stable |
| <i>Stercorarius parasiticus</i> | 11 | Parasitic Jaeger | Seabird | Northern Migratory | VI (E, N?) | Least Concern | Stable |
| <i>Stercorarius pomarinus</i> | 6 | Pomarine Jaeger | Seabird | Northern Migratory | VI (E?, N?) | Least Concern | Stable |
| <i>Sterna hirundinacea</i> | 115 | South American Tern | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Sterna hirundo</i> | 67 | Common Tern | Seabird | Northern Migratory | VI (N, E) | Least Concern | Unknown |
| <i>Sterna trudeaui</i> | 7 | Snowy-crowned Tern | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Stable |
| <i>Sula dactylatra</i> | 1 | Masked Booby | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |

| | | | | | | | |
|------------------------------------|------|------------------------|------------|--------------------|----------------|-----------------|------------|
| <i>Sula leucogaster</i> | 2056 | Brown Booby | Seabird | Resident | BR | Least Concern | Decreasing |
| <i>Syrigma sibilatrix</i> | 2 | Whistling Heron | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Unknown |
| <i>Thalassarche chlororhynchos</i> | 972 | Yellow-nosed Albatross | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Endangered | Decreasing |
| <i>Thalassarche melanophris</i> | 507 | Black-browed Albatross | Seabird | Southern Migratory | VI (S) | Near Threatened | Decreasing |
| <i>Thalasseus acufavidus</i> | 90 | Cabot's Tern | Seabird | Resident | BR, VI (S, N) | Least Concern | Unknown |
| <i>Thalasseus maximus</i> | 18 | Royal Tern | Seabird | Resident | BR, VI (S, N?) | Least Concern | Stable |
| <i>Tringa melanoleuca</i> | 3 | Greater Yellowlegs | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Stable |
| <i>Tringa solitaria</i> | 1 | Solitary Sandpiper | Shorebird | Northern Migratory | VI (N) | Least Concern | Decreasing |
| <i>Vanellus chilensis</i> | 3 | Southern Lapwing | Waterbirds | Resident | BR | Least Concern | Increasing |
| <i>Xema sabini</i> | 1 | Sabine's Gull | Seabird | Northern Migratory | VA (N?) | Least Concern | Stable |

^a Pacheco *et al.* (2021)

^b Birds of the World (2022)



Supplementary Figure 1. The 25 seabird that contributed with more than 10 individuals to the role data set and were used for all analyses.

Data Analyses

We constructed different models to understand whether the observed patterns for abundance, richness and diversity of stranded seabirds along the coast of Brazil were explained by the mesoregion and/or season in which they were found, and whether these patterns were influenced by migratory movements of seabirds and this was affected by anthropogenic and environmental variables. All models were conducted with Generalized Least Squares (GLS), due the heteroskedastic variance structure for the interaction between Mesoregion and Season, and we had a correlation between the residuals due to the spatial autocorrelation observed in the Mesoregion. We used in all models *varIdent* (form= ~ 1 |Mesoregion*Season) for corrected variance structure and *corCAR1* (form= ~ 1 |Mesoregion) for the spatial autocorrelation in Mesoregion.

- *Abundance*

First model with abundance of all seabirds species and Mesoregion and Season (GLS, abundance \sim Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 17.6991; season: $p < 0.0001$, F-value= 18.3066).

Supplementary Table 2. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1 in autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.360 | 0.061 | 5.872 | 0.000 |
| Mesoregion2 | 0.109 | 0.089 | 1.231 | 0.219 |
| Mesoregion3 | -0.147 | 0.065 | -2.247 | 0.025 |
| Mesoregion4 | -0.096 | 0.067 | -1.428 | 0.154 |
| Mesoregion5 | -0.098 | 0.077 | -1.261 | 0.208 |
| Mesoregion6 | -0.258 | 0.064 | -4.046 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.264 | 0.062 | -4.261 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.289 | 0.062 | -4.628 | 0.000 |
| Spring | 0.262 | 0.046 | 5.653 | 0.000 |
| Summer | 0.000 | 0.022 | -0.005 | 0.996 |
| Winter | 0.107 | 0.024 | 4.433 | 0.000 |

Residual standard error: 0.2948378

Parameter estimate Phi = 0.2415003

AIC = 47.1865; BIC= 221.0148; logLik= 20.40675

Similarly, three other models were conducted with the response variable been (1) Abundance of Resident seabirds, (2) Abundance of Southern seabirds, (3) Abundance of Northern seabirds, in order to understand the effects of this different behaviours on the overall seabird strandings.

- (I) Abundance of Resident seabirds (GLS, Resident abundance ~ Mesoregion * Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 44.8829; season: $p < 0.0001$, F-value= 15.7659; mesoregion*season= $p < 0.001$, F-value= 3.4000).

Supplementary Table 3. Results of generalized least squares (GLS) regression model of resident seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1*autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|---------------------|--------|-----------|---------|---------|
| Mesoregion3 | -0.118 | 0.051 | -2.308 | 0.022 |
| Mesoregion4 | -0.133 | 0.053 | -2.487 | 0.013 |
| Mesoregion5 | -0.116 | 0.054 | -2.132 | 0.034 |
| Mesoregion6 | -0.250 | 0.041 | -6.150 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.240 | 0.042 | -5.769 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.225 | 0.042 | -5.368 | 0.000 |
| Spring | 0.503 | 0.139 | 3.614 | 0.000 |
| Summer | -0.126 | 0.050 | -2.515 | 0.012 |
| Mesoregion3: Spring | -0.336 | 0.147 | -2.283 | 0.023 |
| Mesoregion4: Spring | -0.463 | 0.146 | -3.166 | 0.002 |
| Mesoregion5: Spring | -0.511 | 0.147 | -3.470 | 0.001 |
| Mesoregion6: Spring | -0.432 | 0.141 | -3.071 | 0.002 |
| Mesoregion7: Spring | -0.369 | 0.145 | -2.546 | 0.011 |
| Mesoregion8: Spring | -0.426 | 0.142 | -3.004 | 0.003 |
| Mesoregion3: Summer | 0.258 | 0.078 | 3.321 | 0.001 |
| Mesoregion4: Summer | 0.189 | 0.067 | 2.832 | 0.005 |
| Mesoregion6: Summer | 0.171 | 0.054 | 3.137 | 0.002 |
| Mesoregion7: Summer | 0.210 | 0.062 | 3.404 | 0.001 |
| Mesoregion8: Summer | 0.127 | 0.054 | 2.361 | 0.019 |

Residual standard error: 0.1012566

Parameter estimate Phi = 0.2191884

AIC = -663.2792; BIC= -406.4874; logLik= 396.6369

(II) Abundance of Southern seabirds (GLS, Southern abundance ~ Mesoregion + Season)

showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 17.24911; season: $p < 0.0001$, F-value= 20.51772).

Supplementary Table 4. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn).

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|-------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.137 | 0.031 | 4.457 | 0.000 |

| | | | | |
|-------------|--------|-------|--------|-------|
| Mesoregion3 | -0.089 | 0.032 | -2.781 | 0.006 |
| Mesoregion4 | -0.078 | 0.033 | -2.377 | 0.018 |
| Mesoregion5 | -0.098 | 0.030 | -3.238 | 0.001 |
| Mesoregion6 | -0.104 | 0.030 | -3.438 | 0.001 |
| Mesoregion7 | -0.105 | 0.030 | -3.466 | 0.001 |
| Mesoregion8 | -0.107 | 0.030 | -3.550 | 0.000 |
| Summer | -0.029 | 0.010 | -3.017 | 0.003 |
| Winter | 0.048 | 0.013 | 3.553 | 0.000 |

Residual standard error: 0.1792142

Parameter estimate Phi = 0.1852204

AIC = -863.096; BIC= -689.2677; logLik= 475.548

(III) Abundance of Northern seabirds (GLS, Northern abundance ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 22.0855; season: $p < 0.0001$, F-value= 109.1065).

Supplementary Table 5. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding abundance spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.117 | 0.009 | 12.933 | 0.000 |
| Mesoregion3 | -0.041 | 0.009 | -4.382 | 0.000 |
| Mesoregion4 | -0.038 | 0.011 | -3.615 | 0.000 |
| Mesoregion5 | -0.039 | 0.010 | -3.780 | 0.000 |
| Mesoregion6 | -0.062 | 0.009 | -6.820 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.045 | 0.009 | -4.802 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.054 | 0.009 | -5.981 | 0.000 |
| Spring | 0.207 | 0.029 | 7.258 | 0.000 |
| Summer | -0.036 | 0.004 | -10.280 | 0.000 |
| Winter | 0.040 | 0.005 | 8.102 | 0.000 |

Residual standard error: 0.02643496

Parameter estimate Phi = 0.2928212

AIC = -1012.024; BIC= -838.1958; logLik= 550.012

- *Richness*

First model with richness of all seabirds species and Mesoregion and Season (GLS, richness ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 72.7059; season: $p < 0.0001$, F-value = 56.7698).

Supplementary Table 6. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0,114 | 0,007 | 15,809 | 0,000 |
| Mesoregion3 | -0,037 | 0,008 | -4,578 | 0,000 |
| Mesoregion4 | -0,043 | 0,008 | -5,461 | 0,000 |
| Mesoregion5 | -0,047 | 0,008 | -6,148 | 0,000 |
| Mesoregion6 | -0,077 | 0,007 | -10,837 | 0,000 |
| Mesoregion7 | -0,062 | 0,007 | -8,349 | 0,000 |
| Mesoregion8 | -0,076 | 0,007 | -10,254 | 0,000 |
| Spring | 0,010 | 0,003 | 2,994 | 0,003 |
| Summer | -0,013 | 0,003 | -4,153 | 0,000 |
| Winter | 0,028 | 0,004 | 7,064 | 0,000 |

Residual standard error: 0.04426471

Parameter estimate Phi = 0.07452281

AIC = -1673.078; BIC = -1499.25; logLik = 880.5391

Similarly, three other models were conducted with the response variable been (1) Richness of Resident seabirds, (2) Richness of Southern seabirds, (3) Richness of Northern seabirds, in order to understand the effects of this different behaviours on the overall seabird strandings.

(I) Richness of Resident seabirds (GLS, Resident richness ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 78.751; season: $p < 0.0001$, F-value = 5.891).

Supplementary Table 7. Results of generalized least squares (GLS) regression model of resident seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1*autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|-------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.040 | 0.002 | 18.266 | 0.000 |

| | | | | |
|-------------|--------|-------|---------|-------|
| Mesoregion2 | 0.011 | 0.003 | 3.277 | 0.001 |
| Mesoregion3 | 0.008 | 0.003 | 2.606 | 0.010 |
| Mesoregion6 | -0.023 | 0.002 | -11.427 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.011 | 0.003 | -3.815 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.016 | 0.003 | -6.344 | 0.000 |
| Spring | 0.003 | 0.001 | 2.573 | 0.011 |
| Winter | 0.004 | 0.001 | 3.121 | 0.002 |

Residual standard error: 0.01140372

Parameter estimate Phi = 0.1589576

AIC = -2369.382; BIC= -2195.554; logLik= 1228.691

(II) Richness of Southern seabirds (GLS, Southern richness ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 39.56680; season: $p < 0.0001$, F-value= 70.47196).

