

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

GUILHERME DOS SANTOS LIMA

**AVALIAÇÃO DE AVES AQUÁTICAS COMO SENTINELAS
NO MONITORAMENTO DE METAIS EM ÁREA DE
INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO E
PRODUÇÃO DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL**

Orientador: Prof. Dr. Amauri Antonio Menegário

Rio Claro - SP
2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

GUILHERME DOS SANTOS LIMA

**AVALIAÇÃO DE AVES AQUÁTICAS COMO SENTINELAS
NO MONITORAMENTO DE METAIS EM ÁREA DE
INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO E
PRODUÇÃO DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Instituto de Geociências e Ciências Exatas do
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Geociências e Meio
Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Amauri Antonio
Menegário

Rio Claro - SP
2022

L732a Lima, Guilherme dos Santos

Avaliação de aves aquáticas como sentinelas no monitoramento de metais em área de influência das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural / Guilherme dos Santos Lima. -- Rio Claro, 2022

69 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro

Orientador: Amauri Antonio Menegário

1. Elementos-traço. 2. Contaminação. 3. Aves aquáticas. 4. Conservação. 5. Sentinelas ambientais. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

GUILHERME DOS SANTOS LIMA

**AVALIAÇÃO DE AVES AQUÁTICAS COMO SENTINELAS
NO MONITORAMENTO DE METAIS EM ÁREA DE
INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO E
PRODUÇÃO DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Instituto de Geociências e Ciências Exatas do
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Geociências e Meio
Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. AMAURI ANTONIO MENEGÁRIO
CEA/UNESP – Rio Claro (SP)

Prof. Dr. JOSÉ SILVIO GOVONE
IGCE/UNESP - Rio Claro (SP)

Dra. MELINA BORGES TEIXEIRA ZANATTA
Autônoma – Rio Claro (SP)

Conceito: Aprovado.

Rio Claro/SP, 12 de dezembro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Amauri Antonio Menegário pela oportunidade, confiança e orientação para a realização do presente trabalho.

Agradeço a todos os funcionários do CEA, integrantes/ ex-integrantes do grupo Tetrápodes e ao GEMB (Grupo de Estudos e Desenvolvimento Metodológico em Biogeoquímica) pelo suporte, apoio, conhecimentos transmitidos, colaboração durante as análises e sugestões na escrita do trabalho.

Por fim, agradeço aos integrantes da banca de qualificação (Prof. Dr. Daniel Marcos Bonotto e Dr. Carlos Alfredo Suárez) e integrantes da banca de defesa (Prof. Dr. José Silvio Govone e Dra. Melina Borges Teixeira Zanatta) pelas sugestões e críticas realizadas visando enriquecer o trabalho.

RESUMO

O aumento de fontes difusas de poluentes e contaminantes nas regiões costeiras causam impactos negativos a longo prazo à vida presente neste ecossistema. Sabe-se que a contaminação em organismos marinhos por metais e metaloides tem aumentado nos últimos anos em decorrência de descargas de contaminantes químicos provenientes de atividades antrópicas. Dentre as atividades antrópicas que podem ser fontes de contaminação para organismos marinhos, temos as atividades relacionadas à exploração e produção de petróleo e gás natural. Além disso, mais recentemente desastres ambientais envolvendo derramamento de óleo nas águas costeiras brasileiras têm sido ameaças constantes aos organismos e ao ecossistema costeiro. O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial uso de aves pelágicas (oceânicas); *Thalassarche melanophris* e *Thalassarche chlororhynchos* e aves de águas interiores (*Nannopterum brasilianus*) que vivem na área de influência das atividades de produção de petróleo e gás natural, como sentinelas da contaminação de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba, V e Hg. As amostras de tecido hepático das três espécies foram provenientes de indivíduos encontrados encalhados no sul e sudeste da costa brasileira, durante monitoramento diário realizado pelo Projeto de Monitoramento de Praias (PMP) entre os anos de 2015 e 2022. Agrupando todas as espécies os elementos com maiores concentrações foram, em ordem decrescente: Zn > Cu > Mn > Hg > As > Cd > Mo > V > Cr > Ba > Ni > Pb. Aves pelágicas apresentaram maiores níveis de concentrações para Hg, As e Cd, indicando que ocorre uma maior biodisponibilidade desses elementos nas áreas forrageadas por espécies pelágicas. Alguns indivíduos apresentaram níveis elevados para alguns elementos, provavelmente devido a contaminação por origem antrópica. Não houve variação temporal e grande diferença espacial na distribuição das concentrações. Os resultados apresentados indicam que as três espécies acumulam os elementos estudados e são boas sentinelas ambientais, no entanto, a comparação entre as diferentes espécies deve ser feita com cautela, visto que espécies de guildas diferentes apresentam concentrações em diferentes ordens de grandeza para alguns elementos.

Palavras-chave: Elementos-traço; Contaminação; Conservação; Aves aquáticas.

ABSTRACT

The increase in diffuse sources of pollutants and contaminants in coastal regions causes long-term negative impacts on the life present in this ecosystem. It is known that contamination in marine organisms by metals and metalloids has increased in recent years as a result of discharges of chemical contaminants from human activities. Among the human activities that can be sources of contamination for marine organisms, we have the activities related to the exploration and production of oil and natural gas. In addition, more recently environmental disasters involving oil spills in Brazilian coastal waters have been constant threats to organisms and the coastal ecosystem. The present study aimed to evaluate the potential use of pelagic (oceanic) birds; *Thalassarche melanophris* and *Thalassarche chlororhynchos* and inland birds (*Nannopterum brasilianus*) that live in the area of influence of oil and natural gas production activities, as sentinels of contamination of As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba, V and Hg. The liver tissue samples of the three species came from individuals found stranded in the south and southeast of the Brazilian coast, during daily monitoring carried out by the Beaches Monitoring Project (PMP) between 2015 and 2022. Grouping all species, the elements with highest concentrations were, in decreasing order: Zn > Cu > Mn > Hg > As > Cd > Mo > V > Cr > Ba > Ni > Pb. Pelagic birds showed higher levels of concentrations for Hg, As and Cd, indicating that there is a greater bioavailability of these elements in areas foraged by pelagic species. Some individuals showed high levels of some elements, probably due to contamination by anthropic origin. There was no temporal variation and great spatial difference in the distribution of concentrations. The results presented indicate that the three species accumulate the studied elements and are good environmental sentinels, however, the comparison between the different species must be done with caution, since species from different guilds present concentrations in different orders of magnitude for some elements.

Keywords: Trace Elements; Contamination; Conservation; Water birds.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização de coordenadas geográficas de espécimes de <i>Nannopterum brasilianus</i> , <i>Thalassarche melanophris</i> e <i>Thalassarche chlororhynchos</i> encontrados encalhados na área de extensão do PMP-BS.	13
Figura 2. Aves encalhadas coletadas na costa brasileira. (1) <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , (2) <i>Thalassarche melanophris</i> e (3) <i>Nannopterum brasilianus</i> . Fonte: SIMBA (modificado)	14
Figura 3. Box plot das concentrações dos elementos essenciais nas três espécies de aves analisadas neste estudo.	21
Figura 4. Box plot das concentrações dos elementos não essenciais nas três espécies de aves analisadas neste estudo.	21
Figura 5. Distribuição das concentrações em aves pelágicas e estuarinas e taxa de produção de óleo equivalente/dia (boe/d) durante os (71) meses de coleta. Os pontos e linhas verdes representam as aves estuarinas e os pontos e linhas azuis representam as aves pelágicas. A linha representa a tendência suavizada e a seção de sombra são os intervalos de confiança de erro padrão.	24
Figura 6. Dendrograma hierárquico de elementos em aves estuarinas e pelágicas.	25
Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) de elementos essenciais e não essenciais em aves estuarinas e pelágicas.	26
Figura 8. Análise de componentes principais (PCA) separada em elementos essenciais e não essenciais em aves estuarinas e pelágicas.	27
Figura 9. Análise de componentes principais (PCA) em função da relação dos elementos com área de extensão (limite do Estado) a qual os indivíduos foram coletados.	28
Figura S1. Variação nas concentrações dos elementos em fígado de <i>Nannopterum brasilianus</i> amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos. As linhas horizontais dentro dos box plots exibem as medianas, a linha superior indica o 75º quartil e a linha inferior, o 25º quartil.	67
Figura S2. Variação nas concentrações dos elementos em fígado de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> e <i>Thalassarche melanophris</i> amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos. As linhas horizontais dentro dos box plots exibem as medianas, a linha superior indica o 75º quartil e a linha inferior, o 25º quartil.	68
Figura S3. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais e metaloides em aves estuarinas e pelágicas amostrados independentes da área de coleta ao longo da bacia de Santos.	68
Figura S4. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais e metaloides em aves estuarinas e pelágicas amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados para o material certificado de referência (Media $\pm$ desvio padrão).....	18
Tabela 2. Estatística resumida das concentrações determinadas em tecido hepático de aves encalhadas na costa brasileira. Dados são apresentados em mg/kg peso seco. Valor de p do teste de Kruskal-Wallis, comparando a concentração dos elementos com a variável espécie. LD = limite de detecção. LQ = Limite de Quantificação.....	19
Tabela S1. Resumo dos parâmetros instrumentais modo CCT H2/He.....	50
Tabela S2. Resumo dos parâmetros instrumentais modo STD.....	50
Tabela S3. Características biológicas (sexo, estágio de desenvolvimento), data e localização georreferenciada de coleta e concentrações (média das pseudoreplicas, n=3) de elementos (mg kg ⁻¹ , peso seco) no tecido hepático de aves de aves encalhadas na costa brasileira (n=97), região da Baía de Santos, Brasil.....	52
Tabela S4. Teste de Dunn com ajuste do valor de p = "bonferroni"	56
Tabela S5. Valores do teste Kruskal-Wallis em função do sexo para <i>N. brasiliensis</i>	56
Tabela S6. Valores do teste Kruskal-Wallis em função do sexo para <i>T. melanophrys</i>	56
Tabela S7. Valores do teste Kruskal-Wallis em função da área de coleta para <i>N. brasiliensis</i>	57
Tabela S8. Valores do teste Kruskal-Wallis em função da área de coleta para <i>T. melanophrys</i>	57
Tabela S9. Dados exploratórios referentes ao PCA para todos elementos.....	57
Tabela S9.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para todos elementos.	57
Tabela S10. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos essenciais.....	58
Tabela S10.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos essenciais.....	58
Tabela S11. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos não essenciais.....	58
Tabela S11.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos não essenciais.....	58
Tabela S12. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SC.....	59
Tabela S12.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SC.....	59
Tabela S13. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área PR.....	59
Tabela S13.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área PR.....	60
Tabela S14. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SP.....	60
Tabela S14.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SP.....	60
Tabela S15. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área RJ.....	61
Tabela S15.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área RJ.....	61
Tabela S16. Valores obtidos do fator de alerta para cada indivíduo.....	62
Tabela S17. Concentrações médias dos elementos determinados no tecido hepático de aves marinhas e estuarinas na literatura, expressas em mg kg ⁻¹ d. W. As concentrações dos elementos de estudos anteriores relatados em peso úmido foram convertidas em peso seco usando os fatores de conversão descritos por Mochizuki et al. (2008).....	66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
2.1 Área de estudo	11
2.2 Espécies estudadas	12
2.3 Coleta das amostras	13
2.4 Métodos analíticos	14
2.4.1 Metodologia da digestão	14
2.4.2 Diluição	15
2.4.3 ICP-MS.....	15
2.4.4 CV-AFS.....	16
2.5 Certificação e garantia de qualidade	16
2.6 Análise estatística dos dados.....	16
2.7 Fator de alerta nas concentrações	17
3. RESULTADOS.....	18
3.1 Variação das concentrações e aspectos intra e interespecíficos.....	20
3.2 Variação temporal.....	23
3.3 Análise de agrupamentos	24
3.4 Análise de componentes principais.....	25
3.5 Fator de alerta	29
4. DISCUSSÃO	30
4.1 Concentrações	30
4.2 Cobre e Zinco.....	30
4.3 Vanádio, Manganês e Molibdênio	32
4.4 Potenciais fontes dos elementos e diferentes localidades	36
4.5 Valores extremos	37
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
6. REFERÊNCIAS	40
7. ANEXOS	50

1. INTRODUÇÃO

Sabe-se que os metais e metaloides, também denominados elementos-traço (ET), estão naturalmente presentes no meio ambiente provenientes de fontes naturais, no entanto sua distribuição em solo, água e acumulação na biota também podem ser decorrentes de atividades humanas (DEHEYN et al., 2005; VIEIRA et al., 2019; WANG et al., 2021), assim sua presença no meio ambiente pode ser de origem litogênica e antropogênica. Estes elementos podem ser introduzidos no ambiente marinho como resultado do intemperismo de rochas, erupções vulcânicas e de uma variedade de atividades urbanas e industriais localizadas em áreas costeiras (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2011; JAIN, 2004; OCHIENG; LALAH; WANDIGA, 2009). Os ET permanecem no ambiente por longo período até serem diluídos, precipitados e/ou transformados ao reagir com outros elementos (BRIFFA; SINAGRA; BLUNDELL, 2020).

Estressores antropogênicos, como a urbanização acelerada, industrialização e atividades do agronegócio tem intensificado o lançamento de potenciais contaminantes nas regiões costeiras (NKWOJI; UGBANA; INA-SALWANY, 2020; PRABHAKARAN et al., 2017), principalmente o lançamento de metais que podem causar uma série de impactos negativos a longo prazo à vida presente nestes ecossistemas costeiros (FU et al., 2013; SUJAU et al., 2013; SUN et al., 2017; WRIGHT; RYAN, 2016) . Assim, organismos aquáticos e aqueles que exploram recursos deste ecossistema, estão particularmente expostos em níveis crescentes de contaminantes, seja devido a fontes difusas ou descargas diretas dos compartimentos terrestres e atmosféricos (RAMOS; RAMÍREZ; JOVER, 2013) .

A discriminação das fontes naturais e antropogênicas destes elementos são essenciais para o entendimento, controle e prevenção da poluição marinha (ZHOU; GUO; LIU, 2007). Além das diversas fontes de contaminantes em atividades humanas no continente, possíveis fontes de contaminação para a região costeira são as atividades relacionadas à exploração e produção de petróleo e gás natural. Acidentes e/ou operações durante a perfuração, produção e transporte de petróleo contribuem para a contaminação do ambiente marinho por petróleo e seus derivados (CABRAL et al., 2022; GANESAN et al., 2022).

Alguns metais são liberados no meio ambiente durante a exploração e produção de petróleo e também durante o refino do petróleo bruto (AKINLUA; SMITH, 2010). A toxicidade do petróleo está relacionada à sua composição, composta de hidrocarbonetos e outros elementos, como níquel, alumínio ou vanádio (KAMMERER et al., 2004). O Petróleo bruto, alguns combustíveis e óleos usados na indústria petrolífera podem apresentar altas

concentrações de metais na sua composição, como arsênio, cádmio, cobre, cromo, chumbo, manganês, mercúrio, vanádio e outros (KING; ELLIOTT; WILLIAMS, 2021a). Além disso, a água produzida que é o principal efluente da produção de óleo e gás também contém metais em sua composição (LOURENÇO et al., 2018). Dentre os metais encontrados em petróleos brutos e consequentemente em seus derivados, os mais abundantes e de maior preocupação são o vanádio e o níquel (ALI; ABBAS, 2006; DE SOUZA et al., 2006). Alguns estudos relatam que o conhecimento da razão Ni e V pode ser usado como parâmetro de correlação, fornecendo importantes informações geológicas e podendo ser utilizado como uma impressão digital do óleo (GALARRAGA et al., 2008; LÓPEZ et al., 1995).

Recentemente assistimos a um grave desastre ambiental devido a um grande derramamento de óleo em águas costeiras brasileiras, cujo amostras de petróleo bruto apresentaram altas concentrações de Hg, As, Cd, Pb (SOARES et al., 2021, 2020). Estudos evidenciaram que o derramamento de óleo resulta em aumento imediato nas concentrações de Zn, Cr, Cu, Pb, Ni e V nas águas e solos afetados (MORENO et al., 2011). No entanto, são poucos os dados vinculando diretamente as concentrações de metais nos tecidos de animais de maior nível trófico à exposição ao petróleo ou quaisquer efeitos adversos à saúde resultantes (KING; ELLIOTT; WILLIAMS, 2021b).

Pesquisadores vem utilizando aves como sentinelas ambientais devido a capacidade desses indivíduos de mapear a fração biodisponível de determinados elementos de um ecossistema retendo o contaminante em seus tecidos (BEEBY, 2001), refletindo a biodisponibilidade de determinadas regiões em diferentes escalas espaciais e temporais (CARRAVIERI et al., 2013), assim, podendo fornecer informações sobre a poluição em ambientes marinhos e de água doce (ELLIOTT; ELLIOTT, 2013; MALLORY et al., 2010). Isto, devido à capacidade das aves de percorrer longas distâncias, possuir comportamento migratório e/ou possuir estabelecimento de colônias fixas em determinados locais (VIZUETE et al., 2022). O uso de aves em estudos como sentinelas pode fornecer informações referentes a ambientes com pouca interferência antrópica (CIPRO et al., 2013; EWBANK et al., 2021), assim como sobre ambientes alterados por atividades antrópicas (Provencher et al., 2020; Nunes et al., 2022), proporcionando um melhor entendimento sobre a saúde do ecossistema (SMITS; FERNIE, 2013). No entanto, além da variabilidade geográfica, fatores interespecíficos e intraespecíficos podem influenciar na exposição das aves marinhas aos contaminantes, influenciando no uso delas como sentinelas (RAMOS; RAMÍREZ; JOVER, 2013).

No processo de bioconcentração a dieta é a principal via de absorção dos elementos pelos tecidos (DURANTE et al., 2020). Diferentes tecidos de aves têm sido avaliados como

bons indicadores dos níveis de contaminação ambiental (VIZUETE et al., 2022). Cada tecido, com sua particularidade, pode responder diferentes perguntas sobre a acumulação e mecanismos de vias de excreção em diferentes escalas de tempo. O fígado tem se tornado um tecido padrão para monitorar a exposição a longo prazo (anos) em tetrápodes marinhos (LIMA et al., 2022; SULATO et al., 2022).

Buscando a avaliação, distribuição e impacto desses metais e metaloides no ecossistema marinho, e visando a qualidade ambiental é essencial monitorar a longo prazo as concentrações de linha de base desses elementos nos organismos, assim como avaliar possíveis áreas hotspot de contaminação e influências relacionadas aos parâmetros biológicos. Em função do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial uso de aves pelágicas (oceânicas); *Thalassarche melanophris* e *Thalassarche chlororhynchos* e aves de águas interiores (*Nannopterum brasilianus*) que vivem na área de influência das atividades de produção de petróleo e gás natural, como sentinelas da contaminação de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba, V e Hg. Espera-se com este trabalho observar correlações entre elementos, padrões regionais de exposição a contaminantes e possíveis tendências temporais e espaciais nos níveis de exposição dentro das espécies estudadas, ampliando o conhecimento sobre fontes e distribuição das concentrações no organismo de diferentes aves.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia de Santos localizada no Sudoeste do Oceano Atlântico é a principal bacia sedimentar offshore da margem continental brasileira. Com área total de 350.000 km², abrange 4 estados brasileiros, com território entre o litoral do Rio de Janeiro ao litoral de Santa Catarina (BASSO et al., 2021; FARIAS et al., 2019; POLCK et al., 2020; STANTON et al., 2014). Após a descoberta das reservas de petróleo localizadas principalmente em águas profundas na região pré-sal em 2006, a bacia de Santos assumiu uma importante relevância na indústria petrolífera brasileira e mundial com a exploração e produção de recursos marinhos, especialmente ligados a exploração de hidrocarbonetos (ARAUJO RODRIGUES; LUÍS SAUER, 2015; DA ROCHA FRAGOSO et al., 2016; STANTON et al., 2014). A área monitorada por terra diária no presente estudo em SC abrange aproximadamente 265 km, área PR (71 km), SP (338 km) e RJ (108 km). Assim, dividimos nossa área de estudo em 4 áreas (SC, PR, SP e RJ), baseada no limite dos 4 Estados presentes na área de estudo.

2.2 Espécies estudadas

Nannopterum brasilianus conhecida pelos nomes de “biguá”, e/ou cormorão é uma ave aquática com ampla distribuição na região neotropical (ALARCN et al., 2012; GUEVARA et al., 2011; KALMBACH; BECKER, 2005; QUINTANA; SORIA, 2004). Presente por todo território brasileiro, principalmente no sudeste do Brasil (GHELER-COSTA et al., 2018), esta espécie está disposta em uma variedade de habitats, permeando por águas interiores, áreas lodosas, água salgada, salobra, zonas costeiras, além de águas doces em cadeias montanhosas (ALVES et al., 2011; RODRIGUES et al., 2019). Versátil no uso de seus habitats, o biguá é conhecido pelo seu forrageamento de mergulhos de curto prazo em águas estuarinas rasas (GHELER-COSTA et al., 2018; QUINTANA; SORIA, 2004). Considerada generalista e oportunista, sua dieta é composta principalmente de peixes, escolhidas de acordo com a abundância no local ((ALARCN et al., 2012; BARQUETE; BUGONI; VOOREN, 2008).

Thalassarche melanophris, conhecido como albatroz-de-sobrancelha-preta é a espécie de albatroz com maior distribuição e mais comum no hemisfério sul (ALICE PEREIRA; MAURÍCIO TAVARES; IGNACIO BENITES MORENO, 2019; ARNOLD; BRAULT; CROXALL, 2006; WAKEFIELD et al., 2011). Ave marinha de comportamento pelágico são migrantes de longas distâncias e dispersam-se amplamente no mar em busca de alimento (MACKLEY et al., 2010; MARIANO-JELICICH et al., 2014; PHILLIPS et al., 2016; ROLLAND; BARBRAUD; WEIMERSKIRCH, 2008). Considerados mergulhadores razoáveis, a fonte abundante de alimentos para esta espécie está relacionada a atividades pesqueiras, sendo ela comumente vista seguindo embarcações pesqueiras para capturar as devoluções da pesca (crustáceos, cefalópodes e peixes) (ALICE PEREIRA; MAURÍCIO TAVARES; IGNACIO BENITES MORENO, 2019; MARIANO-JELICICH et al., 2014; NEVES et al., 2006; PETRY; FONSECA; SCHERER, 2007). Por possuir área de forrageamento sobreposta a frequentada por navios de pesca, a espécie é vítima comum de capturas acidentais em operações de pesca comercial (ARNOLD; BRAULT; CROXALL, 2006; CHEREL; WEIMERSKIRCH; TROUVÉ, 2000; ROBERTSON et al., 2014; SULLIVAN; REID; BUGONI, 2006). Somado do fato anterior, os albatrozes-de-sobrancelha-preta colocam um único ovo por ano sem substituição da ninhada, ocasionando problema na renovação das gerações (ROLLAND; BARBRAUD; WEIMERSKIRCH, 2008).

