

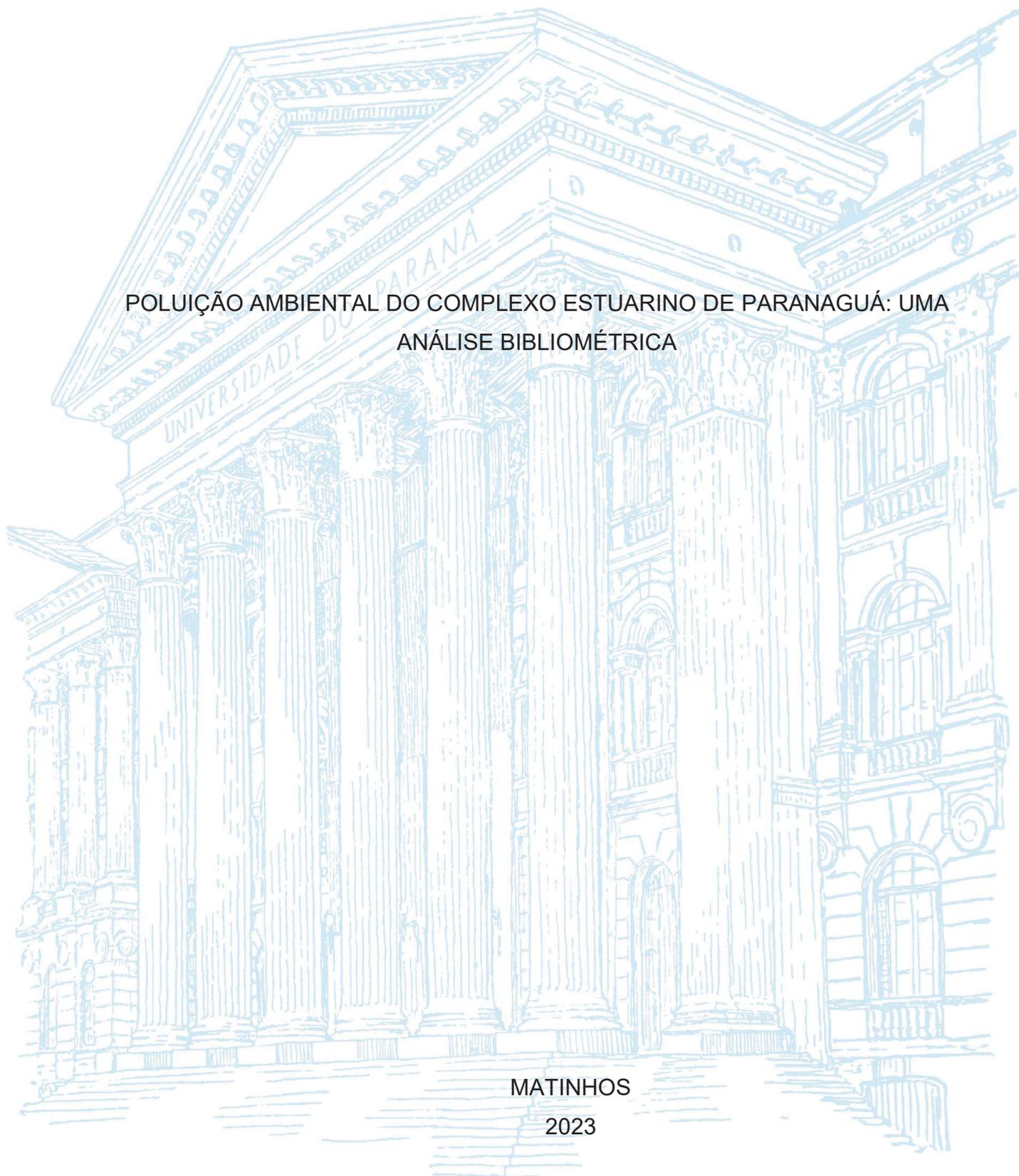
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

SARA PRISCILA TELES

POLUIÇÃO AMBIENTAL DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ: UMA  
ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

MATINHOS

2023



SARA PRISCILA TELES

POLUIÇÃO AMBIENTAL DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ: UMA  
ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável, Setor Litoral, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof Dr Leandro Ângelo Pereira

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Liliani Tiepolo

MATINHOS

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte  
Biblioteca Universidade Federal do Paraná - Setor Litoral

T269p Teles, Sara Priscila  
Poluição ambiental do complexo estuarino de Paranaguá: uma análise  
bibliométrica / Sara Priscila Teles ; orientador Leandro Ângelo Pereira. – 2023.  
84 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná - Setor Litoral,  
Matinhos/PR, 2023.

1. Impacto ambiental - Paranaguá. 2. Estuários - Aspectos ambientais. 3.  
Poluição - Aspectos ambientais. I. Dissertação (Mestrado) – Programa de  
Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável. II. Título.

CDD – 551.46072



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR LITORAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DESENVOLVIMENTO  
TERRITORIAL SUSTENTÁVEL - 40001016081P3

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **SARA PRISCILA TELES** intitulada: **POLUIÇÃO AMBIENTAL DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA**, sob orientação da Profa. Dra. LILIANI MARILIA TIEPOLO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

MATINHOS, 29 de Novembro de 2023.

Assinatura Eletrônica

14/12/2023 10:01:34.0

LILIANI MARILIA TIEPOLO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

11/12/2023 14:24:39.0

ARIANE MARIA BASILIO PIGOSSO

Avaliador Interno

Assinatura Eletrônica

11/12/2023 21:14:05.0

BRUNO MARTINS GURGATZ

Avaliador Externo (SEM VÍNCULO)

---

RUA JAGUARIAÍVA, 512 - MATINHOS - Paraná - Brasil  
CEP 83260-000 - Tel: (41) 3511-8371 - E-mail: ppgdts@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.  
Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 332783

**Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://siga.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 332783**

*Dedico este trabalho a Deus e a minha mãe Lorena Teles  
por nunca ter deixado de acreditar nos meus sonhos.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por ter me guiado e ter me feito forte durante toda a trajetória e as dificuldades que surgiram.

A minha mãe Lorena Teles e minha irmã Maria Vitória Teles por estarem do meu lado me incentivado a estudar, por acreditarem que eu seria capaz de realizar os meus sonhos.

A minha amiga Bárbara Ressetti da Silva por me escutar nos momentos difíceis, por me apoiar e não deixar desistir.

Ao meu orientador Leandro Ângelo Pereira pela oportunidade de desenvolver essa pesquisa.

A minha coorientadora Liliani Tiepolo por me acolher, me escutar e me incentivar durante essa trajetória; pela paciência que tirou minhas infinitas dúvidas.

A banca examinadora por ter aceito o convite de participar da avaliação deste trabalho.

“Quanto mais claramente pudermos concentrar a nossa atenção nas maravilhas e realidades do Universo sobre nós, menos gosto teremos pela destruição”.

(Rachel Carson)

## RESUMO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) está localizado em uma das maiores áreas remanescentes de Mata Atlântica, considerado *hotspot* mundial de biodiversidade. Além disso, o CEP é fonte de bens naturais e é importante parte do modo de vida das comunidades locais, que usufruem da pesca e maricultura entre outros. No CEP está instalado o Porto de Paranaguá, um dos principais terminais marítimos da América do Sul, no qual ocorrem atividades relacionadas à exportação da produção brasileira de grãos. Devido à grande movimentação de cargas, materiais particulados acabam dispersos no ar, no solo e conseqüentemente são escoados para o ambiente marinho, podendo causar contaminação ambiental. Os poluentes químicos são substâncias liberadas no ambiente pelas atividades humanas, podendo afetar a saúde ecossistêmica e humana, causando impactos ambientais e doenças. Os poluentes podem ser classificados conforme a presença de carbono em sua composição. São os poluentes inorgânicos, como os metais e os poluentes orgânicos, como os pesticidas organoclorados (POCs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e hidrocarbonetos alifáticos (HAs). Além disso, são utilizados marcadores químicos a fim de verificar a contaminação de esgoto como o coprostanol, epicoprostanol e Alquilbenzenos lineares (LABs). O objetivo deste trabalho consiste em avaliar o estado da poluição ambiental do CEP, caracterizando as dinâmicas por classe de poluente através de dados de produção científica produzida sobre o CEP no período entre 2010 até 2023. A metodologia utilizada baseou-se em uma revisão bibliométrica que consistiu em buscar os principais poluentes presentes no CEP, através de combinação de termos no Portal de Periódicos da CAPES, abrangendo as plataformas da *Scopus* e *Science Direct*. Os resultados apontaram 85 artigos que foram analisados através da leitura, compreensão e síntese dos resumos, sendo selecionados 39 diretamente relacionados com poluentes ambientais no CEP. Esse estudo demonstrou que a produção acadêmica referente aos contaminantes químicos presentes no CEP foi maior em 2018 (n = 5). A revista mais utilizada como veículo de publicação foi a *Marine Pollution Bulletin* (n = 11) e os contaminantes mais estudados foram os metais (n=11) e os HPAs (n= 9). O compartimento ambiental mais utilizado foi o sedimento. Os resultados da análise demonstraram que o CEP está contaminado por altas concentrações de zinco (Zn), arsênio (As), cromo (Cr), selênio (Se) e chumbo (Pb) e HPAs em peixes e plâncton nas proximidades do Porto de Paranaguá. Os valores elevados de esteróis fecais constataram que também existe contaminação por esgoto. A Baía de Laranjeiras foi a região do CEP que apresentou os menores valores, sendo considerada uma área que sofre pouca influência antrópica. Portanto, essa análise possibilita compreender que o CEP está sofrendo contaminação de diversas fontes e de diversos tipos, e que as conseqüências do lançamento desses poluentes no ambiente estão afetando as espécies locais e a população, sendo necessárias pesquisas aplicadas para o aprofundamento destes impactos.

Palavras-chave: Porto de Paranaguá; Bibliometria; Poluentes químicos.

## ABSTRACT

The Paranaguá Estuarine Complex (CEP) lies within one of the largest remaining areas of the Atlantic Forest, a global biodiversity hotspot. The CEP serves as a source of natural resources and plays a significant role in the local communities' way of life, supporting activities like fishing and mariculture. However, this crucial environment faces potential threats from human activities. One such concern is environmental pollution, particularly from the Port of Paranaguá, a major South American maritime terminal located within the CEP. The high volume of cargo handling raises concerns about the potential dispersion of particulate matter into the air, soil, and eventually the marine environment, leading to environmental contamination. Therefore, this study aimed to assess the state of environmental pollution in the CEP. This bibliometric review analyzed scientific production related to the CEP between 2010 and 2023. Our research searched the CAPES Periodicals Portal, encompassing Scopus and Science Direct platforms, to identify the main pollutants present in the CEP. The analysis of 85 articles revealed 39 directly related to environmental pollutants in the CEP. The study found that academic production on chemical contaminants in the CEP peaked in 2018. *Marine Pollution Bulletin* emerged as the most utilized journal for publication, while metals and PAHs were the most studied contaminants. Notably, sediment was the most commonly analyzed environmental compartment. Furthermore, the study's findings revealed that the CEP is contaminated by high concentrations of metals (Zn, As, Cr, Se, Pb) and PAHs in fish and plankton near the Port of Paranaguá. Additionally, high levels of fecal sterols indicated sewage contamination. Laranjeiras Bay, with minimal human influence, showed the lowest pollutant levels within the CEP. In conclusion, this study underscores the multifaceted environmental pollution affecting the CEP and its potential consequences for local species and communities. The findings highlight the need for applied research to gain a deeper understanding of these impacts and develop strategies for mitigating environmental threats and ensuring the sustainability of this vital ecosystem.