Supplementary Table 8. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.049 | 0.005 | 9.570 | 0.000 |
| Mesoregion3 | -0.029 | 0.005 | -5.510 | 0.000 |
| Mesoregion4 | -0.024 | 0.006 | -4.259 | 0.000 |
| Mesoregion5 | -0.025 | 0.005 | -4.637 | 0.000 |
| Mesoregion6 | -0.032 | 0.005 | -6.528 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.034 | 0.005 | -6.738 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.035 | 0.005 | -7.107 | 0.000 |
| Summer | -0.013 | 0.002 | -5.767 | 0.000 |
| Winter | 0.017 | 0.003 | 5.796 | 0.000 |

Residual standard error 0.02319488

Parameter estimate Phi = 0.1025074

AIC = -1999.087; BIC= -1825.259; logLik= 1043.544

(III) Richness of Northern seabirds (GLS, Northern richness ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 49.9883; season: $p < 0.0001$, F-value= 16.3058).

Supplementary Table 9. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding richness spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.020 | 0.002 | 8.976 | 0.000 |
| Mesoregion3 | -0.014 | 0.003 | -5.695 | 0.000 |
| Mesoregion4 | -0.010 | 0.003 | -3.893 | 0.000 |
| Mesoregion5 | -0.014 | 0.002 | -5.546 | 0.000 |
| Mesoregion6 | -0.017 | 0.002 | -7.438 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.011 | 0.003 | -4.382 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.015 | 0.002 | -6.430 | 0.000 |
| Spring | 0.006 | 0.001 | 6.060 | 0.000 |
| Winter | 0.004 | 0.001 | 3.228 | 0.001 |

Residual standard error: 0.01735793

Parameter estimate Phi = 0.1872445

AIC = -2552.009; BIC= -2378.181; logLik= 1320.005

- *Diversity*

First model with diversity of all seabird species and Mesoregion and Season (GLS, diversity ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$. F-value = 58.0845; season: $p < 0.0001$. F-value= 40.1556).

Supplementary Table 10. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.070 | 0.004 | 17.781 | 0.000 |
| Mesoregion3 | -0.017 | 0.005 | -3.441 | 0.001 |
| Mesoregion4 | -0.016 | 0.004 | -3.626 | 0.000 |
| Mesoregion5 | -0.023 | 0.004 | -5.394 | 0.000 |
| Mesoregion6 | -0.042 | 0.004 | -10.746 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.029 | 0.004 | -6.910 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.037 | 0.004 | -9.179 | 0.000 |
| Spring | -0.005 | 0.002 | -2.552 | 0.011 |
| Summer | -0.010 | 0.002 | -4.760 | 0.000 |

| | | | | |
|--------|-------|-------|-------|-------|
| Winter | 0.019 | 0.003 | 6.479 | 0.000 |
|--------|-------|-------|-------|-------|

Residual standard error: 0.02622038
Parameter estimate Phi = 0.1026887
AIC = -2012.618; BIC= -1838.79; logLik= 1050.309

Similarly, three other models were conducted with the response variable been (1) Diversity of Resident seabirds, (2) Diversity of Southern seabirds, (3) Diversity of Northern seabirds, in order to understand the effects of this different behaviours on the overall seabird strandings.

- (I) Diversity of Resident seabirds (GLS, Resident diversity ~ Mesoregion * Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 104.810; season: $p = 0.6213$, F-value= 0.591; mesoregion*season: $p < 0.001$; F-value= 4.137).

Supplementary Table 11. Results of generalized least squares (GLS) regression model of seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. All variables with statistical significance are marked with an asterisk. (Reference level: mesoregion 1*autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|--------------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0,029 | 0,002 | 14,283 | 0,000 |
| Meso2 | 0,010 | 0,004 | 2,802 | 0,005 |
| Meso6 | -0,015 | 0,003 | -5,785 | 0,000 |
| Meso7 | -0,007 | 0,004 | -2,027 | 0,043 |
| Meso8 | -0,008 | 0,003 | -2,730 | 0,007 |
| Meso3:SeasonWinter | 0,016 | 0,007 | 2,387 | 0,018 |

Residual standard error: 0.006460915
Parameter estimate Phi = 0.1112608
AIC = -2661.283; BIC= -2404.491; logLik= 1395.642

- (II) Diversity of Southern seabirds (GLS, Southern diversity ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 43.3269; season: $p < 0.0001$, F-value= 67.3372).

Supplementary Table 12. Results of generalized least squares (GLS) regression model of southern seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|-------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.043 | 0.004 | 10.959 | 0.000 |

| | | | | |
|--------------|--------|-------|--------|-------|
| Meso3 | -0.025 | 0.004 | -6.231 | 0.000 |
| Meso4 | -0.021 | 0.004 | -4.915 | 0.000 |
| Meso5 | -0.022 | 0.004 | -5.201 | 0.000 |
| Meso6 | -0.029 | 0.004 | -7.662 | 0.000 |
| Meso7 | -0.030 | 0.004 | -7.642 | 0.000 |
| Meso8 | -0.031 | 0.004 | -8.279 | 0.000 |
| SeasonSummer | -0.011 | 0.002 | -5.778 | 0.000 |
| SeasonWinter | 0.013 | 0.002 | 5.375 | 0.000 |

Residual standard error 0.01795381

Parameter estimate Phi = 0.1114156

AIC = -2155.667; BIC= -1981.838; logLik= 1121.833

(III) Diversity of Northern seabirds (GLS, Northern diversity ~ Mesoregion + Season) showed a significant difference of mesoregion and season for all ecological indices (mesoregion: $p < 0.001$, F-value = 93.959; season: $p < 0.0001$, F-value= 7.881).

Supplementary Table 13. Results of generalized least squares (GLS) regression model of northern seabird stranding diversity spatial and temporal differences along the Brazilian coast. Only variables with statistical significance were held here. (Reference level: mesoregion 1 and autumn)

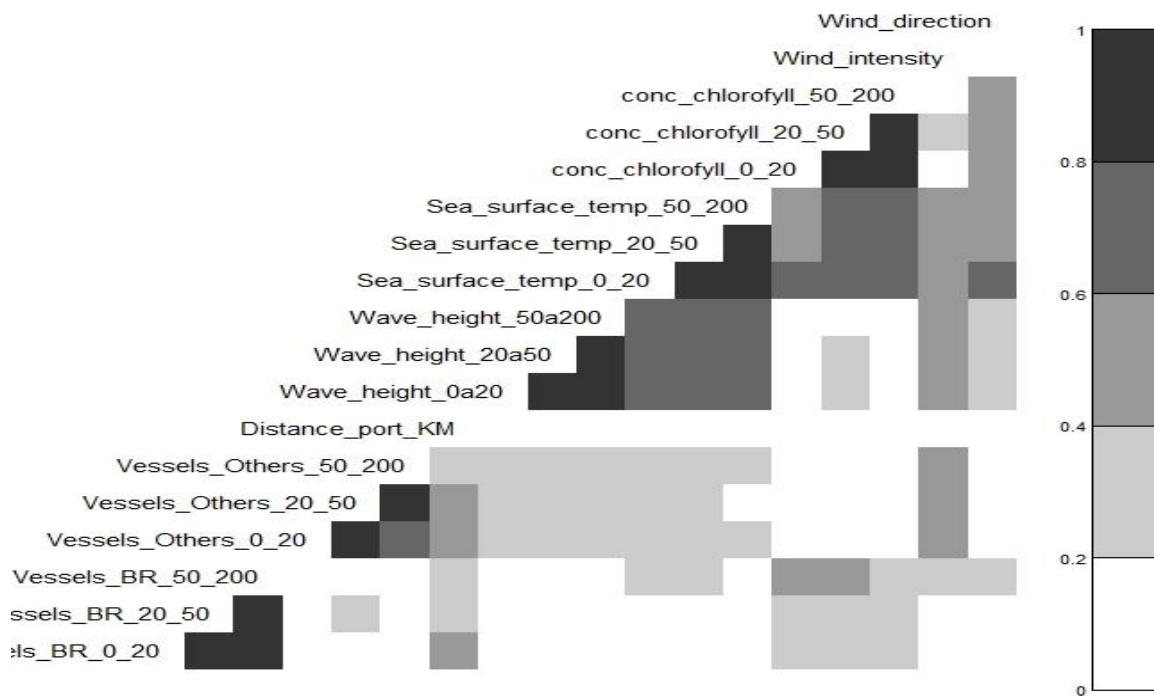
| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------|--------|-----------|---------|---------|
| (Intercept) | 0.034 | 0.001 | 28.411 | 0.000 |
| Mesoregion2 | -0.004 | 0.002 | -2.001 | 0.046 |
| Mesoregion3 | -0.016 | 0.001 | -11.096 | 0.000 |
| Mesoregion4 | -0.014 | 0.002 | -8.996 | 0.000 |
| Mesoregion5 | -0.017 | 0.001 | -11.916 | 0.000 |
| Mesoregion6 | -0.025 | 0.001 | -21.601 | 0.000 |
| Mesoregion7 | -0.015 | 0.001 | -11.175 | 0.000 |
| Mesoregion8 | -0.019 | 0.001 | -14.551 | 0.000 |
| Spring | 0.003 | 0.001 | 4.728 | 0.000 |

Residual standard error: 0.01641492

Parameter estimate Phi = 0.1855442

AIC = -2810.152; BIC= -2636.324; logLik= 1449.076

- *Environmental and anthropogenic variables*



Supplementary Figure 2. Pearson correlation matrix with all environmental and anthropogenic variables

To understand how anthropogenic and environmental variables affected the observed stranding pattern of seabirds for abundance, richness and diversity, we built different models GLS with same corrections described above for variance and spatial autocorrelation but including environmental and anthropogenic variables as predictor variables. Only significant predictors were kept in the final model described below.

Supplementary Table 14. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between all data of seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors.

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------------------|--------|-----------|---------|---------|
| Abundance | | | | |
| (Intercept) | -0.148 | 0.092 | -1.614 | 0.107 |
| Wave Height | 0.049 | 0.014 | 3.440 | 0.001 |
| Sea surface temperature | -0.005 | 0.002 | -2.095 | 0.037 |
| Wind intensity | 0.137 | 0.024 | 5.822 | 0.000 |

| Richness | | | | |
|---------------------------|--------|-------|--------|-------|
| (Intercept) | 0.539 | 0.015 | 3.453 | 0.000 |
| Wave Height | 0.014 | 0.002 | 6.139 | 0.000 |
| Sea surface temperature | -0.002 | 0.000 | -5.072 | 0.000 |
| Concentration chlorophyll | 0.002 | 0.001 | 2.078 | 0.038 |
| Wind intensity | 0.001 | 0.004 | 2.590 | 0.000 |
| Diversity | | | | |
| (Intercept) | 0.052 | 0.007 | 7.702 | 0.000 |
| Sea surface temperature | -0.001 | 0.000 | -3.203 | 0.002 |
| Chlorophyll concentration | 0.001 | 0.000 | 2.524 | 0.012 |

Supplementary Table 15. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between resident seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors.

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|------------------|--------|-----------|---------|---------|
| Abundance | | | | |
| (Intercept) | -0.109 | 0.034 | -3.23 | 0.001 |
| Wind intensity | 0.082 | 0.011 | 6.906 | 0.000 |
| Richness | | | | |
| (Intercept) | 0.016 | 0.004 | 3.969 | 0.000 |
| Wind intensity | 0.004 | 0.001 | 3.350 | 0.000 |

Table 16 shows the result of the model with the lowest AIC, in which only the wind intensity was maintained, but even so without presenting significance.