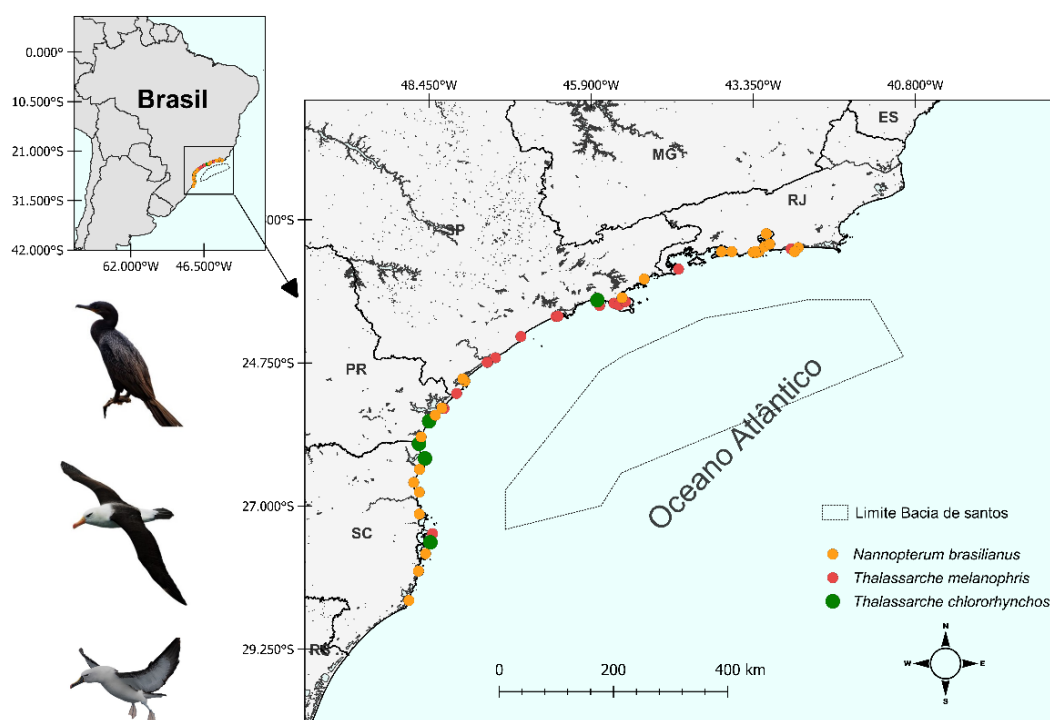
Thalassarche chlororhynchos, doravante albatroz de nariz amarelo do Atlântico é o menor representante do seu gênero. Migrante, reproduz em colônias de ilhas na região central do Atlântico sul (Tristão da Cunha e na ilha de Gough), ocorrem ao longo da costa brasileira na plataforma continental com predomínio na região sul e sudeste brasileira e em águas offshore

regularmente (BALDASSIN; GALLO; BARBOSA, 2007; CUTHBERT et al., 2003; MAKHADO et al., 2018; NEVES et al., 2006). Assim como a espécie anterior, possui mesmo comportamento de vida em alto mar e ocasionalmente chega próximo da costa. Aproveita-se de descartes de pesca, vivendo em área sobreposta a embarcações e sendo também vítima frequente de bycatch (BUGONI et al., 2008), sendo listada como globalmente ameaçada de extinção (Bird Life, 2022).

2.3 Coleta das amostras

Por meio do monitoramento diário dos municípios litorâneos dos estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo e do Rio de Janeiro pelo Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS), foram coletadas amostras de tecidos de fígado de 3 espécies de aves aquáticas encontrados encalhados na costa Brasileira (Figura 1).

Figura 1. Localização de coordenadas geográficas de espécimes de *Nannopterum brasilianus*, *Thalassarche melanophris* e *Thalassarche chlororhynchos* encontrados encalhados na área de extensão do PMP-BS.



Foram coletadas apenas amostras biológicas de indivíduos mortos correspondentes ao código 2 do protocolo de Geraci e Lounsbury (2005), durante os anos de 2015 a 2021 (Figura 2). O monitoramento, identificação da fauna, registros biométricos e necropsia foram realizados

por diferentes equipes que compõem o PMP-BS, os dados podem ser acessados por meio de da plataforma online do Sistema de Informação de Monitoramento da Biota Aquática. Após identificação, registros biométricos e realização das necropsias, as amostras foram armazenadas em ultrafreezer (-80°C).

Figura 2. Aves encalhadas coletadas na costa brasileira. (1) *Thalassarche chlororhynchos*, (2) *Thalassarche melanophris* e (3) *Nannopterum brasilianus*. Fonte: SIMBA (modificado)



2.4 Métodos analíticos

2.4.1 Metodologia da digestão

As amostras de tecido hepático foram maceradas e homogeneizadas (com almofariz e pistilo de plástico). Posteriormente foram realizados dois procedimentos distintos de digestão das amostras em sistema fechado assistido por radiação micro-ondas no forno (modelo): ETHOS UP, da Milestone. As etapas de aquecimento no forno foram iguais para os dois procedimentos, 1º etapa elevação da temperatura à 170°C em 10 minutos, posteriormente mantida constante em 5 minutos. Na 2ª etapa, a temperatura foi elevada à 200°C em 3 minutos e mantida constante durante 20 minutos. 3ª etapa as amostras foram resfriadas no interior do equipamento durante 10 minutos.

Para análise de Hg, com base nos protocolos EPA 7474, aproximadamente 0,5 g de amostra úmida (*in natura*) foi transferida para os frascos de digestão e mantidas em pré-digestão

em temperatura ambiente *overnight* com HNO_3 e HCl (ambos concentrados bidestilados). Posteriormente, os frascos foram submetidos ao processo de aquecimento no microondas.

Para análise dos demais elementos (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V), baseado nos protocolos EPA 6020^a e 3052, aproximadamente 3 g da amostra *in natura* foi submetida ao processo de liofilização (Alpha 1-2 LDplus – Christ) a $-40\text{ }^\circ\text{C}$ e 0,11 mbar durante 72 horas. Cerca de 0,175 g da amostra liofilizada macerada foi transferida para os frascos de digestão, acrescentado de 8 mL de HNO_3 (concentrado bidestilado).

2.4.2 Diluição

A solução digerida da amostra *in natura* foi transferida quantitativamente para tubos *falcon* e o volume final ajustado para 15 mL com água ultrapura, obtendo-se o extrato digerido. Posteriormente, aproximadamente 0,5 ml do extrato digerido foi acrescentado a tubo tipo Falcon de 15 mL, e por fim avolumados a 15 ml com solução de diluição (cloreto de bromo). O excesso de cloreto de bromo da solução foi eliminado com a adição de cloridrato de hidroxilamina, obtendo-se a amostra diluída para análise no equipamento. O procedimento adotado para preparo de amostra e análise de Hg, foi seguido do protocolo EPA 245.7, mais detalhes da metodologia foram publicados por Pedrobom et al., (2021).

Para análise de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V, a solução digerida da amostra liofilizada foi transferida quantitativamente para tubos tipo Falcon de 50 mL, e o volume final ajustado com água ultrapura, obtendo-se o extrato digerido. Posteriormente aproximadamente 5 ml do extrato digerido foram acrescentados em tubo tipo Falcon de 15 mL, e avolumados a com água ultrapura, obtendo-se a amostra diluída para análise no equipamento destinado. Para os dois procedimentos descritos acima foram realizados 3 pseudo-replicas para cada amostra digerida para posterior determinação nos equipamentos.

2.4.3 ICP-MS

Um espectrômetro de Massa com Fonte de Plasma (ICP-MS) modelo X séries II da Thermo - Alemanha, equipado com célula de Colisão e Reação (CCT) utilizando gás Hélio, foi utilizado para análises de As, Cd, Cr, Cu, Mn, Zn, Ni e V (modo CCT), e Mo, Cd, Ba e Pb (modo STD). Os parâmetros instrumentais estão disponíveis em material suplementar (Tabela S1 e S2). Foi utilizado padrão interno introduzido *online* (solução de $100\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ contendo 45Sc, 72Ge, 89Y, 115In, 209Bi) durante a análise. Os padrões utilizados para curva de calibração foram obtidos a partir de sucessivas diluições de uma solução estoque multielementar de 10 mg L^{-1} . Foram realizadas 2 curvas analíticas, a primeira com concentrações de $0\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$, $0,5\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$, $2,5\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$, $5\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$, $10\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$, $50\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ e $100\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$.

kg^{-1} foi utilizada para quantificar As, Cd, Cr, Pb, Mn, Mo, Ni, Ba. A segunda curva analítica com concentrações de $0 \mu\text{g kg}^{-1}$, $50 \mu\text{g kg}^{-1}$, $100 \mu\text{g kg}^{-1}$, $200 \mu\text{g kg}^{-1}$, $300 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $500 \mu\text{g kg}^{-1}$ foi utilizada para quantificar Cu e Zn.

2.4.4 CV-AFS

Um espectrômetro de fluorescência atômica (AFS), modelo Millennium Merlin - Reino Unido, foi utilizado para a análise de Hg. Foi realizada sucessivas diluições de uma solução estoque contendo Hg 10 mg/k , para obter-se a curva analítica contendo as concentrações de $0 \mu\text{g kg}^{-1}$, $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$, $0,25 \mu\text{g kg}^{-1}$, $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $1,0 \mu\text{g kg}^{-1}$. A solução utilizada no preparo da curva analítica foi a mesma utilizada na diluição das amostras (cloreto de bromo + cloridrato de hidroxilamina). Os parâmetros instrumentais podem ser visualizados no material suplementar.

2.5 Certificação e garantia de qualidade

Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico. A água ultrapura utilizada em todas as soluções, reagentes e amostras preparadas foi obtida de um Sistema de Purificação de Água (Milli-Q® Direct). Para validar a exatidão das análises foi utilizado uma amostra biológica de referência certificada, TORT-3 (hepatopâncreas de lagosta, National Research Council - CANADÁ). Para validar a exatidão e recuperação para o Ba, foi utilizado uma amostra de referência com concentrações conhecidas, Embrapa (Tecido animal - fígado bovino *in natura* enriquecida). Além disso, foram utilizadas brancos analíticos e brancos da digestão para verificar e evitar possíveis contaminações por parte dos materiais laboratoriais.

2.6 Análise estatística dos dados

Os resultados apresentados das concentrações encontradas são referentes as medias das 3 pseudoreplicas analisadas. O limite de detecção (LD) e o limite de quantificação (LQ) foram calculados seguindo as normas do Instituto Nacional de Metrologia Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO). As concentrações das amostras com valores abaixo do LD foram substituídas por metade do LD de cada elemento (MACMILLAN et al., 2022). Elementos com mais de 50% dos resultados de concentrações medias abaixo do limite de detecção são relatados na estatística resumida, contudo não foram incluídos nas análises estatísticas multivariadas. A normalidade foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk. Como os dados apresentaram distribuição não normal, foram aplicados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis. As diferenças nas concentrações dos elementos entre as espécies estudadas e as possíveis

diferenças de concentrações por área de coleta foram avaliadas usando teste Pos-Hoc de Dunn. Foi observado o padrão de concentrações semelhantes entre os elementos estudados por meio da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward, cujo baseia-se no o agrupamento e semelhança pela variância mínima e distância euclidiana. Utilizamos a análise de componentes principais (PCA), por meio do Biplot para observar a correlações entre todos os elementos e investigar associações entre elementos essenciais e não essenciais. Para todos os testes, adotou-se um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Todas as análises exploratória e estatísticas foram realizadas utilizando pacotes do R no software Rstudio.

2.7 Fator de alerta nas concentrações

Com o objetivo de facilitar a visualização, monitorar quais indivíduos e identificar as concentrações dos elementos analisados fora da normalidade cujo possam ter sido expostos a fontes antropogênicas, foi calculado um fator de alerta em função das concentrações determinadas. O fator de alerta (FA) aqui utilizado é adaptado do fator de contaminação, utilizado em estudos para determinar o estado de contaminação nos sedimentos (HAKANSON, 1980), posteriormente também adaptado para aplicação de enriquecimento de metais em musgos terrestres (CESA et al., 2013; MAO et al., 2022). Nos estudos citados, os autores avaliaram o potencial risco ecológico de um local com base na razão entre os níveis determinados de contaminantes nos organismos/sedimentos e níveis de fundo e/ou organismos cujas concentrações apresentaram as menores concentrações. Em nosso estudo, FA foi calculado pela razão da concentração determinada no indivíduo pela média da concentração de referência do elemento obtida na literatura pela guilda do grupo.

$$FA = \frac{C_M \text{ amostra}}{C_{ref} \text{ da espécie}}$$

Onde C_m amostra é a concentração obtida no indivíduo e C_{ref} é a concentração de referência para o elemento. Na ausência de uma concentração de referência estabelecida para as espécies e para cada elemento estudado, foi obtido a partir da concentração média dos valores obtidos na literatura para cada grupo alvo (pelágico e estuarino; referências no material suplementar). Assim, assume-se nesse estudo que o valor obtido de C_{ref} para cada elemento se refere ao valor médio em equilíbrio no organismo para a guilda estudada.

A escala de interpretação adotada para classificar FA, inspirada nos estudos anteriores citados, sugere:

- $FA \leq 1$ como natural: 1 é o valor médio encontrado na literatura, baixa ou nenhuma contaminação (verde)
- $1 \leq FA \leq 3$ moderado: efeitos sinérgicos de fatores físicos, químicos e/ou biológicos, assim como mudança na alimentação podem estar aumentando a taxa de absorção (amarelo)
- $3 \leq FA \leq 6$: preocupante: 3 é mais que o triplo do valor médio considerado normal no corpo, contaminação considerável (laranja)
- $FA \geq 6$: alarmante: contaminação alta (vermelho)

3. RESULTADOS

Valores obtidos do material de referência certificado e recuperação analítica para cada elemento são apresentados na Tabela 1. Os valores obtidos evidenciam a capacidade do método utilizado para obter valores acurados.

Tabela 1. Resultados para o material certificado de referência (Media $\pm$ desvio padrão).

Elementos	Concentração certificada	Concentração média obtida	Recuperação %
As	59,5 $\pm$ 3,8	69,06 $\pm$ 6,9	116 $\pm$ 12
Cd	42,3 $\pm$ 1,8	41,60 $\pm$ 3,13	98 $\pm$ 7
Cr	1,95 $\pm$ 0,24	1,83 $\pm$ 0,47	94 $\pm$ 24
Cu	497 $\pm$ 22	470,71 $\pm$ 36	95 $\pm$ 7
Pb	0,225 $\pm$ 0,018	0,20 $\pm$ 0,06	91 $\pm$ 31
Mn	15,6 $\pm$ 1	15,47 $\pm$ 1,26	99 $\pm$ 8
Mo	3,44 $\pm$ 0,12	3,38 $\pm$ 0,32	98 $\pm$ 9
Zn	136 $\pm$ 6	137,51 $\pm$ 12,4	101 $\pm$ 9
Ni	5,3 $\pm$ 0,24	5,22 $\pm$ 0,59	99 $\pm$ 11
Ba	*	0,26 $\pm$ 0,07	-
V	9,1 $\pm$ 0,4	9,55 $\pm$ 0,90	105 $\pm$ 10
Hg	0,292 $\pm$ 0,022	0,16 $\pm$ 0,03	82 $\pm$ 16

* : sem informação no certificado.

Os resultados das concentrações de cada elemento para cada indivíduo são apresentados como medias $\pm$ desvio padrão na Tabela 2. Conjunto de dados completos (características biológicas, localização, data de coleta, medias das concentrações para cada indivíduo, entre outros) foram providenciados na tabela suplementar S3.

Tabela 2. Estatística resumida das concentrações determinadas em tecido hepático de aves encalhadas na costa brasileira. Dados são apresentados em mg/kg peso seco. Valor de p do teste de Kruskal-Wallis, comparando a concentração dos elementos com a variável espécie. LD = limite de detecção. LQ = Limite de Quantificação.

Elementos	Espécie	Média $\pm$ Desvio padrão	Mínimo	Máximo	LD e LQ	p-value
As	<i>Thalassarche melanophris</i>	26,59 $\pm$ 17,66	3,64	70,25	0,03-01	2,8E-09
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	12,33 $\pm$ 11,57	4,21	35,12		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,81 $\pm$ 1,05	0,04	5,39		
Cd	<i>Thalassarche melanophris</i>	26,49 $\pm$ 32,85	0,83	148,56	0,02-0,04	2,49E-09
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	5,40 $\pm$ 5,33	0,54	14,09		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,14 $\pm$ 0,17	0,01	0,82		
Cr	<i>Thalassarche melanophris</i>	0,08 $\pm$ 0,06	0,1	0,26	0,1-0,2	0,2686
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	0,06 $\pm$ 0,02	0,1	0,12		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,11 $\pm$ 0,11	0,1	0,85		
Cu	<i>Thalassarche melanophris</i>	253,53 $\pm$ 942	10,13	4251,66	0,1-0,2	0,00192
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	17,96 $\pm$ 7,21	10,04	28,26		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	59,73 $\pm$ 64,6	11,05	489,69		
Pb	<i>Thalassarche melanophris</i>	0,024 $\pm$ 0,018	0,01	0,08	0,01-0,05	0,4119
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	0,015 $\pm$ 0,009	0,01	0,03		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,05 $\pm$ 0,26	0,01	2,27		
Mn	<i>Thalassarche melanophris</i>	13,43 $\pm$ 3	8,61	19,54	0,1-0,2	0,1524
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	13,02 $\pm$ 4,3	8,02	20,38		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	11,80 $\pm$ 2,9	5,42	20,57		
Mo	<i>Thalassarche melanophris</i>	1,37 $\pm$ 0,48	0,1	2,16	0,1-0,2	9,13E-07
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	1,22 $\pm$ 0,23	0,96	1,53		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	2,55 $\pm$ 0,7	1,09	4,92		
Zn	<i>Thalassarche melanophris</i>	524,64 $\pm$ 332	232,91	1801,46	5,0-15,0	4,644E-05
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	219,59 $\pm$ 134	99,66	462,59		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	262,18 $\pm$ 147	77,66	665,93		
Ni	<i>Thalassarche melanophris</i>	0,052 $\pm$ 0,018	0,1	0,12	0,1-0,2	#
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	0,061 $\pm$ 0,02	0,1	0,11		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,058 $\pm$ 0,03	0,1	0,33		
Ba	<i>Thalassarche melanophris</i>	0,068 $\pm$ 0,06	0,1	0,32	0,1-0,2	#
	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	0,072 $\pm$ 0,04	0,1	0,16		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,098 $\pm$ 0,31	0,1	2,73		

V	<i>Thalassarche melanophris</i>	0,82 ± 1,16	0,09	5,51	0,02-0,07	0,888
	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	0,63 ± 0,36	0,20	1,07		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	0,67 ± 0,46	0,01	1,79		
Hg	<i>Thalassarche melanophris</i>	17,40 ± 27,7	1,59	123,19	0,04-0,1	2,64E-02
	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	28,39 ± 30,4	8,17	88,45		
	<i>Nannopterum brasilianus</i>	4,28 ± 3,92	0,78	24,35		

(Kruskal test, $p > 0,05$)

conjunto de dados com valores abaixo do LD

Thalassarche melanophris (n=19)

Thalassarche chlororhynchus (n=5)

Nannopterum brasilianus (n=73)

3.1 Variação das concentrações e aspectos intra e interespecíficos.

A distribuição das concentrações médias dos elementos para todas as espécies segue a ordem decrescente: Zn > Cu > Mn > Hg > As > Cd > Mo > V > Cr > Ba > Ni > Pb. Os valores médios, variação e valores fora da normalidade determinados foram expressas por meio do box plot (Figura 3 e 4). Entre os elementos essenciais estudados (Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, V e Zn), *Thalassarche melanophris* foi a espécie que apresentou maiores medias para Cu (253,53 ± 942,53), Mn (13,43 ± 3,03), V (0,82 ± 1,16) e Zn (524,64 ± 332,77). *Nannopterum brasilianus* apresentou maiores concentrações médias para Cr (0,12 ± 0,12) e Mo (2,55 ± 0,70). Para Ni as concentrações médias foram similares entre as três espécies estudadas (0,05 ± 0,04).

Figura 3. Box plot das concentrações dos elementos essenciais nas três espécies de aves analisadas neste estudo.

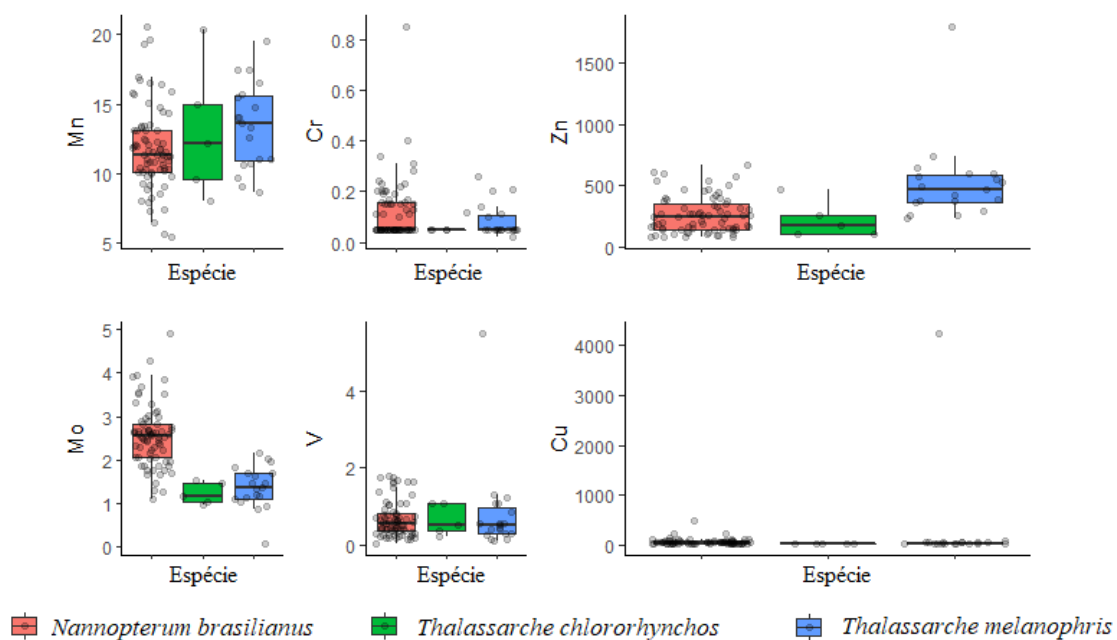
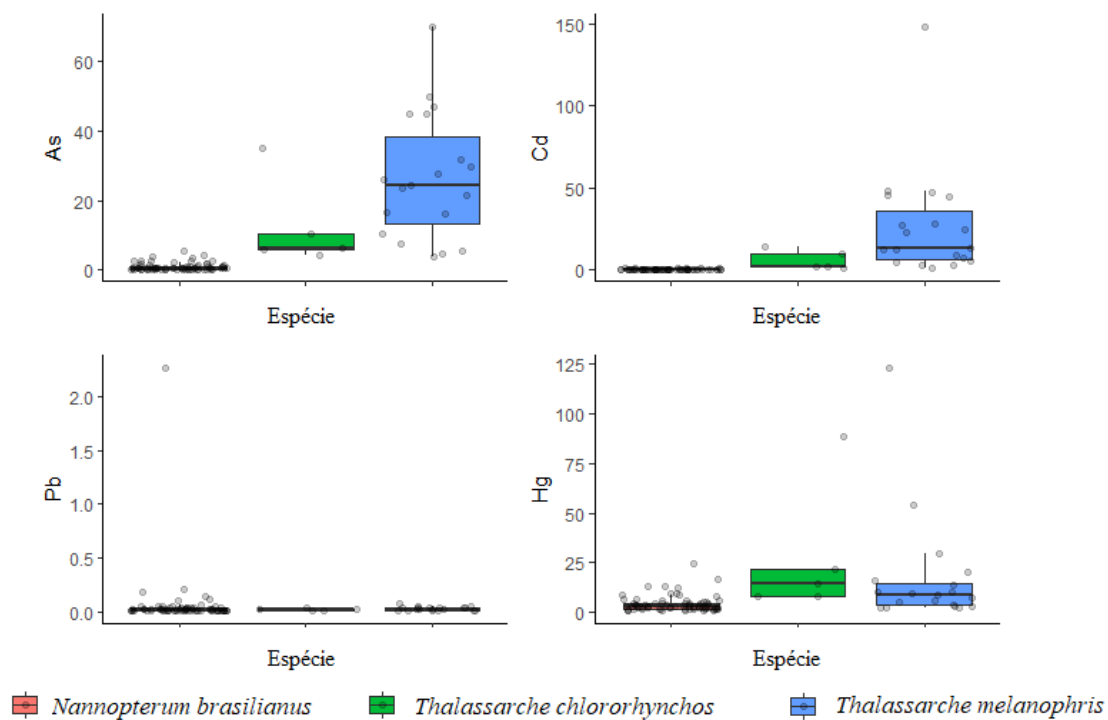


Figura 4. Box plot das concentrações dos elementos não essenciais nas três espécies de aves analisadas neste estudo.



