RESSALVA

Atendendo solicitação do(a) autor(a), o texto completo desta tese será disponibilizado somente a partir de **26/07/2026.**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Biociências
Câmpus do Litoral Paulista

O Camarão-Fantasma, *Callichirus corruptus* Hernáez, Miranda, Rio & Pinheiro, 2022 (Crustacea: Decapoda: Callichiridae), como Espécie Sentinela da Qualidade Ambiental em Praias Arenosas

JULIANO JOSÉ DA SILVA

SÃO VICENTE - SP

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
CÂMPUS DO LITORAL PAULISTA

O Camarão-Fantasma, *Callichirus corruptus* Hernáez, Miranda, Rio & Pinheiro, 2022 (Crustacea: Decapoda: Callichiridae), como Espécie Sentinela da Qualidade Ambiental em Praias Arenosas

Discente: Juliano José da Silva

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Coorientadora: Dra. Tailisi Hoppe Trevizani

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, UNESP, para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

SÃO VICENTE - SP

2024

S586c

Silva, Juliano José

O Camarão-Fantasma, Callichirus corruptus Hernáez, Miranda, Rio & Pinheiro, 2022 (Crustacea: Decapoda: Callichiridae), como Espécie Sentinela da Qualidade Ambiental em Praias Arenosas / Juliano José Silva. -- São Vicente, 2024

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

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, São Vicente

Orientador: Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Coorientadora: Tailisi Hoppe Trevizani

1. Biomarcadores. 2. Conservação. 3. Contaminação. 4. Micronúcleo. 5. Toxicidade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, São Vicente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

"É preciso exigir de cada um o que cada um pode dar"

Antoine de Saint-Exupéry

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a orientação do *Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro*, minha jornada no mestrado não seria possível sem sua orientação. Nesses dois anos e meio tive um crescimento acadêmico absurdo, e grande parte dele foi devido a participação efetiva do Marcelo, em todos os processos da minha formação. Agradeço o cuidado, o tempo e a dedicação para com essa dissertação. Serei eternamente grato por todo conhecimento compartilhado e todo suporte para a pesquisa fornecido nesse processo.

Agradeço a minha coorientadora *Dra. Tailisi Hoppe Trevizani* (Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IO/USP), que me ajudou em um momento crucial para o desenvolvimento da pesquisa. Sou muito grato pela disponibilidade em analisar as amostras de metais, por me ensinar durante esse processo, e pelas leituras e contribuições nos manuscritos. Dessa forma, agradeço, também, ao *Prof. Dr. Rubens Cesar Lopes Figueira*, docente do *Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO/USP)*, por ceder toda a infraestrutura do *Laboratório de Química Inorgânica Marinha (LaQIMar)*, com acesso aos equipamentos necessários para as análises quantitativas de metais.

Agradeço a minha família, que me apoiou (e me apoia) em toda minha trajetória acadêmica. Aos meus pais *José Antônio da Silva* e *Lúcia Fátima Morais da Silva*, que sempre estiveram presentes, mesmo estando distantes. Nossas conversas de vídeos diárias sempre me alegram, além de terem podido me auxiliar financeiramente no começo dessa jornada e, principalmente, por me ensinarem a ser sempre resiliente e determinado... vocês são os maiores exemplos disso. Aos meus irmãos *Jhonatan* e *Michelle*, que sempre acreditaram no meu potencial, mesmo nos momentos que eu não acreditei, pelos churrascos, jogos e finais de semanas que tornaram esse processo mais fácil. Aos meus sobrinhos – *Alice*, *Cecília*, *Maria Clara* e *Vinícius* – que com sua doçura e leveza me lembram a todo momento, como é bom ter a alma de criança, mesmo me tornando adulto.

Ao *Laboratório de Biologia da Conservação de Crustáceos (LBC)*, do *Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos (CRUSTA)*, que me apoiou em todo o processo de coleta e das análises do projeto de mestrado. Vocês estiveram ao meu lado desde as coletas pilotos, para o ajuste de metodologia, até no auxílio com os procedimentos do laboratório. Obrigado a *Hanna*, *Fernanda*, *Isabela*, *Lígia*, *Maria Antônia* e *Nicholas*, por participarem desse período da minha vida. Em especial, agradeço aos meus queridos amigos *Elizabete*, *Esli* e *Márcio*, pois vocês

tornaram meus dias mais alegres, minhas idas ao laboratório mais felizes, ao que sou muito grato por ter vocês na minha vida. Vocês me ensinaram a ter paciência, confiar no meu potencial e, principalmente, dar o devido valor a uma amizade, pelos cuidados e grande carinho.

Aos meus queridos amigos de república – *Agatha*, *André* e *Tatiane* – por tornarem minha jornada mais leve. Sou extremamente grato a vocês! Obrigado por me acolherem e permanecerem na minha vida. Ao meu grande amigo *Bruno*, que sempre esteve do meu lado, que me apoiou todo esse tempo, que fez minha rotina mais feliz. Obrigado por todos os conselhos, afetos, sorrisos, e por serem a minha família em São Vicente.

Aos meus amigos – *Amanda*, *Bruna*, *Carol*, *Douglas Evelyn* e *Maria Fernanda* – por me acolherem e me fazer sentir parte da *UNESP* e de São Vicente. Obrigado a todas festas e bares, todas as conversas e conselhos, e todos os momentos que passamos juntos. Aos amigos – *Andressa*, *Eduardo*, *Leonardo*, *Manu* e *Vitor* – por também fazerem parte desse processo. A todos da comunidade da *UNESP IB/CLP*.

Agradeço a minha família de Uberlândia. Primeiramente à *República Mandelaje*, que sempre foi presente na minha vida acadêmica, sempre me proporcionando as melhores risadas e companhia. Em especial, agradeço ao *Breno* e *Lucas*, que se tornaram meus irmãos, a quem sou muito grato por acreditarem no meu potencial, por sempre levantarem minha moral, por participarem dos momentos mais felizes da minha vida. À *República Francanalha*, em especial ao *Rafael*, que me abrilhantou com uma amizade linda, repleta de referências históricas e da melhor conversa do mundo. Aos amigos da Administração, em especial o *Vitor*, por ser uma das pessoas mais carismáticas e confiantes do mundo, por deixar minha vida mais feliz. Aos amigos – *Barbara*, *Fernanda*, *Rachel* e *Rodrigo* – que me divertem muito todas as vezes que visito a cidade, e por sempre me colocarem como prioridade. A *Ana Luiza*, minha melhor amiga e a pessoa mais inteligente, esforçada e querida do mundo, a pessoa com o melhor astral e que sempre deixa meu dia mais feliz e alegre.

Por fim, e não menos importante, aos amigos de Franca. Ao *Gabriel* e *Leonardo*, que acompanharam minha vida e me apoiaram nesse processo. Ao *Grupo Gaivotas*, representado pelo *Carlos*, *Kamila*, *Lucas*, *Pedro* e *Vitor*, que sempre estiveram presentes nos momentos mais importantes da minha vida, em especial ao *Carlos Basali*, *Eduardo* e *Juliana*, que são meus melhores amigos, por acompanharem meu crescimento pessoal e acadêmico, e nunca me abandonarem durante esse processo, sempre me tirando risadas e confiando no meu potencial. Obrigado a todos vocês, pois são especiais demais para mim!

Lista de Abreviações

AF: Areia Fina;

AG: Areia Grande;

AM: Areia Média;

AMF: Areia Muito Fina;

AMG: Areia Muito Grossa;

As: Arsênio;

B: Fator de Bioacumulação;

CAO: Comprimento da Área Oval;

C: Cascalho;

CC: Comprimento da Carapaça;

Cd: Cádmio;

CM_{cam}; Concentração Metálica do Camarão;

CM_{sed}: Concentração Metálica do Sedimento;

Cr: Cromo;

CT: Comprimento Total;

Cu: Cobre;

G: Gônadas;

H: Hepatopâncreas;

Hg: Mercúrio;

HPAs: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos;

JUR: Juréia;

M: Musculatura;

MF‰: Malformações Nucleares;

Mn: Manganês;

MN‰: Micronúcleo;

Ni: Níquel;

NRRT: Tempo de Retenção de Vermelho Neutro;

Pb: Chumbo;

PCB: Policlorobifenilos;

Pe: Peso;

POCs: Pesticidas Organoclorados;

SA: Silte + Argila;

SP: São Paulo;

STRI: Estrato Superior do Sedimento;

STRII: Estrato Inferior do Sedimento;

STS: Santos;

TMG: Tamanho Médio do Grão;

Zn: Zinco.