Supplementary Table 16. Results of generalized least squares (GLS) regression model with de lowest AIC for resident seabird species stranding diversity and environmental predictors.

| | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|----------------------|-------|-----------|---------|---------|
| Intercepto | 0.020 | 0.002 | 8.249 | 0.000 |
| Wind intensity (m/s) | 0.001 | 0.001 | 1.743 | 0.082 |

Residual standard error: 0.01198348

Parameter estimate Phi = 0.7174714

AIC = -2534.736; BIC= -2396.463; logLik= 1302.368

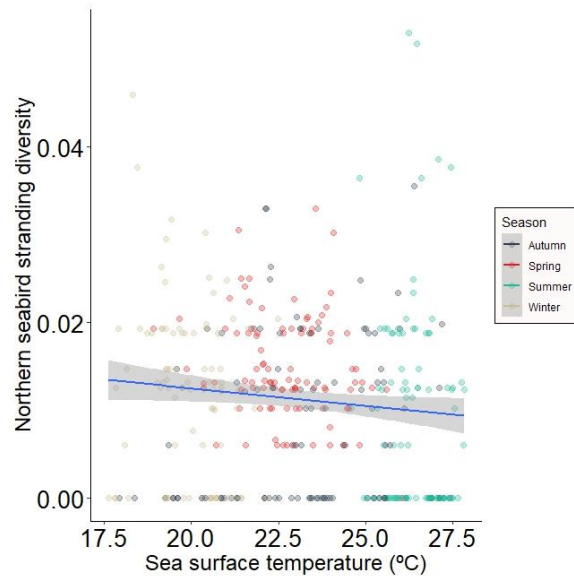
Supplementary Table 17. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between southern seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors.

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|-------------------------|--------|-----------|---------|---------|
| Abundance | | | | |
| (Intercept) | 0.167 | 0.023 | 7.101 | 0.000 |
| Sea surface temperature | -0.006 | 0.001 | -6.858 | 0.000 |
| Richness | | | | |
| (Intercept) | 0.108 | 0.011 | 10.113 | 0.000 |
| Sea surface temperature | -0.004 | 0.000 | -13.507 | 0.000 |
| Wind intensity | 0.005 | 0.002 | 3.098 | 0.002 |
| Diversity | | | | |
| (Intercept) | 0.088 | 0.008 | 10.483 | 0.000 |
| Sea surface temperature | -0.004 | 0.000 | -14.075 | 0.000 |
| Wind intensity | 0.005 | 0.001 | 4.042 | 0.000 |

Supplementary Table 18. Results of generalized least squares (GLS) regression model relation between northern seabird species stranding abundance, richness and diversity and environmental predictors.

| Parameter | Value | Std.Error | t-value | p-value |
|---------------------------|--------|-----------|---------|---------|
| Abundance | | | | |
| (Intercept) | 0.008 | 0.005 | 1.542 | 0.124 |
| Wave height | 0.009 | 0.003 | 3.645 | 0.000 |
| Chlorophyll concentration | 0.002 | 0.001 | 2.292 | 0.023 |
| Richness | | | | |
| (Intercept) | -0.008 | 0.003 | -2.984 | 0.000 |
| Wave height | 0.002 | 0.001 | 3.537 | 0.000 |
| Wind intensity | 0.005 | 0.001 | 5.283 | 0.000 |

| Diversity | | | | |
|-------------------------|--------|-------|--------|-------|
| (Intercept) | -0.002 | 0.002 | -0.815 | 0.416 |
| Wave height | 0.001 | 0.000 | 3.267 | 0.001 |
| Sea surface temperature | 0.000 | 0.000 | 2.197 | 0.029 |
| Wind intensity | 0.003 | 0.001 | 5.177 | 0.000 |



Supplementary Figure 3. Scatter diagram value between northern seabird stranding diversity sea surface temperature showing no slope in the correlation line.

Bibliography

Birds of the World. Edited by BILLERMAN, S. M.; KEENEY, B. K.; RODEWALD, P. G.; SCHULENBERG, T. S. **Cornell Laboratory of Ornithology**, Ithaca, NY, USA, 2022. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>

PACHECO, J. F.; SILVEIRA, L. F.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; COHN-HAFT, M.; MAURÍCIO, G. N.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S. R.; LEES, A. C.; FIGUEIREDO, L. F. A.; CARRANO, E.; GUEDES, R. C.; CESARI, E.; FRANZ, I.; SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian ornithological records committee — Second edition. **Ornithology Research**, 29, 94–105, 2021. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>

CAPÍTULO 2: Encalhe de pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*, Foster 1871) na costa sul e sudeste do Brasil: influências ambientais e a estrutura populacional nas áreas de inverno

Resumo

O estudo de animais encalhados é amplamente utilizado ao redor do mundo e auxilia cientistas a terem informações sobre ecologia de espécies. Principalmente àquelas que percorrem grandes distâncias nos processos migratórios, minimizando os custos de pesquisas durante estes movimentos, além de contribuir para o diagnóstico de pressões ambientais e antrópicas que as espécies possam enfrentar neste período. O pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) é uma espécie bastante estudada nas áreas de nidificação, mas por percorrerem longas distâncias durante o período não reprodutivo, permanecem como alvo de diversas perguntas. Desta maneira, nosso objetivo foi estudar os encalhes de pinguins-de-Magalhães na região sul e sudeste do Brasil buscando por padrões espaço-temporais, influências ambientais e estrutura populacional deste encalhes. Utilizamos a abundância diária da base de dados do Projeto de Monitoramento de Praias (PMP-BS) entre 2016 e 2019, e correlacionamos com médias mensais de cinco variáveis ambientais em oito mesorregiões. Registramos um elevado número de encalhes, com maior número de ocorrências no litoral sul (Santa Catarina e Paraná) e com diminuição para o litoral sudeste (São Paulo). Não encontramos diferenças entre os anos, mas observamos 5 eventos extremos de encalhes entre 2018 e 2019 e associamos estes eventos as duas fases do ENSO. Nós encontramos correlação negativa com a temperatura superficial do mar, refletindo os comportamentos migratórios, e correlação positiva com a intensidade do vento, variável importante para a deriva das carcaças. Fêmeas e jovens encalharam três vezes mais que machos e adultos. Com isso, nós argumentamos que a espécie pode ter o declínio populacional acentuado nos próximos anos, já que as condições climáticas adversas parecem aumentar a mortalidade de pinguins durante a migração, principalmente fêmeas e jovens, e estas tendem a aumentar em frequência e intensidade devido aquecimento global.

Palavras-chave

Encalhes; pinguins; migração; temperatura superficial do mar; ENSO; mudanças climáticas; fêmeas; jovens

Introdução

O pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) é uma espécie amplamente estudada e conhecida pela migração invernal (Pütz *et al.*, 2007; García-Borboroglu e

Boersma, 2013), em que saem das colônias de nidificação no extremo sul da América do Sul e podem alcançar o Peru, ao seguir pelo oceano Pacífico (Zavalaga e Paredes, 2009), ou mais frequentemente avistados no norte da Argentina, Uruguai e sul da costa do Brasil, quando seguem o oceano Atlântico (Pütz *et al.*, 2000). É uma espécie que desempenha um importante papel ecológico para os oceanos do hemisfério sul, sendo um elo importante no fluxo energético entre ambiente terrestre e marinho (Silva-Filho e Ruoppolo, 2014). E devido ao hábito de percorrerem estas longas distâncias no processo migratório e de sempre voltarem para as mesmas colônias reprodutivas, são extremamente susceptíveis a mudanças ambientais, sendo muitas vezes utilizados em estudos como sentinelas do mar (Boersma, 2008).

Diversos estudos foram realizados ao longo dos anos nas áreas reprodutivas em busca, de mais informações ecológicas da espécie (Yorio e Boersma, 1994; Frere *et al.*, 1996; Pozzi *et al.*, 2015; Boersma e Rebstock, 2014; Sallaberry-Pincheira *et al.*, 2015; Wagner e Boersma, 2019; Holt e Boersma, 2022), tornando previsível o período migratório (Stokes *et al.*, 2014). Apesar disso, ainda há a necessidade de mais informações sobre este processo, sobretudo diante das mudanças climáticas globais dos últimos anos, as quais aparentam ter impacto direto sobre a migração (García-Borboroglu *et al.* 2010).

Sabe-se que pinguins adultos e jovens saem das colônias logo após o período de muda, que se estende até abril, (Boersma *et al.*, 1990; Boersma *et al.*, 2013) e percorrem longas distâncias em águas oceânicas pela busca de áreas com maior disponibilidade de presas (Pütz *et al.*, 2000), geralmente àquelas com alta produtividade (Pütz *et al.*, 2007). A maior parte dos registros ocorria no extremo sul do Brasil (Boersma *et al.*, 1990; Mäder *et al.*, 2010). Com o passar dos anos, são registrados que mais indivíduos vêm alcançando áreas cada vez mais próximas do Equador (García-Borboroglu *et al.* 2010, Dantas *et al.*, 2013) e este fenômeno não é totalmente compreendido. E durante esses deslocamentos, os pinguins enfrentam uma ampla gama de ameaças, levando-os ao cansaço extremo e até mesmo à morte (García-Borboroglu *et al.*, 2006; Mäder *et al.*, 2010; Valls *et al.*, 2023). Os corpos à deriva em alto mar muitas vezes alcançam as praias ao longo da costa do continente (Peltier e Ridoux, 2015), onde encalham e podem ser utilizados como amostra para estudos de ecologia da espécie nestas áreas de inverno (Vanstreels *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2018; Mariani *et al.*, 2019).

Diversos estudos mostram que analisar as diferentes variáveis oceanográficas, climáticas e antropogênicas, auxiliam a compreender os processos por de trás dos encalhes dos diferentes tetrápodes marinhos (Peltier *et al.*, 2012; Tavares *et al.*, 2016; Tavares *et al.*, 2020; Brusius *et al.*, 2021). Estas variáveis podem influenciar tanto nos processos de deriva dos corpos a alcançarem as praias, bem como auxiliar no entendimento dos eventos de

mortalidade no mar (Peltier *et al.*, 2013; Tavares *et al.*, 2016). Permitindo relacionar a mortalidade a distúrbios ecológicos de larga escala, principalmente àqueles eventos extremos, com chegadas em massa e anormais de uma única espécie (Flint e Fowler, 1998; Peltier e Ridoux, 2015; Tavares *et al.*, 2020).

Desta forma, o objetivo do nosso trabalho foi analisar os encalhes de pinguins-de-Magalhães no litoral sul e sudeste do Brasil, abrangendo parte da Bacia de Santos, entre os anos de 2016 e 2019. Buscamos avaliar a existência de padrões espaço-temporais e influências ambientais nas ocorrências de encalhes. Investigando também a estrutura populacional que alcança a costa brasileira, avaliando as diferenças entre o sexos e a faixa etária dos indivíduos.

Materiais e métodos

- *Área de estudo*

A área de estudo compreende o litoral de oito mesorregiões que fazem parte da maior bacia sedimentar offshore do Brasil, a Bacia de Santos. Abrange aproximadamente 1.032,64 km de extensão de praias monitoradas diariamente, desde o município de Laguna, sul de Santa Catarina (28°28'57" S, 48°46'53" W) ao município de Ubatuba, norte de São Paulo, Brasil (23°26'02" S, 45°04'15" W) (Tabela 1; Figura 1). Embora a divisão de mesorregiões seja uma componente geopolítica conduzida no Brasil, verificou-se que cada mesorregião possui conjunto de praias com características fisiográficas específicas que são capazes de individualizá-las entre si (Petrobrás, 2019).