Entre os elementos não essenciais (As, Cd, Pb, Ba e Hg), *Thalassarche melanophris* também foi a espécie que apresentou maiores medias para As ($26,60 \pm 17,66$) e Cd ($26,50 \pm 32,85$). No caso da *Nannopterum brasilianus* obteve-se maiores medias para Pb ($0,06 \pm 0,26$) e Ba ($0,10 \pm 0,31$). *T. chlororhynchos* apresentou maiores medias para Hg ($28,39 \pm 30,46$). Aplicado o teste de kruskal wallis para verificar similaridade ou diferenças nas concentrações das três espécies amostradas, foi observado que para Cr, Pb, Mn e V, não houve diferença nas concentrações entre as espécies ($p > 0,05$). Para Ba e Ni não foi aplicado o teste devido as amostras apresentarem mais de 70% das amostras com valores abaixo do Limite de detecção (LD). Para As, Cd, Cu, Mo, Zn e Hg, as concentrações apresentaram variações significativas em função da espécie, com valor de $p < 0,05$. Os valores obtidos do teste para cada elemento estão disponíveis na tabela 2. Foi aplicado o teste de comparação múltipla post hoc de Dunn para os elementos cujo resultados apresentaram diferenças significativas, a fim de determinar entre quais espécies foi observado a diferença. Os resultados estão disponíveis na tabela suplementar S4.

O resultado apontou diferenças nas concentrações obtidas entre *N. brasilianus* x *T. chlororhynchos* e entre *N. brasilianus* x *T. melanophris* para As, Cd, Cu, Mo e Hg. *T. melanophris* e *T. chlororhynchos* apresentaram diferenças apenas para Zn. Por outro lado, *N. brasilianus* e *T. chlororhynchos* não apresentaram diferenças nas concentrações para Zn. Apesar do teste estatístico não demonstrar diferença significativa entre as aves do gênero *Thalassarche* spp., *T. melanophris* apresentou maiores medias em comparação com *T. chlororhynchos*, possivelmente devido a nichos ecológicos distintos entre as espécies, uma vez que as espécies compartilham os mesmos habitats.

Em relação ao sexo, o teste de kruskal mostrou não ocorrer diferença intraespecífica nas espécies estudadas em função do sexo para Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, V e Hg (Tabela S5 e S6). Em *T. melanophris* não foi verificado diferenças significativas para nenhum elemento em função do sexo $p > 0,05$ ($F=9$ e $M=10$). Em *N. brasilianus* o teste de Kruskal-Wallis mostrou ocorrer diferença entre os sexos apenas para As ($F=40$, $M=32$, $Q^2= 7,0542$: $p = 0,02939$). Em *T. chlororhynchos* não foi possível verificar diferenças intraespecífica em função do sexo em razão do baixo número amostral ($F=1$ e $M=4$).

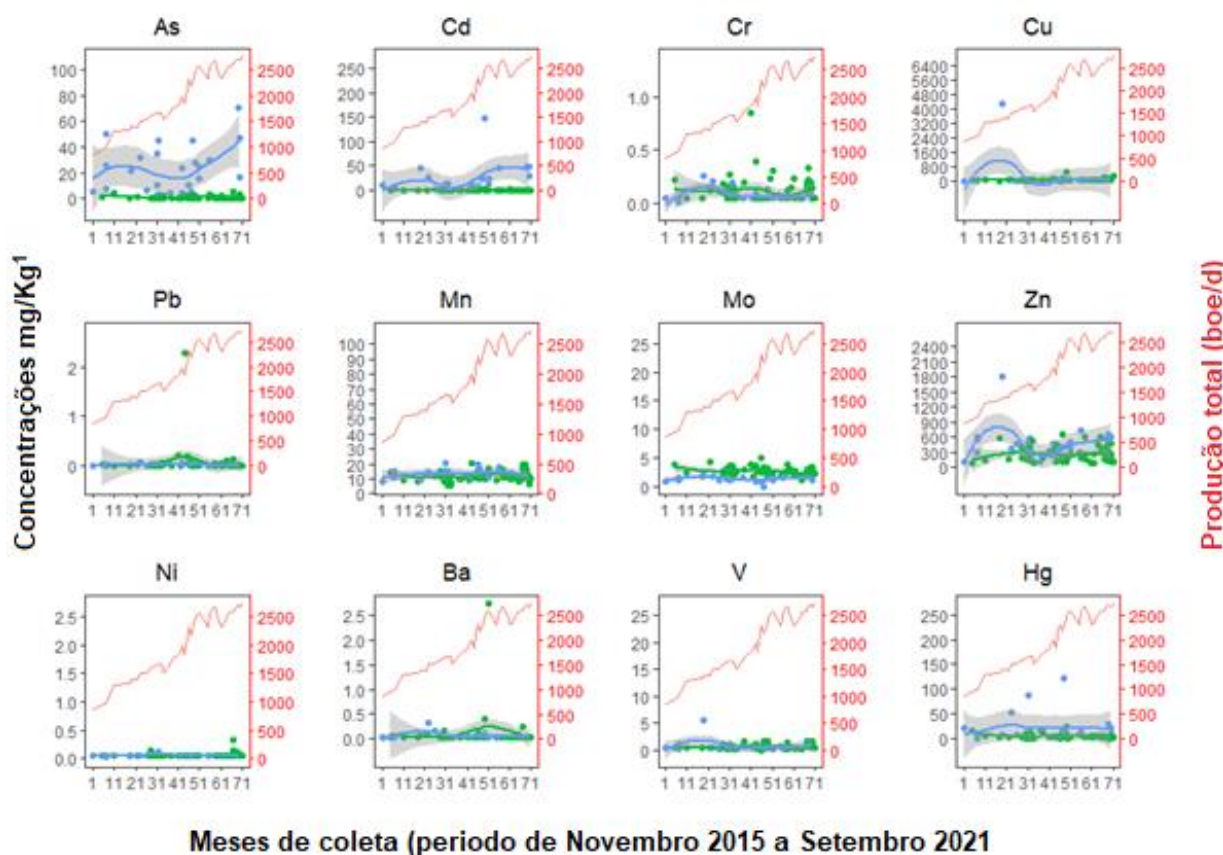
Em função da área de estudo, foi aplicado o teste de Kruskal-wallis para verificar também as diferentes concentrações comparadas pela variável de área de coleta (Tabela S7 e S8). *T. melanophris* não apresentou diferenças nas concentrações em função das áreas de coleta SP ($n=13$), SC ($n=2$), PR ($n=2$) e RJ ($n=2$). Para *N. brasilianus* não houve diferença significativa nas concentrações em função das áreas de coleta SP ($n=13$), SC ($n=13$), PR ($n=9$) e RJ ($n=38$)

para Cr, Cu, Mn, Mo, V e Hg (Figura S1). Por outro lado, o teste de Kruskal-Wallis mostrou que há diferença significativa entre as concentrações de As, Cd, Pb e Zn e a área de coleta de *N. brasiliensis*. O post-hoc de Dunn mostrou que as concentrações de As de *N. brasiliensis* coletados no RJ diferem significativamente das concentrações determinadas em *N. brasiliensis* coletados em SP, PR e SC. Não houve diferença significativa entre as concentrações de As em *N. brasiliensis* coletados em SP, PR e SC. Foi observado também diferença significativa entre as concentrações de Cd entre as áreas de RJ e SC ($p = 0,00150$), e entre RJ e SP ($p = 0,00305$) em amostras de *N. brasiliensis*. A diferença encontrada para Pb em *N. brasiliensis* foi devido as concentrações entre áreas de RJ e SP ($p = 0,0184$). Não houve diferença significativa entre as concentrações de Pb em *N. brasiliensis* coletados entre as demais áreas de coleta. Para Zn em *N. brasiliensis*, a diferença das concentrações ocorre entre amostras coletadas em RJ e SC ($p = 0,0270$) e entre RJ e SP ($p = 0,00381$). *T. chlororhynchus* não apresentou número de amostras significativas para realizar os testes estatístico em função das áreas de coleta, contudo, a visualização gráfica para as espécies do gênero *Thalassarche* estão disponíveis em material suplementar (Figura S2).

3.2 Variação temporal

A distribuição das concentrações em razão do ano de coleta para as três aves encontradas encalhadas e a taxa de produção de óleo equivalente/dia na região da Bacia de Santos é apresentada na figura 5. Para as três espécies estudadas e para os 12 elementos determinados foi observado uma variação significativa entre as datas de coleta e entre um mesmo ano de coleta, porém não foram observados linhas de tendência ao decorrer dos anos. Aplicado o teste de Kruskal-Wallis para revelar tendências temporais, foi observado diferença significativa entre as concentrações As, Cd, Cu, Pb e Ba em função dos anos. Contudo, após a aplicação do teste de Dunn com teste de significância $p_{adj} > 0.005$, não foi encontrado diferença entre os anos para As, Cu, Cd e Pb. O Ba apresentou diferenças entre os anos de 2016 e 2017 (0,00001).

Figura 5. Distribuição das concentrações em aves pelágicas e estuarinas e taxa de produção de óleo equivalente/dia (boe/d) durante os (71) meses de coleta. Os pontos e linhas verdes representam as aves estuarinas e os pontos e linhas azuis representam as aves pelágicas. A linha representa a tendência suavizada e a seção de sombra são os intervalos de confiança de erro padrão.

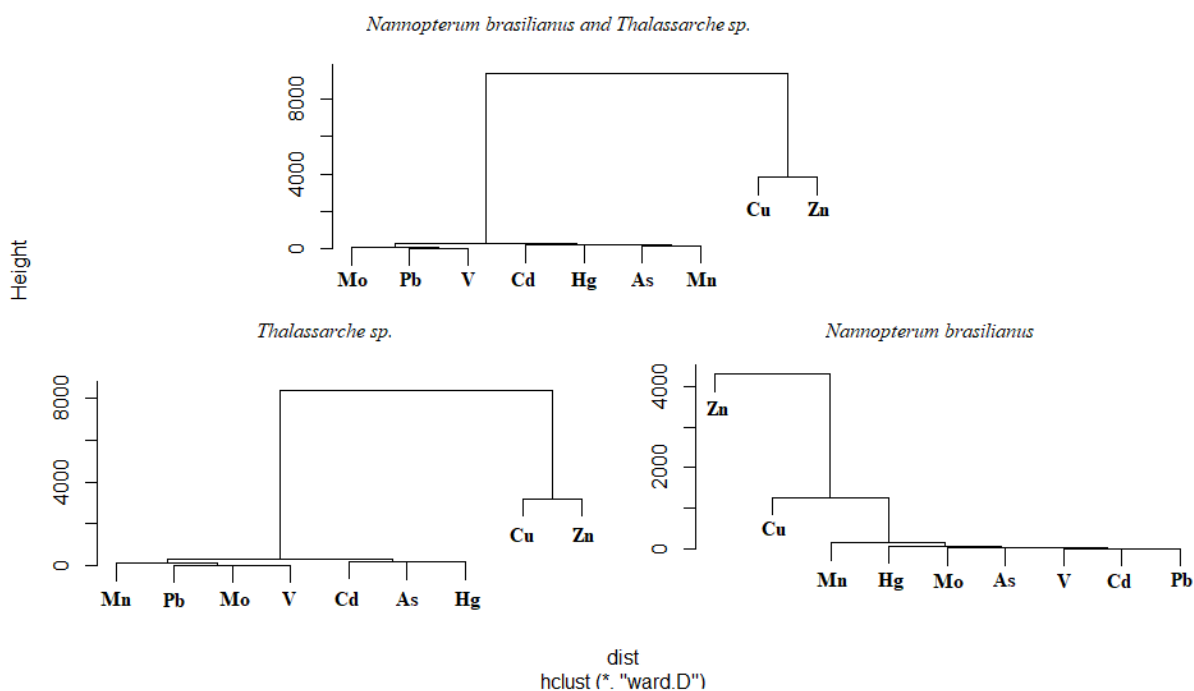


3.3 Análise de agrupamentos

A análise de agrupamento foi realizada primeiro para todas as espécies em conjunto e posteriormente por guilda (pelágico e estuarino). Os dendrogramas resultantes das análises são apresentados na Figura 6. O dendrograma gerado para todas as espécies juntas mostrou três clusters: (1) Mo-Pb-V; (2) Cd-Hg-As-Mn; (3) Cu-Zn. Foi observado a similaridade e proximidade entre os elementos não essenciais (Cd, Hg e As). Para Cu e Zn apresentou-se que esses dois elementos estão relacionados entre si por alto coeficiente de similaridade. No dendrograma aplicado em aves pelágicas (*Thalassarche spp.*) observou-se o mesmo comportamento visto para todas as aves em conjunto para Cu-Zn, o segundo cluster gerado apresentou Cd-As-Hg associados. Diferentemente do dendrograma observado para todas as espécies em conjunto, em *Thalassarche spp* o Mn apareceu mais próximo ao Pb-Mo-V. Já para aves estuarinas (*N. brasiliensis*) não foi observado grandes distancias entre os elementos, com excessão de Zn-Cu. A não observação das distancias reflete no baixo grau de correlação entre os diferentes elementos para esta espécie, provavelmente devido à grande diversidade de uso

de habitat. Além disso, não foi observado neste grupo uma aproximação entre elementos não essenciais (Cd, As e Hg).

Figura 6. Dendrograma hierárquico de elementos em aves estuarinas e pelágicas.

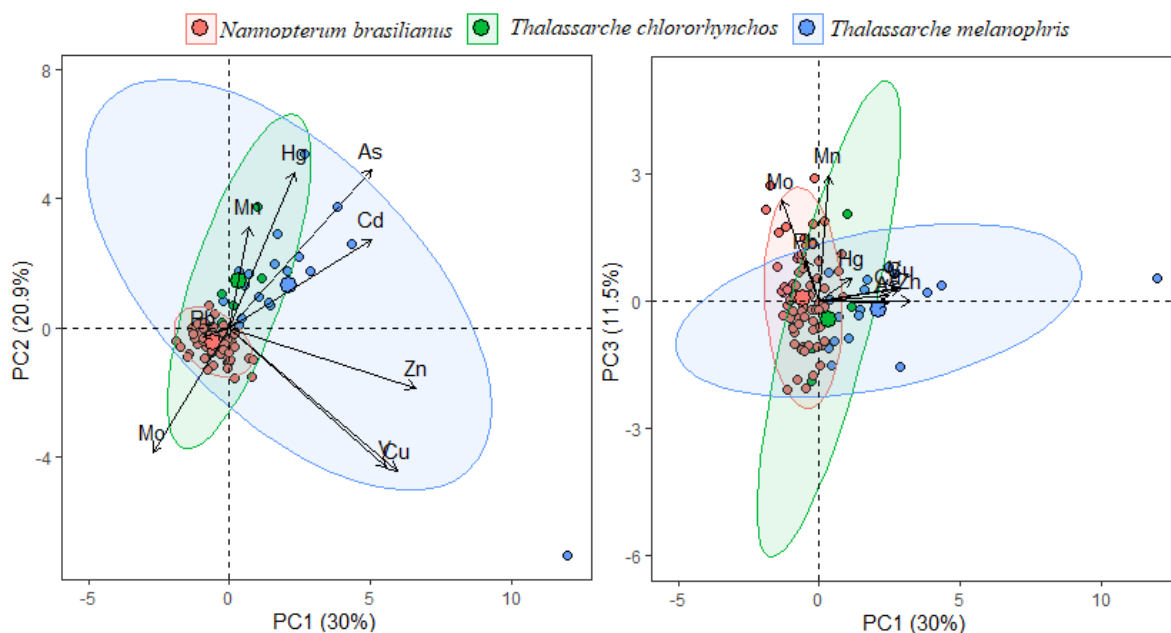


3.4 Análise de componentes principais

A princípio foi realizado uma matriz de correlação para as espécies em conjunto independentes da localização de amostragem e outras covariáveis. Com exceção da correlação positiva encontrada para Mo-Cd, Cu-As e Cu-Cd ($r > 0,6$) em aves pelágicas não foram observados coeficientes de correlação positivos/ negativos significativos ($p < 0,05$) para os demais elementos em aves pelágicas e em aves estuarinas (Figura S3). De acordo com o padrão semelhante de distribuição dos elementos determinados foi aplicado o PCA para estabelecer relações entre as concentrações dos elementos essenciais e não essenciais e identificar possíveis fontes de ação litogênica e fontes antropogênicas em amostras de aves encalhadas no litoral brasileiro. Os três primeiros componentes principais acumularam 62,3 % da variância total (figura 7). PC1 cujo explica 30% da variância total dos dados, está associado por maior ordem de contribuição respectivamente a Zn (0,82), Cu (0,73), V (0,0,69), Cd (0,62) e As (0,62). PC2 e PC3 somados acumulam 31% da variância, PC2 explica 20% e PC3 11,5%. Não foi observado grandes distinções entre as três espécies de aves estudas, contudo é observado uma similaridade e agrupamento entre as espécies de albatroz, uma vez que possuem um mesmo

comportamento pelágico e apresentaram padrão semelhante de níveis elevados para elementos não essenciais.

Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) de elementos essenciais e não essenciais em aves estuarinas e pelágicas.



Devido a não ocorrência de correlações dos elementos, variância dos três principais componentes menor que 70% e ausência de padrões estabelecidos entre os elementos para o PCA realizado para todas as espécies juntas. Optou-se por realizar e avaliar o PCA separadamente para elementos essenciais e não-essenciais, com o objetivo de observar como são relacionados os elementos que são regulados por processos metabólicos entre si, assim como os elementos que tendem a se acumular devido a sua disponibilidade no meio ambiente.

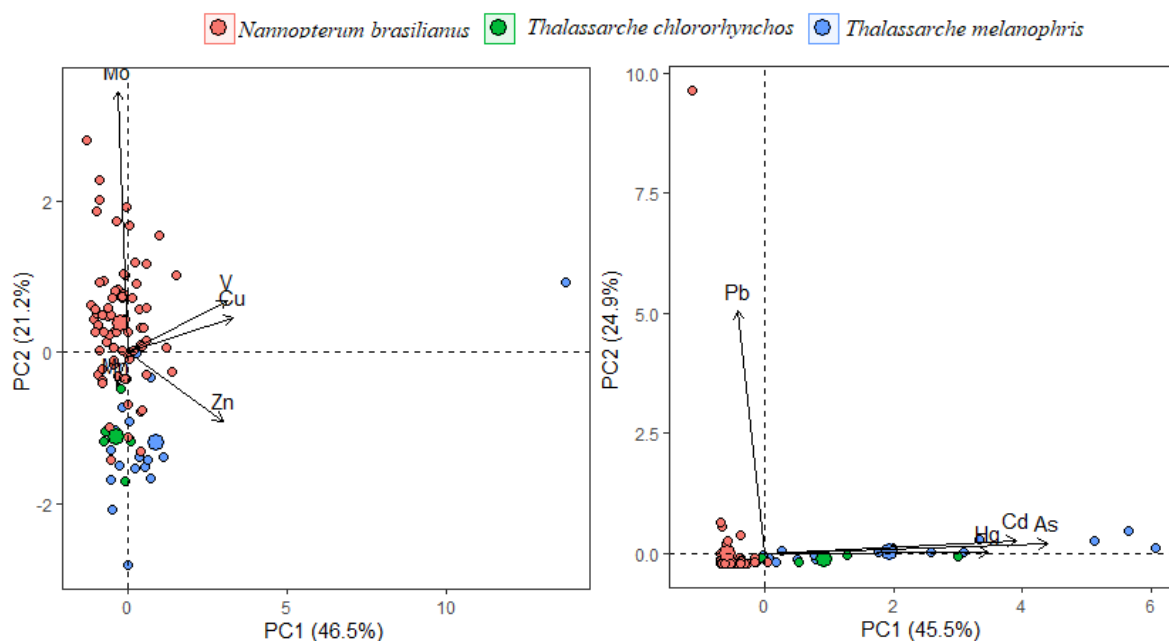
O PCA realizado para os elementos essenciais e para os não essenciais obtiveram variância acumulada explicadas pelos três principais componentes maior que 85%, considerado suficiente para explicar os dados (figura 8).

Para os elementos essenciais, obteve-se 88% das variâncias acumuladas explicadas pelos três principais componentes. PC1 explica 46% da variação dos dados, com maiores contribuições de Cu (0,9), V (0,87) e Zn (0,83), respectivamente e o PC2 com 21% associado a Mo (-0,8).

Entre os elementos não essenciais, a variância acumulada explica 89,6 %, PC1 representou 45,5 % da variância total e foi relacionado em ordem de maior contribuição principalmente às concentrações As (0,86), Cd (0,77) e Hg (0,68). PC2 com 24,9% da variância total obteve maior contribuição com o Pb (0,9). Os resultados das PCAs referente as

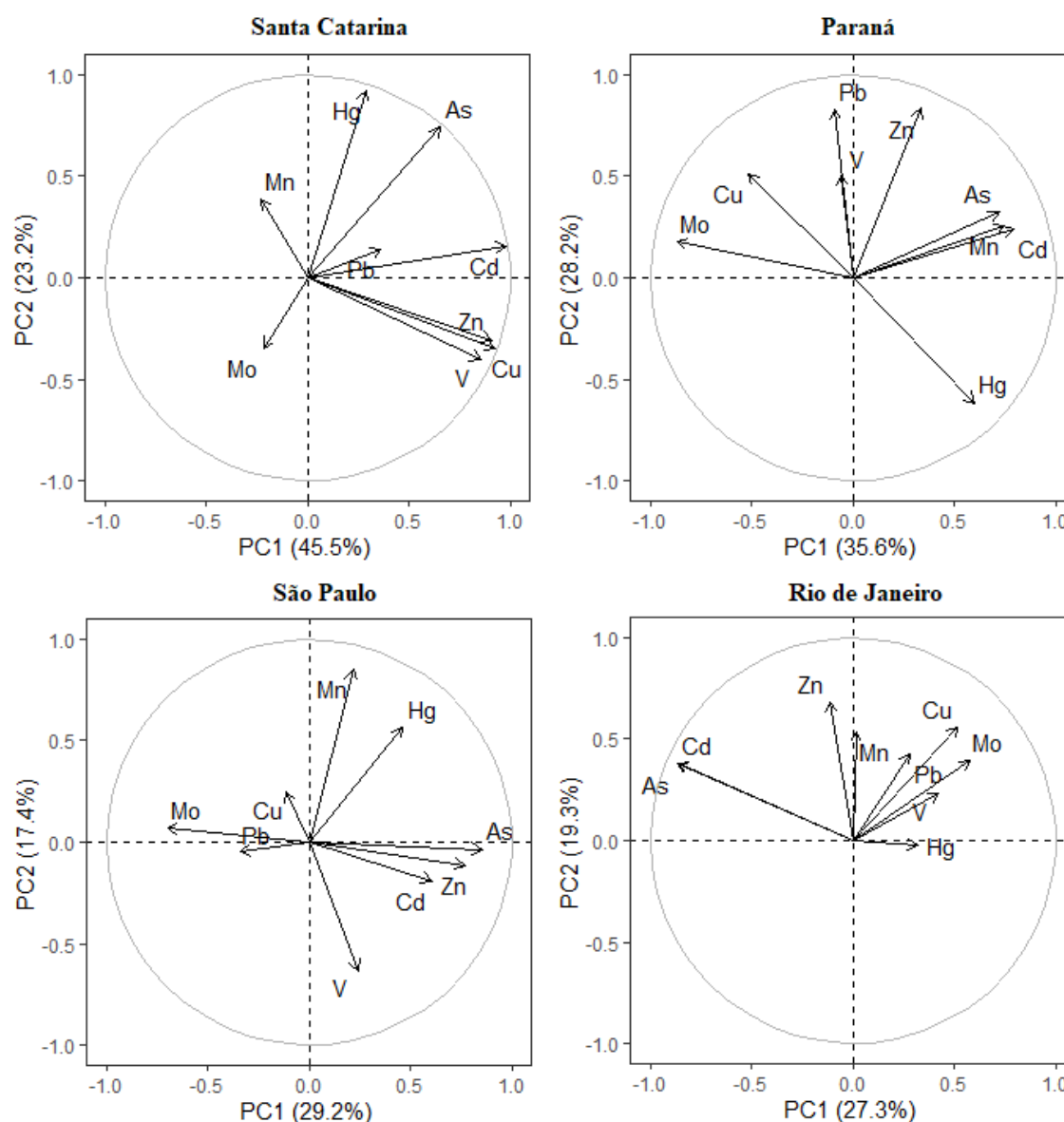
contribuições e valores de cada elemento, tanto para essenciais e não essenciais estão listados no material suplementar (S9-S11.1).

Figura 8. Análise de componentes principais (PCA) separada em elementos essenciais e não essenciais em aves estuarinas e pelágicas.



Visando estabelecer como a biodisponibilidade desses elementos na área de ocorrência dessas espécies influencia e afeta nos padrões de distribuição dos elementos observados nos modelos gerados acima, geramos a PCA por região (Estado). A figura 9 apresenta os dois principais componentes principais extraídos para cada Estado (SC, PR, SP e RJ), com indivíduos amostrados em sua área de extensão. Os valores obtidos de carga, valor próprio e contribuição para cada elemento em cada PCA gerado está presente na tabela suplementar S12-S15.1. As correlações geradas para cada grupo de aves em cada área de coleta estão disponíveis em material suplementar (FiguraS4).