Sumário

Resumo 10
Abstract 11
Introdução Geral e Descrição da Área de Estudo 12
Descrição da Área de Estudo 17
Referências Bibliográficas 19

Capítulo I – Contaminação por metais no Camarão-Fantasma *Callichirus corruptus* e nos sedimentos de duas praias arenosas do Estado de São Paulo, com diferentes níveis de antropização. 24
Resumo 24
1. Introdução 25
2. Objetivos e Hipóteses 29
2.1. Objetivo Geral 29
2.2. Objetivos Específicos 29
2.3. Hipóteses 29
3. Materiais e Métodos 31
3.1. Área de Estudo 31
3.2. Delineamento Amostral 31
3.3. Amostragem e Processamento dos Sedimentos 31
3.4. Amostragem de Callichirus corruptus 33
3.5. Biometria de Callichirus corruptus 33
3.6. Preparo das Amostras de Tecidos 34
3.7. Análise Quantitativa dos Elementos metálicos 34
3.8. Fator de Bioacumulação 36
3.9. Matriz de Associação 36
3.10. Análises Estatísticas 37
4. Resultados 38
4.1. Variáveis Abióticas: Granulometria, TMG e MO% dos Sedimentos 38
4.2. Variáveis Abióticas: PCA e Análise de Associação de Variáveis nos Sedimentos 38
4.3. Variáveis Abióticas: Concentração de Elementos Metálicos nos Sedimentos 41
4.4. Variáveis Bióticas: Biometria de Callichirus corruptus 42
4.5. Variáveis Bióticas: Concentração de Metais nos Tecidos de C. corruptus 44
4.6. Variáveis Bióticas: Fator de Bioacumulação 47
5. Discussão 48
5.1. Variáveis Abióticas: Granulometria, TMG, MO% e Metais no Sedimento. 48
5.2. Variáveis Abióticas: Concentração de Metais nos Sedimentos 50

5.3 Variáveis Bióticas: Concentração de Metais em C. corruptus 52
5.4. Variáveis Bióticas: Fator de Bioacumulação de Metais em C. corruptus 56
6. Conclusões 58
7. Referências Bibliográficas 59

Capítulo II – O Uso de Biomarcadores de Efeito no Camarão-fantasma *Callichirus corruptus*, para Identificação do Estado de Conservação de Duas Praias Arenosas no Sudeste Brasileiro. 68
Resumo 68
1. Introdução 69
2. Objetivos e Hipóteses 73
2.1. Objetivo Geral 73
2.2. Objetivos Específicos 73
3. Materiais e Métodos 75
3.1 Área de Estudo 75
3.2 Delineamento Amostral 75
3.3. Amostragem de Callichirus corruptus 76
3.4. Biometria de Callichirus corruptus 76
3.5. Preparação para as Análises Citogenotóxicas 76
3.6. Ensaio Micronúcleo (MN‰) 77
3.7. Anormalidades Nucleares (AN‰) 78
3.8 Ensaio de Tempo de Retenção de Vermelho Neutro (NRRT) 80
3.9. Matriz de Associação 81
3.10. Análises Estatísticas 82
4. Resultados 84
4.1. Ensaio de Tempo de Retenção de Vermelho Neutro (NRRT) 84
4.2. Ensaio de Anormalidades Nucleares (AN‰) 85
4.3. Ensaio de Micronúcleo (MN‰) 87
4.4. PCA e Análise de Associação: Biomarcadores e Metais no Sedimento. 88
4.4. PCA e Análise de Associação: Biomarcadores e Metais nos Tecidos do Camarão 90
5. Discussão 92
5.1. Ensaio de Tempo de Retenção de Vermelho Neutro (NRRT). 93
6.2. Anormalidades Nucleares (AN‰) 95
6.3. Ensaio Micronúcleo (MN‰) 97
6.3. PCA e Análise de Associação: Biomarcadores e Metais no Sedimento. 99
6.4. PCA e Análise de Associação: Biomarcadores e Metais nos Tecidos do Camarão 100
6. Conclusões 102
7. Referências Bibliográficas 104
Considerações Finais 111

Resumo

As regiões costeiras apresentam elevado adensamento populacional humano, com à disposição final de vários poluentes, como os metais. Devido a esse perfil, a avaliação da citogenotoxicidade em organismos presentes nesses locais são extremamente relevantes, uma vez que possibilita avaliar o *status* de conservação desses ambientes. Para isso, o uso de biomarcadores de efeito tem sido amplamente utilizado para identificar a toxicidade gênica e fisiológica de animais, com intuito de fornecer respostas à contaminação ambiental. Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar os danos citogenotóxicos no camarão-fantasma (*Callichirus corruptus*), em relação à possível contaminação ambiental por metais, confrontando uma praia em ambiente prístino (*JUR*, Estação Ecológica Juréia-Itatins) a outra impactada antropicamente (*STS*, Santos). Foram quantificados 10 elementos metálicos (*As*, *Cd*, *Cr*, *Cu*, *Hg*, *Mn*, *Ni*, *Pb*, *V* e *Zn*), associados ao sedimento arenoso e em três tecidos do camarão (gônadas, hepatopâncreas e musculatura). Os animais e os sedimentos foram coletados com o auxílio de uma bomba de sucção. O sedimento passou por análise granulométrica (sete frações) e do teor de matéria orgânica (*MO*%). Para as análises citotóxicas foram analisados 12 exemplares/setor praial, quantificando o tempo de funcionamento lisossomal (Ensaio *NRRT*), enquanto cinco animais/setor foram utilizados para avaliar a frequência de hemócitos micronucleados (*MN*) e com anormalidades nucleares (*AN*). O sedimento da Praia de Santos foi categorizado como areia muito fina (*TMG*, tamanho médio do grão = 0,096 mm), diferindo daquele da Praia da Juréia, categorizado como areia fina (*TMG* = 0,150 mm). A matéria orgânica no sedimento de *STS* (0,12%) foi quatro vezes superior ao de *JUR* (0,03%), existindo uma correlação negativa e significativa para a relação *MO vs. TMG* ($\rho = -0,67$ $p \leq 0,01$). Em relação aos metais, 88,9% apresentaram uma maior concentração nos sedimentos de STS em relação à *JUR* ($t \leq 7,84$; $p \leq 0,01$; $W = 0$; $p \leq 0,01$). Quanto ao acúmulo de metais nos tecidos de *C. corruptus*, o As foi o único que diferiu, com os camarões de *JUR* (17,3 ± 2,7 μg/g) acumulando quase o dobro em relação àqueles de *STS* (9,1 ± 1,4 μg/g) ($W=81$; $p<0,01$). A hierarquia de acúmulo de metais entre os tecidos foi *H* > *M* > *G*. O *NRRT* apresentou uma média 70% maior nos camarões da Juréia (100 ± 24 min), do que em Santos (59 ± 29 min) ($W = 11,4$; $p \leq 0,01$). As maiores frequências de *MN* e *AN* (total) ocorreram nos indivíduos de *STS* (12 ± 4 ‰; e 465 ± 60 ‰, respectivamente), correspondendo a cerca do dobro do que foi registrado na Juréia (*MN*: 5 ± 1 ‰; *AN*: 240 ± 46 ‰). A partir de análises de associação foi possível observar que *NRRT* apresentou uma correlação negativa e significativa com *MN*‰ e *AN*‰ ($r = -0,81$; $p \leq 0,01$). Em contrapartida, foi observado uma correlação positiva e significativa entre os metais do sedimento e os biomarcadores *MN*‰ e *AN*‰ ($r \geq 0,71$; $p \leq 0,01$). As maiores concentrações de metais nos sedimentos de *STS* está relacionada ao elevado adensamento populacional humano e diversos impactos antrópicos, como a presença do Porto de Santos. Os maiores teores de *MO*% no sedimento da Praia de Santos aumenta a adsorção de metais nesta matriz abiótica. Já o maior acúmulo de metais entre tecidos, ocorreu no hepatopâncreas, devido a sua bioquímica peculiar, que permite a maior adsorção de metais. Para os camarões de *JUR*, houve um maior tempo de retenção do vermelho neutro, confirmando a efetividade da preservação pela estação ecológica. No entanto, a relação entre a genotoxicicidade e as concentrações metálicas no sedimento de *STS*, apontam elevado grau de antropização, trazendo impactos à frequência mutagênica de *C. corruptus*. Dessa forma, foi confirmado que as praias diferiram quanto ao seu grau de conservação (*STS*: antropizada; e *JUR*: preservada). Tais informações, aliadas aos biomarcadores de efeito, permitem o uso de *C. corruptus* como espécie sentinela ambiental, para categorizar o *status* de conservação de praias arenosas.

Palavras-chave: Biomarcadores, conservação, contaminação, micronúcleo, toxicidade.