A área de estudo engloba a maior parte da extensão percorrido pelos pinguins-de-Magalhães durante a migração de inverno para o norte, independente do sítio reprodutivo de origem (Pütz *et al.*, 2007; Martínez *et al.*, 2020; Rebstock *et al.*, 2022) (Figura 1). Além disto, abriga populações de uma importante espécie de peixe pelágico, a anchoíta (*Engraulis anchoita*) (Madureira *et al.*, 2009), apontada como o principal presa na dieta desta espécie (Frere *et al.*, 1996; Marques *et al.*, 2018).

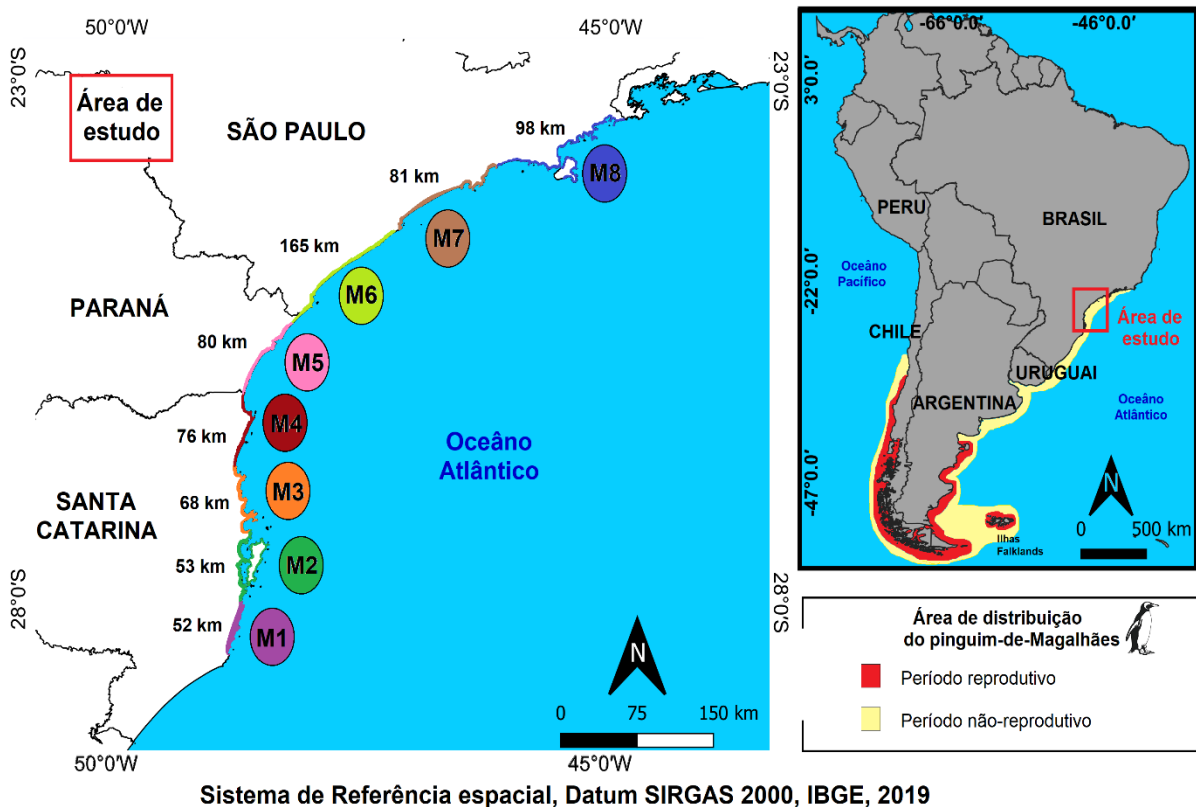


Figura 1. Localização da área de estudo com a área monitorada pelo Programa de Monitoramento de Praias Bacia de Santos (PMP-BS) e as mesorregiões. Enfatizando a área de distribuição do pinguim-de-Magalhães durante o período reprodutivo (vermelho) e o período não-reprodutivo (amarelo).

Tabela 1. Descrição das mesorregiões contendo o número aqui usado, estado a qual pertencem e o nome de acordo ao IBGE (2018)

| Mesorregião | Estado | Nome |
|-------------|----------------|---------------------------------|
| M1 | Santa Catarina | Litoral Sul Catarinense |
| M2 | Santa Catarina | Litoral Central Catarinense |
| M3 | Santa Catarina | Litoral Cento-Norte Catarinense |
| M4 | Santa Catarina | Litoral Norte Catarinense |
| M5 | Paraná | Litoral Paranaense |
| M6 | São Paulo | Litoral Sul Paulista |
| M7 | São Paulo | Litoral Central Paulista |
| M8 | São Paulo | Litoral Norte Paulista |

- *Amostragem*

Os dados da abundância de encalhes dos pinguins-de-Magalhães foram obtidos através do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS).

O monitoramento foi realizado diariamente pela equipe de campo do PMP-BS em 257 praias, durante o período de janeiro de 2016 a dezembro de 2019. Todos os pinguins vivos ou

mortos foram sistematicamente registrados e removidos da praia para evitar recontagem (Barreto *et al.*, 2019). Os indivíduos vivos foram recolhidos e enviados para Unidades de Estabilização ou Centros de Reabilitação parceiros, onde receberam atendimento veterinário a fim de serem reabilitados e soltos. Os animais mortos foram classificados quanto a decomposição da carcaça pelo projeto e àqueles com morte recente e decomposição moderada foram enviados para necropsia, onde foram determinados sexo e idade do indivíduo.

Para avaliar as influências das variáveis oceanográficas e climáticas nos eventos de encalhes nesta espécie, cinco variáveis ambientais foram usadas: altura de onda (metros) -AO, temperatura superficial do mar (°C) - TSM, concentração de clorofila (ug/L) - CC, intensidade do vento (m/s) – IV, e direção do vento - DV. Espera-se que AO, IV e DV exerçam influência direta sobre a deriva das carcaças e animais debilitados para chegada às praias. TSM é um indicador de variabilidade climática e áreas de ressurgência. CC é usado como *proxy* de produtividade marinha e uma medida indireta de suprimento energético. Para CC e TSM os dados foram obtidos do satélite AQUA com resolução de 4 km/pixel e as imagens foram obtidas na página PODDAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center - <https://podaac.jpl.nasa.gov/>). Para AO, IV e DV, os dados foram obtidos utilizando o modelo denominado WAVEWATCH III ®, desenvolvido pela NOAA/NCEP (<http://polar.ncep.noaa.gov/waves/viewer.shtml>). Os dados são disponibilizados cada 3 horas.

- *Análise de dados*

Sabendo-se da migração invernal bem-marcada do pinguim-de-Magalhães, a abundância temporal foi calculada pela soma de encalhes por estação dentro de cada ano avaliado, pois assim evitamos o excesso de zero na nossa matriz e foi possível incorporar o efeito do comportamento migratório bem-marcado ao avaliar a diferença dos eventos de encalhe entre os anos e as mesorregiões.

A abundância foi corrigida para as análises estatísticas devido as diferenças nos tamanhos das praias, tendo sido calculada somando-se os indivíduos encalhados registrados sazonalmente nas praias que compreendem determinada mesorregião dividido pelo comprimento total (km) das praias monitoradas diariamente naquela mesorregião.

Todos os dados foram inicialmente explorados buscando por outliers, colinearidade entre as covariáveis, heterogeneidade residual e autocorrelação nos resíduos antes de escolher a abordagem de modelagem apropriada.

Buscando investigar se a abundância dos encalhes de pinguins-de-Magalhães varia espacial e temporalmente, foi construído um modelo por Mínimos quadrados generalizados

(GLS, em inglês), onde modelamos a estrutura de variância com a função *varIdent* (form= $\sim 1|estação$) e corrigir a heterocedasticidade dos resíduos.

Para compreender as possíveis influências das variáveis ambientais, em primeiro lugar nós avaliamos a colinearidade através da correlação de Pearson e todas aquelas altamente relacionadas (>0.8) foram removidas. Não foram encontradas correlações entre nossas variáveis (Figura S1), portanto todas foram incluídas na análise subsequente. Levando em consideração potenciais relações não lineares das variáveis preditoras com abundância de encalhes, nós analisamos usando Modelo Aditivo Generalizado (GAM, em inglês), uma extensão dos modelos lineares que permite incluir funções de suavização para regressões lineares e não lineares (Hastie e Tibishirani, 1990). Neste modelo, a mesorregião e o ano foram colocados como efeitos aleatórios. O melhor modelo foi escolhido utilizando eliminação de covariáveis não significativas e o melhor ajuste foi avaliado pelo menor AIC (Akaike Information Criteria). Os modelos foram construídos com a família binomial negativa, pois forneceu o melhor ajuste de acordo com a inspeção visual dos resíduos (Zuur et al, 2009). Nós plotamos splines de suavização da abundância corrigida de encalhes por quilômetro como uma função dos preditores.

Nós observamos cinco eventos de encalhes extremos (outliers) que ocorreram no inverno (quatro em 2018 e um em 2019), portanto, todas as análises foram realizadas com e sem estes outliers para entendermos se e como estes eventos poderiam afetar nossos resultados.

Para aqueles registros em que foi possível a distinção de sexo e idade (juvenil ou adulto) dos encalhes confirmados por necropsia, buscou-se avaliar se houve diferenças nestas variáveis a fim de compreender possíveis processos populacionais e migratórios, e consequentemente as suas influências nos eventos de encalhes. Para isto, nós ajustamos para um Modelo Linear Generalizado (GLM, em inglês) utilizando a distribuição Poisson, corrigindo a variável resposta em escala logarítmica.

Todas as análises estatísticas foram conduzidas no R software (versão 4.3.0), usando o pacote “lme4” e “mgcv” para a construção dos modelos e o pacote “psych” para avaliar a correlação entre as variáveis ambientais.

Resultados

Entre janeiro de 2016 e dezembro de 2019 foram registrados 18433 encalhes de pinguins-de-Magalhães ao longo das oito mesorregiões amostradas. No ano de 2016 foram registrados 1728 encalhes, 1192 encalhes em 2017, 11480 no ano de 2018 e 4033 em 2019.

Cinco eventos extremos de encalhes foram observados durante o período amostral nos meses de inverno, quatro destes ocorreram no ano de 2018 totalizando em 7834 animais encalhados nas mesorregiões 1,2,4 e 5 e um em 2019 com 1053 registros na mesorregião 2 (Figura 2).

Apesar dos eventos extremos, não foram observadas diferenças significativas entre os anos avaliados, pois durante a construção do modelo foi incorporado a variância da abundância de encalhe entre as estações do ano, o que amorteceu os efeitos destes outliers temporalmente (Figura 2; Tabela 1). Os resultados para o modelo construído retirando estes cinco eventos reforçam os nossos achados de não haver diferenças temporais (Figura S2; Tabela S1).

Foi observado a diminuição do número de encalhes das regiões mais ao sul seguindo para o norte da costa brasileira, sendo que o maior número de encalhes ocorreu nas mesorregiões 1 e 2 (Litoral Sul Catarinense e Litoral Central Catarinense) que não diferiram entre si. As mesorregiões 7 e 8 (Litoral Central Paulista e Litoral Norte Paulista) registraram o menor número (Figura 2; Tabela 2).