Keywords: Port of Paranaguá; Bibliometrics; Chemical pollutants.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).....	36
FIGURA 2 – Esquema das Etapas da Bibliometria e Descritivo de cada etapa.....	38
FIGURA 3 – Exemplo de Pesquisa Bibliométrica realizada.....	39
FIGURA 4 – Diagrama das etapas de Seleção dos Artigos.....	40
FIGURA 5 – Número de Publicações por ano.....	43
FIGURA 6 – Número de Publicações por Periódicos .....	44
FIGURA 7 – Contaminantes Estudados dos artigos encontrados .....	48
FIGURA 8 – Palavras Chaves dos Artigos analisados .....	49
FIGURA 9 – Principais Pesquisadores que investigaram a poluição ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá.....	55

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Ano, revista científica e categoria de tipo de produção científica sobre a poluição ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá (2010-2023).....	43
TABELA 2 – Produção científica sobre poluição do Complexo Estuarino de Paranaguá quanto a revista, editor, país de origem, fator de impacto e qualificação segundo a CAPES.....	45
TABELA 3 – Artigos mais relevantes sobre poluição ambiental do CEP entre 2010-2023.....	51
TABELA 4 – Autores que obtiveram maior número de publicações .....	53
TABELA 5 – Síntese das principais contribuições científicas por classe de poluentes na CEP.....	56
TABELA 6 – Dados dos artigos analisados sobre HPAs .....	60

## LISTA DE SIGLAS

APPA - Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina

Al – Alumínio

As – Arsênio

Ba - Bário

BAF - Fator de Bioacumulação

BTs- Butilestano

Ca - Cálcio

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

Cd- Cádmio

CEP - Complexo Estuarino de Paranaguá

Cl - Cloro

Cr – Cromo

Cu - Cobre

DBPs - subprodutos de desinfecção

DDT – Diclorodifeniltricloroetano

Fe- Ferro

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ISI - Institute for Scientific Information

JCR - Journal Citation Report

HAs – Hidrocarbonetos Alifáticos

HCB - Hexaclorobenzeno

HCH – Hexaclorociclohexano

Hg- Mercúrio

HPAs - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

K - Potássio

LABs - Alquilbenzenos Lineares

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação

Mn - Manganês

MO- Matéria Orgânica Biogênica

MPs – Microplásticos

Ni - Níquel

NiCl<sub>2</sub> - Cloreto de Níquel

NiO - Óxido de Níquel

NiOH - Hidróxido de Níquel

NiSO<sub>4</sub> - Sulfato de Níquel

P - Fósforo

Pb - Chumbo

PCBs - Bifenilas Policloradas

POCs - Pesticidas Organoclorados

POPs - Poluentes Orgânicos Persistentes

Se - Selênio

SEP- Sistema Estuarino de Paranaguá

SPM – Material Particulado em Suspensão

TBT - Tributilestanho

THQ - Quociente de Perigo para um Determinado Contaminante

UCM- Misturas Complexas Não Resolvidas

USEPA - United States Environmental Protection Agency

Zn - Zinco

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\Sigma$  16HPA – somatório soma 16 HPAs prioritários

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>20</b>
2.1	SUSTENTABILIDADE E TERRITÓRIO	20
2.2	PRINCIPAIS POLUENTES AMBIENTAIS	22
2.2.1	Poluentes Orgânicos	24
2.2.1.1	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)	24
2.2.1.2	Pesticidas Organoclorados (POCs)	25
2.2.1.1	Marcadores de Esgoto	26
2.2.2	Poluentes Inorgânicos	27
2.2.2.1	Níquel (Ni)	29
2.2.2.2	Zinco (Zn)	29
2.2.2.3	Cádmio (Cd)	30
2.2.2.4	Chumbo (Pb)	30
2.2.2.5	Cobre (Cu)	31
2.2.2.6	Cromo (Cr)	32
2.2.3	Microplásticos (MPs)	33
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>35</b>
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	35
3.2	BIBLIOMETRIA	37
3.3	ORGANIZAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS	40
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>42</b>
4.1	PRODUÇÃO POR ANO	43
4.2	PERIÓDICOS	44
4.3	PRINCIPAIS CONTAMINANTES	47
4.4	PALAVRAS CHAVES	48
4.5	RELEVÂNCIA DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO SOBRE POLUIÇÃO DO CEP	49
4.6	PRINCIPAIS AUTORES	52
4.7	POLUIÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ	55
4.7.1	Metais e Metalóides	57
4.7.2	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)	60

4.7.3	Marcadores Orgânicos de Esgoto .....	63
4.7.4	Alquilbenzenos Lineares (LABs).....	65
4.7.5	Pesticidas Organoclorados (POCs) e Bifenilas Policloradas (PCBs) .....	65
4.7.6	Hidrocarbonetos Alifáticos (HAs) .....	67
4.7.7	Plásticos e Microplásticos.....	68
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>70</b>
	REFERÊNCIAS .....	72

## 1 INTRODUÇÃO

O litoral paranaense é um *hotspot* mundial de biodiversidade e abriga uma das maiores áreas remanescentes do bioma Mata Atlântica da atualidade. A vegetação presente na região consiste em Floresta Ombrófila Densa e suas formações florestais associadas, manguezais e restingas, que sofrem influência diretamente das massas de ar quente e úmidas vindas do oceano (RODERJAN et al., 2002). O litoral do Paraná possui uma área de 6.057 km<sup>2</sup> distribuída em sete municípios: Paranaguá, Antonina, Pontal do Paraná, Matinhos, Morretes, Guaratuba e Guaraqueçaba. Segundo o IBGE (2022), estima-se que a população do litoral paranaense esteja em torno de 301.405 mil habitantes. Sendo que nos períodos de veraneio a população de algumas cidades pode chegar a mais de 1 milhão de pessoas, devido à intensa atividade turística.

Essa região de características tão específicas e de grande diversidade biológica é palco de diversos conflitos desde o Brasil-Colônia. Nas últimas décadas as comunidades locais estão perdendo espaço para implementação de empreendimentos, que vêm colocando essa população em situação de vulnerabilidade econômica e social (TIEPOLO, 2015; ONOFRE e QUADROS, 2020; ONOFRE et al. 2020; GÓES et al., 2021). Segundo Zhouri e Laschefski (2010), não pode ser negligenciado o papel do próprio poder público em competir em si para atrair capital externo, atuando como facilitador do acesso a essas atividades econômicas, justificando por meio do discurso do desenvolvimento econômico. No litoral paranaense, a população é pressionada a aceitar os grandes empreendimentos como único meio de se manter, numa política de abandono que ocorre intencionalmente com objetivo de facilitar o acesso dessas atividades (TIEPOLO; DENARDIN, 2017).

Nesse contexto, está o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), formado por dois corpos d'água: a Baía de Paranaguá e Antonina (Eixo Leste-Oeste), e Baía de Laranjeiras e Pinheiros (Eixo Norte-Sul) (LANA et al., 2001). De acordo com Brandini (2000), sua junção com o oceano é através do Canal da Galheta que está localizado ao sul da Ilha do Mel, o Canal Barra Norte localizado entre a Ilha das Peças e Ilha do Mel e ao norte o Canal do Superagui está entre a Ilha das Peças e a do Superagui. De acordo com Unesco (1999), o Complexo Estuarino de Paranaguá é considerado o terceiro maior do mundo em relação à produção primária de carbono e está em

uma área de Floresta Atlântica considerada um importante *hotspot* de biodiversidade, com elevado grau de endemismo e de ameaças humanas aos serviços e funcionalidades ecossistêmicas. Além disso, o complexo estuarino é uma importante fonte de recursos naturais e de subsistência para as comunidades humanas locais, que dependem da pesca e da maricultura para sua sobrevivência. O ecossistema também é importante para a navegação e para o comércio, uma vez que o porto de Paranaguá é um dos principais terminais marítimos do país (CAMPOS-NETO et al., 2009, ONOFRE et al., 2018).

No Complexo Estuarino de Paranaguá está localizada a cidade de Paranaguá, que por causa das características do seu atracadouro no rio Itiberê em 1648, transformou-se em rota de entrada de imigrantes e de mercadorias. A partir de 1872 com o ciclo da erva mate que cresce a movimentações de cargas e a necessidade de ampliação, demandando a construção de um novo porto com maior profundidade de calado. Neste período o porto era administrado por uma empresa particular, no ano de 1927 passou a ser administrado pelo poder público.

O Porto de Paranaguá foi inaugurado oficialmente em 1935 e em 1947 foi criado órgão estadual chamado de Administração do Porto de Paranaguá sendo seu nome alterado em 1971 para Administração de Portos de Paranaguá e Antonina (APPA). De acordo com Machado (2012), a partir de 1950 o Porto atraiu muitos trabalhadores para a Paranaguá em busca de oportunidades de empregos. Porém, a cidade não tinha infraestrutura adequada para novas ocupações e com isso o crescimento populacional gerou desigualdades sociais e espaciais na região.

Com o objetivo de aumentar o fluxo de cargas, em 1968 foi inaugurada a rodovia BR-277 (trecho Curitiba-Paranaguá). No final da década de 1960 iniciou-se a crise do café com seu preço caindo no mercado internacional, até aquele momento o porto era considerado como local de beneficiamento deste produto, porém como solução para atenuar os efeitos da crise, substitui o café pela soja e o trigo (MACHADO, 2012). Atualmente o porto movimenta principalmente cargas de fertilizantes, soja em grãos, farelo de soja, milho entre outros. De acordo com a APPA (2018), até 2025 o Porto de Paranaguá pretende desembarcar 7.871.506 toneladas de fertilizantes e adubos, sendo essa uma das suas principais cargas de importação.

O Porto de Paranaguá é considerado o maior porto do sul do Brasil e o líder latino-americano no transporte de granéis (LIMA et al., 2018). Além dos impactos

provenientes diretamente do transporte, a atividade portuária trouxe consigo o desenvolvimento de uma zona industrial de processamento de fertilizantes e de um pólo petroquímico (ANGELI et al., 2020; BEUREN et al., 2018; de LIMA et al., 2018). A especulação pela exploração das reservas de óleo do pré-sal e a pressão para aumento da capacidade de exportação do agronegócio brasileiro criaram um contexto onde pelo menos 18 projetos de infraestrutura portuária já estão com permissões ambientais para implementação no CEP (GÓES et al., 2021).

A grande movimentação de cargas no Porto de Paranaguá gera uma parcela de perda de material particulado a partir de diversas fontes como a ressuspensão do solo, emissão por queima de combustíveis fósseis, ou até mesmo provenientes de granéis sólidos. Esses materiais acabam dispersos no ar e no solo e conseqüentemente são escoados para o ambiente marinho (GURGATZ, 2018).