Abstract

Coastal regions present high human population density, leading to the disposal of various pollutants, such as metals. Given this profile, assessing cytogenotoxicity in organisms within these areas is extremely relevant, as it allows for the evaluation of the conservation status of these environments. The use of effect biomarkers has been widely employed to identify genetic and physiological toxicity in animals, aiming to provide insights into environmental contamination. Thus, the objective of the present study was to evaluate cytogenotoxic damage in the ghost shrimp (*Callichirus corruptus*) in relation to potential environmental contamination by metals, comparing a pristine beach environment (*JUR*, Juréia-Itatins Ecological Station) with another anthropogenically impacted (*STS*, Santos). Ten metallic elements (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, and Zn) were quantified, both in the sandy sediment and in three shrimp tissues (gonads, hepatopancreas, and musculature). The animals and sediments were collected using a suction pump. The sediment underwent granulometric analysis (seven fractions) and organic matter content analysis (*OM*%). For the cytotoxic analyses, 12 specimens per beach sector were analyzed, quantifying lysosomal function time (*NRRT* assay), while five animals per sector were used to assess the frequency of micronucleated hemocytes (*MN*) and those with nuclear abnormalities (*NA*). The sediment from Santos Beach was categorized as very fine sand (*MGS*, mean grain size = 0.096 mm), differing from that of Juréia Beach, categorized as fine sand (*MGS* = 0.150 mm). The organic matter in the sediment of *STS* (0.12%) was four times higher than that of JUR (0.03%), with a negative and significant correlation observed between OM and *MGS* ($\rho = -0.67$, $p \leq 0.01$). Regarding metals, 88.9% showed higher concentrations in the sediments of *STS* compared to *JUR* ($t \leq 7.84$; $p \leq 0.01$; $W = 0$; $p \leq 0.01$). As for the accumulation of metals in the tissues of *C. corruptus*, arsenic was the only element that differed significantly, with shrimp from *JUR* (17.3 ± 2.7 μg/g) accumulating almost twice as much compared to those from STS (9.1 ± 1.4 μg/g) ($W = 81$; $p < 0.01$). The hierarchy of metal accumulation among the tissues was *H* > *M* > *G*. *NRRT* showed a 70% higher average in shrimp from Juréia (100 ± 24 min) than in Santos (59 ± 29 min) ($W = 11.4$; $p \leq 0.01$). The highest frequencies of *MN* and *NA* (total) occurred in individuals from *STS* (12 ± 4 ‰ and 465 ± 60 ‰, respectively), corresponding to about double the frequencies recorded in Juréia (*MN*: 5 ± 1 ‰; *NA*: 240 ± 46 ‰). Association analyses revealed that *NRRT* showed a negative and significant correlation with *MN*‰ and *NA*‰ ($r = -0.81$; $p \leq 0.01$). Conversely, a positive and significant correlation was observed between metals in the sediment and the biomarkers *MN*‰ and *NA*‰ ($r \geq 0.71$; $p \leq 0.01$). The higher concentrations of metals in the sediments of *STS* are related to the high human population density and various anthropogenic impacts, such as the presence of the Port of Santos. The higher *OM*% levels in the sediment of Santos Beach increase the adsorption of metals in this abiotic matrix. The greatest accumulation of metals among tissues occurred in the hepatopancreas, due to its unique biochemistry, which allows for higher metal adsorption. The shrimp from *JUR* showed a longer neutral red retention time, confirming the effectiveness of the ecological station's preservation efforts. However, the relationship between genotoxicity and metal concentrations in the sediment of *STS* indicates a high degree of anthropization, impacting the mutagenic frequency of *C. corruptus*. Thus, it was confirmed that the beaches differed in their degree of conservation (*STS*: anthropized; and *JUR*: preserved). This information, combined with effect biomarkers, supports the use of *C. corruptus* as an environmental sentinel species to categorize the conservation status of sandy beaches.

Keywords: Biomarkers, conservation, contamination, micronucleus, toxicity.

Introdução Geral e Descrição da Área de Estudo

A ocupação dos ambientes aquáticos ocorre desde o início da humanidade, com o estabelecimento do homem junto aos rios, seja pela necessidade por água potável e plantios, como por ser via de acesso às áreas interiores do território (Oliveira *et al*., 2008; Pinheiro e*t al*., 2013). Com o advento da revolução industrial, houve uma aceleração crescente do desenvolvimento destes processos, principalmente em regiões costeiras, com intensificação das atividades antrópicas e da diversificação dos poluentes nestes locais, acarretando em diversos efeitos nocivos ao ecossistema marinho e outros adjacentes (Pinheiro *et al*., 2017; Angeli *et al*., 2021; Wu *et al*., 2023).

A partir do Século XX houve o surgimento de diferentes tecnologias que intensificaram, ainda mais, a contaminação dos ambientes litorâneos, com uma gama de poluentes de expressiva toxicidade (*p. ex*., metais; bifenilas policloradas, *PCBs*; pesticidas organoclorados, *POCs*; e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, *HPAs*), que passaram a ser frequentes, tanto em águas salinas como nas salobras (Stegeman & Hahn, 1994; Cajaraville *et al*., 2000; Schmaltz *et al*., 2020).

Entre esses poluentes, os metais se destacam por sua ocorrência (Costa *et al*., 2021), incremento associado ao desenvolvimento industrial (Cajaraville *et al.*, 2000; Buzzi *et al*., 2022), toxicidade e permanência, tanto nos sedimentos como na biota marinha (Rainbow, 2007; Ahearn *et al*., 2004; Luoma & Rainbow, 2008; Duarte *et al*., 2016). Esses elementos metálicos são divididos em dois grupos: **(1) metais essenciais** (*p. ex*., cobre, *Cu*; cromo, *Cr*; e manganês, *Mn*), por fazerem parte de processos biológicos e serem encontrados na natureza em concentrações seguras às espécies, porém sendo tóxicos quando em altas concentrações (Duarte *et al*., 2017); e **(2) metais não essenciais** (*p. ex*., arsênio, *As*; cádmio, *Cd*; chumbo, *Pb*; e mercúrio, *Hg*), onde As é um metalóide, aqui considerado metal por sua persistência ambiental e grau de toxicidade (Carmo *et al*. 2004). Os metais não essenciais podem causar contaminação aos ambientes e organismos que ali vivem, mesmo quando em pequenas concentrações (Eisler, 2010; Duarte *et al*., 2017; Trevizani, 2018).

Dessa forma, as áreas costeiras tornaram-se um local de disposição final desses contaminantes, seja pelo descarte irregular direto ou mesmo a lixiviação de terras emersas, contaminação de águas subterrâneas, dos rios e mar, além daqueles contaminantes provenientes da poluição atmosférica (Stegeman & Hahn, 1994; Wu *et al*., 2023).

Nos últimos anos esta situação tem sido potencializada pelos contaminantes encontrados nos ecossistemas marinhos, que tem aumentado, sistematicamente, com a diversificação das atividades antrópicas, em sua maioria não sustentáveis e ambientalmente impactantes (Truchet *et al*., 2023). Esses contaminantes são provenientes de diversas fontes, podendo ser oriundas de esgotos domésticos não tratados, efluentes industriais, pelo uso indiscriminado de pesticidas, durante os derramamentos de petróleo (ou de seus derivados) e por poluição atmosférica por queima de combustíveis fósseis, entre outros (Goulart & Callisto, 2003; Rainbow, 2007; Eisler, 2010; Cesar *et al*., 2012; Duarte *et al*., 2016; Pinheiro *et al*., 2017).

Tais substâncias potencialmente tóxicas comprometem a qualidade ambiental, contaminando a água e os sedimentos, podendo ser incorporados aos ciclos biogeoquímicos e mesmo às cadeias alimentares (Burton & Macpherson, 1995; Burton *et al*., 2001; Pinheiro *et al*., 2013; Kim *et al*., 2016; Cabrini *et al*., 2018). Esses poluentes são capazes de gerar respostas fisiológicas e genéticas à biota aquática, promovendo danos respiratórios, reprodutivos, somáticos e até mesmo populacionais, bem como perturbações aos processos físico-químicos dos ecossistemas (Eisler, 2010; Pinheiro *et al*., 2013; Duarte *et al*., 2017).

A mobilidade e persistência dessas substâncias nos compartimentos abióticos, assim como sua bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, podem afetar gravemente a saúde humana (Borga & Souza, 2001; Trevizani *et al*., 2016). Para entender como os contaminantes influenciam as áreas costeiras, a concentração destas substâncias tem sido avaliada em seus compartimentos abióticos (água e sedimento). Os sedimentos possuem uma maior permanência de metais associados, em especial quando relacionados às partículas mais finas e com maior teor de matéria orgânica associado (Martincic *et al*. 1990). Tal fato difere da contaminação aquática, que é mais difusa e onde ocorre a dispersão de uma (ou mais) fonte(s) poluente(s) (Raknuzzaman *et al*., 2016). No entanto, procedimentos de quantificação em matrizes abióticas apresentam elevado custo financeiro, o que poderia ser minimizado pelo uso de biomarcadores de efeito, em espécies sentinelas da qualidade ambiental (Adam *et al*., 2023).

Os biomarcadores em espécies sentinelas possibilitam um alerta precoce à intoxicação por contaminantes, antes que aspectos crônicos possam ocorrer, como danos genéticos mais severos, elevação da mortalidade, declínios populacionais (Adams, 1990; Fishelson *et al*., 1999; Duarte *et al*., 2017; Adam *et al.*, 2023) e até mesmo reduções na riqueza (Tavares & Carvalho, 1992) e diversidade biológica (Abessa *et al*., 2001). No entanto, para que uma espécie animal possa ser considerada sentinela ambiental, é necessário conhecer as respostas geradas aos biomarcadores de efeito, bem como sua intensidade diferencial em áreas mais contaminadas, assegurando sua sensibilidade à exposição (Schwacke *et al*., 2013). Além disso, algumas

características são de extrema importância para que uma espécie possa ser considerada uma sentinela ambiental, entre elas: **(1)** ser abundante e de fácil amostragem; **(2)** apresentar ampla distribuição geográfica; **(3)** ser resiliente à bioacumulação de substâncias tóxicas; **(4)** ser preferencialmente endêmica ao ambiente analisado; e **(5)** apresentar reduzida mobilidade ambiental (Van der Schalie *et al*., 1999; Basu *et al*., 2007; Stewart *et al*., 2008; Schwacke *et al*.,2013; Pinheiro *et al.*, 2022). Além disso, seu nicho de ocorrência (*p. ex.,* planctônica, pelágica e bentônica) e posição trófica na cadeia alimentar (*p. ex*., herbívora, carnívora ou onívora), também repercutem em diferentes respostas aos contaminantes (vide Pinheiro *et al.*, 2021 e Adam *et al.*, 2023).