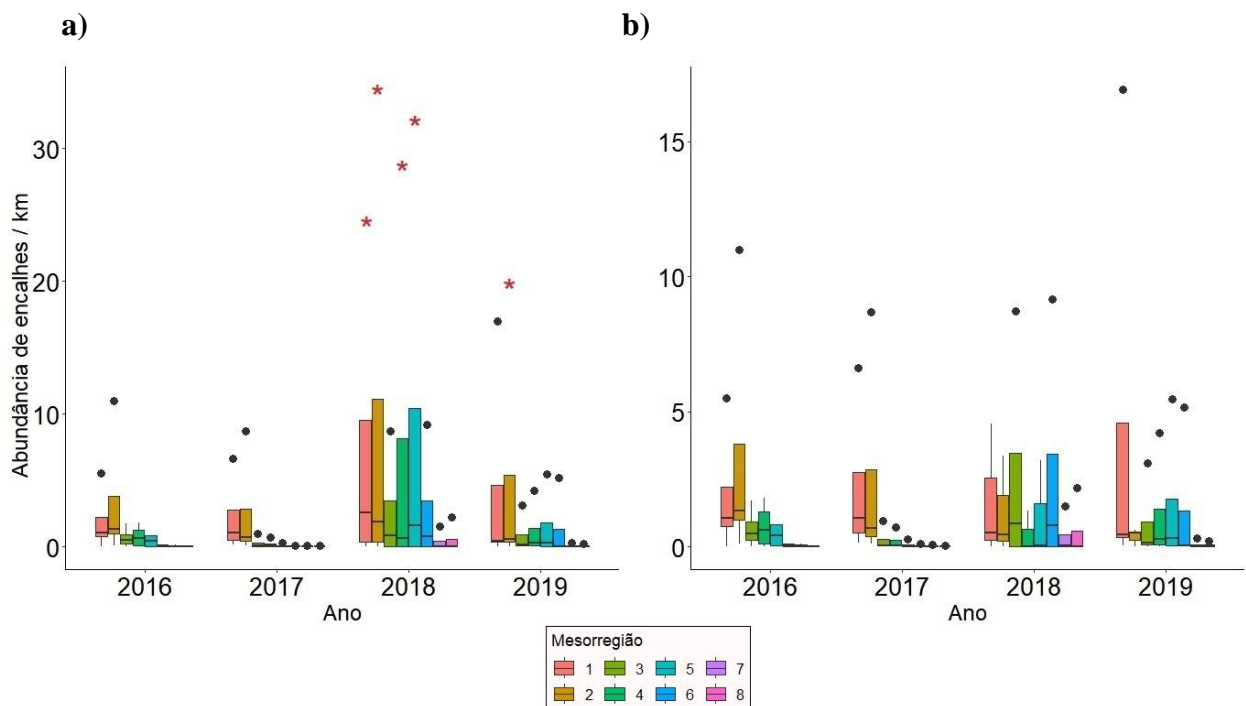


Figura 2. Abundância de encalhes de pinguins-de-Magalhães (*S. magellanicus*) ao longo dos anos e mesorregiões. Abundância corrigida pela área monitorada em km. (* eventos extremos de encalhes) a) Todos os eventos de encalhes. b) Com remoção dos outliers. Mesorregião 1=; Mesorregião 2=; Ano 2016=; Ano 2017=; Ano 2018=; Ano 2019=.

Tabela 2. Resultados do modelo de regressão de mínimos quadrados generalizados (GLS) da abundância espacial e temporal de encalhes de *S. magellanicus* ao longo da costa brasileira. (* variáveis significativas; Nível de referência: mesorregião 1 e ano 2016)

| Parâmetro | Value | Erro padrão | t-value | p-value |
|---------------|--------|-------------|---------|---------------|
| (Intercept) | 0.052 | 0.014 | 3.742 | 0.000 |
| Mesorregião 2 | 0.004 | 0.017 | 0.220 | 0.826 |
| Mesorregião 3 | -0.043 | 0.017 | -2.587 | 0.011* |
| Mesorregião 4 | -0.044 | 0.017 | -2.642 | 0.009* |
| Mesorregião 5 | -0.041 | 0.017 | -2.472 | 0.015* |
| Mesorregião 6 | -0.048 | 0.017 | -2.872 | 0.005* |
| Mesorregião 7 | -0.048 | 0.017 | -2.877 | 0.005* |
| Mesorregião 8 | -0.048 | 0.017 | -2.909 | 0.004* |
| Ano 2017 | 0.021 | 0.012 | 1.808 | 0.073 |
| Ano 2018 | -0.017 | 0.012 | -1.443 | 0.152 |
| Ano 2019 | -0.007 | 0.012 | -0.584 | 0.560 |

Erro padrão residual: 0.369211

AIC = 266.1194; BIC= 308.8999; logLik= -118.0597

Ao avaliarmos a influência das variáveis ambientais na abundância de encalhes, nós encontramos que os encalhes foram negativamente correlacionados com a temperatura da superfície do mar (TSM) com queda na diminuição do número de encalhes a partir dos 18°C e concentrando o maior número de registros entre 18°C e 24°C (Figura 3a). E positivamente correlacionados com a intensidade do vento (IV). Entretanto a relação não linear com a esta variável é reforçada ao observarmos o progressivo aumento do número de encalhes até 3,5 metros/segundos e uma ligeira queda ao exceder este valor, com um novo aumento a partir de 4,3 metros/segundos (Figura 3b; Tabela 3). Ao avaliarmos o modelo gerado sem os eventos extremos de encalhes, foi observado que apenas a TSM mantém significativa com a mesma tendência do modelo anterior, entretanto, IV perde o poder de explicação e não mais apresenta significância (Tabela S2).

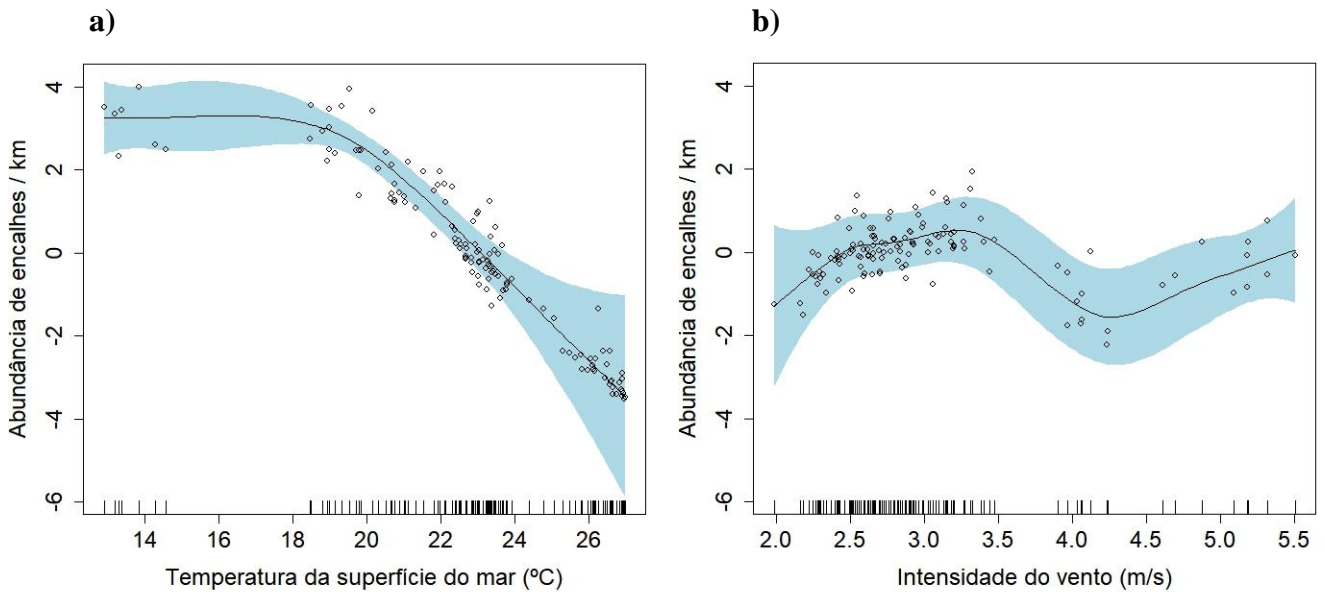


Figura 3. Splines de suavização para abundância corrigida de encalhes por quilômetro em resposta aos preditores significativos, a) temperatura da superfície do mar e b) intensidade do vento. A linha contínua preta refere-se a spline de suavização, a área sombreada indica a faixa de confiança de 95% e os círculos indicam os resíduos parciais que foram obtidas ao ajustar a variável resposta como função das variáveis ambientais predictoras usando GAM

Tabela 3. Resumo estatísticos para o ajuste com o Modelo Aditivo Generalizado (GAM)

| Parâmetro | β | p -valor | R^2 |
|------------|---------|------------|-------|
| Intercepto | -1.74 | 0.03 | 0.97 |
| TSM | -0.03 | <0.01 | |
| IV | 0.04 | 0.02 | |

A inclinação média (β), p -valor e o coeficiente de determinação (R^2) obtidos pelo modelo final obtido com o menor AIC. A inclinação média foi calculada pelos diferentes coeficientes de inclinação resultados do GAM.

No período deste estudo foi possível a distinção de sexo e idade para 2189 encalhes que foram encontrados mortos nas praias ou vieram a óbito enquanto internados para atendimento veterinário, e passaram por necropsias. Destes, foi observado que 1695 eram fêmeas (77%) e 494 machos (23%), 2099 indivíduos foram considerados jovens (95%) e apenas 90 adultos (5%). A discrepância destes resultados foi confirmada pelo GLM que buscou avaliar as diferenças significativas destas características (Figura 4; Tabela 4).

a)

b)

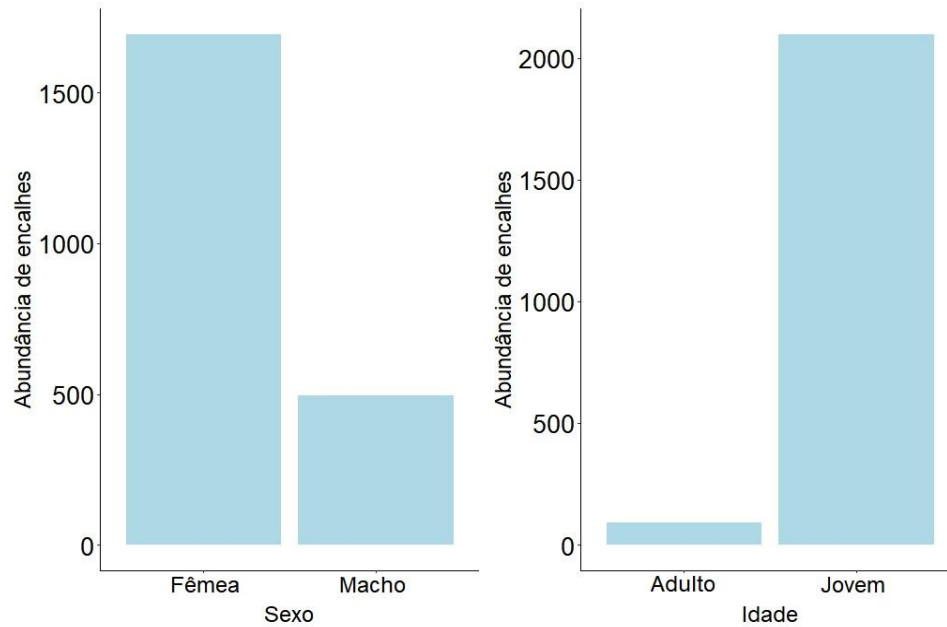


Figura 4. Histogramas evidenciando as diferenças entre as características biológicas entre a) sexo; e b) idade.