Figura 9. Análise de componentes principais (PCA) em função da relação dos elementos com área de extensão (limite do Estado) a qual os indivíduos foram coletados.



Os valores extraídos dos dois principais componentes somados explicam a variação de 68% em SC, 63% no PR, 46% no RJ e 46% em SP. Os grupos de elementos mais associados para cada componente principal variaram em cada área de coleta. Em SC, elementos como o Cd, Cu, Zn e V contribuíram mais para o PC1, enquanto Hg, As e Mo foram mais associados ao PC2. Nesta área foi observado uma correlação positiva forte entre Cd-As $r = 0,7$, e correlações negativas $r > -0,5$ entre Mo-As, Mo-Cd, Hg-Cu e Cu-As.

Na área do PR, o grupo de elementos com maiores contribuições ao PC1 foram respectivamente: Mo, Cd, Mn e As. Por outro lado, Zn, Pb foram os elementos associados com maiores contribuições ao PC2. A área de coleta PR foi aquela cujo indivíduos apresentaram

maiores correlações significativas entre os elementos. Foi observado correlação positiva forte entre Cd-As ($r=0,7$), Mn-As ($r=0,6$) e Zn-Pb ($0,6$). Correlações negativas fortes também foram observadas entre Hg-Cu ($r=-0,8$), Cu-As ($r=-0,6$) e Mo-As ($r=-0,5$).

A área SP apresentou As, Zn, Mo e Cd como os mais associados ao PC1, já os demais elementos (Mn, V, Hg) mais associados ao PC2. Esta área foi a que obteve o menor grau de explicação entre os dois principais componentes principais, por outro lado, foi a segunda área com mais correlações significativas entre os elementos. Foram encontradas correlações positivas entre Cd-As ($r=0,8$), Hg-Cd ($r=0,7$), Hg-As ($r=0,6$), Zn-As ($r=0,6$), e correlações negativas entre Mo-As ($r=-0,7$) e Mo-Cd ($r=-0,7$).

A área RJ apresentou valor de explicação de variância acumulado baixa para os dois principais componentes, assim como foi a área com menores correlações significativas entre os elementos. As e Cd foram associados ao primeiro componente principal, Zn, Cu, Mn e Pb foram associados ao PC2.

3.5 Fator de alerta

Os valores obtidos no cálculo de FA para todos os indivíduos amostrados foi apresentado na tabela suplementar (Tabela S16). Dos 97 indivíduos coletados, 26 apresentaram concentrações alarmantes para pelo menos 1 elemento analisado. Observando em menor escala por espécie, dos 19 indivíduos amostrados de *T. melanophris*, 7 apresentaram concentrações alarmantes para vários elementos. Concentrações alarmantes nesta espécie foram encontradas para diferentes elementos e em diferentes áreas, principalmente para as concentrações de As, cuja média encontrada na espécie foi muito superior à encontrada em aves pelágicas. Os valores mais extremos foram em um indivíduo com AF de Cu=197, Zn=9,3 e V=14. Em 5 espécimes de *T. chlororhynchos* coletados, apenas 1 apresentou concentrações alarmantes para As. No grupo de *N. brasiliensis* com 73 indivíduos amostrados, 18 apresentaram valores alarmantes com AF>6. Não foi encontrado padrão para elementos com concentrações mais alarmantes, variando entre diferentes elementos e indivíduos.

Entre as três espécies, os únicos elementos que não apresentaram concentrações preocupantes/alarmantes foram Mn, Mo, Cr e Ni. Em relação à área de coleta, a área que mais apresentou indivíduos com concentrações consideradas alarmantes foi a área SP com 10 indivíduos dos 27 espécimes coletados nesta área de estudo, seguido de SC com 7 dos 18 indivíduos coletados, RJ com 6 dos 40 indivíduos coletados e PR com apenas 3 dos 12 indivíduos coletados.

4. DISCUSSÃO

No Brasil são poucos os estudos sobre uso de aves como sentinelas ambientais, além disso os estudos publicados possuem limitações (LIMA et al., 2023). Os dados resultantes deste estudo abordam sobre as concentrações determinadas de elementos essenciais e não essenciais em aves silvestres de diferentes guildas ecológicas e dispostas em distintas áreas geográficas. Em comparação com ambientes terrestres, sabe-se que a rápida movimentação e distribuição de elementos contaminantes na água, culmina no ecossistema de ambientes aquáticos (principalmente marinhos) serem mais vulneráveis a contaminação (BURGER; GOCHFELD, 2004). Neste estudo apresentamos valores de referência para concentração de 12 elementos em fígado de três espécies de aves aquáticas, sendo uma considerada de ambiente estuarino e transeunte em águas de interiores (biguá), e duas aves marinhas de um mesmo gênero, com comportamento pelágico.

4.1 Concentrações

Neste estudo foram analisados 12 elementos, contudo nossa discussão teve foco apenas nos elementos que apresentaram concentrações representativas. Ba e Ni apresentaram aproximadamente 90% das amostras concentrações abaixo do LD. Cr apresentou 60% das amostras com valores abaixo do LD.

As três espécies estudadas tiveram médias das concentrações similares para Ba, Ni e Cr, não apresentando grande variação entre as espécies, contudo ressalta-se que a maioria das amostras apresentaram concentrações abaixo do LD. São poucos os relatos na literatura de níveis de concentrações de Ni, Ba e Cr em tecidos de aves. Neste estudo, os níveis de Ba, Ni e Cr determinados em fígado das três espécies estudadas foram menores do que as registradas para outras espécies no oceano atlântico brasileiro (BARBIERI et al., 2007; MOURA et al., 2018) e similares ao encontrado em *Sula leucogaster* por Pedrobom et al. (2021).

4.2 Cobre e Zinco

Cu seguido pelo Zn foram os elementos essenciais que apresentaram os maiores níveis de concentração para as três espécies. Tanto no Cu e Zn foram encontrados uma grande variabilidade nos níveis de concentrações entre as espécies, apresentando diferença significativa $p=0,05$. O Cu e Zn são elementos existentes no meio ambiente universalmente reconhecidos como essenciais para os organismos vivos, atuam nos sistemas enzimáticos

participando de inúmeros processos fisiológicos e bioquímicos importantes, sendo cruciais para o correto funcionamento de proteínas (LEMOS et al., 2013; OLUKOSI; VAN KUIJK; HAN, 2018; WANG; RAINBOW, 2010). No entanto, ambos são potencialmente tóxicos em concentrações relativamente elevadas podendo causar desequilíbrio homeostático (BINKOWSKI; STAWARZ; ZAKRZEWSKI, 2013; CHRISTIAN FRANSON et al., 2012). A dieta alimentar de algumas aves marinhas consiste basicamente de krills e crustáceos que naturalmente apresentam grandes quantidades de Cu e Zn (JEREZ et al., 2013; NYGÅRD et al., 2001). Portanto, por serem elementos essenciais com regulação e estarem presentes na composição da dieta alimentar, a origem do Cu e Zn em aves marinhas pode estar relacionada à sua concentração natural na cadeia alimentar marinha principalmente por meio da ingestão alimentar em ambientes locais. Contudo, altos níveis de concentrações encontradas podem ser devido à atividade antrópica. Castro et al. (CASTRO et al., 2021) relata que as aves marinhas biotransportam quantidades consideráveis de metais traço (principalmente Cu, seguido pelo Zn) do oceano para solos antárticos e sugerem que o forrageamento de aves marinhas migrantes em áreas contaminadas pode causar um efeito indireto da poluição humana no ambiente antártico terrestre.

Thalassarche melanophris foi a espécie que apresentou maiores concentrações para Zn e Cu. Todavia, ressalta-se que uma amostra de *Thalassarche melanophris* apresentou concentrações extremamente altas para Cu (4251,66) e Zn (1801,46), que pode ter direcionado a maiores médias para esta espécie em relação as demais. Contudo, optamos por não excluir os dados com valores discrepantes, uma vez que não influenciaram os resultados dos testes estatísticos e devido à natureza biológica das amostras, resultados inconsistentes podem trazer informações importantes (SULATO et al., 2022).

Mesmo removendo a amostra com valores extremos, as medias de Cu e Zn para *T. melanophris* foram superiores a encontrada para *T. chlororhynchos*. Dentre os elementos essenciais apenas o Zn apresentou diferenças significativas $p=0,05$ entre as duas espécies do mesmo gênero. Como já visto em outros estudos para outras espécies (BLACKMORE, 2001) até mesmo espécies filogeneticamente próximas e relacionadas podem apresentar diferentes concentrações de metais acumulados.

Apesar de alguns autores sugerirem dentre o grupo de aves os albatrozes como o grupo mais propensos a contaminação para alguns metais (CHEREL et al., 2018), são poucos os estudos de metais neste grupo de aves. Seco Pon et al., (SECO PON et al., 2011) relatou alguns metais traço em penas de albatroz-de-sobrancelha que frequentam a plataforma patagônica. Relatos de Mercúrio em penas de albatroz (SECO et al., 2021; TAVARES et al., 2013;

THOMPSON; FURNESS; LEWIS, 1993), níveis de alguns elementos no sangue de *T. melanophris* (FURTADO et al., 2020) e penas (ANDERSON et al., 2010).

Os valores encontrados neste estudo para *T. chlororhynchos* foram similares para Cu de amostras coletadas em colônias de reprodução no Oceano Atlântico Sul e superiores para os níveis de Zn (MUIRHEAD; FURNESS, 1988). Em *T. melanophris* concentrações maiores foram encontradas em nosso estudo para Cu e Zn em comparação com valores relatados na literatura (KIM et al., 1998).

4.3 Vanádio, Manganês e Molibdênio

Vanádio, manganês e molibdênio são elementos essenciais associados a uma série de enzimas e importantes funções metabólicas em organismos biológicos. Assim como para o Cu e Zn relatados anteriormente, V, Mn, e Mo são elementos com funções essenciais que são acumulados na biota, todavia, quando acumulado em concentrações elevadas pode ocasionar deficiências e provocar efeitos deletérios aos organismos (ASCHNER et al., 2007; BARCELOUX, 1999; MENDEL; BITTNER, 2006).

As concentrações encontradas para vanádio foram similares entre as três espécies estudadas ($p=0,888$), sendo determinada a maior concentração média em *Thalassarche melanophris* ($0,82 \pm 1,16$), seguida pelas medias *Thalassarche chlororhynchos* ($0,63 \pm 0,36$) e *Nannopterum brasilianus* ($0,67 \pm 0,46$). Os valores aqui reportados para V são similares a 3 espécies de aves aquáticas selvagens capturadas para estudo e inferiores a uma espécie capturada em área com alto potencial de contaminação com concentração de $3,69 \pm 1,25$ ($\mu\text{g/g}$ peso seco) (MOCHIZUKI et al., 1999). Os resultados do nosso estudo estão na mesma ordem de grandeza (30 a 77 ng g^{-1} de peso úmido) comparados com resultados encontrados em aves marinhas oleadas após o naufrágio do navio-tanque petroleiro (KAMMERER et al., 2004). No estudo, os autores não encontraram diferenças nas concentrações determinadas de V em aves afetadas pelo derramamento de óleo em comparação com aves utilizadas como controle (encontrados mortos sem vestígios visíveis de petróleo). Os autores concluem que as concentrações de vanádio em fígado e rins não foram bons biomarcadores para a exposição ao óleo em aves marinhas, todavia, é impossível afirmar que as aves afetadas nunca foram expostas ao petróleo e que os teores de vanádio em seus tecidos são “normais” (KAMMERER et al., 2004).

As concentrações de Mo foram semelhantes entre as espécies do mesmo gênero e guilda ecológica, e superiores para a espécie de águas estuarinas. As concentrações determinadas em *Thalassarche melanophris* foram de $1,37 \pm 0,48$, *Thalassarche chlororhynchos* ($1,22 \pm 0,23$) e

superiores em *Nannopterum brasilianus* ($2,55 \pm 0,7$). Mochizuki et al., (MOCHIZUKI et al., 2002) estudaram a distribuição de molibdênio em fígado e rins de patos selvagens e encontraram maiores concentrações em patos que forrageiam em água doce. Assim como foi observado em estudo de Mochizuki et al., (MOCHIZUKI et al., 2011), foi encontrado concentrações menores em rim de aves marinhas em comparação com as aves das famílias de Cormorões e pelecaniformes. Sugerindo que a contaminação por Mo em água doce pode ser consideravelmente maior do que na água do mar. Mochizuki et al., (MOCHIZUKI et al., 2013) determinaram as concentrações de Mo em aves oleadas encontradas mortas e resgatadas que morreram posteriormente. Os autores encontraram concentrações medias de $9,83 \pm 1,25$ em aves oleadas encontradas mortas e $6,89 \pm 0,83$ nas resgatadas, ambas concentrações foram superiores à média para as três espécies em nosso estudo ($2,25 \pm 0,8$).

Para Mn não houve diferença significativa entre as três espécies ($p=0,15$). *Thalassarche melanophris* apresentou maior média ($13,43 \pm 3$), seguida pelas medias de *Thalassarche chlororhynchos* ($13,02 \pm 4,3$) e *Nannopterum brasilianus* ($11,80 \pm 2,9$). As concentrações observadas para Mn estão dentro da faixa de alcance ($10 - 20 \mu\text{g/g dw}$) previamente relatadas na literatura para diferentes espécies em diferentes regiões no mundo ((KIM; OH, 2014; MALLORY et al., 2017; PROVENCHER et al., 2014; ROMAN et al., 2020).

4.4 As, Cd, Hg e Pb

Este é o grupo de metais não essenciais de maior preocupação toxicológica para a biota, devido a algumas espécies químicas destes elementos possuem efeitos extremamente nocivos aos organismos. As, Cd e Hg apresentaram diferenças significativas entre as três espécies ($p<0,05$), diferentemente do Pb que não apresentou diferença entre as espécies ($p=0,41$).

A hipótese esperada era de que as aves pelágicas apresentassem menores variações nos níveis de concentrações para este grupo de elementos em comparação com as aves estuarinas. Dado que, as aves pelágicas forrageiam em alto mar e estão frequentemente em ambiente oceânico, sendo raramente visto no solo em ambientes costeiros. Isto é, a espécie estuarina aqui estudada estaria mais vulnerável a fontes difusas, uma vez que frequentam diversos ambientes (e.g. mangues, rios, lagos, praias) com maiores atividades antrópicas, sendo assim uma espécie comum em áreas costeiras degradadas.

Todavia, os quatro elementos (As, Cd, Hg e Pb) apresentaram maiores variações e maiores níveis médios de concentração para *Thalassarche melanophris* e *Thalassarche chlororhynchos* em comparação a espécie *Nannopterum brasilianus*. Em *Thalassarche melanophris* a ordem de maiores concentrações medias foi $\text{As} > \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Pb}$, já para

Thalassarche chlororhynchos e *Nannopterum brasilianus* foi $Hg > As > Cd > Pb$. Em *Thalassarche melanophris* foram determinadas as maiores concentrações para As ($26,59 \pm 17,66$), Cd ($26,49 \pm 32,85$) e Pb ($0,024 \pm 0,018$), já para o Hg, a maior concentração média foi determinada em *Thalassarche chlororhynchos* ($17,40 \pm 27,7$).

O Pb foi o elemento deste grupo com menores concentrações encontradas, com média para os três grupos de 0,03. Perigos, ameaças e efeitos imutotoxicológicos provocados pela exposição e contaminação ao chumbo são bem documentados globalmente para aves aquáticas, marinhas e terrestres (BURGER, 1995; FINKELSTEIN; GWIAZDA; SMITH, 2003; FISHER; PAIN; THOMAS, 2006; MARTINEZ-HARO; GREEN; MATEO, 2011; NEWTH et al., 2013; VALLVERDÚ-COLL et al., 2019). As concentrações encontradas neste estudo estão abaixo dos valores relatados em revisão realizada de níveis de Pb em fígado de aves das famílias *Laridae*, *Sternidae*, *Ardeidae* e *Anatidae* (KORBECKI et al., 2019).

Para o Cd a maior concentração média foi encontrada em *Thalassarche melanophris* ($26,49 \pm 32,85$), posteriormente em *Thalassarche chlororhynchos* ($5,40 \pm 5,33$) e *Nannopterum brasilianus* ($0,14 \pm 0,17$). Esta diferença entre as concentrações indica que as aves oceânicas estão expostas a altas concentrações de Cd em seu meio em comparação com aves estuarinas. Lima et al. (2023) revisaram as concentrações relatadas de Cd em aves aquáticas em território brasileiro e encontraram alta variação entre as espécies. Os valores encontrados no presente estudo estão dentro da faixa observada pelos autores em fígado de diferentes espécies (0,32 - 30,4). Pedrobom et al., (2021) relataram concentrações média de 0,4 em fígado de aves costeiras, Moura et al., (2018) observou concentrações média de $0,57 \pm 0,57$ e $1,24 \pm 0,99$ em aves marinhas. Sabe-se que distintos continentes apresentam diferenças na abundância natural de Cd, assim podem possuir concentrações mais altas de Cd em águas de determinado continente (MACDONALD et al., 2000; ØVERJORDET et al., 2015). *Thalassarche* spp. por serem aves migratórias podem ter sido expostas a concentrações altas de Cd na área de reprodução da espécie, uma vez que estas espécies se reproduzem em ilhas vulcânicas. Além disso, áreas de ressurgência podem aumentar a biodisponibilidade de Cd em ambientes marinhos (SUMMERS et al., 2014). Portanto, é difícil dizer se estas altas concentrações encontradas são oriundas de atividades antrópicas ou reflexo de uma região com concentração natural elevada.

O Hg também apresentou diferenças entre as três espécies, *Thalassarche chlororhynchos* foi a espécie com maior concentração média ($28,39 \pm 30,4$), seguido de *Thalassarche melanophris* ($17,40 \pm 27,7$) e *Nannopterum brasilianus* ($4,28 \pm 3,92$). Assim como observado para Cd, o Hg apresentou concentrações maiores em aves pelágicas em comparação com aves estuarinas, corroborando com Burger et al. (BURGER et al., 2009), o

qual sugeriram em seu estudo que aves marinhas possuem maiores concentrações de Hg e Cd em seus tecidos devido a tendência aos níveis naturais de fundo desses elementos em água do mar serem maiores em comparação a água doce. Além disso, Galvão et al., (GALVAO et al., 2021) recentemente relataram a ocorrência de uma maior biodisponibilidade de Hg no ecossistema oceânico por meio do fenômeno de ressurgência, o qual impulsiona a água enriquecida com mercúrio para a água marinha superficial, fato este que pode explicar as maiores concentrações encontradas em aves pelágicas por meio da ingestão de peixes e crustáceos dispostos em área de ressurgência. Há muita pouca informação sobre os níveis de toxicidade do Hg e outros elementos não essenciais em tecidos de aves marinhas selvagens (FORT et al., 2015)). Sabe-se que o metilmercúrio é a forma química de maior potencial tóxico, ele pode ser bioacumulado e concentrado na cadeia alimentar aquática (MERGLER et al., 2007). Shore et al. (SHORE et al., 2011) sugerem um intervalo de concentrações de Hg considerado tóxico com efeitos adversos na reprodução com valor de 8,7 (2–52 mg/kg), e associada à morte com valor de 63 mg/kg (intervalo 18,4-127), ambos em fígado de aves não marinhas em peso úmido. Os valores médios de Hg no presente estudo estão bem abaixo da média considerada letal as aves, contudo em alguns indivíduos a concentração determinada está dentro da faixa com efeitos adversos a reprodução.

Todavia, Burger et al. (2009) sugere que as aves marinhas são menos sensíveis ao mercúrio e ao cádmio do que outras aves pois evoluíram com a exposição a níveis naturais de fundo desses elementos em água do mar. No entanto, não há evidências diretas publicadas de que aves marinhas possuem menor sensibilidade ao MeHg e/ou possuem mecanismo mais eficiente desintoxicação por meio da desmetilação de MeHg em comparação com outras espécies de aves (SCHEUHAMMER et al., 2015).

O As é um metaloide com propriedades tóxicas e cancerígenas naturalmente presente em sistemas aquáticos e terrestres, distribuído também no ambiente por fontes antrópicas (ELIAS et al., 2022; VIANA et al., 2022). A exposição ao elemento pode ser pelas formas químicas de arsênio orgânico e inorgânicas, cada uma das formas com diferentes propriedades físico-químicas e graus de toxicidade (MANDAL; SUZUKI, 2002). *Thalassarche melanophris* foi a espécie que apresentou a maior concentração média ($26,59 \pm 17,66$), seguido por *Thalassarche chlororhynchos* ($12,33 \pm 11,57$) e *Nannopterum brasilianus* ($0,81 \pm 1,05$). Assim como visto para Cd e Hg, as aves pelágicas apresentaram maior concentração média para As. Reimann et al., (2009) sugerem ocorrer um aumento de As do ambiente terrestre para o marinho. Sabe-se que o ambiente marinho é geralmente enriquecido em As (MIRLEAN et al., 2012; REIMANN et al., 2009). Alguns estudos têm relatado níveis elevados de As na areia das

praias em vários segmentos da costa brasileira, com provável causa natural, enriquecidas devido ao processo de redistribuição diagenética, a partir da decomposição de organismos calcários (Mirlean et al., 2013, 2016). Assim, organismos marinhos tendem a apresentar concentrações de As consideravelmente maiores do que organismos de água doce (AMLUND; BERNTSEN, 2004). Essa maior concentração de As em aves pelágicas pode ser explicada pela maior exposição ao As de fundo no ambiente marinho e não necessariamente originada de contaminação por fontes antropogênicas. Contudo, é impossível afirmar que as concentrações elevadas no ambiente marinho são somente provenientes de fontes naturais. Nossos resultados corroboram com o sugerido na literatura de que os níveis de As são mais altos nas aves marinhas do que nas aves costeiras (KUBOTA; KUNITO; TANABE, 2003; KUNITO et al., 2008). As concentrações obtidas para *Thalassarche melanophris* estão acima dos reportados para *Phoebastria nigripes* (12.2 ± 10.8 mg/g dry wt) (KUBOTA; KUNITO; TANABE, 2003), e dentro da faixa reportada (2.6–42 µg/g dry mass) para a mesma espécie em outro estudo (FUJIHARA et al., 2003).

4.4 Potenciais fontes dos elementos e diferentes localidades

As amostras coletadas foram agrupadas dentro dos 4 estados brasileiros de acordo com a localização geográfica, a fim de verificar diferenças nas taxas de assimilação dos elementos nas aves encontradas dentro de cada área. As quatro áreas amostradas apresentam uma grande diversidade de habitats (estuários, costões rochosos, praias) entre regiões com pouca ocupação e atividades humanas, e regiões com zonas industriais, portuárias, pesqueira e atividades agrícolas. A área de estudo do presente trabalho apresenta alta densidade populacional e está localizada na área de influência da baía de Santos, além do mais as duas cidades mais populosas do Brasil (São Paulo e Rio de Janeiro) estão dentro da zona de influência costeira (Andrés, de Barragán and Scherer, 2018). Além das atividades relacionadas à exploração e produção de petróleo e gás natural, muitas atividades potencialmente poluidoras são realizadas na presente área de estudo (SULATO et al., 2022). Nossa análise de cluster revelou uma maior proximidade interessante entre Cd, As e Hg nas aves pelágicas em comparação com as aves estuarinas. Fato este observado e corroborado na análise de PCA que apresentou correlação forte entre Cd e As nas três áreas amostradas (SP, SC e PR). A não observação deste padrão na área do RJ deve-se ao fato de que dos 40 indivíduos amostrados na região, apenas 2 eram pertencentes a guilda de aves pelágicas. Isto é, apesar de as aves pelágicas apresentarem maiores concentrações e correlações entre os elementos em comparação com as aves estuarinas, elas

não apresentaram diferenças entre as 4 áreas de estudo para todos os elementos. Essa associação e correlação forte entre os elementos sugere uma natureza geoquímica idêntica ou fonte comum e assimilação sinérgica dos elementos (ABBASI et al., 2013; LI et al., 2021; REDWAN; ELHADDAD, 2022). Devido ao fato de que as aves pelágicas apresentam correlações, agrupamento e concentrações semelhantes para diferentes áreas de coleta, as concentrações altas para elementos não essenciais provavelmente não são originadas de fontes antrópicas da região da baía de Santos e são provavelmente originadas majoritariamente de fontes naturais. As aves estuarinas, apesar de apresentarem concentrações menores para os elementos não essenciais, observou-se diferenças significativas entre as áreas para As, Cd, Pb e Zn, que podem ser devidos há distintas fontes antrópicas de contaminação para estes elementos.