Neste sentido, alguns invertebrados marinhos têm sido confirmados como importantes bioindicadores de contaminação, com vários grupos taxonômicos já empregados como espécie sentinela. Entre eles, os crustáceos detêm excelente resposta em estudos de biomonitoramento (Livingstone, 1998), com algumas espécies já utilizadas como indicadoras da contaminação por pesticidas, elementos metálicos ou outros xenobióticos, desde os pequenos peracáridos (*p. ex*., *Gammarus pulex* – por Xuereb *et al*., 2007), até alguns macrocrustáceos (*p. ex*., *Aristeus antennatus* – por Antó *et al*., 2009; *Nephrops norvegicus* – por Antó *et al*., 2009; e *Ucides cordatus* – por Pinheiro *et al*., 2017, 2022).

Entre os crustáceos utilizados como sentinelas ambientais destacam-se as "espécies-chave" de ecossistemas, por sua capacidade de promover alterações de parâmetros físico-químicos à comunidade local (Birkeland, 1989; Jones *et al*., 1994). Neste sentido, os camarões-fantasma (família Callianassidae) compreendem macrocrustáceos que promovem expressiva bioturbação dos sedimentos de praias arenosas, trazendo alterações significativas em sua composição química e textural (Klerks *et al*., 2007), como a espécie *Callichirus corruptus*, encontrada no Brasil, antigamente reconhecida como *Callichirus major* (vide Hernáez *et al*., 2022).

Até recentemente, a distribuição de *Callichirus major* (Say, 1818) (Callichiridae) abrangia desde a Carolina do Norte (EUA) até Santa Catarina (Brasil). No entanto, evidências acumuladas por longo tempo (Staton & Felder 1995; Rodrigues & Shimizu 1997; Felder & Robles 2009; Souza *et al*., 2018), somadas ao estudo desenvolvido por Hernáez *et al*. (2022), acabaram demonstrando que *C. major* representa um complexo de espécies e que sua população no Brasil, anteriormente identificada como *C. major*, na realidade representa uma nova identidade específica, distinta molecular e morfologicamente. Esta espécie, nomeada *C. corruptus* Hernáez, Miranda, Rio & Pinheiro, 2022, se distribui desde o Pará até Santa Catarina (Brasil), podendo ser identificada pelos seguintes caracteres: carapaça com rostro triangular

pequeno e duas projeções anterolaterais arredondadas; pedúnculos oculares contíguos, que não ultrapassam o segundo artículo antenular; e os machos apresentando um quelípodo maior, dotado de um gancho meral proeminente na margem inferior (Hernáez *et al*., 2022). Além disso, os machos desta espécie possuem gônadas compreendendo duas seções, uma delas masculina (testículo) e outra feminina (ovário), ambas funcionais morfologicamente, porém sem uma explicação convincente numa perspectiva comportamental (Souza *et al*., 2018, 2020).

O camarão *C. corruptus* possui expressivo potencial como espécie sentinela da qualidade ambiental, pois é um "engenheiro ecossistêmico", construindo suas galerias em sedimentos arenosos, onde desempenham importantes funções ecológicas (Rodrigues & Shimizu, 1997; Rosa *et al*., 2018; Hernáez *et al*., 2019). Suas galerias permitem um grande fluxo hídrico, a incorporação de matéria orgânica e dos poluentes aos sedimentos (Berkenbusch & Rowden, 2003), interferindo, portanto, em processos funcionais de praias arenosas marinhas (Souza *et al.,* 1995; Rodrigues & Shimizu, 1997; Constantino *et al*., 2024). Pelo exposto, o biomonitoramento de seus parâmetros fisiológicos e genéticos, por meio de biomarcadores de efeito, pode ser empregado como um método viável para a avaliação do *status* de qualidade ambiental desses ambientes (Livingstone, 1993; Souza *et al*., 2022; Adam *et al*., 2023).

O uso de populações de espécies bem-adaptadas e estabelecidas em certo ambiente, pode ser uma importante ferramenta para qualificar a saúde ambiental, permitindo a comparação dos resultados de toxicidade com estudos ecológicos e de biodiversidade (Valbonesi *et al*., 2003; Pinheiro *et al*., 2021). Pelo conhecimento toxicológico genético e fisiológico, muitos autores sugerem o uso de ensaios para estimar, precocemente, os efeitos de contaminantes aos organismos. Entre eles estão o **Ensaio Vermelho Neutro (*NRRT*)**, que quantifica a citotoxicidade com base no tempo de retenção do vermelho neutro pelos lisossomos de hemócitos (Scarpato *et al.*, 1990; Duarte *et al*., 2016; Souza *et al*., 2022), o **Ensaio Micronúcleo (*MN‰*)**, que tem a genotoxicidade expressa pela frequência de células micronucleadas em 1.000 analisadas (Pinheiro *et al.*, 2017; 2021), e as **Anormalidades Nucleares (*AN‰*)**, que avaliam a frequência de várias anomalias nucleares em 1.000 células, (Adam *et al*., 2023). Neste contexto, tais biomarcadores são conhecidos como indicadores pré-patológicos (Duarte *et al.*, 2019, 2020).

O *NRRT* é um biomarcador fisiológico que quantifica a citotoxicidade de um organismo pelo tempo de funcionamento lisossomal de seus hemócitos, gerando menores valores de tempo em espécimes de ambientes contaminados, com o inverso ocorrendo em ambientes mais preservados, onde o tempo de integridade é mais expressivo, podendo chegar a horas (Duarte *et al.*, 2016; Souza *et al*. 2022). O *MN‰*, por outo lado, é um marcador genético que quantifica

macrolesões ao DNA que foram sofridas por exemplares de uma espécie em determinada área de interesse, acarretando em aumento crescente das células micronucleadas em ambientes mais contaminados (Duarte *et al.*, 2017; Pinheiro *et al*., 2017), bem como de valores reduzidos (basais) em ambientespreservados (< 2 *MN‰* em invertebrados e de 3-5 *MN‰* em vertebrados (*vide* Pinheiro *et al.*, 2021 e Adam *et al.*, 2023, respectivamente). Já as Anormalidades Nucleares (AN‰), também conhecidas como Alterações Morfológicas Nucleares, quantifica as diferentes categorias anômalas assumidas pelo núcleo, podendo revelar a sensibilidade de uma espécie à agentes estressores ambientais, sendo considerado um procedimento complementar ao Ensaio de Micronúcleo (Adam *et al*., 2023).

Os resultados basais para estes biomarcadores, previamente quantificados em áreas preservadas, são de extrema relevância como ferramenta de análise, por serem valores de referência confrontados àqueles de áreas contaminadas (Pinheiro *et al.*, 2017; Souza *et al*., 2022; Adam *et al*., 2023). Assim, eles podem variar interespecificamente, segundo o estilo de vida e hábito alimentar da espécie considerada (Pinheiro *et al*., 2021). Até o momento, nenhuma espécie de camarão-fantasma ainda havia sido avaliada neste sentido, em especial *C. corruptus*, possibilitando a validação de seu uso como espécie sentinela da qualidade de praias arenosas no Brasil.

Considerando os diferentes contrastes de adensamento populacional humano e das atividades antrópicas ao longo do litoral brasileiro, o uso de áreas contrastantes possibilita avaliar a plasticidade das respostas destes biomarcadores de efeito, que podem ser explicadas por um contaminante (ou conjunto deles), independentemente de sua origem e constituição química (Duarte *et al*., 2016, 2017).

Conhecendo a situação ambiental do Litoral Centro do Estado de São Paulo, bem como o desafio em avaliar o uso destes três biomarcadores genocitotóxicos para o camarão-fantasma *Callichirus corruptus*, espera-se que os resultados gerados possam permitir outros estudos, inclusive de um protocolo para que esta espécie possa ser utilizada como sentinela da qualidade ambiental das praias arenosas brasileiras.

Descrição da Área de Estudo

O presente estudo foi realizado em duas praias arenosas do Estado de São Paulo (SP), Brasil (Fig. 1 e Quadro 1): **(1) Praia de Santos (*STS*)** – Município de Santos (SP), na orla da cidade de Santos, no Litoral Centro SP; e **(2) Praia da Juréia (*JUR*)** – Município de Peruíbe (SP), próxima à Barra do Rio Una, na Estação Ecológica Juréia-Itatins (*JUR*), no Litoral Sul SP.