Além disso, a APPA realiza periodicamente o Monitoramento da Qualidade da Água da Baía de Paranaguá, analisando inclusive os níveis de elementos traço presentes. Os elementos traço apesar de serem introduzidos antropicamente em ambientes marinhos em pequenas quantidades, podem se bioacumular em organismos aquáticos e conseqüentemente chegar ao ser humano, causando problemas neurológicos, endócrinos e câncer. Para Teixeira (2016), o nível de toxicidade de alguns desses contaminantes podem afetar as populações ribeirinhas e tradicionais, que têm como seu principal meio de subsistência as atividades pesqueiras.

De acordo com o exposto, nota-se a necessidade de compreender as produções científicas sobre a poluição química no CEP, no sentido de compreender o panorama de contaminação do estuário, superando o modelo fragmentado da ciência contemporânea e compreendendo a química ambiental como uma ferramenta de gestão ambiental territorial com potencial de fomentar o conhecimento relativo ao risco ambiental na região.

A partir desse contexto, esse trabalho tem como objetivo avaliar o estado do conhecimento científico sobre a poluição química do Complexo Estuarino de Paranaguá, caracterizando as dinâmicas por classe de poluente através da produção científica recente (2010-2023), determinando as contribuições que analisaram água, sedimentos, organismos vivos e o ar; caracterizando os principais poluentes presentes no CEP e os impactos gerados no meio, diagnosticando os

avanços científicos apresentados e sumarizando os resultados encontrados em categorias de poluentes para compreender as dinâmicas da poluição química no CEP e orientar futuras análises aplicadas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 SUSTENTABILIDADE E O TERRITÓRIO

O Porto de Paranaguá foi instalado no município de Paranaguá buscando suprir uma necessidade de transporte de cargas nacionais e a “promessa” de um desenvolvimento econômico para a região. Porém, a sua relação com o local fez com que o desenvolvimento trouxesse também diversos problemas socioambientais. Com a instalação do Porto, entre 1950 a 1960 houve um aumento da expansão urbana no município de Paranaguá. A ideia de que o porto oportuniza emprego, fez com que muitas pessoas migrassem para a região (MIQUILINI; LINS, 2019).

Mesmo Paranaguá sendo dependente na geração de empregos da atividade portuária, notável que ainda existe uma separação entre a cidade e o Porto, Abrahão (2011), afirma que o município não conseguiu integrar o setor de serviços portuários com a cidade, assim os benefícios dos fluxos das atividades que garantem uma parcela maior de renda não chegam para população local. Outro fator importante é a falta de políticas públicas que obriguem os portos a destinarem parte do valor arrecadado para melhorar a qualidade de vida da população.

Além disso, as comunidades tradicionais que estão no entorno do Porto também são “vítimas” dos impactos das atividades portuárias, principalmente por afetar seu modo de subsistência à pesca. Essa região portuária é habitada principalmente por populações tradicionais que de acordo com Adams (2000) esses acumulam um profundo entendimento sobre o ambiente marinho que sobrevivem através do uso sustentável dos recursos naturais.

No aspecto ambiental, durante o transporte e manuseio de cargas portuárias, parte das partículas constituídas também acabam se dispersando no ar e no solo consequentemente escoam até os corpos d’água. Os metais pesados quando lançados em um corpo hídrico podem influenciar tanto no efeito do ambiente sobre o metal, assim as condições que se encontram a água receptora podem alterar o comportamento e a toxicidade dos metais; como também no efeito do metal sobre o meio podendo causar efeitos deletérios na biota aquática (SOUSA, 2009).

Outro aspecto importante é que as atividades portuárias modificaram a dinâmica hídrica da Bacia Hidrográfica de Paranaguá (TEIXEIRA, 2016), alterando os rios da região, aumentando as ocupações irregulares em áreas de mangue e

afetando as espécies que habitam esse ambiente para reprodução e a ciclagem de matéria orgânica. Essas atividades antrópicas geram conflitos ambientais espaciais e territoriais que, para Zhourí; Laschefski (2010):

Os conflitos ambientais espaciais abrangem aqueles causados por efeitos ou impactos ambientais que ultrapassam os limites entre os territórios de diversos agentes ou grupos sociais, tais como emissões gasosas, poluição da água etc [...] os conflitos territoriais ambientais surgem quando o sistema de apropriação do espaço, com suas consequências sociais e ambientais, choca-se com territórios ocupados por grupos [...] (ZHOURI; LASCHEFSKI, 2010, p.21-25).

Diante desse cenário, o caminho para diminuir os conflitos gerados pelas atividades portuárias seria a sustentabilidade territorial, essa deve considerar o ambiente como um todo, respeitando tanto os aspectos sociais como também os ambientais. Porém, o modelo de desenvolvimento vigente que internaliza o lucro e externaliza os impactos gera diversos conflitos entre a sociedade e o empreendimento. Como consequência desse modelo ocorre a deterioração do ambiente natural, afetando a comunidade como um todo. Para Leff (2002) os problemas ambientais são resultados do processo histórico de produção capitalista, onde os padrões alimentados por esse sistema que visa o lucro acima de tudo, aumentam as desigualdades.

Essa lógica produtivista causa consequências econômicas, sociais e ecológicas. Sendo que os problemas ambientais colocam em risco a própria existência da humanidade e uma mudança somente ocorrerá se essa for através de um processo político-ideológico que confronte o atual modelo de desenvolvimento. Sachs (2002) afirma que há necessidade emergencial de começar um novo processo de conscientização limitando o capital da natureza e dos riscos gerados pela destruição do meio ambiente.

Diante disso, Leff (2002) enfatiza que a sustentabilidade ecológica é o caminho para alcançar um desenvolvimento sustentável, pois reconhece os problemas causados pelo modo de produção. Para Gadotti (2005), associar sustentabilidade ao desenvolvimento é totalmente contraditório, pois essa vai além das questões ambientais e os impactos gerados pelas atividades humanas, amplia-se o equilíbrio do ser humano com o planeta e está atrelado ao comportamento do indivíduo com si próprio e com seu entorno.

Uma das estratégias mais adequadas para ter a conservação da biodiversidade em equilíbrio com os aspectos sociais é o ecodesenvolvimento. Para

Sachs (2009), o ecodesenvolvimento deve criar e desenvolver alternativas sustentáveis, envolver a comunidade do entorno principalmente nos planos de conservação e na gestão do local e sensibilizar a comunidade sobre a importância da área, sendo necessário um planejamento local e participativo. Segundo Vieira (2013):

A dinâmica de planejamento estratégico é caracterizada como um “jogo de harmonização” inventivo, baseado no pensamento sistêmico-complexo e norteado por um conjunto interdependente de postulados éticos: satisfação de necessidades básicas, equidade, self-reliance, subsidiariedade, economia plural e prudência ecológica” (VIEIRA, 2013, p.126,).

O planejamento estratégico necessita assumir o risco ambiental não seguindo um padrão pré-estabelecido, mas sendo notado o quanto esse pode trazer prejuízos a comunidade, compreender que as consequências nem sempre causam danos negativos no sentido da utilização desse termo. Para Beck (2010) às questões ecológicas seguem atrasadas, pois estas buscam preencher lacunas e agem muitas vezes às pressas tentando conter um impacto gerado ao meio sem compreender o todo, as ações protetivas não devem ser resultado da geração de um impacto, mas deve surgir da análise da situação de diversas perspectivas. Nessa ótica os riscos ambientais gerados pelos poluentes químicos no CEP devem ser conhecidos através da compreensão da dinâmica desses poluentes, para que não sejam tomadas decisões emergencialmente, mas sim planejadas e que respeitem o meio num todo.

## 2.2 PRINCIPAIS POLUENTES AMBIENTAIS

Apesar da poluição ambiental estar presente desde a antiguidade, foi na Revolução Industrial ocorrida no século XVIII, com a consolidação do sistema capitalista consequentemente aumento das atividades industriais e crescimento populacional que a poluição atinge um aumento significativo de impactos no meio ambiente.

De acordo com Braga et al. (2021) a poluição é uma alteração indesejável nas características físicas, químicas ou biológicas do meio que podem comprometer à saúde, à sobrevivência ou as atividades dos seres humanos ou de outras espécies. Sendo causada pelo lançamento de partículas, que em determinadas concentrações

podem gerar impactos negativos no meio. Essas partículas são de origem de diversas atividades industriais, transporte de combustíveis, atividades portuárias, locais de disposição de resíduos sólidos, esgoto urbano e industrial, madeiras, transporte e armazenamento de combustível, uso e transporte de fertilizantes, refinarias de petróleo, mineradoras entre outras (MATOS; 2020).

Os problemas gerados pela poluição afetam o planeta como um todo, a poluição do ar causa a destruição da camada de ozônio e conseqüentemente aumenta a concentrações de gases de efeito estufa, absorvendo maior quantidade e de radiação solar e retendo mais calor, causando o aquecimento global, que gera alterações no regime de chuvas, aumento na frequência de catástrofe e aumento da incidência de doenças (SANTOS, 2007).

A poluição da água é uma questão ambiental global de extrema preocupação, impactando tanto os ecossistemas como a saúde humana. De acordo com Silva et al. (2019), a poluição da água abrange a contaminação de corpos d'água naturais, como rios e lagos, com diversos poluentes, incluindo efluentes industriais, escoamento agrícola e esgoto doméstico, levando a efeitos prejudiciais à biodiversidade aquática e à qualidade da água.

A poluição causado pelos contaminantes emergentes incluem uma ampla gama de compostos naturais e químicos, como produtos farmacêuticos, produtos de cuidados pessoais, produtos químicos desreguladores endócrinos, subprodutos de desinfecção (DBPs) e outros produtos químicos industriais entre outros (HU et al., 2023). Esses compostos são lançados no esgoto e acabam chegando em águas superficiais e subterrâneas. De acordo com Jean et al., (2012), apesar da concentração desses contaminantes emergentes serem baixas (normalmente ng/L ou ng/g), eles podem causar altos riscos ao meio ambiente e à saúde humana devido à sua bioacumulação.

A poluição também pode ser causada pela dispersão de partículas de metais no meio. De acordo com Souza, Morassuti e Deus (2019), os metais pesados podem ser liberados através de processos naturais como o intemperismo de rochas ou principalmente pelas atividades antrópicas, podendo chegar no solo, água e atmosfera, de modo com que, as partículas podem ser absorvidas pela fauna e flora, causando intoxicação em todos os níveis da cadeia alimentar, devido sua toxicidade.

Sendo necessário compreender características físicas químicas, microbiológicas; o meio de transporte ou de dispersão no meio (água, ar ou solo), e o receptor do poluente (ecossistemas, organismos individuais e estruturas) dos poluentes (VIANNA,2015).

### 2.2.1 Poluentes Orgânicos

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) compõem um grupo amplo de substâncias orgânicas, que são tóxicas, persistentes, bioacumulativas e capazes de se transportar a longa distância (LOHMANN et al.,2007). Esses compostos também podem ser caracterizados como antropogênicos, mutagênicos, carcinogênicos, sendo os principais: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), pesticidas organoclorados (POCs) e as bifenilas policloradas (PCBs) (PINTO et al., 2022). Além disso, existem também os marcadores de esgoto, que podem traçar a contaminação por esta fonte em determinada amostra ambiental.