Sabe-se que diferenças metabólicas e/ou diferenças no comportamento de forrageio entre os sexos e idade podem explicar a variação nas concentrações dentro de uma mesma espécie. Contudo, em nosso estudo não foi observado diferenças intraespecíficas significativas em função do sexo para maioria dos elementos, com exceção apenas para As em *N. brasiliensis*. Corroborando com estudos que indicaram áreas de forrageamento semelhantes durante todo o ano em machos e fêmeas de *T. melanophrys* (PONCHON et al., 2019), e que não há uma mudança de nicho isotópico ontogenético progressiva entre aves adultas e imaturas (CAMPIONI; GRANADEIRO; CATRY, 2016). Contudo, é difícil afirmar com certeza que o local de coleta dos indivíduos é exatamente a área de vida e local de forrageamento do indivíduo, uma vez que pode ocorrer sobreposição nas áreas de forrageamento das aves, e esses indivíduos possam ter sido trazidos de outras áreas pelas correntes marítimas. Assim, estes resultados devem ser tomados com cautela devido a amostragem estocástica de aves não residentes.

4.5 Valores extremos

O objetivo deste trabalho não foi avaliar efeitos causados na saúde das aves devido a exposição a determinadas concentrações dos elementos. Isto é, devido aos indivíduos alvos do trabalho serem animais de vida livre, dificultando a informação de dose de exposição dos animais. A avaliação de possíveis efeitos são frequentemente determinados a partir de dados laboratoriais registrados na literatura, no entanto, embora essa abordagem seja usualmente utilizada por pesquisadores, ela também apresenta limitações. Além do mais, ao se inferir limites de efeitos adversos a saúde das aves amostradas baseado nas concentrações totais determinadas nos animais, presume-se que a carga total do elemento estudado está em sua

totalidade e/ou predominantemente em forma química tóxica, suposição que provavelmente não é válida especialmente para espécies de vida longa (SCHEUHAMMER et al., 2015). O Hg e o As como visto na seção acima, possuem formas químicas com potencial tóxico extremamente alto, contudo, também podem apresentar formas químicas e complexos não tóxicos as quais não apresentam efeitos nocivos a vida livre. Assim, entende-se que uma melhor abordagem para estudos futuros seria analisar as formas químicas do elemento para que assim seja possível inferir com os resultados das concentrações com lesões e/ou efeitos adversos a saúde das espécies alvo, no entanto entende-se a dificuldades e custos elevados em tal abordagem.

O fator de alerta utilizado aqui, sinaliza os indivíduos que apresentaram concentrações extremas, para que possamos observar possíveis associações com a região de coleta do indivíduo e condições observadas na necropsia (e.g presença de óleo). Em nenhum indivíduo amostrado foi observado presença de óleo nas partes externas do animal no momento de coleta.

Todavia, um indivíduo que obteve um fator de alerta alarmante, não necessariamente apresentou concentrações nocivas ao organismo, uma vez que não analisamos os efeitos causados na saúde e por não possuir na literatura linha de base de alguns elementos nestas espécies. No entanto, presume-se neste estudo que os indivíduos com valores de FA ≥ 6 foram expostos a fontes antrópicas de contaminação. São poucos os dados sobre acúmulo desses elementos nas três espécies estudadas, este estudo relata pela primeira vez a concentração de alguns elementos para essas espécies. Comparado com dados na literatura para outras espécies, a média das concentrações observadas para maioria dos elementos indica que a maioria dos indivíduos amostrados não sofreram maior exposição a contaminação do que outras espécies na região e ao redor do mundo. Além disso, não foi observado um padrão de área de coleta e hot spot de maiores concentrações para os elementos que pudesse indicar uma fonte de contaminação em determinada região.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve como principal proposta ampliar o conhecimento sobre concentrações de metais e metalóides em aves dispostas na costa brasileira, com o objetivo de que os resultados aqui presentes possam servir como base para o monitoramento em futuras pesquisas na área de ambientes costeiros e área de influência de bacia de santos, funcionando como uma importante ferramenta de alerta de poluição marinha, e para revelar tendências temporais e espaciais.

Em geral, as espécies aqui estudadas estão expostas a concentrações moderadas de metais e metalóides, em comparação com outras espécies na mesma região e em diferentes

regiões do mundo. Alguns indivíduos apresentaram concentrações elevadas potencialmente provenientes de atividades antrópicas que podem representar risco à saúde das espécies. Contudo estas concentrações observadas são pontuais em diferentes localidades e para diferentes elementos, não apresentando uma fonte de contaminação forte em determinada região, indicando a necessidade de monitoramento contínuo em relação a esses elementos. Além do mais, os resultados das concentrações desses elementos sugerem que as duas espécies estudadas de aves pelágicas possuem altas concentrações de elementos não essenciais pois estão expostas a níveis naturais elevados em sua área de forrageamento e área de reprodução. Foi observado variações interespecíficas principalmente nos níveis de elementos não essenciais entre as diferentes guildas, já as variações intraespecíficas não foram significativas. Os resultados do estudo aqui apresentados indicam que aves pelágicas tendem a acumular maiores concentrações de As, Cd, Hg e Pb do que aves estuarinas.

Em geral não houve diferenças entre as concentrações amostradas em aves de uma mesma espécie encalhadas em diferentes locais e entre os diferentes anos de coleta. Isto sugere que a poluição por metais e metaloides na área de influência da bacia de Santos é caracterizada por eventos de poluição locais de curto prazo e não constante por pontos quentes espaciais. Por outro lado, o fato de não ocorrer grandes diferenças entre as áreas pode ser devido à grande sobreposição das aves na área de vida dessas espécies.

Os resultados aqui apresentados indicam que as três espécies acumulam os metais estudados e são boas sentinelas ambientais, no entanto, a comparação entre diferentes espécies deve ser feita com cautela, visto que espécies de guildas diferentes apresentam concentrações em diferentes ordens de grandeza para alguns elementos, e não necessariamente indicam que uma espécie está mais ameaçada que a outra. Além disso, a vantagem no uso de aves marinhas como sentinelas, é que ao contrário dos peixes ou mamíferos marinhos, as aves passam um tempo importante fora da água, sendo um importante conector entre os sistema terra-mar, podendo fornecer informações sobre biotransporte por meio do guano e/ou penas de metais biodisponíveis no ambiente marinho para ambientes terrestres.

Por fim, compreende-se que para uma avaliação exata das fontes dos metais e metaloides em pesquisas futuras é necessário realizar o estudo da composição isotópica desses elementos, para que assim possamos inferir com segurança a origem dos elementos na biota marinha e a real influência das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural.

6. REFERÊNCIAS

- ABBASI, A. M. et al. Health risk assessment and multivariate apportionment of trace metals in wild leafy vegetables from Lesser Himalayas, Pakistan. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 92, p. 237–244, 1 jun. 2013.
- AKINLUA, A.; SMITH, R. M. Subcritical water extraction of trace metals from petroleum source rock. **Talanta**, v. 81, n. 4–5, p. 1346–1349, 15 jun. 2010.
- ALARCN, P. A. et al. Diet of the neotropical cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in a patagonian freshwater environment invaded by exotic fish. **Waterbirds**, v. 35, n. 1, p. 149–153, mar. 2012.
- ALI, M. F.; ABBAS, S. A review of methods for the demetallization of residual fuel oils. **Fuel Processing Technology**, 1 jul. 2006. Acesso em: 1 jun. 2022.
- ALOMAR, H. et al. Concentrations of organochlorine compounds (pesticides and PCBs), trace elements (Pb, Cd, Cu, and Hg), ¹³⁴Cs, and ¹³⁷Cs in the livers of the European otter (*Lutra lutra*), great cormorant (*Phalacrocorax carbo*), and European catfish (*Silurus glanis*), collec. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 6, p. 653–661, 2016.
- ALVES, V. S. et al. Padrão de ocorrência e distribuição de biguás *Phalacrocorax brasilianus* na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 4, p. 469–477, 2011.
- AMLUND, H.; BERNTSSSEN, M. H. Arsenobetaine in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Influence of seawater adaptation. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, v. 138, n. 4, p. 507–514, 1 ago. 2004.
- ANDERSON, O. R. J. et al. Element patterns in albatrosses and petrels: Influence of trophic position, foraging range, and prey type. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 1, p. 98–107, 1 jan. 2010.
- ARAÚJO RODRIGUES, L.; LUÍS SAUER, I. Exploratory assessment of the economic gains of a pre-salt oil field in Brazil. **Energy Policy**, v. 87, p. 486–495, 1 dez. 2015.
- ARNOLD, J. M.; BRAULT, S.; CROXALL, J. P. Albatross populations in peril: A population trajectory for Black-browed Albatrosses at South Georgia. **Ecological Applications**, v. 16, n. 1, p. 419–432, fev. 2006.
- ASCHNER, M. et al. Manganese: Recent advances in understanding its transport and neurotoxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 221, n. 2, p. 131–147, 1 jun. 2007.
- BALDASSIN, P.; GALLO, H.; BARBOSA, C. B. Serum biochemistry of an, atlantic Yellow-Nosed Albatross *Thalassarche chlororhynchos* (Gmelin, 1789). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 59, n. 2, p. 541–542, 2007.
- BARBIERI, E. et al. Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 69–72, 2007.
- BARBIERI, E. et al. Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 69–72, 2007.
- BARCELOUX, D. G. barceloux1999. **Clinical Toxicology**, p. 265–278, 1999.
- BARQUETE, V.; BUGONI, A. L.; VOOREN, A. C. M. Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. **Marine Biology**, v. 153, n. 3, p. 431–443, 2008.

- BASSO, M. et al. Sedimentology and petrophysical analysis of pre-salt lacustrine carbonate reservoir from the Santos Basin, southeast Brazil. **International Journal of Earth Sciences**, v. 110, n. 7, p. 2573–2595, 1 out. 2021.
- BEEBY, A. What do sentinels stand for? **Environmental Pollution**, v. 112, n. 2, p. 285–298, 1 abr. 2001.
- BINKOWSKI, Ł. J.; STAWARZ, R. M.; ZAKRZEWSKI, M. Concentrations of cadmium, copper and zinc in tissues of mallard and coot from southern Poland. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 48, n. 5, p. 410–415, 2013.
- Bird Life**. Disponível em: <<http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/atlantic-yellow-nosed-albatross-thalassarche-chlororhynchos>>. Acesso em: 6 jun. 2022.
- BISHOP, C. A. et al. Contaminant concentrations and biomarkers in 21-day old Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) from eastern Lake Ontario, and from Hamilton Harbour in western Lake Ontario in 1989 and 1990. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 19, n. 2, p. 181–191, 2 abr. 2016.
- BLACKMORE, G. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 3, p. 303–311, 1 out. 2001.
- BOCHER, P. et al. Influence of the diet on the bioaccumulation of heavy metals in zooplankton-eating petrels at Kerguelen archipelago, Southern Indian Ocean. **Polar Biology**, v. 26, n. 12, p. 759–767, 2003.
- BRIFFA, J.; SINAGRA, E.; BLUNDELL, R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. **Heliyon**, 1 set. 2020. Acesso em: 1 jun. 2022.
- BUGONI, L. et al. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. **Endangered Species Research**, 23 set. 2008.
- BURGER, J. A risk assessment for lead in birds. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 45, n. 4, p. 369–396, 1995.
- BURGER, J. et al. Mercury and other metals in eggs and feathers of glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*) in the Aleutians. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, n. 1–4, p. 179–194, 2009.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. **EcoHealth**, v. 1, n. 3, p. 263–274, 28 maio 2004.
- CABRAL, L. et al. Microbial communities in petroleum-contaminated sites: Structure and metabolisms. **Chemosphere**. 1 jan. 2022. Acesso em: 28 maio. 2022
- CAMPIONI, L.; GRANADEIRO, J. P.; CATRY, P. Niche segregation between immature and adult seabirds: Does progressive maturation play a role? **Behavioral Ecology**, v. 27, n. 2, p. 426–433, 1 jan. 2016.
- CARRAVIERI, A. et al. Penguins as bioindicators of mercury contamination in the Southern Ocean: Birds from the Kerguelen Islands as a case study. **Science of the Total Environment**, v. 454–455, p. 141–148, 1 jun. 2013.
- CASTRO, M. F. et al. Seabirds enrich Antarctic soil with trace metals in organic fractions. **Science of the Total Environment**, v. 785, p. 147271, 1 set. 2021.

CESA, M. et al. Implementation of an active “bryomonitoring” network for chemical status and temporal trend assessment under the Water Framework Directive in the Chiampo Valley’s tannery district (NE Italy). **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 303–315, 15 jan. 2013.

CHEREL, Y. et al. Accumulate or eliminate? Seasonal mercury dynamics in albatrosses, the most contaminated family of birds. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 124–135, 1 out. 2018.

CHEREL, Y.; WEIMERSKIRCH, H.; TROUVÉ, C. Food and feeding ecology of the neritic-slope forager black-browed albatross and its relationships with commercial fisheries in Kerguelen waters. **Marine Ecology Progress Series**, v. 207, p. 183–199, 22 nov. 2000.

CHRISTIAN FRANSON, J. et al. Copper pellets simulating oral exposure to copper ammunition: Absence of toxicity in American kestrels (*Falco sparverius*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 62, n. 1, p. 145–153, 22 jan. 2012.

CIPRO, C. V. et al. Persistent organic pollutants in bird, fish and invertebrate samples from King George Island, Antarctica. **Antarctic Science**, v. 25, n. 4, p. 545–552, 2013.

CIPRO, C. V. Z. et al. Trace elements in tissues of white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*) from Kerguelen waters, Southern Indian Ocean. **Polar Biology**, v. 37, n. 6, p. 763–771, 2014.

COSTA, R. A. et al. Persistent organic pollutants and inorganic elements in the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* wintering off Portugal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 108, n. 1–2, p. 311–316, 15 jul. 2016.

CUTHBERT, R. et al. Demography and Population Trends of the Atlantic Yellow-Nosed Albatross. **The Condor**, v. 105, n. 3, p. 439–452, 1 ago. 2003.

DA ROCHA FRAGOSO, M. et al. Ocean Dynamics Theoretical, Computational and Observational Oceanography A 4D-variational ocean data assimilation application for Santos Basin, Brazil A 4D-variational ocean data assimilation application for Santos Basin, Brazil. **Ocean Dynamics**, v. 66, n. 3, p. 419–434, 2016.

DE ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M.; SCHERER, M. Urban centres and coastal zone definition: Which area should we manage? **Land Use Policy**, v. 71, p. 121–128, 1 fev. 2018.

DE SOUZA, R. M. et al. Determination of Mo, Zn, Cd, Ti, Ni, V, Fe, Mn, Cr and Co in crude oil using inductively coupled plasma optical emission spectrometry and sample introduction as detergentless microemulsions. **Microchemical Journal**. 1 abr. 2006. Acesso em: 1 jun. 2022

DEHEYEN, D. D. et al. Evidence for enhanced bioavailability of trace elements in the marine ecosystem of Deception Island, a volcano in Antarctica. **Marine Environmental Research**, v. 60, n. 1, p. 1–33, 1 jul. 2005.

DURANTE, C. A. et al. Trace elements in trophic webs from South Atlantic: The use of cetaceans as sentinels. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110674, 1 jan. 2020.

ELIAS, L. P. et al. In situ fractionation and redox speciation of arsenic in soda lakes of Nhecolândia (Pantanal, Brazil) using the diffusive gradients in thin films (DGT) technique. **Chemosphere**, v. 288, p. 132592, 1 fev. 2022.

ELLIOTT, J. E. et al. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 22, n. 1, p. 63–73, jan. 1992.

- ELLIOTT, J. E. Trace metals, stable isotope ratios, and trophic relations in seabirds from the north pacific ocean. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 12, p. 3099–3105, 2005.
- ELLIOTT, J. E.; ELLIOTT, K. H. Tracking marine pollution. **Science**, v. 340, n. 6132, p. 556–558, 2013.
- EPA, U. S. Method 245.7, Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry, Revision 2.0. **Science And Technology**, n. February, 2005.
- EPA. **Method 3052: Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices**, Washington, DC, 2007b.
- EPA. **Method 6020A: Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry**. Washington, DC, 1996.
- EPA. Method 7474: MERCURY IN SEDIMENT AND TISSUE SAMPLES. **US Environmental Protection Agency**, n. February, p. 1–19, 2007a.
- EWBANK, A. C. et al. Seabirds as anthropization indicators in two different tropical biotopes: A One Health approach to the issue of antimicrobial resistance genes pollution in oceanic islands. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142141, 1 fev. 2021.
- FARIAS, F. et al. Evaporitic carbonates in the pre-salt of Santos Basin – Genesis and tectonic implications. **Marine and Petroleum Geology**, v. 105, p. 251–272, 1 jul. 2019.
- FINKELSTEIN, M. E.; GWIAZDA, R. H.; SMITH, D. R. Lead poisoning of seabirds: Environmental risks from leaded paint at a decommissioned military base. **Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 15, p. 3256–3260, 2003.
- FISHER, I. J.; PAIN, D. J.; THOMAS, V. G. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 421–432, 1 ago. 2006.
- FORT, J. et al. Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to winter wrecks? **Science of the Total Environment**, v. 527–528, p. 448–454, 15 set. 2015.
- FU, J. et al. Risk and toxicity assessments of heavy metals in sediments and fishes from the Yangtze River and Taihu Lake, China. **Chemosphere**, v. 93, n. 9, p. 1887–1895, 1 nov. 2013.
- FUJIHARA, J. et al. Arsenic accumulation and distribution in tissues of black-footed albatrosses. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 11–12, p. 1153–1160, 1 jun. 2004.
- FUJIHARA, J. et al. Arsenic accumulation in livers of pinnipeds, seabirds and sea turtles: Subcellular distribution and interaction between arsenobetaine and glycine betaine. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, v. 136, n. 4, p. 287–296, 1 dez. 2003.
- FURTADO, R. et al. Trace elements' reference levels in blood of breeding black-browed albatrosses *Thalassarche melanophris* from the Falkland Islands. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 31, p. 39265–39273, 1 nov. 2020.
- GALARRAGA, F. et al. V/Ni ratio as a parameter in palaeoenvironmental characterisation of nonmature medium-crude oils from several Latin American basins. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 61, n. 1, p. 9–14, 1 abr. 2008.
- GALVAO, P. et al. An upwelling area as a hot spot for mercury biomonitoring in a climate change scenario: A case study with large demersal fishes from Southeast Atlantic (SE-Brazil). **Chemosphere**, v. 269, p. 128718, 1 abr. 2021.

- GANESAN, M. et al. Bioremediation by oil degrading marine bacteria: An overview of supplements and pathways in key processes. **Chemosphere**, v. 303, p. 134956, 1 set. 2022.
- GHELER-COSTA, C. et al. Foraging behavior of Brazilian cormorant, *Nannopterum brasilianus* (Suliformes: Phalacrocoracidae). **Zoologia**, v. 35, 2018.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, D. et al. Source and fate of heavy metals in marine sediments from a semi-enclosed deep embayment subjected to severe anthropogenic activities. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 221, n. 1–4, p. 191–202, 24 out. 2011.
- GUEVARA, E. A. et al. Population growth and seasonal abundance of the neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) at Highland Lakes in Ecuador. **Waterbirds**, v. 34, n. 4, p. 499–503, dez. 2011.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975–1001, 1 jan. 1980.
- HERNÁNDEZ-MORENO, D. et al. Heavy Metals Content in Great Shearwater (*Ardenna Gravis*): Accumulation, Distribution and Biomarkers of Effect in Different Tissues. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 3, p. 615–623, 2021.
- IRENA, H. et al. Allocation of Metals and Trace Elements in Different Tissues of Piscivorous Species *Phalacrocorax carbo*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, n. 4, p. 533–541, 2017.
- JAIN, C. K. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. **Water Research**, v. 38, n. 3, p. 569–578, 1 fev. 2004.
- JEREZ, S. et al. Distribution of metals and trace elements in adult and juvenile penguins from the Antarctic Peninsula area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 3300–3311, 1 maio 2013.
- KALMBACH, E.; BECKER, P. H. Growth and survival of neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) chicks in relation to hatching order and brood size. **Journal of Ornithology**, v. 146, n. 2, p. 91–98, 15 abr. 2005.
- KAMMERER, M. et al. Liver and kidney concentrations of vanadium in oiled seabirds after the Erika wreck. **Science of The Total Environment**, v. 333, n. 1–3, p. 295–301, 15 out. 2004.
- KIM, E. Y. et al. Distribution of 14 elements in tissues and organs of oceanic seabirds. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 35, n. 4, p. 638–645, 1998.
- KIM, J.; OH, J. M. Heavy metal concentrations in Black-tailed Gull (*Larus crassirostris*) chicks, Korea. **Chemosphere**, v. 112, p. 370–376, 1 out. 2014.
- KING, M. D.; ELLIOTT, J. E.; WILLIAMS, T. D. Effects of petroleum exposure on birds: A review. **Science of the Total Environment**. 10 fev. 2021a. Acesso em: 8 maio. 2022
- KITOWSKI, I. et al. Factors affecting trace element accumulation in livers of avian species from East Poland. **Turkish Journal of Zoology**, v. 41, n. 5, p. 901–913, 2017.
- KOJADINOVIC, J. et al. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian Ocean): Part 1 - Factors influencing their bioaccumulation. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, n. 3, p. 418–430, 2007.
- KORBECKI, J. et al. Lead (Pb) in the tissues of anatidae, ardeidae, sternidae and laridae of the northern hemisphere: A review of environmental studies. **Environmental Science and**

Pollution Research, 1 maio 2019. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-04799-7>>. Acesso em: 1 maio. 2022

KUBOTA, R.; KUNITO, T.; TANABE, S. Occurrence of several arsenic compounds in the liver of birds, cetaceans, pinnipeds, and sea turtles. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 6, p. 1200–1207, 2003.

KUBOTA, R.; KUNITO, T.; TANABE, S. Occurrence of several arsenic compounds in the liver of birds, cetaceans, pinnipeds, and sea turtles. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 6, p. 1200–1207, 2003.

KUNITO, T. et al. Arsenic in marine mammals, seabirds, and sea turtles. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, 2008. Acesso em: 2 maio. 2022

LEMOS, L. S. et al. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 166–175, 1 nov. 2013.

LI, D. et al. Bioaccumulation and human health risk assessment of trace metals in the freshwater mussel *Cristaria plicata* in Dongting Lake, China. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 104, p. 335–350, 1 jun. 2021.

LIMA, G. et al. Mercury Concentration in Liver Tissues of South American Fur Seals (*Arctocephalus australis*) from Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 33, p. 1309-1318, 2022.

LIMA, G. et al. Waterbirds as Cadmium sentinels on the Brazilian coast: A review. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 00(0): 0-0, 2023.

LÓPEZ, L. et al. V Ni ratio in maltene and asphaltene fractions of crude oils from the west Venezuelan basin: correlation studies. **Chemical Geology**, v. 119, n. 1–4, p. 255–262, 5 jan. 1995.

LOURENÇO, R. A. et al. Bioaccumulation Study of Produced Water Discharges from Southeastern Brazilian Offshore Petroleum Industry Using Feral Fishes. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 3, p. 461–470, 1 abr. 2018.

MACDONALD, R. W. et al. Contaminants in the Canadian Arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways. **Science of the Total Environment**, v. 254, n. 2–3, p. 93–234, 1 jun. 2000.

MACKLEY, E. K. et al. Free as a bird? Activity patterns of albatrosses during the nonbreeding period. **Marine Ecology Progress Series**, v. 406, p. 291–303, 10 maio 2010.

MACMILLAN, G. A. et al. Age-specific trace element bioaccumulation in grey seals from the Gulf of St. Lawrence. **Chemosphere**, v. 294, p. 133640, 1 maio 2022.

MAKHADO, A. B. et al. Foraging behaviour and habitat use by Indian Yellow-nosed Albatrosses (*Thalassarche carteri*) breeding at Prince Edward Island. **Emu**, v. 118, n. 4, p. 353–362, 2 out. 2018.