Em cada praia foram considerados três setores amostrais (*A*, *B* e *C*), com os pontos de coleta na orla de Santos estabelecidos pela distância dos canais de drenagem da cidade e entrada do canal portuário no estuário, conforme descritos a seguir: **(1) Setor A – Trecho Praial do José Menino** (23°58'1"S–46°20'35"O a 23°58'14"S–46°20'33"O), localizado entre os Canais 1 e 2, com distância média de 278 metros, bem como a 4.760 metros do Canal Portuário; **(2) Setor B – Trecho Praial do Boqueirão** (23°58'26"S–46°19'35"O a 23°58'26"S–46°19'33"O), localizado entre os Canais 3 e 4, com distância média de 361 metros, bem como a 3.170 metros do Canal Portuário; e **(3) Setor C – Trecho Praial Nossa Senhora Aparecida** (23°58'54"S–46°18'48"O a 23°58'56"S–46°18'46"O), localizado entre os Canais 5 e 6, com distância média de 406 metros, assim como a 1.598 metros do Canal Portuário. Já para os setores amostrais da Praia da Juréia, os pontos foram estabelecidos segundo a distância do Estuário do Rio Una, a saber: **(1) Setor A – Trecho Praial Proximal** (24°26'35"S–47°04'15"O a 24°26'31"S–47°04'9"O), mais próximo do canal estuarino, a uma distância de 450 metros; **(2) Setor B – Trecho Praial Mediano** (24°26'26"S–47°04'00"O a 24°26'21"S–47°03'54"O), cm distância intermediária em relação ao canal estuarino, a 943 metros; e (3) **Setor C – Trecho Praial Distal** (24°26'17"S–47°04'46"O a 24°26'13"S–47°03'40"O), mais distante do canal estuarino, a 1.400 metros.

O Município de Santos (SP**)** está localizado no Litoral Centro do Estado de São Paulo, fazendo parte da Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), que se característica por elevado adensamento populacional humano (1,9 milhões de habitantes, segundo o IBGE, 2021). Comporta, também, uma das principais áreas industriais do país, com 23 complexos de indústrias, 111 fábricas e mais de 300 fontes poluentes (Galvão–Filho, 1987; Pinheiro *et al*., 2013; 2017), além do Porto de Santos, o maior da América do Sul (Angeli *et al*., 2021). Devido a tais impactos antrópicos, apresenta várias fontes poluentes, que agem sobre os ecossistemas costeiros e seus organismos (Oliveira *et al.*, 2008; Perina *et al*., 2018).

No Município de Peruíbe (SP), está situada a Estação Ecológica Juréia-Itatins (ESEC Juréia-Itatins), uma Unidade de Conservação (UC) sob égide estadual, reconhecida pelo

Decreto nº 24.646/1986 e regulamentada pela Lei nº 5.649/1987 (São Paulo, 1987), que foi convertida em Mosaico de Unidades de Conservação pela Lei n° 12.406/2006 (São Paulo, 2006), tendo a Barra do Una como Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS). Tendo isso em vista, a Praia da Juréia é considerado um local com elevado grau de conservação ambiental, possuindo um baixo adensamento populacional humano (162 habitantes, segundo Duarte *et al.* 2016).

Importante destacar que estas duas áreas foram escolhidas por diferirem quanto a sua qualificação ambiental histórica, sendo uma delas antropizada (*STS*: Praia de Santos – Município de Santos) e outra preservada (*JUR*: Praia da Juréia – Município de Peruíbe), tendo como respaldo os estudos de Pinheiro *et al.* (2013) e Duarte *et al.* (2016).

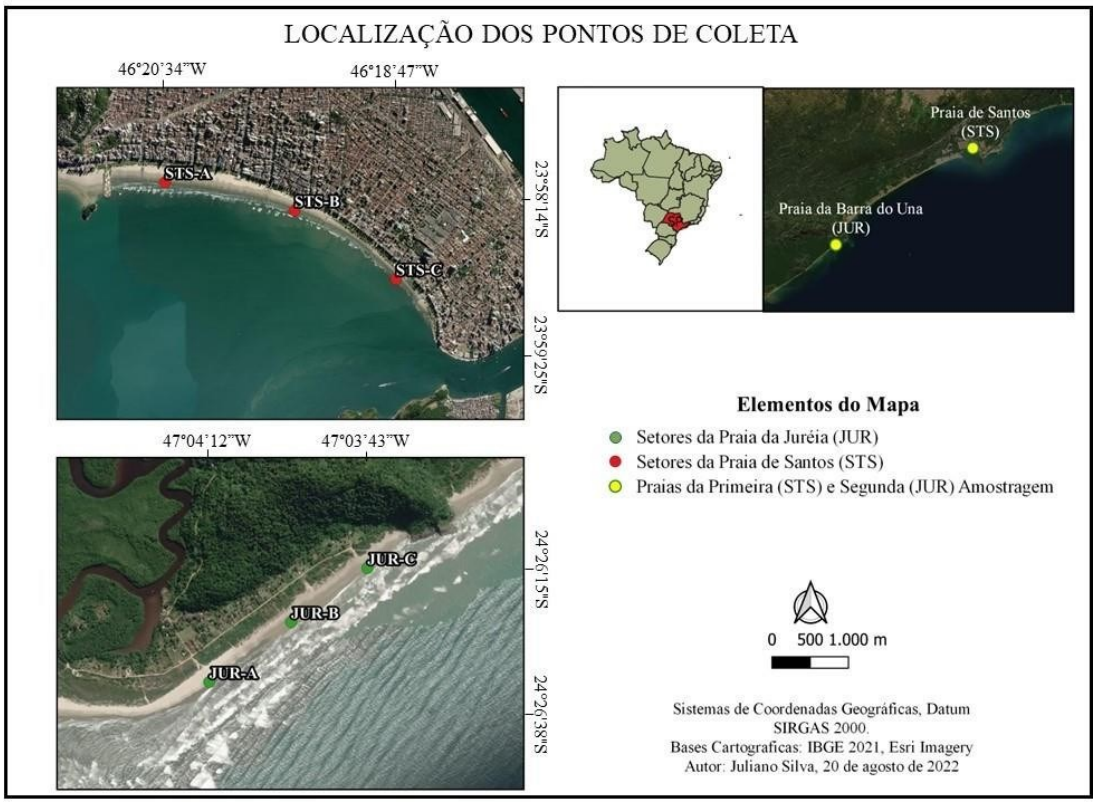


Figura 1. Localização dos setores amostrais (A, B e C) das duas praias do Estado de São Paulo (*STS*, Praia de Santos; e *JUR*, Praia da Juréia), estabelecidos para a coleta das amostras de sedimento e dos camarões-fantasma (*Callichirus corruptus*).

6. Conclusões

O presente estudo abordou os efeitos da contaminação ambiental nos camarões *Callichirus corruptus,* em duas praias com diferentes níveis de antropização, Santos (praia antropizada) *vs.* Juréia (praia preservada), utilizando biomarcadores cito- e genotóxicos para avaliar o impacto da poluição nesses organismos. Os resultados revelaram diferenças significativas entre as duas praias, indicando uma maior deterioração da saúde dos camarões em Santos, devido à maior exposição à poluentes. O Ensaio *NRRT*, mostrou uma maior estabilidade das membranas celulares dos hemócitos na Juréia, apontando uma maior saúde global desses animais. Esta diferença sugere um menor tempo de funcionamento fisiológico dos hemócitos nos camarões de Santos, o que pode ser atribuído por instabilidade das membranas celulares nesse ambiente mais impactado por poluentes. O Ensaio Micronúcleo (*MN‰*), mostrou uma maior frequência significativa de hemócitos micronucleados nos camarões de Santos, sendo outro indicativo de danos genéticos. A menor frequência de micronúcleos nos camarões da Praia da Juréia confirma sua qualidade ambiental preservada, visto que ela fica dentro de uma estação ecológica, reforçando a importância das áreas de proteção ambiental para a preservação da integridade genética dos organismos. O estudo das Anormalidades Nucleares (*AN‰*) para *C. corruptus*, revelou uma frequência significativamente maior nos camarões da Praia de Santos, o que confirma danos genéticos desde os mais simples aos mais severos, causados pela contaminação ambiental. Tais dados foram consistentes aos estudos genotóxicos já realizados com outras espécies de invertebrados e vertebrados marinhos. A análise de PCA e correlação de *Pearson* entre biomarcadores, confirmou a relação inversa entre a estabilidade lisossomal (*NRRT*) e a presença de danos genéticos (*AN‰* e *MN‰*). Esses resultados são consistentes com estudos de outros crustáceos, que mostram um efeito negativo dos contaminantes na saúde celular e nos danos genéticos causados aos organismos aquáticos. A correlação entre o biomarcador *NRRT*, com os metais encontrados no sedimento das praias, exprime uma associação negativa, mostrando que camarões com maior tempo de funcionamento celular são oriundos de ambientes mais preservados, sendo o inverso verdadeiro para os parâmetros genotóxicos (*MN‰* e *AN‰*), que foram mais frequentes nos exemplares do ambiente mais antropizado (Praia de Santos). A associação positiva entre *NRRT* e o acúmulo de arsênio, cromo e cobre nos camarões *C. corruptus*, ressalta que a concentração de metais verificada nos indivíduos da Juréia, não interferiram na saúde global desses camarões, já que aponta uma relação negativa pelos parâmetros genotóxicos (*MN‰* e *AN‰*), podendo, portanto, estar associados a outros

contaminantes presentes no ambiente, como a presença de outros metais, contaminantes emergentes, microplásticos, hidrocarbonetos aromáticos, entre outros não avaliados no presente estudo. Portanto, os resultados deste estudo apresentam originalidade por estabelecer pela primeira vez os níveis basais da espécie em uma praia preservada (Juréia) para dois biomarcadores de efeito (*MN‰* e *NRRT*), assim como avaliar possíveis contrastes segundo os morfotipos de anormalidades nucleares (*AN‰*), para o camarão-fantasma *Callichirus corruptus*, um crustáceo comum em praias arenosas ao longo de todo o litoral brasileiro. Tais informações inéditas exprimem o expressivo potencial desta espécie como sentinela ambiental de praias arenosas marinhas brasileiras, podendo qualificar as praias segundo a miríade de impactos sofridos por esse ecossistema costeiro, além de fornecer dados que possam subsidiar políticas públicas de monitoramento que assegurem a conservação desses ambientes.