Tabela 4. Resultados do Modelo Generalizado Linear (GLM) dos atributos biológicos da abundância de encalhes *S. magellanicus* ao longo da costa brasileira. (* variáveis significativas; Nível de referência: Idade Adulto e Sexo Fêmea)

| Parâmetro | Estimativa | SD | z-valor | p-valor |
|------------|------------|------|---------|---------|
| Intercepto | -0.86 | 0.24 | -3.51 | <0.01* |
| Jovem | 1.27 | 0.25 | 5.07 | <0.01* |
| Macho | -0.43 | 0.13 | -3.46 | <0.01* |

Discussão

Nosso estudo revelou um alto número de encalhes de pinguins-de-Magalhães na costa brasileira entre 2016 e 2019, concentrados principalmente no inverno austral (meses de julho a setembro), refletindo os padrões migratórios já amplamente conhecidos para esta espécie (Pütz *et al.*, 2000; Pütz *et al.* 2007). Não observamos diferenças significativas de encalhes entre os anos avaliados e no estudo de Mäder *et al.* (2010), os autores estimaram que por ano possa ser encontrada em média 31 carcaças/km desta espécie na costa do estado do Rio Grande do Sul, reforçando que o elevado número de encalhes de pinguins-de-Magalhães tende a ser comum no litoral brasileiro, corroborando com nossos achados. Também notamos em nossos resultados e em diferentes trabalhos realizados ao longo do litoral, que o número de encalhes tende a diminuir das regiões mais ao sul para àquelas ao norte do país (García

Borboroglu *et al.*, 2010; Mäder *et al.*, 2010; Mariani *et al.*, 2019; Tavares *et al.*, 2020; Brusius *et al.*, 2021; Cutrim *et al.*, 2022).

Essa tendência de diminuição de encalhes foi observada para outras espécies de aves marinhas com ocorrência na costa brasileira, sendo atribuído tanto aos processos ecológicos quanto às diferentes influências das variáveis ambientais nos encalhes de espécies residentes e migratórias (Rodrigues *et al.* 2023, submetido à publicação). Para esses pinguins, este resultado pode estar principalmente relacionado a distância alcançada no processo migratório e de forrageamento, com muitos indivíduos sendo encontrados no sul do Brasil e poucos para além do norte do estado do Rio de Janeiro (Boersma *et al.*, 1990; Boersma *et al.*, 2013).

Entretanto, os registros da chegada de indivíduos de *S. magellanicus* em regiões cada vez mais próximas da linha do Equador têm se tornado frequentes a partir 2008 (García Borboroglu *et al.*, 2006; Zavalaga e Paredes, 2009; García Borboroglu *et al.*, 2010; Dantas *et al.*, 2013, Skewgar *et al.*, 2014). Sugere-se que estes movimentos estão relacionados com a busca por áreas de produtividade biológica com maior disponibilidade de presas (García Borboroglu *et al.*, 2010; Skewgar *et al.*, 2014; Marques *et al.*, 2018). Bem como os efeitos da intensa atividade pesqueira nos ecossistemas de ressurgência, que induz as aves marinhas a aumentar o esforço de forrageio e se alimentar em áreas cada vez mais distantes das colônias reprodutivas, para lidar com o esgotamento regional de presas causado pela pesca industrial (Boersma, 2008; García Borboroglu *et al.*, 2010; Bertrand *et al.*, 2012; Barbraud *et al.*, 2018). Em Santa Catarina, onde nossos registros de encalhes se concentraram, segundo dados do boletim de atividade pesqueira divulgado em 2023 (PMAP-SC), a pesca industrial alcançou no triênio de 2017 - 2019 cerca de 120.968,91 toneladas de pescado. Assim, aliada a pesca artesanal, o estado continua a crescer e manter seu destaque no cenário de pesca no Brasil. Portanto, apesar de termos encontrado menos encalhes nas mesorregiões 6 a 8 (Litoral de São Paulo), é possível que ao longo dos anos mais indivíduos sejam registrados nestas mesorregiões e àquelas mais ao norte, já que pesca no litoral sul brasileiro tem se intensificado nas últimas décadas.

Ao relacionar os encalhes de pinguim-de-Magalhães com as variáveis ambientais, vimos que o número de encalhes foi negativamente correlacionado com a temperatura superficial do mar, com águas de 18°C a 24°C registrando o maior número de aves. Este resultado também foi observado por Brusius *et al.* (2021) ao estudar encalhes desta espécie no litoral de Ilha Comprida/SP, Brasil. Além da temperatura da superfície do mar refletir principalmente os meses de inverno, também foi visto que os pinguins durante a migração tendem a permanecer na plataforma continental e utilizarem a corrente de

Malvinas/Falklands, região em que as águas frias desta corrente exercem maior força (Silva-Jr *et al.*, 1996).

As águas desta corrente têm origem em regiões mais ao sul do hemisfério e trazem para toda a extensão da Baía do Sul do Brasil águas de baixa temperatura e baixa salinidade (Campos *et al.*, 1996) que impactam diretamente na produtividade primária e disponibilidade de peixes (Mafra *et al.*, 2020). Além disto, esta corrente não favorece apenas o encontro dos pinguins com estas áreas de alimentação, mas também exerce força motora durante o nado, que pode tanto auxiliá-los positivamente ao reduzir o esforço físico durante o deslocamento para estas áreas, como negativamente ao transportá-los para mais distante das colônias (Pütz *et al.*, 2002). Neste último caso, o gasto energético no retorno para as áreas reprodutivas aumenta, podendo levá-los a exaustão física extrema (Santos *et al.*, 2019) e diminuição da condição corporal (Mariani *et al.*, 2019), conseqüentemente aumentando as chances destes de encalharem nas praias.

A relação positiva encontrada entre o número de encalhes recolhidos e o aumento da velocidade do vento corrobora com outros estudos em diferentes espécies de animais marinhos, que demonstraram que o vento desempenha um importante papel para a deriva dos corpos em mar alcançarem as praias (Flint e Fowler, 1998; O'Hara e Morgan, 2006; Castege *et al.*, 2007; Peltier *et al.*, 2012). Peltier e Ridoux (2015), apontaram que a deriva das carcaças, impulsionada principalmente pelos ventos, é o maior fator de confusão que pode mascarar as variações na abundância e mortalidade de espécies. Portanto, é importante que para compreender os padrões de encalhes e as dinâmicas populacionais, os estudos estejam sempre ancorados em projetos de monitoramento de longo prazo, possibilitando compreender a relação desta variável e a casualidade dos registros. Neste estudo, por exemplo, vimos que ao retirar os eventos extremos de encalhes esta variável perdeu o seu poder de explicação. Desta forma, ficou clara a relação do aumento de pinguins mortos ou moribundos no mar com as chances de serem transportados até as praias pelo vento.

Durante período do nosso estudo, foram registradas as duas fases do El Niño-Southern Oscillation (ENSO), *La Niña* entre a primavera de 2017 e início do outono de 2018, e *El Niño* entre os invernos de 2018 e 2019. Ambos os eventos foram classificados com fraca intensidade (Golden Gate Weather Services, 2023). Apesar disto, estas variações climáticas podem afetar de diversas maneiras as populações de pinguim-de-Magalhães (Boersma *et al.*, 2013), como a diminuição do sucesso reprodutivo (Boersma e Rebstock, 2014), aumento do esforço de forrageio (Boermas, 2008; Blanco *et al.*, 2022) e a distância percorrida durante processo migratório (García-Borboroglu *et al.*, 2010).

Na primavera de 2007, as águas superficiais atingiram temperaturas baixas anormais advindas de *La Niña*, García-Borboroglu *et al.* (2010) apontaram que isto afetou o recrutamento de larvas de anchovas, reduzindo a abundância da espécie no ano posterior e influenciando uma alta mortalidade e as distâncias alcançadas pelos pinguins-de-Magalhães na costa brasileira em 2008. Já Mäder *et al.* (2010), associaram o maior número de carcaças de pinguins no extremo sul brasileiro com os eventos de *El Niño*. Em geral, a ocorrência deste fenômeno pode tanto afetar espécies migratórias de peixes ao mudar suas distribuições, quanto alterar o *bloom* de fitoplâncton, que diminui a produtividade e consequentemente a biodiversidade de peixes (Gasalla *et al.*, 2018). No trabalho Tavares *et al.* (2020), os autores observaram o aumento de encalhes de pinguins com a redução de clorofila *a* – *proxy* da biomassa fitoplanctônica - relacionando os encalhes com a falta de alimento, bem como a mortalidade da espécie com o aumento de tempestades. Desta forma, os cinco eventos extremos de encalhes aqui registrados entre 2018 e 2019 nas mesorregiões que abrangem o litoral sul do Brasil (Santa Catarina e Paraná), parecem refletir os diferentes impactos das fases de ENSO no pinguim-de-Magalhães e no comportamento de forrageio durante a migração. Nos chama a atenção que mesmo consideradas fracas, estas anomalias parecem ter acarretado eventos de alta mortalidade. E com a variabilidade climática prevista para aumentar em intensidade e frequência, impactos mais graves nas populações de pinguins podem ser esperados nos próximos anos.

Apesar da razão sexual nas colônias de nidificação para adultos e ovos eclodidos ser praticamente um para um, com leve desequilíbrio para o número de machos adultos, (Boersma *et al.*, 2013), nossos achados apontaram que 77% dos encalhes encontrados na Bacia de Santos foram de fêmeas. Este resultado corrobora com outros trabalhos que observaram um viés mais acentuado para fêmeas de pinguins encalhados ou mortos na costa do Rio Grande do Sul (Reis *et al.*, 2011; Vanstreels *et al.* 2013; Fogliarini *et al.*, 2019). Yamamoto *et al.* (2019) atribuíram esta diferença nas características morfofisiológicas da espécie, as quais parecem influenciar no particionamento espacial de forrageio durante o período não reprodutivo, a fim de diminuir a competição intraespecífica. Os autores encontraram que machos tendem a percorrer menores distâncias e mergulhar mais profundo, enquanto fêmeas fazem uso de águas mais superficiais e se distanciam mais das colônias, viajando próximo às áreas de maior registro de encalhamento para a espécie. Esta divisão espacial é reforçada pelo comportamento da espécie já conhecido, com os machos sendo registrados como os primeiros a chegarem às colônias (Silva-Filho e Rupolo, 2014), denotando a proximidade das áreas atingidas no período migratório com as áreas de

nidificação, portanto, influenciando o baixo número de encalhes de machos na costa brasileira.

Da mesma maneira, pinguins jovens tendem a viajar mais ao norte do que adultos (García-Borboroglu *et al.*, 2006; García-Borboroglu *et al.*, 2010; Stokes *et al.*, 2014), aonde chegam famintos, exaustos e com baixa condição corporal, tornando-se mais propensos às ameaças naturais e antropogênicas. Na costa brasileira, diversos trabalhos corroboram com nossos achados da maior quantidade de jovens encalhados (95%), com as causas de mortalidade mais frequentes por sinais de inanição (Mariani *et al.*, 2019; Tavares *et al.*, 2020), doenças infecciosas que levam vantagem sobre imunossupressão causada pelo alto custo migratório (Vanstreels *et al.*, 2017; Vanstreels *et al.*, 2018; Vanstreels *et al.*, 2019; Ewbank *et al.*, 2019; Paula *et al.*, 2020; Ewbank *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2023), acidentes com artefatos de pesca e captura acidental (Cardoso *et al.*, 2011; Stokes *et al.*, 2014; Fogliarini *et al.*, 2019), contaminação por petróleo (García-Borboroglu *et al.*, 2006; García-Borboroglu *et al.*, 2010; Michels-Souza *et al.*, 2010; Stokes *et al.*, 2014; Mäder *et al.*, 2010), e até mesmo ingestão de plástico e outros detritos marinhos provenientes da poluição antrópica (Brandão *et al.*, 2011; Neto *et al.*, 2021; Recabarren-Villalón *et al.*, 2023).