#### 2.2.1.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são compostos químicos que possuem baixa solubilidade em água, baixa volatilidade e grande afinidade lipofílica. Esses compostos são produtos primários da combustão incompleta de matéria orgânica em diferentes temperaturas (CELINO; QUEIROZ, 2006), sendo caracterizados por possuírem 2 ou mais anéis aromáticos condensados (PEREIRA-NETTO et al. 2000). Sua origem pode ser de fontes antropogênicas como lançamento de atividades industriais, efluentes, derramamento de óleo e queima de combustíveis fósseis ou por fontes naturais como erupções vulcânicas e queima de florestas.

Esses compostos e seus derivados são amplamente dispersos e são encontrados em sistemas aquáticos e terrestres. De acordo Manoli e Samara (1999), a deposição atmosférica de partículas de PAHs é uma das principais entradas desses compostos em água superficiais. Quando entram em contato com ambiente aquático esses compostos passam por processos de intemperismo (dispersão, evaporação, dissolução, adsorção, degradação microbiana e oxidação fotoquímica) exceto em caso de grandes derramamentos de óleo que geram altas concentrações

(LOURENÇO, 2018) e também chegam até os sedimentos onde podem ser adsorvidos sobre as partículas ou dissolvidos nas águas intersticiais (MENICONI, 2007).

Devido às suas características físico-químicas e a grande distribuição ambiental, os HPAs podem colocar em risco a saúde humana significativamente. Como possuem caráter lipofílico esses podem ser absorvidos pela via cutânea, via aérea ou através da via oral, sendo rapidamente distribuídos no organismo (PEREIRA-NETTO et al., 2000). Nos organismos humanos um dos principais efeitos causados pela exposição de HPAs é o câncer sendo que também pode estar atrelado a outras doenças como dermatite e bronquite (LOCKWOOD, 2019).

#### 2.2.1.2 Pesticidas Organoclorados (POCs)

Os pesticidas organoclorados (POCs) são compostos químicos lipofílicos de baixa solubilidade em água e que apresentam estabilidade relacionada à decomposição e degradação no meio aquático e terrestre (BAIRD; CANN, 2011). De acordo com Alves et al. (2010) os POCs apresentam uma meia vida longa em solos, sedimentos, ar e biota, sendo bioacumulados na cadeia alimentar. Circunvis (2010) salienta que essa persistência no ambiente pode ser definida pelo tempo que o composto demora perder sua atividade e se decompor em estruturas mais simples.

Os principais pesticidas organoclorados incluem o HCH (hexaclorociclohexano), DDT (diclorodifeniltricloroetano) e HCB (hexaclorobenzeno) que foram amplamente utilizados na agricultura e na saúde pública nas décadas de 1940 a 1970. O HCH, também conhecido como hexaclorociclohexano, é um inseticida usado no controle de insetos em lavouras e na saúde pública. O DDT, ou diclorodifeniltricloroetano, é um pesticida organoclorado que foi utilizado para combater a malária e outras doenças transmitidas por insetos, além de ser utilizado no controle de pragas em lavouras. O HCB, ou hexaclorobenzeno, é um fungicida utilizado no controle de doenças em plantações e na fabricação de produtos químicos industriais (MESQUITA, 2001).

Os POCs sofreram nas últimas décadas restrições de sua utilização, pois esses se encontram presentes em praticamente todo ambiente desde plantas até em tecidos animais, de modo que os seres humanos estão expostos há eles sejam pelo ar, água ou alimentação (NUNES; TAJARA, 1998). Nos seres humanos

os POCs afetam diretamente o sistema nervoso central e o no sistema de defesa do organismo, gerando graves lesões hepáticas e renais, o DDT, por exemplo, está atrelado ao aumento de testosterona e conseqüentemente gerando uma puberdade precoce (FLORES, 2000).

### 2.2.2 Marcadores de Esgoto

Os marcadores geoquímicos são compostos orgânicos que possuem especificidade em relação a uma fonte e elevada estabilidade química; portanto, não sofrem alterações em uma determinada escala de tempo, ou seja, mantém as características estruturais que permitem reconhecer sua origem (TAKADA; EGANHOUSE, 1998). Esses compostos possuem propriedades químicas que possibilitam um longo período de permanência no meio ambiente. Segundo Wisnieski; Ceschim; Martins (2016), alguns dos principais marcadores químicos empregados em estudos geoquímicos são os esteróis, *n*-alcanos, ácidos graxos, *n*-alcanóis e alquenonas.

Os esteróis são caracterizados pela presença do grupo hidroxila ligado no átomo de carbono da posição 3, podendo apresentar propriedades químicas parecidas com a dos álcoois (MARTINS, 2001). São estruturalmente estáveis e, portanto, são marcadores de mudanças ambientais no tempo geológico. Também possuem especificidades estruturais, como posições de insaturações e padrões de alquilação de cadeia lateral, que são restritos a alguns grupos de organismos (VOLKMAN, 1986). De acordo com Lourenço (2003), devido à sua baixa solubilidade em água, esses compostos tendem a associar-se ao material particulado e podem se concentrar nos resíduos sólidos presentes no esgoto.

Segundo Venkatesan; Kaplan (1990) e Martins et al. (2008), os esteróis dinosterol, colesterol, colestanol, campesterol, sitosterol e sitostanol são comuns em amostras ambientais não contaminadas por esgoto. Com exceção do dinosterol, os demais e também coprostanol e epicoprostanol, estão presentes em amostras ambientais sujeitas ao aporte de esgoto.

Para Bartlett (1987), o coprostanol é um esterol fecal presente nas fezes dos mamíferos superiores, considerado um indicador específico de poluição fecal. Como apresenta uma notável resistência à degradação anaeróbica, está presente no lodo

digerido ao final do processo de tratamento de esgoto (NGUYEN; BRUCHET; ARPINO, 1995). Sua utilização, como indicador, tem como vantagem a resistência à alteração microbiana e sua longa permanência no ambiente na forma intacta, sendo maior que das bactérias patogênicas, o que permite avaliar a contaminação por esgoto em uma escala de tempo mais longa (SHERWIN et al., 1993).

Para McCalley; Cooke; Nickless (1981), o epicoprostanol difere do coprostanol apenas na orientação espacial do grupo hidroxila ligado ao átomo de carbono da posição 3. Apesar de já ter sido encontrado em altas porcentagens em alguns mamíferos marinhos, como baleias, o epicoprostanol não está presente de forma significativa nas fezes humanas (SHERWIN et al., 1993). Segundo estes mesmos autores, o epicoprostanol pode surgir no processo de digestão do lodo e a presença de traços de epicoprostanol somente pode ser associada a contaminação fecal quando o coprostanol estiver presente.

### 2.2.3 Poluentes Inorgânicos

Poluentes inorgânicos são substâncias químicas que não contêm carbono em sua composição e são liberados no meio ambiente por atividades humanas, como a indústria, mineração, agricultura e queima de combustíveis fósseis. Esses poluentes podem afetar negativamente a saúde humana e do meio ambiente, causando doenças como câncer, problemas neurológicos, danos ao fígado e rins, entre outros. A presença de poluentes inorgânicos também pode alterar o equilíbrio ecológico, afetando a sobrevivência de espécies animais e vegetais e diminuindo a qualidade do solo e da água. Por isso, a regulamentação e controle de emissões de poluentes inorgânicos são importantes para garantir a saúde humana e a proteção do meio ambiente.

Os elementos traços têm origem natural sendo sua principal fonte de minerais detríticos ou origem antrópica através de atividades industriais e uso de fertilizantes, uma vez descarregados em águas superficiais, são transportados associados ao material em suspensão ou eventualmente sob a forma de colóides (SALOMONS; FORSTNER, 1984).

Nos estuários os elementos traços podem ser utilizados como uma ferramenta para ajudar a rastrear a entrada desses elementos nos oceanos, porém,

esse ecossistema apresenta grande complexidade devido a suas características hidrodinâmicas. De acordo com Salomons Forster (1984), quando a água do rio se mistura com a do mar ocorre diversos processos físico-químicos alterando a distribuição desses elementos sobre água e o sedimento, influenciando na composição dos sedimentos depositados.

O conhecimento das proporções de mistura fluvial e marinho no material suspenso e sedimentos são fundamentais para compreender a dinâmica dos elementos traços nesse meio. De modo que alguns fatores alteram o comportamento desses elementos como as propriedades físico-químicas do meio que podem ser influenciadas pelas correntes de água, força iônica e atividade da biota; o tipo de concentração dos componentes da coluna d'água e as características dos sorventes sólidos (OBA; CAMARGO; BATISTUZZO, 2021).

Os elementos traços e podem se associar a outros elementos, sendo liberados na coluna d'água ficando biodisponíveis e conseqüentemente se bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica e causar alterações nos organismos aquáticos (MILANI; NIENCHESKI; MILANI, 2005). Esses elementos apresentam como características a capacidade de formar complexos compostos orgânicos que acabam sendo fixados nos tecidos e excretados lentamente (WALDICHUK, 1974).

Os estudos realizados em peixes demonstram que espécies expostas há uma concentração de elementos traços maiores que o permitido apresentou alterações morfológicas e histológicas (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2021; BOLDRINI; PEREIRA, 1987). De maneira que fica evidente que a contaminação por elementos traços afeta diretamente espécies do ecossistema trazendo prejuízo que comprometem a sobrevivência da fauna e flora.

A contaminação por elementos traços também pode afetar a saúde humana, Paula (2006), afirma que os metais pesados podem causar no organismo humano doenças respiratórias, renais, câncer e doenças relacionadas ao sistema nervoso e circulatório. Os ecossistemas estuarinos apresentam grande interação humana, parte da população do seu entorno têm como seu modo de sobrevivência a pesca estando expostas diretamente a esses contaminantes.

### 2.2.2.1 Níquel (Ni)

O níquel é um elemento químico com número atômico 28, em sua forma metálica é branco, prateado, maleável, possuindo boa resistência mecânica à corrosão e à oxidação. O níquel está localizado no grupo VIII da Tabela Periódica, possui ponto de fusão de 1455 °C e de ebulição de 2837 °C. Têm como característica ser insolúvel em água e solúvel em ácido sulfúrico e em ácido nítrico diluído. Os principais compostos do níquel são: o óxido de níquel (NiO), sulfato de níquel (NiSO<sub>4</sub>), hidróxido de níquel (NiOH) o cloreto de níquel (NiCl<sub>2</sub>) (GONZALEZ, 2016).

A principal fonte de níquel é de minerais como lateríticos e sulfetados, sendo este utilizado na fabricação de aço inoxidável, superligas, fabricação de moedas, baterias entre outras. Roveda et al. (2014), ressalta que umas das principais fontes de alteração do níquel é no solo, sendo oriundo principalmente de lodo de esgoto que pode trazer benefícios como também tornar-se um contaminante.