7. Referências Bibliográficas

Abessa, D.M.S.; Sousa, E.C.P.M.; Rachid, B.R.F. & Mastroti, R.R. 2001. Sediment Toxicity in Santos Estuary, SP–Brazil: Preliminary Results. *Ecotoxicology And Environmental Restoration*, *4*(1): 6–9.

Adam, M.L.; Torres, R.A.; Boos, H. & Pinheiro, M.A.A. 2023. Espécies sentinelas: Monitoramento Ambiental com base em biomarcadores de efeito cito–e genotóxico. *Revista CEPSUL–Biodiversidade e Conservação Marinha*, *12*: e2023002.

Adams, S.M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. *American Fisheries Society Symposium*, *8*: 1–8.

Aguirre-Martínez, G.V.; Buratti, S.; Fabbri, E.; Del Valls, T.A. & Martín-Díaz, M.L. 2013. Stability of lysosomal membrane in *Carcinus maenas* acts as a biomarker of exposure to pharmaceuticals. *Environmental monitoring and assessment*, *185*: 3783–3793.

Ahearn, G.A.; Mandal, P.K. & Mandal, A. 2004. Mechanisms of heavy–metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. *Journal of Comparative Physiology B*, *17:* 439–452

Aliko, V.; Hajdaraj, G.; Caci, A. & Faggio, C. 2015. Copper induced lysosomal membrane destabilization in hemolymph cells of Mediterranean green crab (*Carcinus aestuarii*, Nardo, 1847) from the Narta Lagoon (Albania). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, *58*(5): 750–756.

Angeli, J.L.F.; Sartoretto, J.R.; Kim, B.S.M.; Ferreira, P.A.; Mahiques, M.M. & Figueira, R.C.L. 2021. Trace element fluxes during the "Anthropocene" in a large South American industrial and port area (Santos and São Vicente estuarine system, SE, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*(9): 594.

Antó, M.; Arnau, S.; Buti, E.; Cortijo, V.; Gutiérrez, E. & Solé, M. 2009. Characterisation of integrated stress biomarkers in two deep–sea crustaceans, *Aristeus antennatus* and *Nephrops norvegicus*, from the NW fishing grounds of the Mediterranean Sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *72*(5): 1455–1462.

Arslan, Ö.Ç.; Boyacioğlu, M.; Parlak, H.; Katalay, S. & Karaaslan, M.A. 2015. Assessment of micronuclei induction in peripheral blood and gill cells of some fish species from Aliağa Bay Turkey. *Marine pollution bulletin*, *94*(1–2): 48–54.

Banci, K.R.; Mori, G.M.; Oliveira, M.A.; Paganelli, F.L.; Pereira, M.R. & Pinheiro, M.A.A. 2017. Can environmental pollution by metals change genetic diversity? *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) as a study case in Southeastern Brazilian mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, *116*(1–2): 440–447.

Basu, N.; Scheuhammer, A.M.; Bursian, S.J.; Elliott, J.; Rouvinen–Watt, K. & Chan, H.M. 2007. Mink asa sentinel species in environmental health. *Environmental Research*, *103*(1): 130–144.

Berkenbusch, K. & Rowden, A.A. 2003. Ecosystem engineering—moving away from'just-so'stories. *New Zealand Journal of Ecology*, 27(1): 67–73.

Birkeland, C. 1989. The Faustian traits of the crown–of–thorns starfish. *American Scientist*, *77*(2): 154–63.

Bolognesi, C. & Hayashi, M. 2011. Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis*, *26*(1): 205–213.

Bordon, I.C.; Sarkis, J.E.; Gobbato, G.M.; Hortellani, M.A. & Peixoto, C.M. 2011. Metal concentration in sediments from the Santos estuarine system: a recent assessment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, *22*: 1858–1865.

Botelho, M.T.; Campos, M.J.D.A.R.; Trevizani, T.H.; Figueira, R.C.L.; Umbuzeiro, G.A. & Gomes, V. 2022. Genotoxic effects of silver nanoparticles on a tropical marine amphipod via feeding exposure. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, *881*: 503527.

Buratti, S.; Ramos–Gómez, J.; Fabbrini, E. & Delvalls, T.A. 2012. Application of neutral red retention assay to caged clams (*Ruditapes decussatus*) and crabs (*Carcinus maenas*) in the assessment of dredged material. *Ecotoxicology*, *21*: 75–86.

Buruaem, L.M.; Castro, Í.B.; Hortellani, M.A.; Taniguchi, S.; Fillmann, G.; Sasaki, S.T. & Abessa, D.M.S. 2013. Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine Coastal Shelf Science*, *130*: 179–189.

Canedo, A.; Jesus, L.W.O.; Bailão, E.F.L.C. & Rocha, T.L. 2021. Micronucleus test and nuclear abnormality assay in zebrafish (*Danio rerio*): Past, present, and future trends. *Environmental Pollution*, 290: 118019.

Carrasco, K.R.; Tilbury, K.L. & Myers, M.S. 1990. Assessment of the piscine micronucleus test as an *in situ* biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, *47*(11): 2123–2136.

Cetesb – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2023. **Qualidade das águas costeiras do estado de São Paulo** – São Paulo: Relatório Anual de Águas Costeiras de 2022, 95p.

Constantino, W.D.; Ferreira, K.A.; Zalmon, I.R. & Soares-Gomes, A. 2024. Short-term changes in the spatial distribution of the ghost shrimp *Callichirus corruptus* (Decapoda: Axiidea, Callichiridae) from southwestern Atlantic. *Marine Biology.*, *171*(1): 37.

Cortez, F.S.; Souza, L.S.; Guimarães, L.L.; Almeida, J.E.; Pusceddu, F.H.; Maranho, L.A. & Pereira, C.D.S. 2018. Ecotoxicological effects of losartan on the brown mussel *Perna perna* and its occurrence in seawater from Santos Bay (Brazil). *Science of the Total Environment*, *637:* 1363–1371.

Cortez, F.S.; Souza, L.S.; Guimarães, L.L.; Pusceddu, F.H.; Maranho, L.A.; Fontes, M.K. & Pereira, C.D.S. 2019. Marine contamination and cytogenotoxic effects of fluoxetine in the tropical brown mussel *Perna perna*. *Marine pollution bulletin*, *141*: 366–372.

Countryman, P.I. & Heddle, J.A. 1976. The production of micronuclei from chromosome aberrations in irradiated cultures of human lymphocytes. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, *41*(2–3): 321–331.

Duarte, L.F.; Souza, C.A.; Nobre, C.R.; Pereira, C.D.S. & Pinheiro, M.A.A. 2016. Multi–level biological responses in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) as

indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *133*: 176–187.

Duarte, L.F.; Souza, C.A.; Pereira, C.D.S. & Pinheiro, M.A.A. 2017. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *145*: 367–376.

Duarte, L.F.A.; Moreno, J.B.; Catharino, M.G.M.; Moreira, E.G.; Trombini, C.; Nobre, C.R.; Moreno, B.B.; Abessa, D.M.S. & Pereira, C.D.S. 2020. Lead toxicity on a sentinel species subpopulation inhabiting mangroves with different status conservation. *Chemosphere, 251*: 126394.

Durliat, M. & Vranckx, R. 1981. Action of various anticoagulants on hemolymphs of lobsters and spiny lobsters. *The Biological Bulletin*, *160*: 55–68.

Ejike, C.; Ayoola, S. & Akinola, M. 2019. Cytogenotoxicity Effects of Some Selected Heavy Metals on *Oreochromis niloticus* and *Clarias gariepinus*. *African Journal of Fisheries and Aquatic Resources Management*, *4*(1): 51–60.

Falcão, C.B.R.; Pinheiro, M.A.A.; Torres, R.A. & Adam, M.L. 2020. Spatial-temporal genome damaging in the blue crab *Cardisoma guanhumi* as ecological indicators for monitoring tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *156*: 111232.

Fenech, M.; Knasmueller, S.; Bolognesi, C.; Holland, N.; Bonassi, S. & Kirsch-Volders, M. 2020. Micronuclei as biomarkers of DNA damage, aneuploidy, inducers of chromosomal hypermutation and as sources of pro-inflammatory DNA in humans. *Mutation Research*, *786*: 108342.

Fernandez, W.S.; Dias, J.F.; Ribeiro, C.A. & Azevedo, J.D.S. 2011. Liver damages and nuclear abnormalities in erythrocytes of *Atherinella brasiliensis* (Actynopterigii, Atherinopsidade) from two beaches in southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, *59*: 163–169.

Fishelson, L.; Bresler, V.; Manelis, R.; Zuk–Rimon, Z.; Dotan, A.; Hornung, H. & Yawetz, A. 1999. Toxicological aspects associated with the ecology of *Donax trunculus* (Bivalvia, Mollusca) in a pollutedenvironment. *Science of the Total Environment*, *226*(2–3): 121–131.