Além disso, durante o ciclo migratório nas áreas de internada, foi observada diferenças entre as presas consumidas e a faixa etária, com cefalópodes sendo o principal item alimentar para juvenis e peixes para adultos (Marques *et al.*, 2018). Segundo o estudo de Wilson *et al.*, (1985) com pinguins-africanos (*Spheniscus demersus*), lulas são mais difíceis de digerir do que peixes e têm menor aporte energético. Desta maneira, parece plausível que a dieta nas áreas de inverno esteja contribuindo para a baixa condição corporal, comprometendo ainda mais o sistema imunológico e favorecendo doenças infecciosas, bem como tornando-os mais susceptíveis a efeitos antrópicos que favorecendo o aumento de encalhes de jovens.

Conclusão

Durante os 4 anos de estudo, nós observamos um elevado número de encalhes de pinguim-de-Magalhães nas mesorregiões que compõem a Bacia de Santos, com um claro aumento de ocorrências das regiões mais ao sul do que as em direção ao norte da bacia. Nossos resultados sugerem que temperatura entre 18° e 24° estão ligadas ao aumento nas taxas de encalhes na costa brasileira, e acreditamos que isto reflita não apenas o período migratório durante os meses de inverno, mas também esteja ligado aos métodos empregados na migração e por busca de áreas de alimentação. A correlação positiva encontrada com o vento é esperada para todos os estudos de encalhes de tetrápodes, pois é um fator decisivo para a deriva de

carcaças. Não encontramos diferenças entre os anos avaliados, entretanto 5 eventos extremos de encalhes que ocorreram entre 2018 e 2019 parecem estar relacionados as duas fases de ENSO e seus efeitos no Oceano Atlântico. E apesar de terem sido classificados de fraca intensidade, isto nos acende um alerta quanto aos impactos negativos na espécie frente às mudanças climáticas previstas, já que o pinguim-de-Magalhães parece sensível à estas mudanças. Nosso trabalho também evidenciou que fêmeas e jovens podem encalhar três vezes mais do que machos e adultos, podendo afetar a estrutura populacional nas áreas de nidificação. Principalmente no futuro, em que a frequência e intensidade dos efeitos das mudanças climáticas tendem a aumentar. Portanto, é preciso que sejam feitos diferentes esforços conservacionistas para a proteção da espécie, não apenas nas áreas reprodutivas, mas também nas áreas que compreendem a Baía de Santos e refletem áreas de invernada da espécie.

Referências

- BARRETO, A. S. *et al.* **Update on the Mortality of Procellariiformes on Beach Surveys along South and South-eastern Brazilian Coast.** In: Fifth Meeting of the Population and Conservation Status Working Group. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, Florianópolis, 2019.
- BLANCO, G. S. *et al.* At-sea distribution, movements and diving behavior of Magellanic penguins reflect small-scale changes in oceanographic conditions around the colony. **Marine Biology**, v. 169, n. 2, 1 fev. 2022.
- BOERSMA, P. D. Penguins as marine sentinels. **BioScience**, v. 58, p. 597-607. 2008.
- BOERSMA, P. D. *et al.* Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Em*: GARCÍA-BORBOROGLU, P.; BOERSMA, P. D. (Eds.). **Penguins: Natural History and Conservation.** First ed. [s.l.] University of Washington Press, 2013. p. 389–440.
- BOERSMA, P. D.; REBSTOCK, G. A. Climate change increases reproductive failure in magellanic penguins. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 2014.
- BOERSMA, P. D.; STOKES, D. L.; YORIO, P. Reproductive variability and historical change of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Punta Tombo, Argentina. *Em*: DAVIS, L.; DARBY, J. (Eds.). **Penguin biology.** Chicago: Academic Press, 1990. p. 15–43.
- BRANDÃO, M. L.; BRAGA, K. M.; LUQUE, J. L. Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2246–2249, 2011.
- CAMPOS, E. J. D. *et al.* Experiment studies circulation in the western South Atlantic. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 77, n. 27, p. 253–259, 2 jul. 1996.
- CARDOSO, L. G. *et al.* Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 4, p. 840–844, abr. 2011.

CAROLINA EW BANK, A. *et al.* Case report of respiratory aspergillosis and candidiasis in wild Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*), Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 52, p. 967–975, 2021.

CASTEGE, I. *et al.* **ESTIMATING ACTUAL SEABIRDS MORTALITY AT SEA AND RELATIONSHIP WITH OIL SPILLS: LESSON FROM THE “PRESTIGE” OIL SPILL IN AQUITAINE (FRANCE)** *Ardeola*. [s.l.: s.n.].

COSTA, R. H.; ZACARIAS, F. G. S.; MEDEIROS, F. Microbiological analysis of Magellanic Penguins found in coastal regions of Northern Santa Catarina. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 6, n. 2, p. 1693–1707, 2023.

EW BANK, A. C. *et al.* Comparative morphometric evaluation of hepatic hemosiderosis in wild Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) infected with different *Plasmodium* spp. subgenera. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinaria**, v. 28, n. 1, p. 68–79, 1 jan. 2019.

FLINT, P. L.; FOWLER, A. C. **A Drift Experiment to Assess the Influence of Wind on Recovery of Oiled Seabirds on St Paul Island, Alaska**. [s.l.] i~ Igg, 1998.

FOGLIARINI, C. DE O. *et al.* High mortality of adult female Magellanic penguins by gillnet fisheries in southern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 10, p. 1657–1664, 1 out. 2019.

FRERE, E.; GANDINI, P.; LICHTSCHEIN, V. Variacion latitudinal en la dieta del pinguino de magallanes en la costa Patagonica, Argentina. **Ornitologia Neotropical**, v. 7, p. 35–41, 1996.

GALLO NETO, H. *et al.* Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, 1 maio 2021.

GARCÍA-BORBOROGLU, P. *et al.* Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 2, p. 193–198, fev. 2006.

_____. Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1652–1657, out. 2010.

GARCÍA-BORBOROGLU, P.; BOERSMA, P. D. **Penguins: Natural History and Conservation**. First ed. [s.l.] University of Washington Press, 2013.

GASALLA, M. A.; ABDALLAH, P. R.; LEMOS, D. Potential Impacts of Climate Change in Brazilian Marine Fisheries and Aquaculture. *Em*: PHILLIPS, B. F.; PÉREZ-RAMÍREZ, M. (Eds.). . **Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis**. First Edition ed. [s.l.] John Wiley & Sons Ltda., 2018. v. 1p. 455–477.

GOLDEN GATE WEATHER SERVICES. **El Niño and La Niña Years and Intensities. Based on Oceanic Niño Index (ONI)**. <https://ggweather.com/enso/oni.htm>, 2023.

HASTIE, T. J.; TIBSHIRANI, R. J. **Generalized Additive Models**. First edition ed. [s.l.] Chapman & Hall, 1990. v. 1

HOLT, K. A.; DEE BOERSMA, P. Unprecedented heat mortality of Magellanic Penguins. **Ornithological Applications**, v. 124, n. 1, 1 fev. 2022.

MÄDER, A.; SANDER, M.; CASA, G. Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 18, n. 3, p. 228–233, 2010.

MADUREIRA, L. *et al.* Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. *Em*: HASAN, M. R.; HALWART, M. (Eds.). . **Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications**. First ed. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2009. v. 1p. 269–287.

MAFRA, E. O.; OLIVEIRA, R. DE; QUADRO, M. F. L. DE. A influência da variação zonal da confluência Brasil-Malvinas na safra da tainha no estado de Santa Catarina entre os anos 2006 a 2016. **Ciência e Natura**, v. 42, 25 set. 2020.

MARIANI, D. B. *et al.* Causes of mortality of seabirds stranded at the Northeastern coast of Brazil. **Pesquisa Veterinaria Brasileira**, v. 39, n. 7, p. 523–529, 2019.

MARQUES, F. P. *et al.* Trophic ecology of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 210, p. 109–122, 15 out. 2018.

MARTÍNEZ, I. *et al.* Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Em*: HOYO, J. DEL *et al.* (Eds.). . **Birds of the World**. [s.l.] Cornell Lab of Ornithology, 2020. .

MENDONÇA SANTOS, N. B. DE *et al.* Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* rehabilitation and husbandry at Santos Municipal Aquarium, Brazil. **International Zoo Yearbook**, v. 53, n. 1, p. 270–286, 1 jul. 2019.

MICHELS-SOUZA, M. A. *et al.* PINGUINS DE MAGALHÃES (*SPHENISCUS MAGELLANICUS* FORSTER, 1781) CONTAMINADOS POR PETRÓLEO ENCONTRADOS NA ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL. **Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saude**, v. 16, n. 1, p. 029–034, 8 set. 2011.

O'HARA, P. D.; MORGAN, K. H. Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? **Marine Ornithology**, v. 34, p. 133–140, 2006.

PAULA, A. A. DE *et al.* Host–parasite relationship in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) during their long northward journey to the Brazilian coast. **Polar Biology**, v. 43, n. 9, p. 1261–1272, 1 set. 2020.

PELTIER, H. *et al.* The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 278–290, jul. 2012.

PELTIER, H. *et al.* The Stranding Anomaly as Population Indicator: The Case of Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 22 abr. 2013.

PELTIER, H.; RIDOUX, V. Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. **Environmental Science and Policy**, v. 54, p. 240–247, 1 dez. 2015.

POZZI, L. M. *et al.* Population regulation in magellanic penguins: What determines changes in colony size? **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, 18 mar. 2015.

PÜTZ, K. *et al.* Winter migration of magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. **Marine Biology**, v. 152, n. 6, p. 1227–1235, nov. 2007.

PÜTZ, K.; INGHAM, R. J.; SMITH, J. G. Satellite tracking of the winter migration of Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. **Ibis**, v. 142, n. 4, p. 614–622, 2000.

_____. **Foraging movements of magellanic penguins spheniscus magellanicus during the breeding season in the Falkland Islands** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. **Anais...**2002

REBSTOCK, G. A.; GARCÍA BORBOROGLU, P.; BOERSMA, P. D. Variability in Foraging Range and Direction Among Colonies in a Widespread Seabird, the Magellanic Penguin. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, 16 maio 2022.

RECABARREN-VILLALÓN, T. *et al.* First assessment of debris pollution in the gastrointestinal content of juvenile Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the west south Atlantic coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 188, 1 mar. 2023.

REIS, E. C. *et al.* Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (*Spheniscidae*) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. **Genetics and Molecular Research**, v. 10, n. 4, p. 3731–3737, 5 dez. 2011.

SALLABERRY-PINCHEIRA, N. *et al.* Molecular Epidemiology of Avian Malaria in Wild Breeding Colonies of Humboldt and Magellanic Penguins in South America. **EcoHealth**, v. 12, n. 2, p. 267–277, 29 jun. 2015.

SILVA-FILHO, R. P.; RUOPPOLO, V. Sphenisciformes (Pinguim). In CUBAS, Z. S.; SILVA, J. C. R.; CATÃO-DIAS, J. L. **Tratado de Animais Selvagens**. São Paulo: Roca, p. 384-416, 2014.

STOKES, D. L. *et al.* Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. **Biological Conservation**, v. 170, p. 151–161, fev. 2014.