Porém, apesar de o níquel ser um elemento essencial em determinadas concentrações pode ser causar diversos problema de saúde pública, como é o caso do cloreto de níquel (NiCl<sub>2</sub>) e sulfato de níquel II (NiSO<sub>4</sub>) que são sais solúveis em água e podem causar em seres humanos o câncer de pulmão (BATISTA, 2012). Já no meio aquático, a sua toxicidade está relacionada a fatores do meio como pH e oxigênio dissolvido. Nabinger (2017), alerta que em concentrações maiores que o permitido pela legislação ambiental, o níquel pode causar nos peixes problemas estruturais, alterações morfológicas, alterações nas brânquias e no desenvolvimento molecular, além de estresse oxidativo e alterações gênicas.

### 2.2.2.2 Zinco (Zn)

O zinco é um elemento essencial que possui número atômico igual a 30, sendo um metal de coloração prateada com capacidade de conduzir corrente elétrica e têm ponto de fusão igual a 419, 5 °C e ponto de ebulição igual a 907 °C. O zinco pode ser encontrado na sua forma mineral na crosta terrestre principalmente associado com o cobre e o chumbo (GONÇALVES, 2008).

Nos seres humanos está distribuído em todo o corpo humano em concentrações pequenas que variam de 1,5 g a 2,5 g (CRUZ; SOARES, 2011). Porém, em concentrações elevadas pode causar diversos malefícios como reduzir a quantidade de cobre no organismo, gastroenterite, anemia e sintomas como náuseas, calafrios e febre (SEGANTINI, 1996).

Já no ambiente aquático quando os peixes são expostos a uma alta concentração de zinco esse pode causar alterações na morfologia e fisiologia dos peixes, de modo que quando expostos há uma concentração aguda pode ocorrer um colapso celular das brânquias e quando crônica alterações histológicas nos órgãos, sendo que os hábitos alimentares podem influenciar na concentração de zinco nos peixes pois espécies que vivem nos fundos lodosos normalmente possuem maiores concentrações (BOLDRINI; PEREIRA, 1987).

#### 2.2.2.3 Cádmio (Cd)

Com número atômico 48, o Cádmio é um metal obtido como subproduto da fundição de chumbo com zinco, possui como características ser branco-prateado, maleável, resistência mecânica e química. Em torno de 75 % do cádmio produzido é utilizado em baterias, principalmente as baterias de níquel-cádmio, mas também é usado como pigmento para tintas e plásticos na galvanoplastia (OGA; CAMARGO; BATISTUZZO, 2021).

De acordo com Oga, Camargo e Batistuzzo (2021), as principais fontes de naturais e antrópicas de contaminação por cádmio ocorre pelo solo, resultantes de processos industriais, fertilizantes, uso da água contendo cádmio na irrigação, sendo que todos esses processos podem aumentar lentamente e continuamente o nível de cádmio em vegetais, frutos do mar e se acumular nos rins e fígado dos animais em elevadas concentrações.

#### 2.2.2.4 Chumbo (Pb)

Possui número atômico 82, o chumbo é um metal cinzento, brilhante e azulado que tem como características ser maleável, dúctil, condutor de calor e eletricidade e com grande resistência a oxidação. Para Oga, Camargo e Batistuzzo (2021), o chumbo é um metal tóxico não essencial presente em todas as partes,

sendo detectável em todas as fases do ambiente inerte e em todos os sistemas biológicos.

Em relação a sua origem, pode ser antrópica gerado pelas atividades de mineração e a produção de metais não ferrosos ou através de resíduos de tintas, munições, baterias entre outros; ou pode ser natural através de processos de lixiviação do solo, erupções vulcânicas e erosão de rochas (TORREZANI, 2015).

Sendo o chumbo um elemento não-essencial com propriedades tóxicas, Moreira e Moreira (2004), afirma que em seres humanos o chumbo afeta todos os órgãos e sistemas de organismos, seu mecanismo de toxicidade envolve processos bioquímicos essenciais que abrange desde atrapalhar ou imitar a ação do cálcio e de interagir com proteínas. Além disso, Torrezani (2015) acrescenta que mesmo em baixas concentrações ele pode inibir enzimas presentes na síntese de hemoglobina, alterar o metabolismo celular e causar problemas renais, gastrintestinais, hematológicos, neurológicos, cardiovascular e afetar o sistema reprodutor.

Nos ambientes aquáticos o chumbo pode estar presente na forma iônica, de complexos orgânicos em materiais dissolvidos. De acordo com Laws (1993), o chumbo pode se acumular em animais e vegetais, sendo que os peixes são os maiores componentes dos ambientes aquáticos e muitas espécies estão no topo da cadeia alimentar podendo acumular grandes concentrações de chumbo.

Segundo Bervoets e Blust (2003), o chumbo pode ser absorvido pelos peixes através da dieta, pela interação com a coluna d'água e/ou pela interação com o sedimento, sendo acumulados principalmente nas brânquias e na pele. E apesar dessa acumulação ocorrer de forma lenta, essa toxicidade pode causar deformidade na espinha e o escurecimento na região caudal, prejudicando toda a comunidade biológica (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2021).

#### 2.2.2.5 Cobre (Cu)

Com número atômico 29, o Cobre é um metal dúctil, maleável de coloração avermelhada, quando combinado a outros elementos seu número de oxidação varia de +1, +2 até +3. O cobre pode ser encontrado na natureza em minerais como malaquita, calcopirita e calcocita, sendo extraído por processos pirometalúrgicos ou por hidrometalúrgicos.

Segundo Rodrigues, Silva e Guerra (2012), o íon cobre (II) é um elemento traço essencial para os seres vivos, sendo necessária a ingestão de 2 a 5 mg de cobre diariamente para prevenir doenças ósseas, anemias e danos celulares. Mesmo sendo o cobre essencial na dieta humana, esse pode ser tóxico quando associados a grupos como S-H que podem inativar enzimas catalíticas normais causando vômitos e também causar a doença de Wilson (SARGENTELLI; MAURO; MASSABNI, 1996). De acordo com Klaassen e Watkins (2012) a ingestão de água potável maior que 3 mg Cu/L produz efeitos são distúrbios gastrointestinais.

#### 2.2.2.6 Cromo (Cr)

O Cromo possui número atômico 24, é um metal branco e cristalino, possui baixa maleabilidade e ductibilidade, ponto de fusão de 1765 °C e de ebulição 2672°C. Sua origem ocorre naturalmente através da junção dos isótopos <sup>50</sup>Cr (4,31%), <sup>52</sup>Cr (83,76%), <sup>53</sup>Cr (9,55%) e <sup>54</sup>Cr (2,38%) (BARROS, 2005). Sendo encontrado na natureza principalmente na cromita (FeCr<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) que é um óxido de ferro e cromo.

Pode ser encontrado em três espécies mais comum o Cr II, Cr III e Cr VI, o Cr III não é encontrado em água com pH maior que 5 devido a sua baixa solubilidade de seus óxidos hidratados, já em águas com outras condições pode transmutar para sua forma mais tóxica o Cr VI (GONÇALVES, 2008).

Quando os seres humanos são expostos a uma concentração elevada de sais de cromo esses podem se acumular nos fígados e rins (SEGANTINI, 1996), porém sua espécie mais tóxica é o cromo trivalente sendo considerado como substância cancerígena e alguns estudos apontam uma relação com índice de trabalhadores expostos Cr VI e o surgimento do câncer de pulmão (BARROS, 2005).

No meio aquático, o cromo está na forma de cromato e é, quando o cromato está em um meio com condições reduzidas de oxigênio ele se converte em Cr III, porém nos ambientes marinhos por causa da elevada oxidação do meio ele é encontrado como Cr VI e acumula-se nas espécies aquáticas através difusa podendo ocorrer uma bioacumulação principalmente dos peixes através das brânquias e do trato digestivo (MIRANDA-FILHO et al., 2011).

### 2.2.3 Microplásticos (MPs)

O termo microplásticos foi a primeira vez utilizado por Thompson et al. (2004) denominando como partículas de tamanho de 20 µm. Porém, até momento, não existe uma padronização do tamanho das partículas pelos pesquisadores, sendo adotado normalmente como partículas inferiores a 5 mm.

Os microplásticos podem ser classificados conforme sua fonte em primários ou secundários. Segundo Montagner (2021) MP primário possuem tamanho de até 5 mm, são lançados no ambiente nesse tamanho, sendo fabricados para diversos fins, principalmente são utilizados em produtos cosméticos e de higiene. Já Os MPs secundários são aqueles produzidos através da degradação ambiental de produtos de maior porte (ROCHA- SANTOS; DUARTE, 2015). Porém, no ambiente os MPs são difíceis de identifica-los e classificados, pois o MP secundário tem comportamento parecido com o primário (FENDALL; SEWELL, 2009).

Devido ao seu pequeno tamanho, esses não são eliminados nos processos de tratamento de água e esgoto, passando pelo tratamento sem serem praticamente alterados e conseqüentemente são lançadas nos corpos d'água e nos oceanos (VARGAS; et al., 2009). Para Valente et al. (2021), quando sua estrutura química sofre danificações, suas cadeias de polímeros ficam disponíveis para se ligarem a outros contaminantes ambientais, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), bifelinas policlorados (PCBs), diclorodifeniltricloroetano (DDT) entre outros.

De modo, com que os MPs estão biodisponíveis para organismos em toda a cadeia alimentar, além da forma com que a sua composição e a sua área superficial relativamente grande tornam-nos propensos à adesão de poluentes orgânicos transmitidos pela água e à lixiviação de plastificantes considerados tóxicos (COLE et al., 2011; VALENTE, et al., 2021).

No ambiente aquático os MPs possuem facilidade de dispersão e como estão em grande quantidade, os peixes principalmente têm acesso a eles. Como verificou Ribeiro-Brasil et al. (2020), a presença de MPs em quatorze espécies de peixes presentes em doze rios da Bacia Amazônica, detectando que a maioria dos peixes avaliados apresentavam MPs no seu trato digestivo e nas brânquias e algumas espécies (*Hemigrammus unilineatus*, *Crenicichla regani* e *Pimelodella gerii*) apresentaram maiores concentrações de MPs nas brânquias. Bhuyan (2022) ressalta que os MP podem acumular-se no sistema gastrointestinal dos peixes após

a ingestão e depois dispersar-se para outros tecidos do corpo Além disso, os MPs podem associar-se a outras substâncias causando consequências, como estudo Ferreira (2022), que avaliou a associação de micropartículas plásticas de polietileno com glifosato em brânquias de tilápia (*Oreochromis niloticus*), concluindo que houve um aumento da hemoglobina corpuscular média nos peixes causando um estresse fisiológico na espécie.

Os MPs podem entrar nos organismos humanos e provocar diversos efeitos adversos. De acordo com Valente et al. (2021) esses entraram por três vias (digestória, respiratória e cutânea). Um estudo realizado por Al-Salem et al. (2020), demonstrou que ingestão de MPs (10 µm) podem chegar no sistema gastrointestinal causando alterações na resposta inflamatória, composição e metabolismo intestinal. Já Vianello et al. (2019), estima que um indivíduo adulto do sexo masculino inale cerca de 272 MPS/dia. E quando entram em contato com a pele no banho através do uso de produtos de higiene, podem ocorrer dessas partículas serem muito pequenas (<100 nm) e serem absorvidas pela pele (REVEL et al., 2018).