Fossi, M.C.; Casini, S.; Savelli, C.; Corbelli, C.; Franchi, E.; Mattei, N. & Depledge, M.H. 2000. Biomarker responses at different levels of biological organisation in crabs (*Carcinus aestuarii*) experimentally exposed to benzo (α) pyrene. *Chemosphere*, *40*(8): 861–874.

Goulart, M. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos deImpacto Ambiental. *Revista da FAPAM*, *2*(1): 156–164.

Guimarães, A.T.B.; Estrela, F.N.; Pereira, P.S.; Vieira, J.E.A.; Lima-Rodrigues, A.S.; Silva, F.G. & Malafaia, G. 2021. Toxicity of polystyrene nanoplastics in *Ctenopharyngodon idella* juveniles: a genotoxic, mutagenic and cytotoxic perspective. *Science of The Total Environment,* 752: 141937.

Hernáez, P.; Hereman, M.J.; Pimenta, C.E.; Rio, J.P.; João, M.C. & Pinheiro, M.A.A. 2019. La efectividad de una ley de protección al servicio de la conservación de un recurso marino: El ejemplo del camarón fantasma *Callichirus major* (Decapoda, Callianassidae) de la costa de Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*: *109*: e2019001.

Hernaéz, P.; Miranda, M.S.; Rio, J.P.P & Pinheiro, M.A.A. 2022. A new species of the ghost shrimp genus *Callichirus* Stimpson, 1866 (Decapoda: Axiidea: Callichiridae) from the

southwestern Atlantic, long confounded with *C. major* (Say, 1818), with neotype designation and an illustrated key to the western Atlantic species. *Journal of Natural History*, *56*(9–12): 533–563.

Hoshina, M.M.; Sarkis, J.E.S.; Bonetti, J. & Bonetti, C. 2008. Induction of micronucleus and nuclear alterations in fish (*Oreochromis niloticus*) by a petroleum refinery effluent. *Mutation Research/GeneticToxicology and Environmental Mutagenesis*, *656*(1–2): 44–48.

Ihaka, R. & Gentleman, R. 1996. R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computationaland Graphical Statistics, 5*(3): 299–314.

Jones, C.G.; Lawton, J.H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Nordic Society Oikos,69*(3): 130–147.

Kim, B.S.M.; Angeli, J.L.F.; Ferreira, P.A.L.; Mahiques, M.M. & Figueira, R.C.L. 2019. A multivariate approach and sediment quality index evaluation applied to Baixada Santista, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *143*: 72–80.

Kim, B.S.M.; Salaroli, A.B.; Ferreira, P.A.L.; Sartoretto, J.R.; Mahiques, M.M. & Figueira, R.C.L. 2016. Spatial distribution and enrichment assessment of heavy metals in surface sediments from Baixada Santista, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *103*(1–2): 333–338.

Klerks, P.L.; Felder, D.L.; Strasser, K. & Swarzenski, P.W. 2007. Effects of ghost shrimp on zinc and cadmium in sediments from Tampa Bay, FL. *Marine chemistry*, *104*(1–2): 17–26.

Laitano, M.V. & Fernández-Gimenez, A.V. 2016. Are mussels always the best bioindicators? Comparative study on biochemical responses of three marine invertebrate species to chronic port pollution. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *97*: 50–55.

Lang, T.; Tam, N.F.Y.; Hussain, M.; Ke, X.; Wei, J.; Fu, Y. & Zhou, H. 2023. Dynamics of heavy metals during the development and decomposition of leaves of *Avicennia marina* and *Kandelia obovata* in a subtropical mangrove swamp. *Science of The Total Environment*, *855*: 158700.

Liao, Z.H.; Chuang, H.C.; Huang, H.T.; Wang, P.H.; Chen, B.Y.; Lee, P.T. & Nan, F.H. 2022. Bioaccumulation of arsenic and immunotoxic effect in white shrimp (*Penaeus vannamei*) exposed to trivalent arsenic. *Fish & Shellfish Immunology*, *122*: 376–385.

Lima, A.R.B.; Torres, R.A.; Jacobina, U.P.; Pinheiro, M.A.A. & Adam, M.L. 2019. Genomic damage in *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae) reveals the effects of intense urbanization on estuaries in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *138*: 63–69.

Livingstone, D.R. 1993. Biotechnology and pollution monitoring: Use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *Jornal Chemical Technology and Biotechnology, 57*(3): 195–211.

Lobato, R.O.; Nunes, S.M.; Wasielesky, W.; Fattorini, D.; Regoli, F.; Monserrat, J.M. & Ventura–Lima, J. 2013. The role of lipoic acid in the protection against of metallic pollutant effects in the shrimp *Litopenaeus vannamei* (Crustacea, Decapoda). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, *165*(4): 491–497.

Lomartire, S.; Marques, J.C. & Gonçalves, A.M. 2021. Biomarkers based tools to assess environmental and chemical stressors in aquatic systems. *Ecological Indicators*, 122: 107207.

Lowe, D.M.; Fossato, V.U. & Depledge, M.H. 1995. Contaminant–induced lysosomal membrane damagein blood cells of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon: an in vitro study. *Marine Ecology Progress Series, 129*: 189–196.

Luoma, S.N. & Rainbow, P.S. 2008. **Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management.** New York: Cambridge University Press, Vol. 1: 98–99p.

Medeiros, P.M. & Bícego, M.C. 2004. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. I. Santos, SP—Brazil. *Marine pollution bulletin*, *49* (9–10): 761–769.

Nobre, C.R.; Moreno, B.B.; Alves, A.V.; Lima Rosa, J.; Fontes, M.K.; Campos, B.G. & Pereira, C.D S. 2022. Combined effects of polyethylene spiked with the antimicrobial triclosan on the swamp ghost crab (*Ucides cordatus*; Linnaeus, 1763). *Chemosphere, 304*: 135169.

Nobre, C.R.; Souza Paço, M.; Duarte, L.F.A; Ortega, A.D.S.B.; Moreno, B.B.; Camargo, T.F.T. & Pereira, C.D.S. 2024. Systemic effects of settleable atmospheric particulate matter (SePM) on swamp ghost crab *Ucides cordatus*. *Science of The Total Environment*, *938*: 173295.

Nudi A.H.; Wagener L.R.A.; Francioni E.; Sette C.B.; Sartori A.V. & Scofield L.A. 2010. Biomarkers of PAHs exposure in crabs *Ucides cordatus*: Laboratory assay and field study. *Environmental* Research, *110*(2): 137–145.

Pereira, C.D.S.; Abessa, D.M.; Choueri, R.B.; Almagro-Pastor, V.; Cesar, A.; Maranho, L.A. & Bainy, A.C. 2014. Ecological relevance of sentinels' biomarker responses: a multi-level approach. *Marine Environmental Research*, *96*: 118–126.

Pinheiro, M.A.A.; Duarte, L.F.A.; Toledo, T.R.; Adams, M.A. & Torres, R.A. 2013. Habitat monitoring and genotoxicity in *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae), as tools to manage a mangrove reserve in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*(10): 8273–8285.

Pinheiro, M.A.A. & Toledo, T.R. 2010. Malformation in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae). *Revista CEPSUL – Biodiversidade e Conservação Marinha*, *1*(1): 1–5.

Pinheiro, M.A.A.; Kriegler, N.; Souza, C.A. & Duarte, L.F.A. 2021. Feeding habit and lifestyle influence the baseline micronuclei frequency of crab species in pristine mangroves. *Wetlands*, *41*: 30.

Pinheiro, M.A.A.; Souza, C.A.; Zanotto, F.P.; Torres, R.A. & Pereira, C.D.S. 2017. The crab *Ucides cordatus* (Malacostraca, Decapoda, Brachyura) and other related taxa as environmental sentinels for assessment and monitoring of tropical mangroves from South America. *In*: Larramendi, M.L. (Ed.). **Ecotoxicology and Genotoxicology Non–traditional Aquatic Models**. London: Royal Societyof Chemistry (RSC), Vol. 33: 538p.

Pinheiro, M.A.A.; Souza, F.V.B.; Boos, H. & Duarte, L.F.A. 2022. Cytotoxicity, genotoxicity, and impacton populations of the mangrove sentinel species, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) after an environmental disaster at Cubatão, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, *30*: e2022025.

Pourang, N.; Dennis, J.H. & Ghourchian, H. 2004. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology*, *13*: 519–533.

R Core Team. 2021. **R: A language and environment for statistical computing.** Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rainbow, P.S. 2007. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability, and toxicity. *Environment International*, *33*(4): 576–582.

Ribeiro, V.V.; Nobre, C.R.; Moreno, B.B.; Semensatto, D.; Sanz–Lazaro, C.; Moreira, L.B. & Castro, Í.B. 2023. Oysters and mussels as equivalent sentinels of microplastics and natural particles in coastal environments. *Science of The Total Environment*, *874*: 162468.

Ringwood, A.H.; Hoguet, J.; Keppler, C. & Gielazyn, M. 2004. Linkages between cellular biomarker responses and reproductive success in oysters – *Crassostrea virginica*. *Marine Environmental Research*, *58*(2–5): 151–155.

Rodrigues, P.A.; Ferrari, R.G.; Kato, L.S.; Hauser–Davis, R.A. & Conte–Junior, C.A. 2022. A systematic review on metal dynamics and marine toxicity risk assessment using crustaceans as bioindicators. *Biological Trace Element Research*, 1–23.