MALLORY, C. D. et al. Hepatic trace element concentrations of breeding female common eiders across a latitudinal gradient in the eastern Canadian Arctic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 252–257, 15 nov. 2017.

MALLORY, M. L. et al. 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, 1 jan. 2010.

- MANDAL, B. K.; SUZUKI, K. T. Arsenic round the world: A review. **Talanta**, 16 ago. 2002. Acesso em: 10 maio. 2022
- MAO, H.-T. et al. Temporal and spatial biomonitoring of atmospheric heavy metal pollution using moss bags in Xichang. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 239, p. 113688, 1 jul. 2022.
- MARIANO-JELICICH, R. et al. Contribution of fishery discards to the diet of the Black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*) during the non-breeding season: An assessment through stable isotope analysis. **Marine Biology**, v. 161, n. 1, p. 119–129, jan. 2014.
- MARTINEZ-HARO, M.; GREEN, A. J.; MATEO, R. Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field. **Environmental Research**, v. 111, n. 4, p. 530–538, 1 maio 2011.
- MENDEL, R. R.; BITTNER, F. Cell biology of molybdenum. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular Cell Research**, v. 1763, n. 7, p. 621–635, 1 jul. 2006.
- MERGLER, D. et al. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. **Ambio**, fev. 2007.
- MIRLEAN, N. et al. Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics. **Continental Shelf Research**, v. 35, p. 129–136, 1 mar. 2012.
- MIRLEAN, N. et al. Coralline algae and arsenic fixation in near shore sediments. **Regional Studies in Marine Science**, v. 3, p. 83–88, 1 jan. 2016.
- MIRLEAN, N. et al. Sandy beaches contamination by arsenic, a result of nearshore sediment diagenesis and transport (Brazilian coastline). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 135, p. 241–247, 20 dez. 2013.
- MOCHIZUKI, M. et al. A new index for evaluation of cadmium pollution in birds and mammals. **Environmental monitoring and assessment**, v. 137, n. 1, p. 35–49, 2008.
- MOCHIZUKI, M. et al. An Innovative Approach to Biological Monitoring Using Wildlife. In: **Environmental Monitoring**. p. 157–168, 2011.
- MOCHIZUKI, M. et al. Contents of various elements in the organs of seabirds killed by an oil spill around Tsushima Island, Japan. **Journal of Veterinary Medical Science**, v. 75, n. 5, p. 667–670, 2013.
- MOCHIZUKI, M. et al. The distribution of molybdenum in the tissues of wild ducks. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 77, n. 2, p. 155–161, 2002.
- MOCHIZUKI, M. et al. Vanadium contamination and the relation between vanadium and other elements in wild birds. **Environmental Pollution**, v. 106, n. 2, p. 249–251, 1 ago. 1999.
- MORENO, R. et al. Seabird feathers as monitors of the levels and persistence of heavy metal pollution after the Prestige oil spill. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2454–2460, 1 out. 2011.
- MOURA, J. F. et al. Interspecific variation of essential and non-essential trace elements in sympatric seabirds. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 470–479, 1 nov. 2018.
- MUIRHEAD, S. J.; FURNESS, R. W. Heavy metal concentrations in the tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 19, n. 6, p. 278–283, 1988.

- NAM, D. H. et al. Specific accumulation of 20 trace elements in great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. **Environmental Pollution**, v. 134, n. 3, p. 503–514, 1 abr. 2005.
- NEVES, TATIANA. et al. **Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil**. [s.l.] [Instituto Oceanográfico - USP], 2006. p. 37–67
- NEWTH, J. L. et al. Poisoning from lead gunshot: Still a threat to wild waterbirds in Britain. **European Journal of Wildlife Research**, v. 59, n. 2, p. 195–204, 1 abr. 2013.
- NKWOJI, J. A.; UGBANA, S. I.; INA-SALWANY, M. Y. Impacts of land-based pollutants on water chemistry and benthic macroinvertebrates community in a coastal lagoon, Lagos, Nigeria. **Scientific African**, v. 7, p. e00220, 1 mar. 2020.
- NUNES, G. T. et al. Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 151486, 10 fev. 2022.
- NYGÅRD, T. et al. Metal Dynamics in an Antarctic Food Chain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 7, p. 598–602, 1 jul. 2001.
- OCHIENG, E. Z.; LALAH, J. O.; WANDIGA, S. O. Anthropogenic sources of heavy metals in the Indian ocean coast of Kenya. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 83, n. 4, p. 600–607, 7 out. 2009.
- OLUKOSI, O. A.; VAN KUIJK, S.; HAN, Y. Copper and zinc sources and levels of zinc inclusion influence growth performance, tissue trace mineral content, and carcass yield of broiler chickens. **Poultry Science**, v. 97, n. 11, p. 3891–3898, 1 nov. 2018.
- ØVERJORDET, I. B. et al. Effect of diet, location and sampling year on bioaccumulation of mercury, selenium and cadmium in pelagic feeding seabirds in Svalbard. **Chemosphere**, v. 122, p. 14–22, 1 mar. 2015.
- 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. e05994, 1 jan. 2021.
- PEREIRA, P. et al. Separating black-browed albatross *Thalassarche melanophris* and atlantic yellow-nosed albatross *Thalassarche chlororhynchos* by osteological morphometric analysis. **Marine Ornithology**, v. 47, n. 1, p. 139–148, 2019.
- PETRY, M. V.; FONSECA, V. S. D. S.; SCHERER, A. L. Analysis of stomach contents from the black-browed albatross, *Thalassarche melanophris*, on the Coast of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Polar Biology**, v. 30, n. 3, p. 321–325, 2 fev. 2007.
- PHILLIPS, R. A. et al. The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. **Biological Conservation**, v. 201, p. 169–183, 1 set. 2016.
- POLCK, M. A. DOS R. et al. †*Ellimma longipectoralis* sp. nov. (Teleostei: Clupeomorpha: †Ellimmichthyiformes) from the Aptian of the Santos Basin, southeastern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 98, p. 102318, 1 mar. 2020.
- PONCHON, A. et al. Effect of breeding performance on the distribution and activity budgets of a predominantly resident population of black-browed albatrosses. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 15, p. 8702–8713, 1 ago. 2019.
- PRABHAKARAN, K. et al. Biomonitoring of Malaysian aquatic environments: A review of status and prospects. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 17, n. 2, p. 134–147, 1 abr. 2017.

- PROVENCHER, J. F. et al. Polycyclic aromatic compounds (PACs) and trace elements in four marine bird species from northern Canada in a region of natural marine oil and gas seeps. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 140959, 20 nov. 2020.
- PROVENCHER, J. F. et al. Trace element concentrations and gastrointestinal parasites of Arctic terns breeding in the Canadian High Arctic. **Science of The Total Environment**, v. 476–477, p. 308–316, 1 abr. 2014.
- QUINTANA, A.; SORIA, G. Diving behavior and foraging areas of the neotropic cormorant at a marine colony in patagonia, Argentina. **Wilson Bulletin**, v. 116, n. 1, p. 83–88, 2004.
- RAMOS, R.; RAMÍREZ, F.; JOVER, L. Trophodynamics of inorganic pollutants in a wide-range feeder: The relevance of dietary inputs and biomagnification in the Yellow-legged gull (*Larus michahellis*). **Environmental Pollution**, v. 172, p. 235–242, 1 jan. 2013.
- REDWAN, M.; ELHADDAD, E. Heavy metal pollution in Manzala Lake sediments, Egypt: sources, variability, and assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 6, p. 1–16, 17 maio 2022.
- REIMANN, C. et al. Arsenic distribution in the environment: The effects of scale. **Applied Geochemistry**, v. 24, n. 7, p. 1147–1167, 1 jul. 2009.
- ROBERTSON, G. et al. Black-browed albatross numbers in Chile increase in response to reduced mortality in fisheries. **Biological Conservation**, v. 169, p. 319–333, 1 jan. 2014.
- RODRIGUES, P. et al. Sex determination of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) by molecular sexing. **Avian Biology Research**, v. 12, n. 1, p. 10–12, 1 jan. 2019.
- ROLLAND, V.; BARBRAUD, C.; WEIMERSKIRCH, H. Combined effects of fisheries and climate on a migratory long-lived marine predator. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 4–13, 1 fev. 2008.
- ROMAN, L. et al. Plastic, nutrition and pollution; relationships between ingested plastic and metal concentrations in the livers of two *Pachyptila* seabirds. **Scientific Reports 2020 10:1**, v. 10, n. 1, p. 1–14, 22 out. 2020.
- SAEKI, K. et al. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). **Environmental Pollution**, v. 108, n. 2, p. 249–255, 1 maio 2000.
- SCHEUHAMMER, A. et al. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. **Science of the Total Environment**, 15 mar. 2015. Acesso em: 1 maio. 2022
- SECO PON, J. P. et al. Trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in feathers of Black-browed Albatross *Thalassarche melanophrys* attending the Patagonian Shelf. **Marine Environmental Research**, v. 72, n. 1–2, p. 40–45, 1 jul. 2011.
- SECO, J. et al. Mercury biomagnification in a Southern Ocean food web. **Environmental Pollution**, v. 275, p. 116620, 15 abr. 2021.
- SHORE, R. F. et al. Mercury in Nonmarine Birds and Mammals. In: **Environmental Contaminants in Biota**. [s.l.] CRC Press, 2011. p. 609–626.
- SKORIC, S. et al. Accumulation of 20 elements in great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and its main prey, common carp (*Cyprinus carpio*) and Prussian carp (*Carassius gibelio*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 80, p. 244–251, 1 jun. 2012.

- SMITS, J. E. G.; FERNIE, K. J. Avian wildlife as sentinels of ecosystem health. **Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases**, v. 36, n. 3, p. 333–342, 1 maio 2013.
- SOARES, E. C. et al. Oil impact on the environment and aquatic organisms on the coasts of the states of Alagoas and Sergipe, Brazil - A preliminary evaluation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112723, 1 out. 2021.
- SOARES, M. DE O. et al. Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **Marine Policy**, v. 115, p. 103879, 1 maio 2020.
- STANTON, N. et al. A geophysical view of the Southeastern Brazilian margin at Santos Basin: Insights into rifting evolution. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 55, p. 141–154, 1 nov. 2014.
- STEWART, F. M.; FURNESS, R. W.; MONTEIRO, L. R. Relationships between heavy metal and metallothionein concentrations in lesser black-backed gulls, *Larus fuscus*, and Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 30, n. 3, p. 299–305, 1996.
- STEWART, F. M.; MONTEIRO, L. R.; FURNESS, R. W. Heavy metal concentrations in Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, fledglings from the Azores, Portugal. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, n. 1, p. 115–122, 1997.
- SUJAU, I. M. et al. Effect of industrial pollution on the spatial variation of surface water quality. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 9, n. 2, p. 120–129, 2013.
- SULATO, E. T. et al. Metals and metalloids in green turtle hepatic tissue (*Chelonia mydas*) from Santos Basin, Brazil. **Environmental Research**, v. 203, p. 111835, 1 jan. 2022.
- SULLIVAN, B. J.; REID, T. A.; BUGONI, L. Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. **Biological Conservation**, v. 131, n. 4, p. 495–504, 1 set. 2006.
- SUMMERS, C. F. et al. Lead and Cadmium in the Blood of Nine Species of Seabirds, Marion Island, South Africa. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 93, n. 4, p. 417–422, 1 out. 2014.
- SUN, C. et al. Trace metal pollution and carbon and nitrogen isotope tracing through the Yongdingxin River estuary in Bohai Bay, Northern China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 451–458, 15 fev. 2017.
- TAVARES, S. et al. Influence of age, sex and breeding status on mercury accumulation patterns in the wandering albatross *Diomedea exulans*. **Environmental Pollution**, v. 181, p. 315–320, 1 out. 2013.
- THOMPSON, D. R.; FURNESS, R. W.; LEWIS, S. A. Temporal and spatial variation in mercury concentrations in some albatrosses and petrels from the sub-Antarctic. **Polar Biology** 1993 13:4, v. 13, n. 4, p. 239–244, maio 1993.
- VALLVERDÚ-COLL, N. et al. Immunotoxic effects of lead on birds. **Science of the Total Environment**, 1 nov. 2019. Acesso em: 1 maio. 2022
- VIANA, J. L. M. et al. In situ arsenic speciation at the soil/water interface of saline-alkaline lakes of the Pantanal, Brazil: A DGT-based approach. **Science of the Total Environment**, v. 804, p. 150113, 15 jan. 2022.
- VIEIRA, L. H. et al. Benthic fluxes of trace metals in the Chukchi Sea and their transport into the Arctic Ocean. **Marine Chemistry**, v. 208, p. 43–55, 20 jan. 2019.

VIZUETE, J. et al. Heavy metals and metalloid levels in the tissues of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) from Spain: sex, age, and geographical location differences.

Environmental Science and Pollution Research, v. 1, p. 1–17, 17 mar. 2022.

WAKEFIELD, E. D. et al. Habitat preference, accessibility, and competition limit the global distribution of breeding Black-browed Albatrosses. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 1, p. 141–167, 2011.

WANG, H. et al. Heavy Metals in Marine Surface Sediments of Daya Bay, Southern China: Spatial Distribution, Sources Apportionment, and Ecological Risk Assessment. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 559, 17 dez. 2021.

WANG, W. X.; RAINBOW, P. S. Significance of metallothioneins in metal accumulation kinetics in marine animals. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 152, n. 1, p. 1–8, 1 jun. 2010.

WRIGHT, I. A.; RYAN, M. M. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. **Hydrobiologia**, v. 772, n. 1, p. 103–115, 2016.

ZHOU, F.; GUO, H.; LIU, L. Quantitative identification and source apportionment of anthropogenic heavy metals in marine sediment of Hong Kong. **Environmental Geology**, v. 53, n. 2, p. 295–305, 6 out. 2007.

7. ANEXOS

Tabela S1. Resumo dos parâmetros instrumentais modo CCT H2/He.

Maior		Menor		Global		Add. Gases	
Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor
Extração	-113,7	Lente 3	-190,6	Resolução padrão	135	CCT-He	0
Lente 1	-1231	Potência	1300W	Alta resolução	135	CCT-He	6,55
Lente 2	-87,8	Horizontal	34	Detector Analógico	1725		
Focus	1	Vertical	76	PC Detector	3425		
D1	-45,5	DA	-53,3				
D2	-132	Cool	16				
Pole Bias	-10	Auxiliar	0,8				
Hexapole Bias	-4,2	Profundidade de amostragem	200				
	0,88						
Nebulizador	L						
	min ⁻¹						

Tabela S2. Resumo dos parâmetros instrumentais modo STD.

Maior		Menor		Global		Add. Gases	
Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor
Extração	-109,8	Lente 3	-190,6	Resolução padrão	135	CCT-He	0
Lente 1	-1231	Potência	1300W	Alta resolução	135	CCT-He	0
Lente 2	-87,1	Horizontal	34	Detector Analógico	1725		
Focus	11,4	Vertical	76	PC Detector	3425		
D1	-45,5	DA	-53,3				

D2	-132	Cool	16
Pole Bias	-4,8	Auxiliar	0,8
Hexapole Bias	-2,9	Profundidade de amostragem	200
Nebulizador	0,87 L min ⁻¹		

Tabela S3. Características biológicas (sexo, estágio de desenvolvimento), data e localização georreferenciada de coleta e concentrações (média das pseudoreplicas, n=3) de elementos (mg kg⁻¹, peso seco) no tecido hepático de aves de aves encalhadas na costa brasileira (n=97), região da Baía de Santos, Brasil.

Espécie	Data de coleta	Coordenadas		Estado	Sexo	Fase	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Mn	Mo	Zn	Ni	Ba	V	Hg	Umidade [%]
		Latitude	Longitude																
<i>T. melanophris</i>	20/05/2016	-23,811170	-45,540360	SP	M	J	25,9	2,55	0,05	37	0,01	14	1,5	552,6	0,05	0,05	1,09	5,76	74,85
<i>T. melanophris</i>	01/05/2016	-23,840150	-45,462790	SP	M	J	7,53	4,138	0,05	11,09	0,03	11,1	1,2	294,3	0,05	0,05	0,15	10,41	74,24
<i>T. melanophris</i>	30/05/2016	-24,735080	-47,523610	SP	F	J	49,7	0,83	0,02	13,11	0,03	15,5	1,2	603,1	0,02	0,03	0,83	1,593	73,30
<i>T. melanophris</i>	02/09/2017	-24,335591	-47,003056	SP	F	J	31,6	26,6	0,21	49,14	0,08	14	1,8	373,5	0,05	0,32	0,4	54,27	74,44
<i>T. melanophris</i>	21/05/2017	-27,433528	-48,393175	SC	F	J	21,7	44,12	0,26	4252	0,03	9,06	2,2	1801	0,05	0,1	5,51	8,581	74,03
<i>T. melanophris</i>	16/06/2018	-25,466943	-48,213191	PR	F	J	45,1	13,06	0,05	39,29	0,02	15,7	1,7	528,1	0,05	0,05	0,27	2,878	77,14
<i>T. melanophris</i>	17/06/2018	-23,785582	-45,359104	SP	M	J	3,64	2,663	0,2	14,79	0,03	10,7	1,3	578,4	0,12	0,05	0,39	3,526	76,82
<i>T. melanophris</i>	18/05/2019	-25,230708	-48,014634	SP	F	J	4,67	12,51	0,1	36,52	0,03	9,71	1	469,8	0,05	0,05	0,45	3,408	75,39
<i>T. melanophris</i>	19/05/2019	-24,741090	-47,533583	SP	M	J	23,3	6,889	0,05	38,28	0,03	12,6	0,9	251,9	0,05	0,05	0,55	5,343	72,85
<i>T. melanophris</i>	16/08/2019	-24,022255	-46,451425	SP	F	J	10,1	8,801	0,05	10,37	0,05	19,5	0,9	370,1	0,05	0,05	0,15	7,669	74,93
<i>T. melanophris</i>	12/09/2019	-25,625417	-48,416464	PR	F	J	5,44	4,861	0,05	10,13	0,01	17,4	0,1	386,4	0,05	0,05	0,55	15,75	74,04
<i>T. melanophris</i>	09/10/2019	-28,023440	-48,614211	SC	M	J	45,1	22,94	0,05	30,77	0,03	13,6	1,4	232,9	0,05	0,05	0,53	123,2	74,89
<i>T. melanophris</i>	07/11/2019	-24,669296	-47,403520	SP	F	A	27,5	148,6	0,14	30,88	0,04	13,3	2	421,4	0,05	0,1	1,3	9,983	78,56
<i>T. melanophris</i>	23/01/2020	-22,957710	-42,753900	RJ	F	J	15,9	12,58	0,05	15,73	0,01	16,5	1,1	360,5	0,05	0,05	0,09	2,346	77,42
<i>T. melanophris</i>	23/01/2020	-23,275330	-44,523970	RJ	M	A	24,4	24,14	0,05	23,87	0,02	10,6	1,7	498,1	0,05	0,05	0,26	2,483	80,20
<i>T. melanophris</i>	19/06/2020	-24,014960	-46,420680	SP	M	J	29,6	45,54	0,05	41,52	0,01	17,5	1,6	744	0,05	0,05	0,27	13,5	77,63
<i>T. melanophris</i>	14/07/2021	-23,848371	-45,767021	SP	M	J	70,2	46,99	0,11	82,04	0,03	14,7	1,5	650,5	0,05	0,05	0,5	29,87	78,33
<i>T. melanophris</i>	19/08/2021	-24,738660	-47,529710	SP	M	J	16,7	47,83	0,05	25,74	0,01	11,1	2	251,4	0,05	0,05	1,23	9,881	75,17
<i>T. melanophris</i>	19/08/2021	-24,741566	-47,534524	SP	M	J	47,2	27,85	0,05	55,14	0,01	8,61	1,1	599,7	0,05	0,05	1,09	20,26	73,57
<i>T. chlororhynchos</i>	02/11/2015	-26,251640	-48,513160	SC	F	J	5,91	9,163	0,05	10,04	0,01	8,02	1	103,6	0,05	0,05	0,35	22,13	66,57
<i>T. chlororhynchos</i>	01/12/2017	-26,021870	-48,606621	SC	M	J	6,09	1,283	0,12	13,9	0,01	12,2	1	462,6	0,05	0,16	0,2	8,3	74,83
<i>T. chlororhynchos</i>	09/05/2018	-25,666666	-48,447070	PR	M	J	35,1	1,967	0,05	28,26	0,02	15	1,2	256,5	0,05	0,05	1,07	8,171	75,51
<i>T. chlororhynchos</i>	18/05/2018	-23,763052	-45,800798	SP	M	J	10,3	14,09	0,05	24,89	0,02	20,4	1,5	175,6	0,11	0,05	0,5	88,45	71,97
<i>T. chlororhynchos</i>	21/11/2018	-27,570580	-48,427445	SC	M	J	4,21	0,538	0,05	12,75	0,03	9,6	1,5	99,66	0,05	0,05	1,06	14,92	71,17
<i>N. brasiliensis</i>	06/03/2016	-26,424700	-48,598210	SC	M	A	1,56	0,214	0,22	26,61	0,03	14,8	3,8	85,78	0,05	0,05	0,52	16,41	72,34
<i>N. brasiliensis</i>	28/09/2016	-28,023490	-48,615420	SC	F	A	4,07	0,134	0,05	59,84	0,01	8,89	2,5	139,8	0,05	0,05	0,44	4,969	72,80