Apesar disso, ainda existem poucos estudos sobre como os MPs podem afetar a saúde humana e as espécies dos ecossistemas, os estudos atuais demonstram que os microplásticos estão presentes praticamente em todos os meios e suas consequências ainda são incertezas.

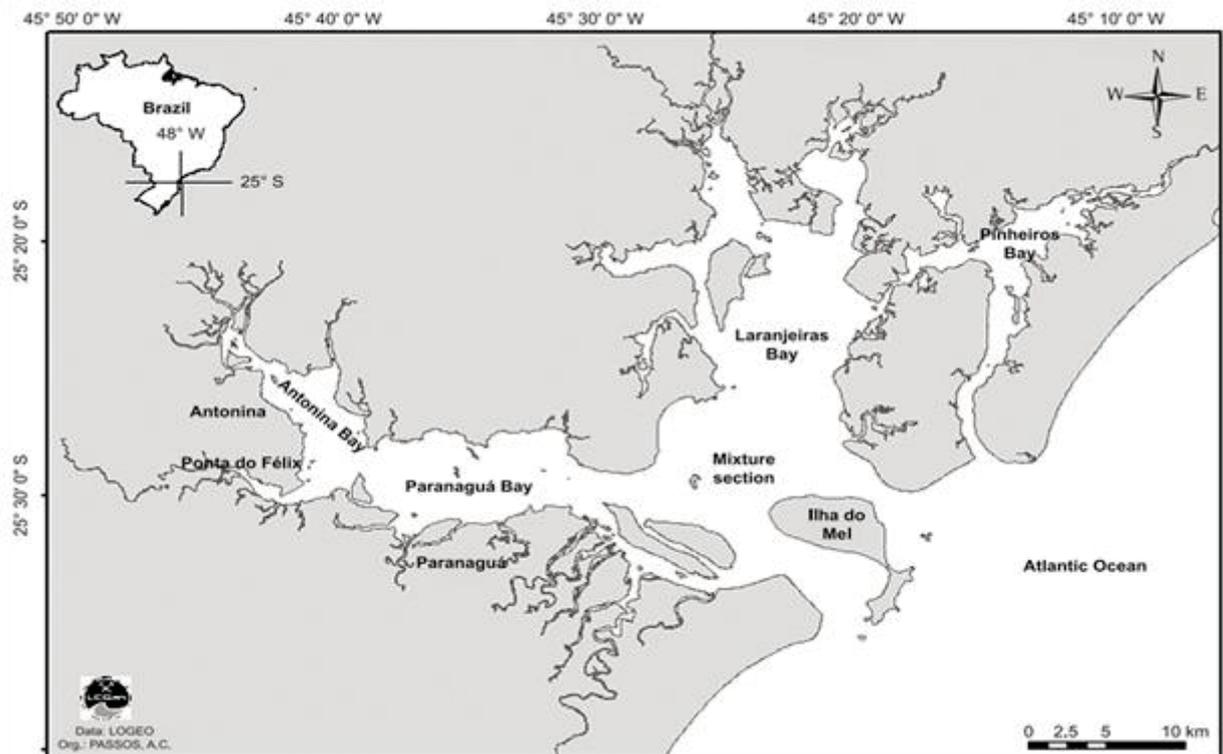
### 3 METODOLOGIA

De acordo com os objetivos propostos, essa pesquisa pode ser classificada como exploratória (GIL, 2002), proporcionando uma maior familiaridade com o problema estudado facilitando o aprimoramento de ideias. Já em relação aos procedimentos técnicos adotados o trabalho se enquadra em uma pesquisa bibliográfica, permitindo investigar uma ampla cobertura de fenômenos (GIL, 2002).

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (FIGURA 1) está localizado ao sudeste do Brasil ( $25^{\circ}16'$  e  $25^{\circ}34'$  S e  $48^{\circ}17'$  e  $48^{\circ}42'$  W), possui uma área total de  $612 \text{ km}^2$ , sendo composto por dois corpos hídricos principais e pelas baías: Paranaguá, Antonina, ( $330 \text{ km}^2$ ), Pinheiros ( $200 \text{ km}^2$ ), e de Laranjeiras (LANA, et al., 2001; DIAS, et al., 2016). Cada um destes corpos de água tem salinidade linear e gradientes de energia únicos, embora estejam interligados, de modo com que todos os compartimentos individuais possuem canais principais que se estendem desde a entrada até os setores internos (LANA, et al., 2001).

FIGURA 1: Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).



FONTE: Passos et al. (2012).

Essa região pode também ser denominada como Sistema Estuarino de Paranaguá (SEP) que pode ser dividido em duas partes principais: ao oeste, as baías de Paranaguá e Antonina, que sofre influência direta principalmente de atividades antrópicas, e ao norte, a Baía de Guaraqueçaba, Baías de Laranjeiras e Pinheiros e enseadas de Benito e Itaqui (LANA, et al., 2001). Martins et al., (2015), salientam que as principais atividades econômicas ocorrem na região oeste do SEP, sendo elas o turismo, pesca e aquicultura, urbanização e turismo, instalações petroquímicas e a presença de dois portos o de Antonina e de Paranaguá.

A Baía de Laranjeiras pode ser dividida em três estuários (Itaqui, Benito e Guaraqueçaba) possui uma área extensa de mata atlântica e manguezais, onde residem comunidades tradicionais e está localizado o município de Guaraqueçaba, a Baía possui como suas principais atividades econômicas a pesca, turismo e extrativismo de caranguejos (NOERNBERG et al., 2008), podendo ser considerada como uma das áreas mais conservadas do CEP, por estar localizada em uma região mais distante das atividades portuárias, mesmo assim podendo sofrer contaminação por essas atividades (MARTINS et al., 2012). A maioria dos estudos realizados na

Baía de Laranjeiras buscam compreender o alcance dos contaminantes do CEP e realizar comparações entre áreas portuárias e remotas.

A Baía de Pinheiros, está localizada na porção oriental do CEP, entre as latitudes 25°27'S e 25°14'S e as longitudes 48°15' e 48°04'W, tendo como limite ao leste a ilha do Superagui e ao oeste a Ilha das Peças (FÁVARO et al., 2005). Sendo considerada como uma área que sofre forte influência de águas costeiras, com elevados níveis de salinidade e pH (OLIVEIRA NETO et al., 2010). Já a Baía de Antonina, localizada na porção interna do CEP, entre as latitudes 25° 20' e 25° 35'S e longitude 48° 30' e 48° 45'W, sofre influência de instalações portuárias por parte de terminais marítimos privados (ODRESKI et al., 2003).

A Baía de Paranaguá está inserida no eixo Leste-Oeste, com 50 km de extensão no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (MANTOVANELLI et al., 2004) ou de acordo com alguns autores (MARTINS et al., 2015; CABRAL e MARTINS, 2018; SOUZA et al., 2018; GARCIA e MARTINS, 2021) no Sistema Estuarino de Paranaguá (SEP).

Nesta pesquisa utilizaremos a delimitação e definição da área como Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) sugerida por Lana et. al., (2001). A baía possui característica pluviométrica variável, com períodos chuvosos nos verão, salinidade variando no verão (entre 12 a 29) e no inverno (entre 20 a 23); temperatura da água com variações no verão (23 a 30 °C) e no inverno (18 a 25 °C) (LANA, et al., 2001). Toda esta área do entorno da baía de Paranaguá é coberta por uma extensa área remanescente de Mata Atlântica de grande importância ecológica, um dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade, porém neste local está localizado um dos maiores portos do Brasil, o Porto de Paranaguá que provoca diretamente e indiretamente grande impacto industrial em toda a região do litoral do Paraná.

### 3.2 BIBLIOMETRIA

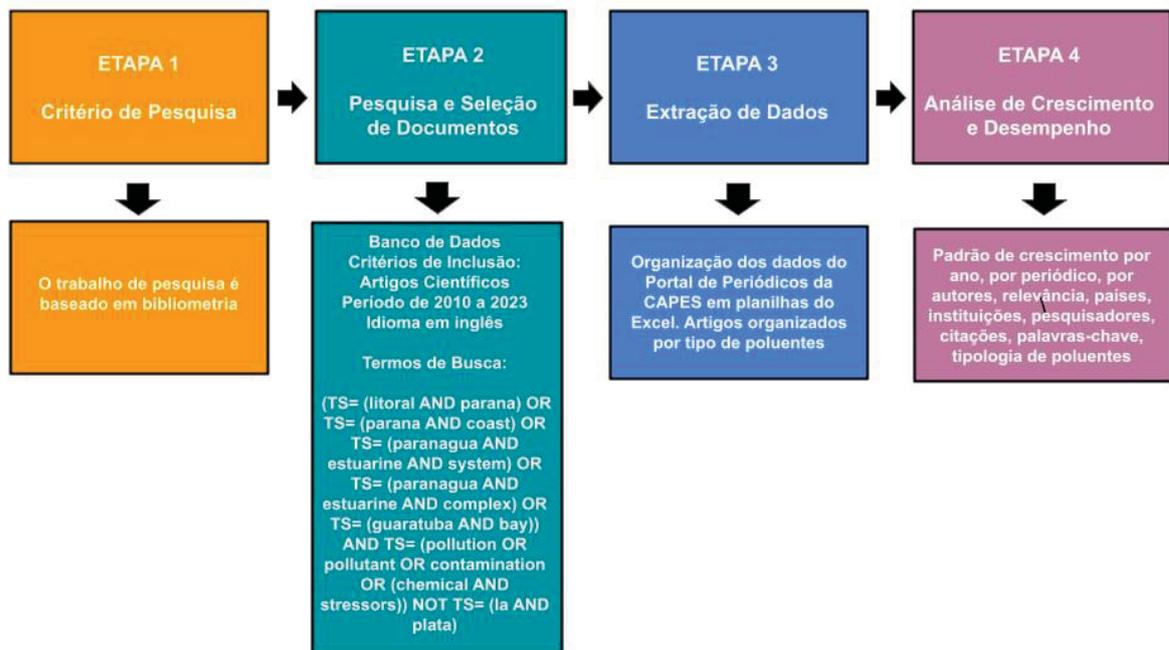
A bibliometria vem sendo usada como uma ferramenta útil para mapear na literatura de determinado tema usando estatísticas e métodos de análise quantitativa para descrever padrões de distribuição de artigos sobre um determinado assunto (WANG et al., 2014).

A partir desse método, realiza-se uma pesquisa criteriosa sobre o tema, seguida de uma filtragem dos trabalhos a partir dos resumos, e por final, uma compilação

teórica do conhecimento fornecido por eles em tópicos de interesse na área. No caso da poluição ambiental no Complexo Estuarino de Paranaguá, optou-se por tópicos segmentados entre os principais poluentes orgânicos, inorgânicos, microplásticos, organismos biológicos e marcadores de esgoto.

Os principais poluentes presentes no CEP foram analisados neste trabalho utilizando-se como base os artigos científicos publicados na última década, a partir de 2010 até 2023. A metodologia utilizada foi adaptada de Kasavan (2021) que realiza uma análise bibliométrica sobre poluição plástica em ecossistemas aquáticos (FIGURA 2).