Rodrigues S.A. & Shimizu R.M. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818). *Oecologia Australis, 3*(1): 155–170.

Rohr, J.R.; Salice, C.J. & Nisbet, R.M. 2016. The pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization. Critical Reviews in Toxicology, *46*(9): 756–784.

Rosa, L.C.; Freire, K.M.; & Souza, M.J. 2018. Spatial distribution and population dynamics of *Callichirus major* (Crustacea, Callianassidae) in a tropical sandy beach, northeastern Brazil. *Invertebrate Biology*, *137*(4): 308–318.

Scarpato, R.; Migliore, L.; Alfinito–Cognetti, G. & Barale, R. 1990. Induction of Micronucleus in Gill Tissue of *Mytillus galloprovincialis*: Exposed to Polluted Marine Waters. *Marine Pollution Bulletin*, *21*(2): 74–80.

Schwacke, L.H.; Gulland, F.M. & White, S. 2013. Sentinel species in oceans and human health. Environmental toxicology: selected entries from the encyclopedia of sustainability. *In*: Laws, E.A. (Ed.). **Environmental Toxicology: Selected Entries form Encyclipedia of Sustainability Science and Technology**. New York: Spring, Vol. 1: 737p.

Serov, O.L. Genetic and Chromosomal Control of Development. *Russian Journal of Developmental Biology*, *35*: 193–200.

Söderhäll, K. & Smith, V.J. 1983. Separation of the haemocyte populations of *Carcinus maenas* and other marine decapods, and prophenoloxidase distribution. *Developmental & Comparative Immunology*, *7*: 229–239.

Souza, C.A.; Duarte, L.F.A.; Zanotto, F.P.; Ortega, P.; Moreira, R. G. & Pinheiro, M.A.A. 2022. Seasonal effect on biomarker responses in sentinel species: innovation in mangrove conservation status assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*: 425.

Souza, J.R.B.; Machado, E.C.; Borzone, C.A. & Brandini, N. 1995. *Callichirus major* (Say, 1818) contribuisignificativamente para os fluxos bentônicos de praias arenosas? *Resumos do IV Congresso Latinoamericano de Ciencias del Mar*, *4*: 190.

Souza, T. & Fontanetti, C.S. 2006. Micronucleus test and observation of nuclear alterations in erythrocytes of Nile tilapia exposed to waters affected by refinery effluent. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, *605*(1–2): 87–93.

Tavares, T.M. & Carvalho, F.M. 1992. Avaliação de Exposição Humana a Elementos metálicos Pesados no Ambiente:Exemplos do Recôncavo Baiano. *Química nova*, *15*(2): 147–152.

Torres, R.J.; Cesar, A.; Pereira, C.D.; Choueri, R.B.; Abessa, D.M.; Nascimento, M.R. & Mozeto, A.A. 2012. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and mercury in oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from two Brazilian estuarine zones. *International Journal of Oceanography*, *2012*(1): 838320.

Truchet, D.M.; Negro, C.L.; Buzzi, N.S.; Mora, M.C. & Marcovecchio, J.E. 2023. Assessment of metal contamination in an urbanized estuary (Atlantic Ocean) using crabs as biomonitors: A multiple biomarker approach. *Chemosphere*, *312*: 137–317.

Valbonesi, P.; Sartor, G. & Fabbri, E. 2003.Characterization of cholinesterase activity in FCUP 14 Biomonitoring of coastal contamination using a biomarker approach: the use of *Pollicipes pollicipes* as a sentinel species three bivalves inhabiting the North Adriatic Sea and their possible use as sentinel organisms for biosurveil lance programmes. *Science Total Environment*, *312*(1–3): 79–88.

Van der Schalie, W.H.; Gardner, H.S.; Bantle, J.A.; De Rosa, C.T.; Finch, R.A.; Reif, J.S. & Stokes, W.S. 1999. Animals as sentinels of human health hazards of environmental chemicals. *Environmental Health Perspectives*, *107*(4): 309–315.

Wu, J.P.; Chen, H.C. & Huang, D.J 2008. Histopathological and biochemical evidence of hepatopancreatic toxicity caused by cadmium and zinc in the white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Chemosphere*, *73*(7): 1019–1026.

Wu, M.; Lin, Y.P.; Ruiz-Fernandez, A.C. & Sahu, B.K. 2023. Coastal environmental and ecological data analysis. *Frontier of Marine Science*, *9*: e1126086.

Xuereb, B.; Noury, P.; Felten, V.; Garric, J. & Geffard, O. 2007. Cholinesterase activity in *Gammarus pulex* (Crustacea Amphipoda): characterization and effects of chlorpyrifos. *Toxicology*, *236*(3): 178– 189.

Zhong, W.; Zhang, J.; Wang, Z.; Lin, J.; Huang, X.; Liu, W. & Zhang, X. 2022. Holistic impact evaluation of human activities on the coastal fish biodiversity in the Chinese coastal environment. *Environmental Science & Technology*, *56*(10): 6574–6583.

Zhu, Q.H.; Zhou, Z.K.; Tu, D.D.; Zhou, Y.L.; Wang, C.; Liu, Z.P. & Shu, M.A. 2018. Effect of cadmium exposure on hepatopancreas and gills of the estuary mud crab (*Scylla paramamosain*): Histopathological changes and expression characterization of stress response genes. *Aquatic Toxicology*, 195: 1–7.

Considerações Finais

No **Capítulo I** o estudo apontou uma maior concentração metálica no sedimento da Praia de Santos (*STS*: ambiente antropizado), decorrente de um maior teor de *MO%* e menor *TMG*, com o inverso ocorrendo na Praia da Juréia (*JUR*: ambiente preservado). A Praia de Santos está ao fundo de uma baía, onde a matéria orgânica se deposita com maior facilidade, oferecendo mais alimento aos camarões-fantasma, porém existe grande possibilidade deste alimento apresentar contaminação pelas diversas fontes poluentes no local, como resíduos portuários e industriais, descarte de efluentes não tratados e resíduo sólido. Uma elevada concentração desses metais também foi registrada nos tecidos (hepatopâncreas, musculatura e gônadas) dos camarões-fantasma, independente da praia considerada, quanto a três elementos metálicos (*As*, *Cd* e *Cu*) acima dos limites estabelecidos pela Agência Brasileira de Vigilância Sanitária (ANVISA). Porém, os camarões *C. corruptus* de *JUR* apresentaram uma maior bioacumulação de três elementos metálicos (*As*, *Cu* e *Zn*), enquanto em *STS* a espécie bioacumulou apenas dois (*Cu* e *Zn*), seguindo uma hierarquia de acumulação metálica nos tecidos representada por: $H > M > G$. O hepatopâncreas foi o órgão com maior concentração de metais, confirmando-se como o principal responsável pela detoxificação e regulação dos elementos metálicos em crustáceos decápodos. Esse capítulo fornece informações inéditas a respeito da concentração metálica de *Callichirus corruptus*, assim como do estado de conservação de duas praias arenosas com diferentes níveis de antropização, confirmando a Juréia como ambiente preservado, enquanto Santos foi categorizado como com contaminação por alguns metais.

O **Capítulo II** apresentou valores de dois biomarcadores (*MN‰* e *NRRT*), assim como um teste genotóxico complementar sobre as anormalidades nucleares (*AN‰*) para *C. corruptus*, contrastando os resultados de uma praia preservada (*JUR*) aos de uma praia antropizada (*STS*), conforme confirmado nos resultados do capítulo anterior. Os exemplares de Santos, apresentaram reduzidos valores de *NRRT* (≤ 60 min), em comparação aos resultados dos exemplares da Juréia (≥ 100 min), apontando uma maior instabilidade do funcionamento celular para a praia mais impactada e maior saúde global para a praia preservada. Como esperado, este parâmetro de citotoxicidade (*NRRT*) apresentou valores antagônicos aos de genotoxicidade (*MN* e *AN‰*), com as respectivas relações apresentando correlação negativa entre as variáveis. Assim, os indivíduos de *JUR* exibiram uma menor genotoxicidade (*AN‰* e *MN‰*), correspondendo a metade da frequência observada nos exemplares de *STS*. O biomarcador

NRRT, teve correlação negativa com os metais do sedimento nas praias, gerando menores tempo de funcionalidade celular em um ambiente com maiores concentrações desses elementos metálicos (Praia de Santos). Já os parâmetros genotóxicos *MN‰* e *AN‰* estiveram correlacionados positivamente às concentrações de metais nessa matriz abiótica, promovendo mais danos genéticos no ambiente com maior contaminação metálica (*STS*). Dessa forma, o capítulo II estabelece os níveis basais dos ensaios (*MN‰* e *NRRT*), assim como relações entre os morfotipos de *AN‰*, que são informações igualmente inéditas para *C. corruptus* para uma praia preservada (*JUR*) em relação àquela antropizada (*STS*). O estudo estabeleceu a correlação entre os biomarcadores de efeito e alguns dos elementos metálicos em estudo, assim como sua significância, estabelecendo uma evidente relação causa-efeito. Portanto, os camarões-fantasma da espécie *Callichirus corruptus*, possuem um elevado potencial para uso como espécie sentinela da qualidade ambiental de praias arenosas marinhas ao longo da costa brasileira, onde ela se distribui, podendo gerar políticas públicas destinadas à melhor conservação desses ecossistemas brasileiros.