<i>N. brasiliensis</i>	24/08/2017	-26,782154	-48,601897	SC	M	J	1,04	0,114	0,13	37,18	0,04	13,5	4,3	163,9	0,05	0,1	0,37	1,92	72,34
<i>N. brasiliensis</i>	21/04/2017	-22,881820	-43,090820	RJ	F	J	0,08	0,028	0,05	12,36	0,01	7,89	1,8	574,6	0,05	0,05	0,4	2,136	73,89
<i>N. brasiliensis</i>	14/02/2018	-23,014810	-43,310000	RJ	M	J	0,22	0,049	0,1	58,31	0,04	15,1	2,6	398,3	0,16	0,05	1,08	3,371	76,75
<i>N. brasiliensis</i>	21/02/2018	-23,014910	-43,309970	RJ	M	A	0,08	0,023	0,19	47,68	0,02	11,6	2,3	179,5	0,05	0,05	0,38	2,158	68,67
<i>N. brasiliensis</i>	02/04/2018	-22,999040	-43,259050	RJ	F	J	0,1	0,01	0,05	14,36	0,02	8,01	1,3	215	0,05	0,16	0,26	1,567	72,73
<i>N. brasiliensis</i>	08/04/2018	-23,010540	-43,351830	RJ	F	A	0,11	0,116	0,05	16,58	0,03	12	2	155,3	0,05	0,05	0,18	3,491	71,58
<i>N. brasiliensis</i>	17/02/2018	-23,014676	-43,312354	RJ	M	J	0,17	0,02	0,11	33,89	0,02	11,7	2	193,8	0,05	0,05	0,58	1,737	73,67
<i>N. brasiliensis</i>	07/04/2018	-22,70997	-43,139360	RJ	M	A	0,95	0,101	0,16	78,99	0,03	10,1	3,1	379,2	0,05	0,05	0,22	9,757	74,93
<i>N. brasiliensis</i>	04/07/2018	-25,573376	-48,350390	PR	nd	nd	0,22	0,076	0,16	59,96	0,03	8,56	2,7	540	0,05	0,05	0,64	1,373	78,16
<i>N. brasiliensis</i>	04/08/2018	-25,035981	-47,885346	SP	F	A	0,54	0,32	0,05	26,74	0,04	12,5	2,6	103,9	0,05	0,05	0,17	3,533	71,79
<i>N. brasiliensis</i>	24/08/2018	-22,94884	-43,178410	SP	M	A	2,51	0,415	0,05	24,93	0,03	12,4	2,8	90,08	0,05	0,05	0,14	0,779	68,97
<i>N. brasiliensis</i>	23/05/2018	-23,013390	-43,319410	RJ	M	A	0,26	0,134	0,05	69	0,01	14,5	3,6	500,9	0,05	0,05	0,24	4,364	73,32
<i>N. brasiliensis</i>	02/06/2018	-22,945310	-43,907780	RJ	M	A	1,23	0,01	0,05	11,05	0,01	11,6	1,8	134,4	0,05	0,05	0,35	3,44	71,96
<i>N. brasiliensis</i>	01/07/2018	-23,431123	-45,065313	RJ	F	A	0,55	0,068	0,05	27,45	0,01	5,42	1,8	117,4	0,05	0,05	0,25	2,514	64,25
<i>N. brasiliensis</i>	03/07/2018	-23,724363	-45,412313	RJ	F	J	0,84	0,039	0,05	58,41	0,02	11,3	3	265,9	0,05	0,05	0,45	1,373	71,81
<i>N. brasiliensis</i>	18/12/2018	-22,717690	-43,143910	RJ	M	A	0,63	0,656	0,2	38,74	0,01	9,79	2,8	186,4	0,05	0,05	1,79	13,21	71,73
<i>N. brasiliensis</i>	18/06/2018	-23,015240	-43,300530	RJ	M	A	0,18	0,036	0,05	51,88	0,01	12	2,2	321,1	0,05	0,05	0,81	1,371	74,55
<i>N. brasiliensis</i>	11/07/2018	-22,920230	-43,169080	RJ	M	A	0,17	0,184	0,11	58,02	0,01	7,33	2,4	261,3	0,05	0,05	0,68	8,658	75,91
<i>N. brasiliensis</i>	25/05/2018	-22,919587	-43,169808	RJ	M	J	0,33	0,037	0,28	25,39	0,01	10,9	3	395,1	0,05	0,05	0,43	0,915	72,41
<i>N. brasiliensis</i>	07/06/2018	-23,0109	-43,332070	RJ	F	J	0,14	0,043	0,17	19,74	0,01	10	1,7	469,8	0,05	0,05	0,78	2,924	75,59
<i>N. brasiliensis</i>	14/06/2018	-22,881810	-43,090840	RJ	M	J	0,12	0,025	0,05	83,34	0,01	5,69	1,7	245,6	0,05	0,05	0,67	3,313	75,53
<i>N. brasiliensis</i>	23/06/2018	-22,972573	-42,939739	RJ	F	A	0,18	0,352	0,05	68,38	0,01	7,37	3,7	391,7	0,05	0,05	0,59	12,69	73,26
<i>N. brasiliensis</i>	09/06/2019	-22,937210	-42,640660	SP	F	A	2,36	0,568	0,05	47,75	2,27	10,7	2,6	108,2	0,05	0,05	0,19	2,464	71,89
<i>N. brasiliensis</i>	29/08/2019	-25,050299	-47,887831	SP	F	J	2,09	0,085	0,05	52,48	0,04	16,4	4,9	158,4	0,05	0,12	0,01	1,434	68,45
<i>N. brasiliensis</i>	19/09/2019	-25,06332	-47,910950	SP	F	J	1,22	0,07	0,05	94,32	0,1	13,1	3,3	665,9	0,05	0,05	1,58	3,603	73,55
<i>N. brasiliensis</i>	11/09/2019	-27,445996	-48,626962	SC	M	J	0,72	0,21	0,05	29,18	0,03	10,1	2,9	99,61	0,05	0,05	0,55	4,781	73,01
<i>N. brasiliensis</i>	13/09/2019	-25,812218	-48,531968	PR	F	A	2,41	0,358	0,05	20,93	0,01	11,8	2,5	144,6	0,05	0,05	0,22	7,833	70,64
<i>N. brasiliensis</i>	26/09/2019	-25,767990	-48,509733	PR	F	J	0,24	0,062	0,05	69,68	0,01	11,8	2,6	148,2	0,05	0,05	0,32	4,871	72,65
<i>N. brasiliensis</i>	02/11/2019	-28,023515	-48,614585	SC	M	J	0,41	0,129	0,05	489,7	0,02	10,3	3,1	158,2	0,05	0,05	1,66	9,638	74,91
<i>N. brasiliensis</i>	06/11/2019	-28,133225	-48,6427727	SC	M	J	0,46	0,153	0,05	29,4	0,01	12,3	2,7	138,8	0,05	0,05	1,62	24,35	74,90
<i>N. brasiliensis</i>	28/11/2019	-23,933231	-46,180859	SP	M	A	0,3	0,823	0,05	33,4	0,02	11,1	2,6	141,2	0,05	0,05	1,12	4,827	68,04
<i>N. brasiliensis</i>	29/11/2019	-23,6682699	-45,430133	SP	F	A	1,72	0,338	0,05	32,98	0,01	10,3	2,6	162,2	0,05	0,41	1,02	2,892	76,07
<i>N. brasiliensis</i>	07/11/2019	-25,020560	-47,917860	SP	F	A	2,69	0,088	0,05	35,09	0,02	11,1	2,3	120,2	0,05	0,05	1,73	3,728	73,95

<i>N. brasiliensis</i>	03/04/2019	-22,956790	-42,699570	RJ	M	A	0,07	0,113	0,05	30,55	0,01	9,04	1,9	246,6	0,05	0,05	0,54	2,425	77,58
<i>N. brasiliensis</i>	11/07/2019	-22,919790	-43,851120	RJ	F	J	0,33	0,066	0,05	75,53	0,18	11,9	2,5	441,7	0,05	0,05	0,41	3,728	76,96
<i>N. brasiliensis</i>	28/03/2019	-23,012960	-43,320000	RJ	M	J	0,14	0,045	0,85	48,37	0,21	10,8	3,9	327,2	0,05	0,05	0,79	3,352	75,06
<i>N. brasiliensis</i>	07/05/2019	-22,90845	-43,130257	RJ	M	J	0,24	0,06	0,4	109,9	0,05	20,6	3,5	354,9	0,05	0,05	1,09	2,016	74,93
<i>N. brasiliensis</i>	17/05/2020	-22,985240	-43,686490	RJ	F	J	0,49	0,069	0,05	30	0,01	9,23	1,9	291,8	0,05	0,05	0,65	8,915	77,59
<i>N. brasiliensis</i>	17/06/2020	-	-	SC	M	A	3,31	0,651	0,05	41,06	0,01	16,6	2,4	186,5	0,05	0,05	0,21	12,85	71,53
<i>N. brasiliensis</i>	21/08/2020	-22,914680	-43,106050	RJ	F	J	0,09	0,059	0,05	50,88	0,05	10,9	4	148,1	0,05	0,05	0,29	1,775	72,76
<i>N. brasiliensis</i>	26/10/2020	-	-45,421100	SP	F	A	0,47	0,099	0,15	19,5	0,02	12,1	2,9	97,9	0,05	0,05	0,43	2,309	70,48
<i>N. brasiliensis</i>	06/11/2020	-24,330716	-46,999412	SP	F	A	1,29	0,813	0,23	24,05	0,05	13,4	2,4	77,66	0,05	0,05	0,35	2,287	73,94
<i>N. brasiliensis</i>	11/08/2020	-25,889791	-48,566783	PR	F	J	0,53	0,038	0,13	58,51	0,03	14,3	2,5	608,1	0,05	0,05	1,39	2,866	77,65
<i>N. brasiliensis</i>	04/11/2020	-25,811674	-48,531526	PR	F	A	2,39	0,029	0,05	34,75	0,01	10,2	1,7	79,75	0,05	0,05	0,43	4,744	68,61
<i>N. brasiliensis</i>	19/08/2020	-28,076060	-48,627770	SC	F	J	1,47	0,069	0,05	43,64	0,01	15,8	2,6	265,7	0,05	0,05	0,51	1,89	72,79
<i>N. brasiliensis</i>	22/12/2019	-23,019880	-43,433710	RJ	M	A	0,12	0,076	0,24	20,78	0,02	9,82	2,3	199,8	0,05	0,05	0,43	1,349	72,76
<i>N. brasiliensis</i>	28/01/2020	-23,014930	-43,310020	RJ	F	J	0,12	0,034	0,31	23,74	0,02	16,7	2,5	273,4	0,05	2,73	0,51	1,624	68,88
<i>N. brasiliensis</i>	07/12/2020	-25,810624	-48,531124	PR	M	J	0,25	0,159	0,05	43,57	0,01	10,3	2,6	80,54	0,05	0,05	0,25	4,768	71,58
<i>N. brasiliensis</i>	15/12/2020	-23,010880	-43,361900	RJ	M	A	0,06	0,048	0,05	31,62	0,01	13,4	2,7	264,5	0,05	0,05	0,12	3,837	69,65
<i>N. brasiliensis</i>	07/02/2021	-23,028700	-43,467220	RJ	M	A	0,05	0,237	0,05	67,26	0,11	11,4	1,9	460	0,05	0,05	0,28	6,031	73,26
<i>N. brasiliensis</i>	03/03/2021	-23,015090	-43,304190	RJ	M	J	0,05	0,01	0,05	84,59	0,01	11,2	1,4	601,7	0,05	0,05	0,26	1,875	75,03
<i>N. brasiliensis</i>	16/03/2021	-23,015300	-43,297700	RJ	M	J	0,08	0,01	0,05	60,3	0,01	8,19	1,3	398,3	0,05	0,1	0,37	4,248	73,92
<i>N. brasiliensis</i>	31/03/2021	-23,0149	-43,310000	RJ	F	A	0,04	0,1	0,05	25,71	0,01	11,4	1,1	284,1	0,05	0,05	0,16	4,502	69,50
<i>N. brasiliensis</i>	06/05/2021	-23,426866	-45,064588	SP	F	J	0,34	0,12	0,15	222,2	0,01	16,9	2,6	320,6	0,15	0,24	0,63	6,548	78,78
<i>N. brasiliensis</i>	07/06/2021	-23,011552	-43,327672	RJ	F	J	0,38	0,036	0,15	33,79	0,01	19,2	2,6	420,3	0,05	0,05	0,61	1,773	75,93
<i>N. brasiliensis</i>	12/05/2021	-22,986520	-43,693070	RJ	F	A	0,42	0,057	0,15	61,11	0,01	12,2	2,9	338	0,05	0,05	0,91	2,53	77,64
<i>N. brasiliensis</i>	12/05/2021	-23,003300	-43,64076	RJ	F	A	0,89	0,049	0,2	28,93	0,01	19,6	2,5	369,8	0,33	0,05	1,31	2,565	77,96
<i>N. brasiliensis</i>	13/05/2021	-22,989690	-43,688790	RJ	F	J	0,29	0,038	0,2	18,87	0,01	13,1	1,8	270,5	0,05	0,05	1,62	2,052	77,99
<i>N. brasiliensis</i>	06/06/2021	-23,005070	-43,632310	RJ	F	J	0,63	0,072	0,34	106,5	0,02	13,1	2	543,8	0,11	0,05	1,64	2,262	77,32
<i>N. brasiliensis</i>	16/05/2021	-22,954530	-43,087920	RJ	M	J	0,33	0,034	0,17	81,1	0,01	10,1	2,1	257,4	0,05	0,05	1,04	3,293	78,64
<i>N. brasiliensis</i>	17/06/2021	-22,955540	-42,717500	RJ	M	A	0,15	0,033	0,23	28,68	0,01	13,3	2,6	138,3	0,05	0,05	0,75	2,179	73,63
<i>N. brasiliensis</i>	25/05/2021	-23,454409	-45,062158	SP	F	J	5,39	0,056	0,11	94,49	0,14	13,1	2,8	170,7	0,05	0,05	0,61	4,123	71,99
<i>N. brasiliensis</i>	03/07/2021	-24,749333	-	SP	F	J	0,29	0,025	0,2	119,2	0,02	15,9	2,3	257,7	0,05	0,05	0,4	1,21	75,40
<i>N. brasiliensis</i>	29/07/2021	-	-48,569606	PR	F	J	1,16	0,057	0,19	118,5	0,02	15,6	3,3	307,6	0,11	0,05	0,66	3,179	74,89
<i>N. brasiliensis</i>	23/08/2021	-28,483985	-48,765263	SC	F	J	0,53	0,246	0,15	47,92	0,01	10,4	2	185	0,05	0,05	1,76	1,191	71,88
<i>N. brasiliensis</i>	23/08/2021	-28,484532	-48,765098	SC	F	J	0,43	0,201	0,15	51,59	0,01	11,9	2,1	231,5	0,05	0,05	1,48	1,214	71,84

<i>N. brasiliensis</i>	17/08/2021	-25,913921	-48,573378	PR	F	J	0,77	0,022	0,05	23,18	0,01	10,7	2,5	95,8	0,05	0,05	0,71	6,382	72,87
<i>N. brasiliensis</i>	24/08/2021	-25,457729	-48,246694	PR	F	A	3,75	0,189	0,05	37,1	0,01	9,2	3,5	147,1	0,05	0,05	0,86	5,813	73,72
<i>N. brasiliensis</i>	25/08/2021	-27,126347	-48,601496	SC	M	J	0,42	0,091	0,05	50,66	0,01	11,3	2,2	262,8	0,05	0,05	0,69	1,383	70,40
<i>N. brasiliensis</i>	21/08/2021	-26,629567	-48,690097	SC	M	J	0,25	0,319	0,05	134	0,01	6,46	2,7	467,7	0,05	0,05	0,78	6,148	73,24
<i>N. brasiliensis</i>	03/09/2021	-27,750340	-48,502390	SC	F	J	0,31	0,046	0,05	234,6	0,01	10,4	2,2	112,4	0,05	0,05	0,58	3,044	72,73

Fase=Estagio de desenvolvimento

F= Fêmea M= Macho J=Juvenil A=Adulto nd= indefinido

As cores das categorias do fator de alerta (FA) estão sobrepostas aos dados das concentrações.

Tabela S4. Teste de Dunn com ajuste do valor de p = "bonferroni"

Elemento	groupo1	groupo2	n1	n2	p.adj	p.adj.signif
As	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	0,002	
As	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	2,95E-11	
As	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	1	
Cd	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	0,003	
Cd	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	1,63E-11	
Cd	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	1	
Cu	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	0,00737	
Cu	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	0,0915	
Cu	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	0,281	
Mo	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	7,90E-04	
Mo	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	3,46E-08	
Mo	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	1	
Zn	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	1	
Zn	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	4,85E-05	
Zn	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	0,0145	
Hg	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	73	5	0,00266	
Hg	<i>Nannopterum brasiliense</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	73	19	0,00125	
Hg	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>	<i>Thalassarche melanophris</i>	5	19	0,636	

* Valor de p significativo (p < 0,05)

Tabela S5. Valores do teste Kruskal-Wallis em função do sexo para *N. brasiliense*.

Elemento	Q ²	df	p-valor
As	7,0542	2	0,0294
Cd	0,0625	2	0,9692
Cr	1,2030	2	0,548
Cu	0,99749	2	0,6073
Pb	1,2293	2	0,5408
Mn	2,7213	2	0,2565
Mo	1,1661	2	0,5582
Zn	2,2574	2	0,3234
V	0,1155	2	0,9439
Hg	2,6495	2	0,2659

* Valor de p significativo (p < 0,05)

Tabela S6. Valores do teste Kruskal-Wallis em função do sexo para *T. melanophris*.

Elemento	Q ²	df	p-valor
As	0,3267	1	0,5676
Cd	0,06	1	0,8065
Cr	0,5696	1	0,4504
Cu	0,37566	1	0,5399
Pb	2,4897	1	0,1146
Mn	1,9284	1	0,1649
Mo	0,1068	1	0,7439
Zn	0,0267	1	0,8703
V	0,0017	1	0,9674
Hg	1,0463	1	0,3064

* Valor de p significativo (p < 0,05)

Tabela S7. Valores do teste Kruskal-Wallis em função da área de coleta para *N. brasiliensis*.

Elemento	Q ²	df	p-valor
As	28,72	3	0,0026
Cd	20,43	3	0,0001
Cr	3,37	3	0,3384
Cu	1,48	3	0,6872
Pb	9,56	3	0,0227
Mn	4,84	3	0,1837
Mo	64,22	3	0,0928
Zn	17,28	3	0,00062
V	22,55	3	0,5212
Hg	45,21	3	0,2105

* Valor de p significativo (p < 0.05)

Tabela S8. Valores do teste Kruskal-Wallis em função da área de coleta para *T. melanophris*.

Elemento	Q ²	df	p-valor
As	0,58	3	0,9014
Cd	0,99	3	0,8040
Cr	1,98	3	0,5757
Cu	2,39	3	0,4952
Pb	3,41	3	0,3329
Mn	3,33	3	0,3440
Mo	1,75	3	0,6255
Zn	0,29	3	0,9616
V	5,33	3	0,1490
Hg	5,52	3	0,1377

* Valor de p significativo (p < 0.05)

Tabela S9. Dados exploratórios referentes ao PCA para todos elementos.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
PC.1	2,700	30,005	30,005
PC.2	1,879	20,872	50,878
PC.3	1,035	11,502	62,379
PC.4	1,006	11,180	73,559
PC.5	0,782	8,692	82,251
PC.6	0,692	7,693	89,944
PC.7	0,417	4,633	94,578
PC.8	0,304	3,376	97,954
PC.9	0,184	2,046	100,000

Tabela S9.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para todos elementos.

Elementos	PC.1	ctr	cos2	PC.2	ctr	cos2	PC.3	ctr	cos2
As	0,626	14,528	0,392	0,609	19,761	0,371	-0,010	0,009	0,000
Cd	0,628	14,608	0,394	0,340	6,172	0,116	0,034	0,112	0,001
Cu	0,738	20,171	0,545	-0,551	16,152	0,303	0,075	0,539	0,006
Pb	-0,117	0,503	0,014	-0,036	0,068	0,001	0,250	6,020	0,062
Mn	0,087	0,280	0,008	0,391	8,142	0,153	0,756	55,239	0,572
Mo	-0,338	4,230	0,114	-0,480	12,246	0,230	0,607	35,574	0,368
Zn	0,820	24,901	0,672	-0,231	2,842	0,053	0,002	0,001	0,000
V	0,692	17,720	0,479	-0,538	15,422	0,290	0,081	0,630	0,007
Hg	0,287	3,058	0,083	0,601	19,196	0,361	0,139	1,876	0,019

Tabela S10. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos essenciais.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
Dim.1	2,327	46,533	46,533
Dim.2	1,060	21,209	67,742
Dim.3	1,020	20,401	88,143
Dim.4	0,390	7,803	95,946
Dim.5	0,203	4,054	100,000

Tabela S10.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos essenciais.

Elementos	PC.1	ctr	cos2	PC.2	ctr	cos2	PC.3	ctr	cos2
Cu	0,927	36,899	0,859	0,129	1,561	0,017	-0,014	0,020	0,000
Mn	-0,095	0,385	0,009	-0,123	1,434	0,015	0,981	94,303	0,962
Mo	-0,088	0,330	0,008	0,963	87,478	0,928	0,175	2,988	0,030
Zn	0,833	29,824	0,694	-0,255	6,113	0,065	0,165	2,656	0,027
V	0,870	32,561	0,758	0,190	3,414	0,036	-0,018	0,033	0,000

Tabela S11. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos não essenciais.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
Dim.1	1,822	45,545	45,545
Dim.2	0,997	24,933	70,478
Dim.3	0,766	19,143	89,620
Dim.4	0,415	10,380	100,000

Tabela S11.1. Dados exploratórios referentes ao PCA para elementos não essenciais.

Elementos	Dim.1	ctr	cos2	Dim.2	ctr	cos2	Dim.3	ctr	cos2
As	0,867	41,262	0,752	0,042	0,176	0,002	-0,086	0,965	0,007
Cd	0,771	32,666	0,595	0,054	0,289	0,003	-0,520	35,278	0,270
Pb	-0,081	0,357	0,007	0,996	99,533	0,993	0,029	0,110	0,001
Hg	0,684	25,715	0,468	0,004	0,001	0,000	0,698	63,647	0,487

Tabela S12. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SC.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
PC.1	4,095	45,498	45,498
PC.2	2,096	23,290	68,789
PC.3	1,668	18,530	87,318
PC.4	0,653	7,250	94,569
PC.5	0,265	2,946	97,515
PC.6	0,154	1,714	99,229
PC.7	0,043	0,473	99,701
PC.8	0,017	0,184	99,885
PC.9	0,010	0,115	100,000

Tabela S12.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SC.

Elementos	PC1	ctr	cos2	PC2	ctr	cos2	PC3	ctr	cos2
As	0,655	10,481	0,429	0,740	26,153	0,548	-0,026	0,041	0,001
Cd	0,976	23,247	0,952	0,158	1,184	0,025	-0,011	0,007	0,000
Cu	0,923	20,827	0,853	-0,347	5,752	0,121	0,073	0,317	0,005
Pb	0,361	3,182	0,130	0,138	0,912	0,019	0,789	37,367	0,623
Mn	-0,227	1254	0,051	0,386	7,094	0,149	0,592	21,008	0,350
Mo	-0,217	1,148	0,047	-0,348	5,784	0,121	0,829	41212	0,687
Zn	0,906	20035	0,820	-0,307	4,510	0,095	-0,024	0,033	0,001
V	0,854	17,811	0,729	-0,402	7,721	0,162	0,014	0,012	0,000
Hg	0,287	2,015	0,083	0,926	40890	0,857	-0,004	0,001	0,000

Tabela S13. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área PR.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
PC.1	3,211	35,682	35,682
PC.2	2,541	28,233	63,916
PC.3	1,302	14,463	78,379
PC.4	0,916	10,179	88,558
PC.5	0,530	5,885	94,442
PC.6	0,293	3,251	97,693
PC.7	0,127	1,413	99,107
PC.8	0,060	0,668	99,775
PC.9	0,020	0,225	100,000

Tabela S13.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área PR.

Elementos	PC1	ctr	cos2	PC2	ctr	cos2	PC3	ctr	cos2
As	0,719	16,084	0,517	0,322	4,086	0,104	-0,376	10,846	0,141
Cd	0,795	19,702	0,633	0,241	2,291	0,058	-0,504	19,485	0,254
Cu	-0,516	8,276	0,266	0,513	10,357	0,263	-0,202	3,121	0,041
Pb	-0,094	0,276	0,009	0,830	27,132	0,689	0,167	2,148	0,028
Mn	0,747	17,392	0,559	0,255	2,549	0,065	0,141	1,526	0,020
Mo	-0,867	23,418	0,752	0,177	1,235	0,031	-0,245	4,596	0,060
Zn	0,338	3,561	0,114	0,833	27,323	0,694	0,133	1,368	0,018
V	-0,058	0,104	0,003	0,505	10,034	0,255	0,741	42,148	0,549
Hg	0,599	11,187	0,359	-0,617	14,993	0,381	0,438	14,762	0,192

Tabela S14. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SP.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
PC.1	2,625	29,167	29,167
PC.2	1,563	17,363	46,529
PC.3	1,281	14,230	60,759
PC.4	0,965	10,717	71,476
PC.5	0,894	9,928	81,404
PC.6	0,652	7,247	88,652
PC.7	0,396	4,398	93,049
PC.8	0,377	4,194	97,244
PC.9	0,248	2,756	100,000

Tabela S14.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área SP.

Elementos	PC1	ctr	cos2	PC2	ctr	cos2	PC3	ctr	cos2
As	0,853	27,731	0,728	-0,035	0,078	0,001	-0,042	0,141	0,002
Cd	0,604	13,915	0,365	-0,192	2,355	0,037	0,076	0,448	0,006
Cu	-0,117	0,522	0,014	0,246	3,885	0,061	0,800	49,963	0,640
Pb	-0,342	4,467	0,117	-0,045	0,129	0,002	-0,358	10,028	0,128
Mn	0,216	1,782	0,047	0,851	46,346	0,724	0,210	3,442	0,044
Mo	-0,699	18,613	0,489	0,067	0,284	0,004	0,416	13,543	0,173
Zn	0,771	22,646	0,594	-0,113	0,822	0,013	0,216	3,645	0,047
V	0,240	2,203	0,058	-0,633	25,625	0,400	0,466	16,921	0,217

Hg	0,462	8,121	0,213	0,566	20,476	0,320	-0,155	1,868	0,024
----	-------	-------	-------	-------	--------	-------	--------	-------	-------

Tabela S15. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área RJ.

Dimensão	Autovalor	% de variação	% de variação cumulativa
PC.1	2,464	27,383	27,383
PC.2	1,742	19,359	46,742
PC.3	1,280	14,219	60,961
PC.4	1,105	12,276	73,237
PC.5	0,959	10,652	83,889
PC.6	0,613	6,810	90,699
PC.7	0,500	5,554	96,253
PC.8	0,332	3,683	99,937
PC.9	0,006	0,063	100,000

Tabela S15.1. Dados exploratórios referentes ao PCA aplicado a área RJ.