FIGURA 2: Esquema das Etapas da Bibliometria e Descritivo de cada Etapa



FONTE: A autora (2023).

A busca bibliográfica foi realizada utilizando uma combinação de termos de busca no Portal de Periódicos da CAPES que abrange as plataformas *Scopus* e *Science Direct*. Para buscar os artigos que continham informações sobre poluição ambiental no Complexo Estuarino de Paranaguá utilizou-se a seguinte *string* de busca: “(TS= (litoral AND parana) OR TS= (parana AND coast) OR TS= (paranagua AND estuarine AND system) OR TS= (paranagua AND estuarine AND complex) OR TS= (guaratuba AND bay)) AND TS= (pollution OR pollutant OR contamination OR (chemical AND stressors)) NOT TS= (la AND plata)”, os termos incluíram o título,

resumo e palavras-chave (FIGURA 3). O estudo utilizou operadores booleanos como um fator chave na escolha do conjunto de dados final para que se tenha uma maior abrangência de artigos no CEP.

A busca considerou apenas artigos científicos, excluindo tese e dissertações, já os termos utilizados deveriam estar presentes no resumo, título ou palavras-chave.

FIGURA 3- Exemplo de Pesquisa Bibliométrica Realizada

The image shows a search interface with the following elements:

- SEARCH CRITERIA** (header)
- Filtros de busca** (Search filters section):
  - Qualquer campo contém **paranagua AND pollution /**
  - E Qualquer campo contém **Digite os termos de**
  - + ADICIONAR OUTRO CAMPO
  - LIMPAR
- Tipo de material** (Material type): Todos os itens
- Idioma** (Language): Qualquer idioma
- Data de publicação** (Publication date): Últimos 10 anos
- Search Summary** (bottom bar):
  - Qualquer campo contém **paranagua AND pollution AND (sediment OR water)**
  - E Qualquer campo contém \_\_\_\_\_
  - BUSCAR

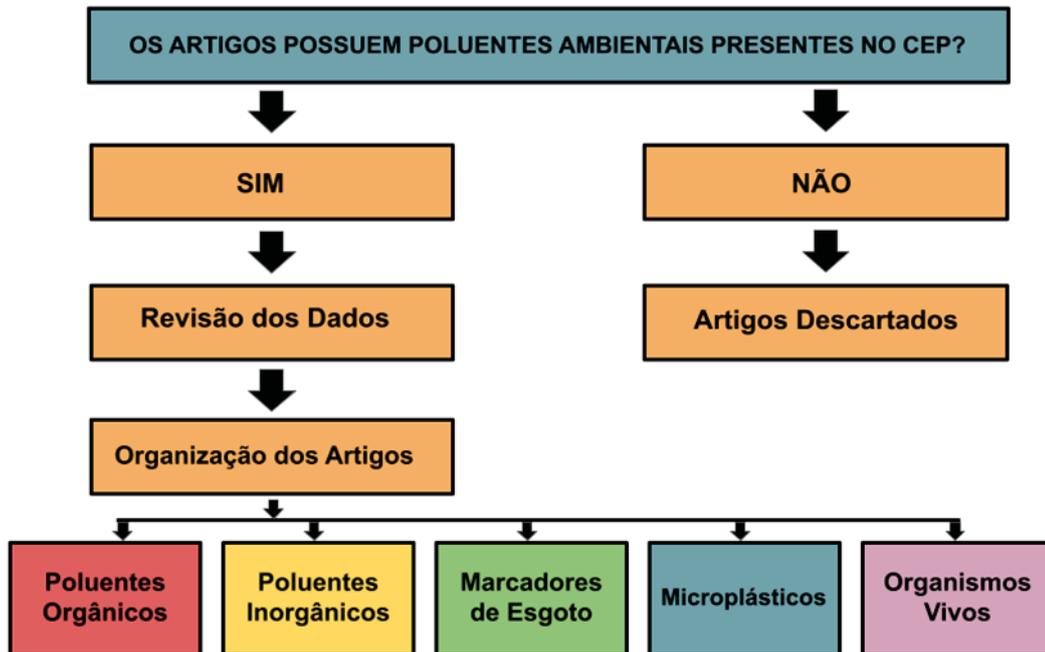
FONTE: A autora (2023).

Após a obtenção da bibliografia resultante, realizou-se a remoção dos artigos que não se relacionavam com a temática da poluição química no CEP. Artigos sobre educação ambiental, licenciamento ambiental, aspectos hidrológicos ou que não estavam localizados na área de abrangência da pesquisa foram removidos da busca. A partir da seleção de artigos resultantes foi realizada a leitura, compreensão e síntese dos trabalhos realizados a partir de estudos diretos sobre poluentes químicos em sedimento, ar, água e organismos vivos na área de estudo. Deste modo, foram utilizados dados primários para compreender quais os principais poluentes presentes no CEP e estudados na literatura científica nos últimos treze anos.

A etapa de seleção dos arquivos foi feita manualmente baseada nos seguintes critérios: O artigo apresenta poluentes ambientais presentes no Complexo

Estuarino de Paranaguá? Em casos positivos, os arquivos eram aceitos para a próxima etapa da revisão. A partir de então, os arquivos eram organizados entre aqueles que contemplavam poluentes orgânicos (i), marcadores de esgoto (ii), inorgânicos (iii), microplásticos (iv) e organismos vivos (vi) (FIGURA 4).

FIGURA 4: Diagrama das Etapas de Seleção dos Artigos



FONTE: A autora (2023).

### 3.3 ORGANIZAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

O estudo identificou o crescimento e o desempenho da investigação sobre a poluição do Complexo Estuarino de Paranaguá, reconhecendo os fatores de impacto das revistas. Além disso, a avaliação da pesquisa incluiu: (1) produção de publicações e categoria de assunto por base de dados do Portal de Periódicos da CAPES; (2) número de publicações por ano; (3) número de publicações por periódicos; (4) informações das revistas como país de origem, fator de impacto, qualis CAPES e categoria; (5) poluentes investigados; (6) palavras-chaves; (7) artigos mais relevantes e (8) pesquisadores de alta relevância no cenário regional.

Os dados como autores, ano, título, periódico, base de dados foram exportados do Portal de Periódicos da CAPES através de uma planilha do Microsoft

Excel na terceira etapa da bibliometria (FIGURA 2), sendo esses utilizados para organizar todas as tabelas e gerar os gráficos.

Em relação as informações das revistas, através do site de hospedagem das mesmas foi possível verificar o seu país de origem. Sobre o fator de impacto da produção foi utilizado o *Journal Citation Report* (JCR), diretamente do curriculum lattes do pesquisador considerado primeiro autor do artigo. Sobre o Qualis CAPES foi utilizado a planilha atualizada da CAPES para o ano de 2023, que continha informações sobre a qualificação das revistas no período de estudado.

Para selecionar os poluentes mais estudados, foi realizado a leitura de todos os artigos filtrados na etapa 3 (FIGURA 2), esses organizados na tabela junto com outras informações sobre o artigo. Sobre as palavras-chaves essas foram resumidas, contadas e organizadas manualmente em uma planilha do Excel e exportadas para o Power Bi onde foi gerado uma nuvem de palavras chaves que expressam em letras maiores os termos de pesquisa com maior frequência de citações.

Para saber quantas vezes cada artigo foi citado foi utilizado a base de dados *Scopus*. Em relação aos autores dos artigos e quantidade de vezes que cada autor aparece nas publicações, os dados foram exportados do Portal de Periódicos da CAPES durante a terceira etapa da bibliometria em uma planilha do Excel, onde manualmente foram contados quantas vezes o nome do mesmo autor aparece na planilha, após a contagem os dados foram organizados em uma tabela, informações sobre o currículo dos principais pesquisadores foram retirados da Plataforma Lattes do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, vinculado ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram encontrados 85 artigos científicos nas plataformas Scopus e Science Direct. Após a leitura dos resumos que resultou na remoção dos trabalhos que não atendiam ao tema pesquisado, restaram 39 artigos científicos. A TABELA 1 apresenta informações sobre esta produção científica.

TABELA 1: Ano, Revistas Científica e Categoria de Tipo de Produção Científica sobre Poluição Ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá (2010-2023).

Ano	Periódico	Classificação
2010	Environmental Monitoring and Assessment	orgânicos
2010	Environmental Pollution	orgânicos
2010	Marine Pollution Bulletin	orgânicos
2011	Chemosphere	orgânicos
2011	Science of the Total Environment	biomarcadores
2011	Journal of the Brazilian Chemical Society	orgânicos
2012	Science of the Total Environment	orgânico e inorgânico
2012	Journal of Environmental Monitoring	biomarcadores
2013	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	orgânicos
2013	Environmental Monitoring and Assessment	inorgânicos
2013	Marine Pollution Bulletin	orgânicos
2013	Brazilian Archives of Biology and Technology	orgânicos
2014	Environmental Science and Pollution Research	orgânicos
2015	Environmental Pollution	orgânicos
2015	Marine Pollution Bulletin	plásticos
2015	Marine Pollution Bulletin	orgânicos
2016	Environmental Pollution	orgânicos
2016	Marine Environmental Research	orgânicos e inorgânicos
2016	Marine Pollution Bulletin	inorgânicos
2016	Journal of The Brazilian Chemical Society	inorgânicos
2017	Environmental Toxicology and Chemistry	orgânicos
2018	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	orgânicos
2018	Environmental Pollution	orgânicos
2018	Environmental Pollution	orgânicos
2018	Marine Pollution Bulletin	orgânicos
2018	Eclética Química	inorgânicos
2019	Environmental Monitoring and Assessment	inorgânicos
2019	Chemosphere	inorgânicos
2019	Science of the Total Environment	orgânicos
2020	Environmental Earth Science	inorgânicos
2020	Applied Geochemistry	orgânicos
2020	Marine Pollution Bulletin	biomarcadores
2021	Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology	inorgânicos
2021	Journal of Sedimentary Environments	inorgânicos
2021	Journal of Environmental Management	orgânicos
2021	Marine Pollution Bulletin	inorgânicos e microplásticos
2021	Marine Pollution Bulletin	inorgânicos
2022	Marine Pollution Bulletin	microplásticos
2023	Marine Pollution Bulletin	orgânicos

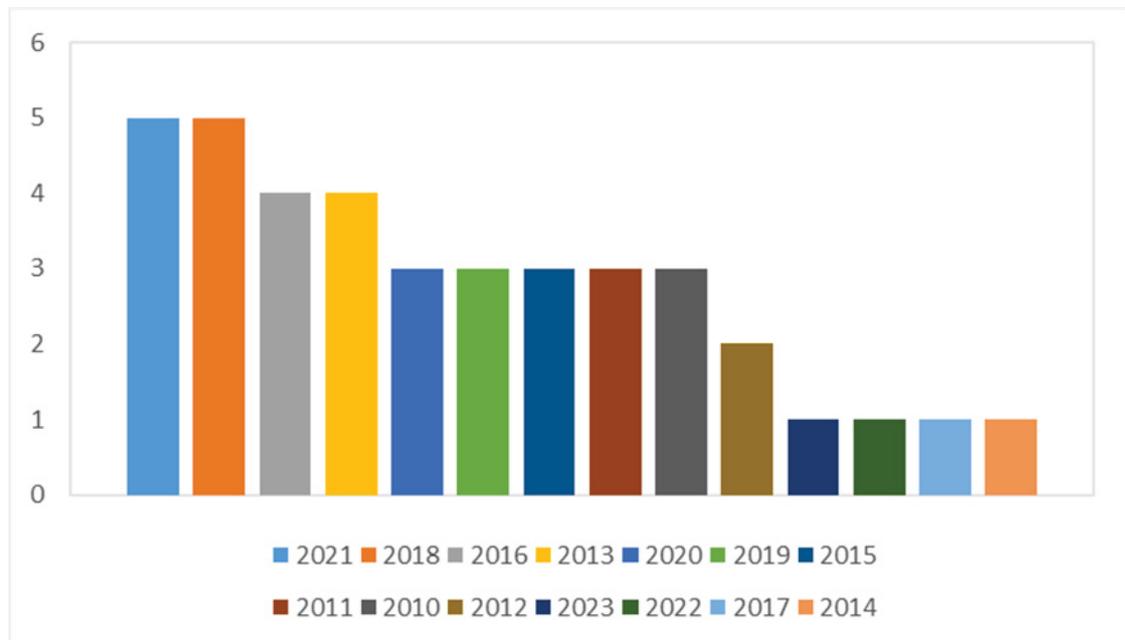
FONTE: A autora (2023).