TAVARES, D. C. *et al.* Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. **Animal Conservation**, v. 23, n. 3, p. 307–319, 1 jun. 2020.

TAVARES, D. C.; MOURA, J. F. DE; SICILIANO, S. Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. **PLoS ONE**, v. 11, n. 12, 1 dez. 2016.

VALLS, F. C. L. *et al.* **An overview of seabirds in the Santos Basin, Brazil: species, threats, and current trends in studies** Ocean and Coastal Research Universidade de Sao Paulo. Museu de Zoologia, , 2023.

VANSTREELS, R. E. T. *et al.* Female-biased mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. **Emu**, v. 113, n. 2, p. 128–134, 2013.

_____. Do blood parasites infect Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) in the wild? Prospective investigation and climatogeographic considerations. **Parasitology**, v. 144, n. 5, p. 698–705, 1 abr. 2017.

VANSTREELS, R. E. T. *et al.* Schistosomes and Microfilarial Parasites in Magellanic Penguins. **Journal of Parasitology**, v. 104, n. 3, p. 322–328, 1 jun. 2018.

VANSTREELS, R. E. T. *et al.* Epidemiology, hematology, and unusual morphological characteristics of Plasmodium during an avian malaria outbreak in penguins in Brazil. **Parasitology Research**, v. 118, n. 12, p. 3497–3508, 1 dez. 2019.

WAGNER, E. L.; BOERSMA, P. D. Food allocation and feeding behaviours of Magellanic penguin, *Spheniscus magellanicus*, adults and chicks. **Animal Behaviour**, v. 148, p. 161–168, 1 fev. 2019.

WILSON, R. P. *et al.* **Nordic Society Oikos Differential Digestion of Fish and Squid in Jackass Penguins *Spheniscus demersus*** *Ornis Scandinavica*. [s.l: s.n.].

YAMAMOTO, T. *et al.* **Female-biased stranding in Magellanic penguins** *Current Biology* Cell Press, , 7 jan. 2019.

YORIO, P.; DEE BOERSMA, P.; DEE, P. **Causes of Nest Desertion during Incubation in the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*)** **CAUSES OF NEST DESERTION DURING INCUBATION IN THE MAGELLANIC PENGUIN (*SPHENISCUS MAGELLANICUS*)** *Source: The Condor*. [s.l: s.n.].

ZAVALAGA, C. B.; PAREDES, R. Records of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* in Peru. **Marine Ornithology**, v. 37, p. 281–282, 2009.

ZUUR, A. F. *et al.* **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. First ed. [s.l.] Spring Nature, 2009. v. 1

Material Suplementar

Tabela de conteúdos

Figura S1. Painel de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais preditoras.

Figura S2. Abundância de encalhes de pinguins-de-Magalhães (*S. magellanicus*) ao longo dos anos.

Tabela S1. Resultados do modelo de regressão de mínimos quadrados generalizados (GLS) da abundância espacial e temporal de encalhes de *S. magellanicus* ao longo da costa brasileira sem os cinco eventos extremos de encalhes.

Tabela S2. Resumo estatísticos para o ajuste com o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para abundância de encalhes sem os cinco eventos extremos de encalhes

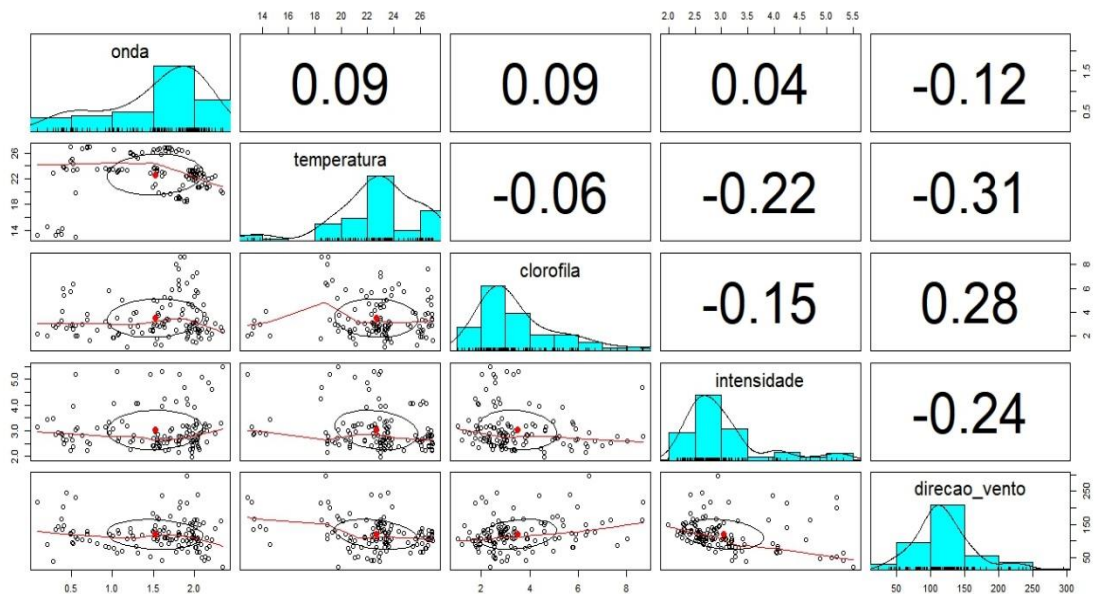


Figura S 1. Painel de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais predictoras. São consideradas correlacionadas aquelas com valores acima de 0.8.

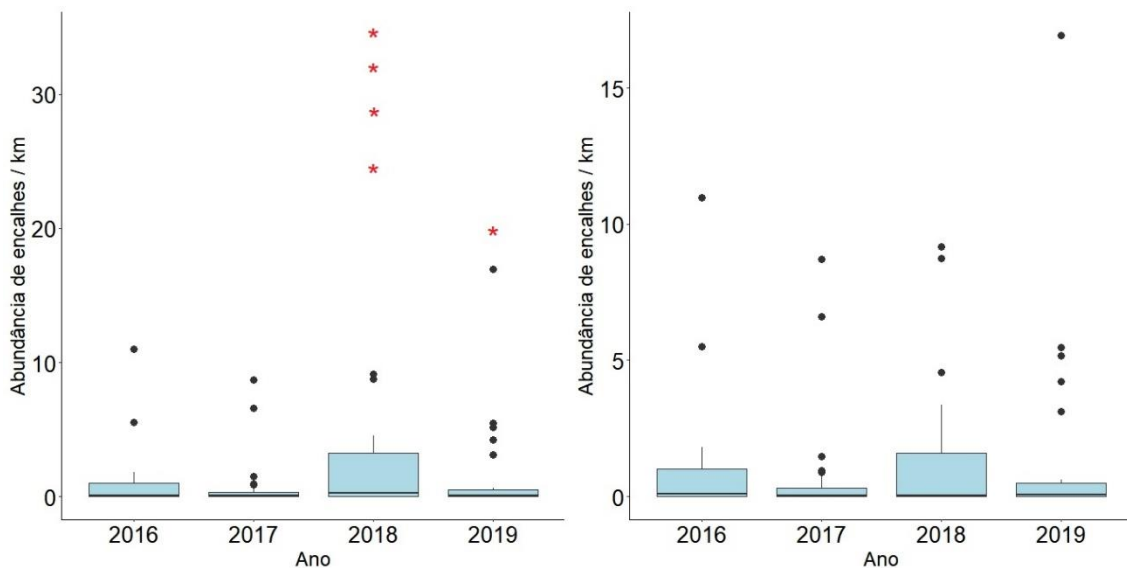


Figura S 2. Abundância de encalhes de pinguins-de-Magalhães (*S. magellanicus*) ao longo dos anos. (* eventos extremos de encalhes) a) Todos os eventos de encalhes. b) Com remoção dos outliers. Ano 2016=; Ano 2017=; Ano 2018=; Ano 2019=

Tabela S 1. Resultados do modelo de regressão de mínimos quadrados generalizados (GLS) da abundância espacial e temporal de encalhes de *S. magellanicus* ao longo da costa brasileira sem os cinco eventos extremos de encalhes. (* variáveis significativas; Nível de referência: mesorregião 1 e ano 2016)

| Parâmetro | Value | Erro Padrão | t-value | p-value |
|-----------|-------|-------------|---------|---------|
|-----------|-------|-------------|---------|---------|

| | | | | |
|---------------|--------|-------|--------|---------------|
| (Intercept) | 0.052 | 0.014 | 3.741 | 0.000 |
| Mesorregião 2 | 0.004 | 0.017 | 0.216 | 0.829 |
| Mesorregião 3 | -0.043 | 0.017 | -2.583 | 0.011* |
| Mesorregião 4 | -0.044 | 0.017 | -2.642 | 0.009* |
| Mesorregião 5 | -0.041 | 0.017 | -2.472 | 0.015* |
| Mesorregião 6 | -0.048 | 0.017 | -2.868 | 0.005* |
| Mesorregião 7 | -0.048 | 0.017 | -2.876 | 0.005* |
| Mesorregião 8 | -0.049 | 0.017 | -2.907 | 0.004* |
| Ano 2017 | 0.021 | 0.012 | 1.804 | 0.074 |
| Ano 2018 | -0.017 | 0.012 | -1.445 | 0.151 |
| Ano 2019 | -0.007 | 0.012 | -0.581 | 0.562 |

Erro padrão residual: 0.3691864

AIC = 183.2566; BIC= 225.4394; logLik= -76.62832

Tabela S 2. Resumo estatísticos para o ajuste com o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para abundância de encalhes sem os cinco eventos extremos de encalhes. (* variáveis significativas)

| Parâmetro | edf | p-value | R ² |
|-------------|-------|-------------------|----------------|
| (Intercept) | -1.78 | 0.01 | 0.92 |
| TSM | 2.79 | < 0.01* | |
| DV | 1.24 | 0.33 | |
| CC | 1.00 | 0.49 | |
| AO | 2.74 | 0.28 | |
| IV | 1.00 | 0.14 | |

TSM = Temperatura Superficial do Mar; DV = Direção do Vento; CC = Concentração de Clorofila; AO = Altura de Onda; IV = Intensidade do Vento.

3. CONCLUSÕES GERAIS

Este trabalho traz uma importante contribuição para compreensão da comunidade de aves marinhas no litoral sul e sudeste brasileiro, evidenciando através do estudo de encalhes que as áreas da região sul, principalmente aquelas no estado de Santa Catarina e Paraná, merecem destaque para ações conservacionistas que visem diminuir as ameaças para este grupo. Principalmente quando estas regiões abrangem as maiores e importantes áreas pesqueiras para o país. Também foi observado que os preditores ambientais são ferramentas importantes e capazes de explicar os padrões observados, sobretudo quando utilizados levando em consideração a história de vida das espécies estudadas. Já que a direção dos movimentos migratórios e os períodos reprodutivos foram essenciais para entender os padrões temporais de encalhes, e conseqüentemente de mortalidade, aqui observados. Também através das variáveis ambientais, foi possível associar os eventos em massa de encalhes de uma única

espécie a eventos climáticos extremos, como os períodos de El Niño Oscilação Sul (ENSO). Sendo possível observar que nem todas as espécies são influenciadas apenas em ENSO de forte intensidade. Evidenciando que alterações climáticas de baixa intensidade também são capazes de influenciar grandes eventos de mortalidade. Desta forma, este trabalho reforça a preocupação que as alterações climáticas podem causar nas populações de espécies de aves marinhas, aumentando o declínio populacional e agravando o grau de ameaça ao longo dos próximos anos.