Elementos	PC1	ctr	cos2	PC2	ctr	cos2	PC3	ctr	cos2
As	-0,869	30,625	0,755	0,377	8,140	0,142	0,160	1,995	0,026
Cd	-0,861	30,102	0,742	0,379	8,227	0,143	0,191	2,845	0,036
Cu	0,515	10,762	0,265	0,559	17,939	0,313	0,254	5,057	0,065
Pb	0,277	3,115	0,077	0,429	10,585	0,184	0,134	1,401	0,018
Mn	0,017	0,011	0,000	0,538	16,634	0,290	-0,712	39,611	0,507
Mo	0,576	13,480	0,332	0,392	8,826	0,154	0,014	0,016	0,000
Zn	-0,115	0,539	0,013	0,680	26,533	0,462	0,161	2,030	0,026
V	0,421	7,208	0,178	0,232	3,082	0,054	-0,197	3,034	0,039
Hg	0,320	4,156	0,102	-0,025	0,035	0,001	0,750	44,010	0,563

Tabela S16. Valores obtidos do fator de alerta para cada indivíduo.

Espécie	Sexo	Trecho	Fase	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Mn	Mo	Zn	Ni	Ba	V	Hg	Presença de óleo	Condição corporea
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	4,6	0,2	0	1,714917	0,07	1	1,13	2,9	0,14	0,35	2,8	0,36	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	1,3	0,3	0	0,514175	0,38	0,8	0,94	1,5	0,14	0,35	0,4	0,65	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	F	SP	J	8,8	0,1	0	0,6076	0,37	1,1	0,91	3,1	0,06	0,18	2,1	0,1	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	F	SP	J	5,6	1,6	0,2	2,277533	1,07	1	1,42	1,9	0,14	2,22	1	3,39	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	F	SC	J	3,9	2,7	0,2	197,0607	0,45	0,6	1,68	9,3	0,14	0,71	14	0,54	Não	nd
<i>T. melanophris</i>	F	PR	J	8	0,8	0	1,821148	0,24	1,1	1,32	2,7	0,14	0,35	0,7	0,18	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	0,6	0,2	0,2	0,685385	0,39	0,7	1,03	3	0,35	0,35	1	0,22	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	F	SP	J	0,8	0,8	0,1	1,692899	0,47	0,7	0,81	2,4	0,14	0,35	1,2	0,21	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	4,2	0,4	0	1,77443	0,39	0,9	0,72	1,3	0,14	0,35	1,4	0,33	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	F	SP	J	1,8	0,5	0	0,480775	0,73	1,4	0,68	1,9	0,14	0,35	0,4	0,48	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	F	PR	J	1	0,3	0	0,469418	0,07	1,2	0,04	2	0,14	0,35	1,4	0,98	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	SC	J	8	1,4	0	1,426107	0,37	0,9	1,07	1,2	0,14	0,35	1,4	7,7	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	F	SP	A	4,9	9,2	0,1	1,431373	0,57	0,9	1,53	2,2	0,14	0,73	3,4	0,62	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	F	RJ	J	2,8	0,8	0	0,729013	0,07	1,1	0,87	1,9	0,14	0,35	0,2	0,15	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	RJ	A	4,3	1,5	0	1,106228	0,23	0,7	1,33	2,6	0,14	0,35	0,7	0,16	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	5,3	2,8	0	1,924422	0,07	1,2	1,27	3,9	0,14	0,35	0,7	0,84	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	12	2,9	0,1	3,802424	0,45	1	1,14	3,4	0,14	0,35	1,3	1,87	Não	ruim
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	3	2,9	0	1,19283	0,07	0,8	1,58	1,3	0,14	0,35	3,2	0,62	Não	boa
<i>T. melanophris</i>	M	SP	J	8,4	1,7	0	2,555818	0,07	0,6	0,86	3,1	0,14	0,35	2,8	1,27	Não	nd
<i>T. chlororhynchos</i>	F	SC	J	1,1	0,6	0	0,465324	0,07	0,6	0,75	0,5	0,14	0,35	0,9	1,38	Não	boa
<i>T. chlororhynchos</i>	M	SC	J	1,1	0,1	0,1	0,644428	0,07	0,8	0,8	2,4	0,14	1,12	0,5	0,52	Não	boa
<i>T. chlororhynchos</i>	M	PR	J	6,2	0,1	0	1,309912	0,25	1	0,91	1,3	0,14	0,35	2,8	0,51	Não	boa
<i>T. chlororhynchos</i>	M	SP	J	1,8	0,9	0	1,153652	0,31	1,4	1,19	0,9	0,3	0,35	1,3	5,53	Não	boa
<i>T. chlororhynchos</i>	M	SC	J	0,7	0	0	0,590992	0,39	0,7	1,14	0,5	0,14	0,35	2,7	0,93	Não	nd

<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	A	2,2	0,3	0,3	0,894858	0,12	1	2,24	0,6	0,09	2,27	2,6	1,37	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SC	A	5,7	0,2	0,1	2,011992	0,02	0,6	1,44	1	0,09	2,27	2,1	0,42	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	1,5	0,2	0,2	1,250052	0,13	0,9	2,5	1,2	0,09	4,58	1,8	0,16	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,1	0	0,1	0,415586	0,04	0,5	1,03	4,3	0,09	2,27	2	0,18	Não	nd
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,3	0,1	0,2	1,960687	0,15	1	1,54	3	0,29	2,27	5,3	0,28	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,1	0	0,3	1,603027	0,08	0,8	1,35	1,3	0,09	2,27	1,9	0,18	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,1	0	0,1	0,482853	0,06	0,5	0,74	1,6	0,09	7,4	1,3	0,13	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	0,2	0,2	0,1	0,55746	0,11	0,8	1,15	1,2	0,09	2,27	0,9	0,29	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,2	0	0,2	1,139463	0,06	0,8	1,18	1,5	0,09	2,27	2,9	0,15	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	1,3	0,2	0,3	2,656014	0,11	0,7	1,81	2,8	0,09	2,27	1,1	0,82	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	nd	PR	nd	0,3	0,1	0,2	2,01598	0,1	0,6	1,55	4	0,09	2,27	3,1	0,12	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	0,8	0,5	0,1	0,899168	0,14	0,8	1,51	0,8	0,09	2,27	0,8	0,3	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	SP	A	3,5	0,6	0,1	0,838308	0,1	0,8	1,61	0,7	0,09	2,27	0,7	0,07	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,4	0,2	0,1	2,319939	0,02	1	2,07	3,8	0,09	2,27	1,2	0,37	Não	nd
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	1,7	0	0,1	0,371505	0,02	0,8	1,07	1	0,09	2,27	1,7	0,29	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	0,8	0,1	0,1	0,922945	0,04	0,4	1,03	0,9	0,09	2,27	1,2	0,21	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	1,2	0,1	0,1	1,964008	0,07	0,8	1,73	2	0,09	2,27	2,2	0,11	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,9	1	0,3	1,302435	0,02	0,7	1,65	1,4	0,09	2,27	8,8	1,11	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,3	0,1	0,1	1,744355	0,02	0,8	1,26	2,4	0,09	2,27	4	0,11	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,2	0,3	0,2	1,950793	0,02	0,5	1,42	2	0,09	2,27	3,4	0,72	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,5	0,1	0,4	0,853632	0,02	0,7	1,76	3	0,09	2,27	2,1	0,08	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,2	0,1	0,3	0,663742	0,02	0,7	0,96	3,5	0,09	2,27	3,8	0,24	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,2	0	0,1	2,802239	0,02	0,4	0,97	1,8	0,09	2,27	3,3	0,28	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	0,3	0,5	0,1	2,299273	0,02	0,5	2,15	2,9	0,09	2,27	2,9	1,06	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	3,3	0,9	0,1	1,605562	7,74	0,7	1,51	0,8	0,09	2,27	0,9	0,21	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	J	2,9	0,1	0,1	1,764509	0,14	1,1	2,86	1,2	0,09	5,24	0	0,12	Não	nd
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	J	1,7	0,1	0,1	3,17137	0,34	0,9	1,93	5	0,09	2,27	7,8	0,3	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	1	0,3	0,1	0,981112	0,12	0,7	1,67	0,7	0,09	2,27	2,7	0,4	Não	ruim

<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	A	3,4	0,6	0,1	0,703827	0,05	0,8	1,48	1,1	0,09	2,27	1,1	0,66	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	J	0,3	0,1	0,1	2,342968	0,02	0,8	1,53	1,1	0,09	2,27	1,6	0,41	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	0,6	0,2	0,1	16,46497	0,05	0,7	1,79	1,2	0,09	2,27	8,2	0,81	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	0,6	0,2	0,1	0,988454	0,04	0,8	1,56	1	0,09	2,27	8	2,04	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	SP	A	0,4	1,3	0,1	1,122868	0,06	0,7	1,54	1,1	0,09	2,27	5,5	0,4	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	2,4	0,5	0,1	1,10875	0,02	0,7	1,54	1,2	0,09	18,6	5	0,24	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	3,8	0,1	0,1	1,179961	0,07	0,7	1,34	0,9	0,09	2,27	8,5	0,31	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,1	0,2	0,1	1,027292	0,02	0,6	1,08	1,8	0,09	2,27	2,7	0,2	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,5	0,1	0,1	2,539508	0,63	0,8	1,43	3,3	0,09	2,27	2	0,31	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,2	0,1	1,3	1,62637	0,71	0,7	2,29	2,5	0,09	2,27	3,9	0,28	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,3	0,1	0,6	3,693532	0,18	1,4	2,05	2,7	0,09	2,27	5,4	0,17	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,7	0,1	0,1	1,008815	0,02	0,6	1,08	2,2	0,09	2,27	3,2	0,75	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	A	4,6	1	0,1	1,380588	0,03	1,1	1,41	1,4	0,09	2,27	1	1,08	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,1	0,1	0,1	1,710809	0,19	0,7	2,31	1,1	0,09	2,27	1,4	0,15	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	0,7	0,2	0,2	0,655616	0,08	0,8	1,72	0,7	0,09	2,27	2,1	0,19	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	A	1,8	1,3	0,4	0,808601	0,16	0,9	1,4	0,6	0,09	2,27	1,7	0,19	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	J	0,7	0,1	0,2	1,967378	0,09	1	1,46	4,6	0,09	2,27	6,8	0,24	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	A	3,3	0	0,1	1,168411	0,05	0,7	0,98	0,6	0,09	2,27	2,1	0,4	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SC	J	2,1	0,1	0,1	1,467288	0,05	1,1	1,53	2	0,09	2,27	2,5	0,16	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,2	0,1	0,4	0,698547	0,05	0,7	1,37	1,5	0,09	2,27	2,1	0,11	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,2	0,1	0,5	0,798345	0,08	1,1	1,45	2,1	0,09	124	2,5	0,14	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	PR	J	0,3	0,2	0,1	1,464814	0,02	0,7	1,51	0,6	0,09	2,27	1,2	0,4	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,1	0,1	0,1	1,063169	0,02	0,9	1,54	2	0,09	2,27	0,6	0,32	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,1	0,4	0,1	2,261515	0,39	0,8	1,08	3,4	0,09	2,27	1,4	0,51	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,1	0	0,1	2,844315	0,02	0,8	0,84	4,5	0,09	2,27	1,3	0,16	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,1	0	0,1	2,027505	0,02	0,5	0,76	3	0,09	4,68	1,8	0,36	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	0,1	0,2	0,1	0,864462	0,02	0,8	0,63	2,1	0,09	2,27	0,8	0,38	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	J	0,5	0,2	0,2	7,472103	0,02	1,1	1,54	2,4	0,28	10,8	3,1	0,55	Não	ruim

<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,5	0,1	0,2	1,135995	0,02	1,3	1,53	3,2	0,09	2,27	3	0,15	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	0,6	0,1	0,2	2,054771	0,02	0,8	1,68	2,5	0,09	2,27	4,5	0,21	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	A	1,2	0,1	0,3	0,972695	0,02	1,3	1,47	2,8	0,62	2,27	6,5	0,21	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,4	0,1	0,3	0,634603	0,02	0,9	1,03	2	0,09	2,27	7,9	0,17	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	RJ	J	0,9	0,1	0,5	3,5809	0,06	0,9	1,19	4,1	0,21	2,27	8,1	0,19	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	J	0,5	0,1	0,3	2,726839	0,02	0,7	1,21	1,9	0,09	2,27	5,1	0,28	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	RJ	A	0,2	0,1	0,4	0,964466	0,02	0,9	1,5	1	0,09	2,27	3,7	0,18	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	J	7,5	0,1	0,2	3,176915	0,47	0,9	1,64	1,3	0,09	2,27	3	0,35	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	SP	J	0,4	0	0,3	4,008503	0,07	1,1	1,33	1,9	0,09	2,27	2	0,1	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	J	1,6	0,1	0,3	3,984197	0,06	1	1,92	2,3	0,2	2,27	3,2	0,27	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	F	SC	J	0,7	0,4	0,2	1,611116	0,02	0,7	1,14	1,4	0,09	2,27	8,7	0,1	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SC	J	0,6	0,3	0,2	1,734756	0,02	0,8	1,2	1,7	0,09	2,27	7,3	0,1	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	J	1,1	0	0,1	0,779371	0,05	0,7	1,47	0,7	0,09	2,27	3,5	0,53	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	PR	A	5,2	0,3	0,1	1,247482	0,02	0,6	2,05	1,1	0,09	2,27	4,2	0,49	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	0,6	0,1	0,1	1,703516	0,02	0,8	1,29	2	0,09	2,27	3,4	0,12	Não	ruim
<i>N. brasiliensis</i>	M	SC	J	0,4	0,5	0,1	4,506104	0,02	0,4	1,57	3,5	0,09	2,27	3,8	0,51	Não	boa
<i>N. brasiliensis</i>	F	SC	J	0,4	0,1	0,1	7,888462	0,02	0,7	1,3	0,8	0,09	2,27	2,8	0,25	Não	boa

F= Fêmea M= Macho J=Juvenil A=Adulto nd= indefinido Fase=Estagio de desenvolvimento

Tabela S17. Concentrações médias dos elementos determinados no tecido hepático de aves marinhas e estuarinas na literatura, expressas em mg kg^{-1} d. W. As concentrações dos elementos de estudos anteriores relatados em peso úmido foram convertidas em peso seco usando os fatores de conversão descritos por Mochizuki et al. (2008).

Guilda ecológica	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Mn	Mo	Zn	Ni	Ba	V	Hg	Referências
Pelágicas	5,6	16,2	1,1	21,6	0,1	14,4	1,3	192,7	0,4	0,1	0,4	16	Barbieri 2007, Bocher et al. (2003), Cipro et al. 2014, Costa et al. 2016, Elliot (2005), Elliott et al. (1992), Fujihara et al. (2004), Kojadinovic 2007, Kubota et al. (2003), Hernández-Moreno et al. (2021), Stewart et al. (1996) e Stewart et al. (1997).
Pelágicas	23,6	22,1	0,1	28,5	0	13,3	1,3	402,8	0,1	0,1	0,8	19,7	Presente estudo
Estuarinas	0,7	0,6	0,6	29,7	0,3	14,9	1,7	133,3	0,5	0	0,2	11,9	Alomar et al. (2016), Bishop et al. (2016), Elliot et al. (1992), Irena et al. (2017), kitowski et al. (2017), Nam et al. (2005), Saeki et al. (2000) e Skoric et al. (2012).
Estuarinas	0,8	0,1	0,1	59,7	0,1	11,8	2,6	262,2	0,1	0,1	0,7	4,3	Presente estudo

Figura S1. Variação nas concentrações dos elementos em fígado de *Nannopterum brasilianus* amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos. As linhas horizontais dentro dos box plots exibem as medianas, a linha superior indica o 75º quartil e a linha inferior, o 25º quartil

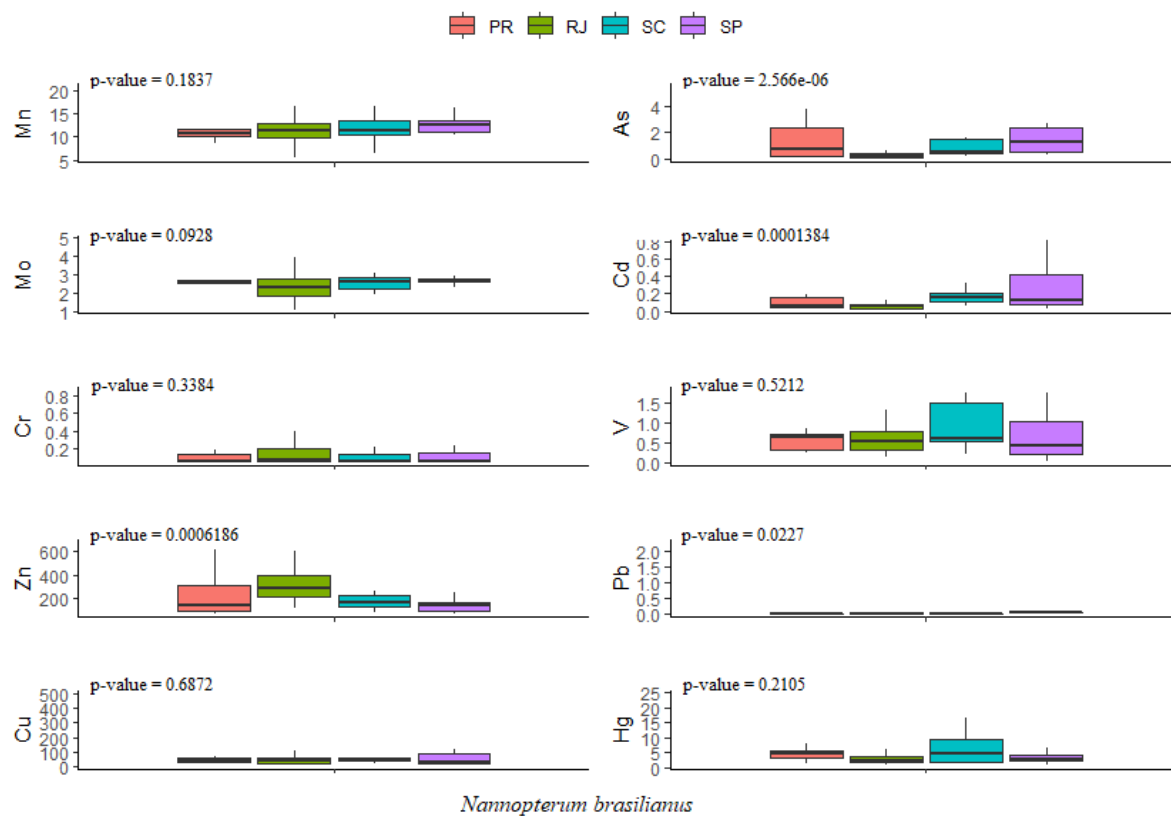


Figura S2. Variação nas concentrações dos elementos em fígado de *Thalassarche chlororhynchos* e *Thalassarche melanophris* amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos. As linhas horizontais dentro dos box plots exibem as medianas, a linha superior indica o 75º quartil e a linha inferior, o 25º quartil.

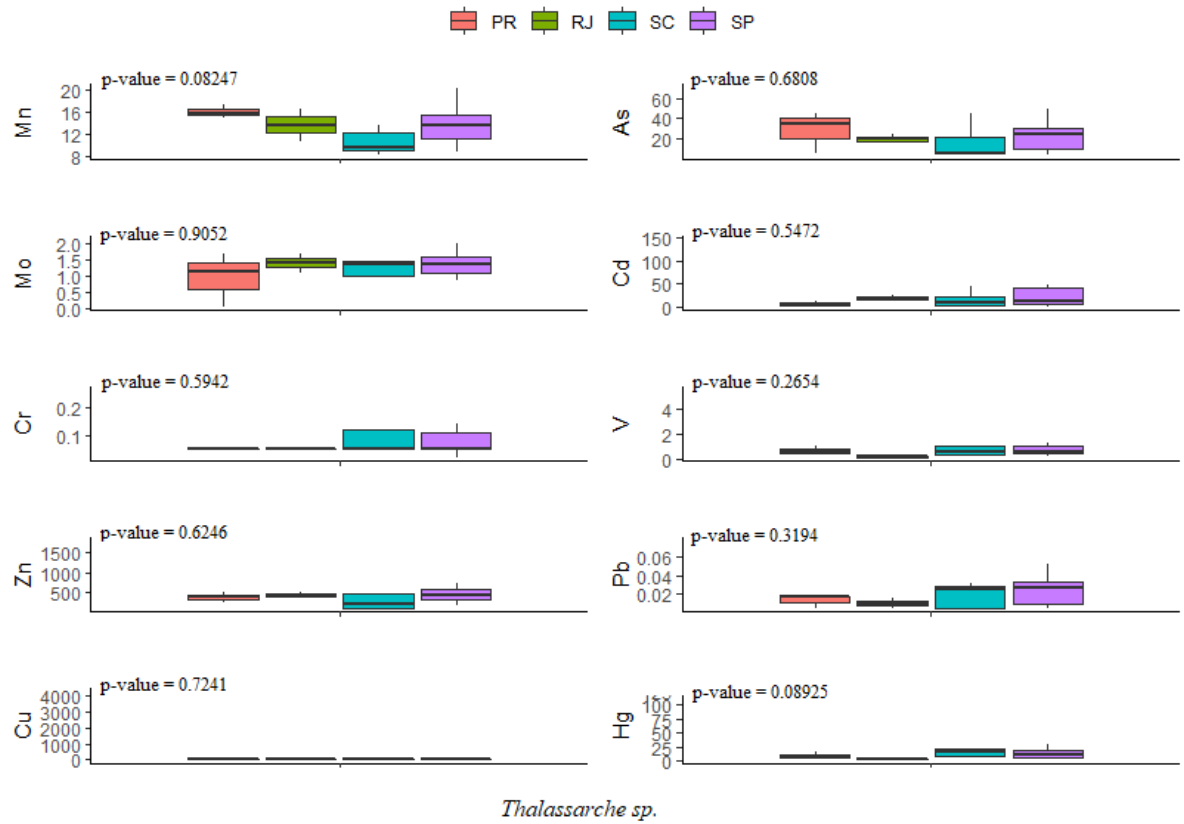


Figura S3. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais e metaloides em aves estuarinas e pelágicas amostrados independentes da área de coleta ao longo da bacia de Santos.

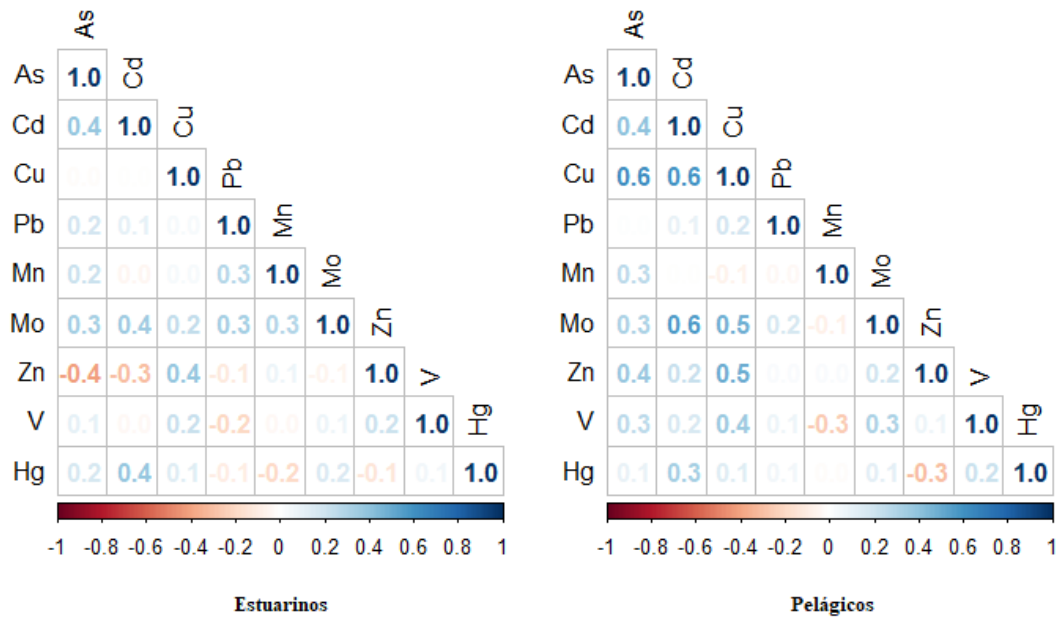


Figura S4. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais e metaloides em aves estuarinas e pelágicas amostrados em quatro áreas distintas ao longo da bacia de Santos.