#### 4.1 PRODUÇÃO POR ANO

A Tabela 1 apresenta uma lista das principais revistas que produziram estudos sobre “poluição ambiental no Complexo Estuarino de Paranaguá” nos últimos 13 anos. O total de 39 artigos analisados foram publicados em 18 periódicos da área de Ciências Ambientais, sendo que 80% (n=15) pertencem a revistas internacionais, sendo que os Estados Unidos (n=5) e a Inglaterra (n=5) são o país que mais aparecem como editores, já a Holanda e o Brasil são responsáveis por três revistas e a Alemanha por duas.

A produção acadêmica em relação ao tema dos contaminantes químicos no Complexo Estuarino de Paranaguá no período analisado de 13 anos (2010-2023) demonstrou que os anos com a maior quantidade de produção foi 2018 e 2021 (n=5) e a menor em 2014, 2017, 2022 e 2023 com apenas uma publicação. Porém em 2023 foram apenas analisados artigos do mês de janeiro (FIGURA 5).

FIGURA 5: Número de Publicações por Ano.

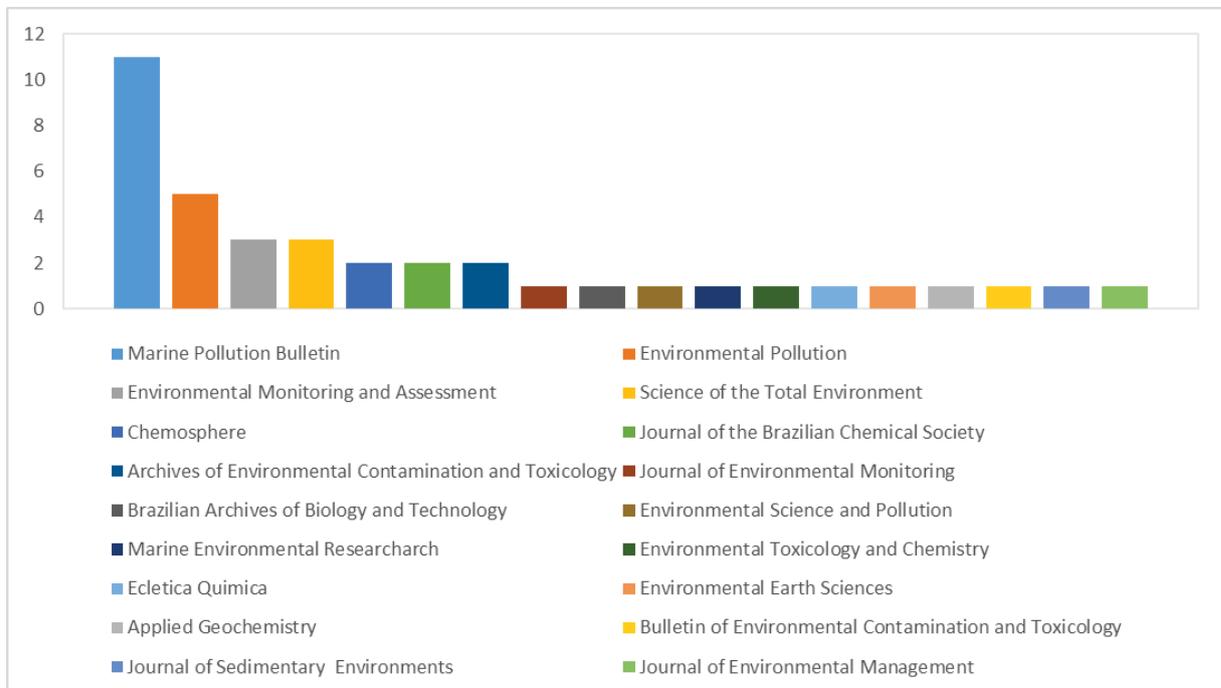


FONTE: A autora (2023).

## 4.2 PERIÓDICOS

Em relação aos principais periódicos que publicaram artigos sobre o tema esses totalizaram 18, sendo que a revista *Marine Pollution Bulletin* foi a revista mais prestigiada pelos pesquisadores e a que mais publicou no período analisado (n=11), seguida da revista *Environmental Pollution* (n=5), e as revistas *Environmental Monitoring and Assessment* e *Science of the Total Environment* (n=3). Outros periódicos apresentaram poucos artigos (entre 1 e 2) (Figura 6).

FIGURA 6 – Número de Publicações por Periódicos



FONTE: A autora (2023).

O *Marine Pollution Bulletin* (fator de impacto: 5,8) apareceu como o principal periódico escolhido pelos investigadores, com 11 artigos publicados, seguido por *Environmental Pollution* (fator de impacto: 8,9) com 5 artigos. Estas duas revistas contribuíram com aproximadamente 41% da produção científica sobre a poluição ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá, demonstrando sua concentração na produção de artigos sobre poluição da Baía de Paranaguá. A terceira revista mais influente foi a *Science the Total Environment* (fator de impacto: 9,8) e a *Environmental Monitoring and Assessment* (fator de impacto: 8,7) com três

publicações. A *Chemosphere* (fator de impacto: 8,8), *Journal of the Brazilian Chemical Society* (fator de impacto: 1,4), *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* (fator de impacto: 4,0), obtiveram duas publicações, as demais revistas tiveram apenas uma publicação sobre o assunto (TABELA 2).

TABELA 2: Produção Científica. sobre poluição do Complexo Estuarino de Paranaguá quanto a revista, editor, país de origem, fator de impacto e qualificação segundo a CAPES.

Revista	Editor	País	Fator de Impacto	Qualis
Environmental Monitoring and Assessment	Elsevier	Holanda	3.0	A3
Environmental Pollution	Elsevier	Inglaterra	8.9	A1
Marine Pollution Bulletin	Elsevier	Inglaterra	5.8	A1
Chemosphere	Elsevier	Inglaterra	8.8	A1
Science of the Total Environment	Elsevier	Holanda	9.8	A1
Journal of the Brazilian Chemical Society	Sociedade Brasileira de Química	Brasil	1.4	A2
Journal of Environmental Monitoring	Royal Society of Chemistry	Inglaterra	2.179	A3
Archives of Environmental Contamination and Toxicology	Springer	Estados Unidos	4.0	A3
Brazilian Archives of Biology and Technology	Instituto de Tecnologia do Paraná	Brasil	1.0	A4
Environmental Science and Pollution Research	Springer	Alemanha	5.8	A2
Marine Environmental Research	Elsevier	Holanda	3.3	A1
Environmental Toxicology and Chemistry	Wiley-Blackwell	Estados Unidos	4.1	A2
Eclética Química	UNESP	Brasil	-	B3
Environmental Earth Science	Springer	Alemanha	2.8	A2
Applied Geochemistry	Elsevier	Inglaterra	3.4	A2
Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology	Springer	Estados Unidos	2.7	A4
Journal of Sedimentary Environments	Springer	Estados Unidos	1.3	B2
Journal of Environmental Management	Academic Press Inc.	Estados Unidos	8.7	A1

FONTE: A autora (2023).

De acordo com Marziale e Mendes (2002), o fator de impacto de uma revista é obtido através do cálculo do total de citações recebidas pelo número total de publicações no período de dois anos, sendo apenas considerados nesse cálculo periódicos indexados no *Institute for Scientific Information* (ISI) e que atentam alguns requisitos como o cumprimento de normas internacionais de editoração. Analisando as revistas estudadas é notável que das 18 revistas, 17 possuem fator de impacto, pois apresentam um número significativo de citações e publicações nos últimos dois anos, sendo que o periódico *Science of the Total Environment* foi o que apresentou o maior fator de impacto, com 9,8, seguido da revista *Environmental Pollution* com 8,9, demonstrando serem revistas de grande prestígio e procura para publicações.

Ruiz et al. (2009), enfatiza que o fator de impacto nos últimos anos passou a ser utilizado como uma ferramenta de avaliação de produtividade de uma revista, obtenção de recursos financeiros e também como medida para avaliar a produtividade do próprio autor, classificando conforme a suas publicações nos periódicos com alto ou baixo impacto de suas publicações.

A revista *Science of the Total Environment* que possui o maior fator de impacto dentre as escolhidas pelos autores, tiveram três publicações sobre o CEP no período estudado: “*Multi-molecular markers and metals as tracers of organic matter inputs and contamination status from an Environmental Protection Area in the SW Atlantic (Laranjeiras Bay, Brazil)*” que apresentou 69 citações, de autoria de Cesar de Castro Martins e colaboradores; “*Osmoregulation of the resident estuarine fish *Atherinella brasiliensis* was still affected by an oil spill (Vicuña tanker, Paranaguá Bay, Brazil)*”, com 34 citações de autoria de Luciana R. Souza-Bastos e “*Tracking the historical sewage input in South American subtropical estuarine systems based on faecal sterols and bulk organic matter stable isotopes ( $\delta^{13}C$  and  $\delta^{15}N$ )*” com 18 citações de autoria de Ana Caroline Cabral, demonstrando serem trabalhos de grande importância sobre a poluição ambiental no CEP no cenário nacional.

No Brasil como maneira da CAPES avaliar as revistas onde os pesquisadores vinculados aos programas de pós-graduação publicam suas pesquisas, utiliza-se o sistema Qualis Periódicos que consiste em um instrumento de qualificação indireta da produção científica. Essa classificação é feita por Comitês de cada área do conhecimento definindo seus critérios (CAPES, 2023). Sua classificação consiste em periódicos considerados de grande excelência internacional (A1, A2, A3 e A4), periódicos de excelência nacional (B1 e B2), periódicos de média relevância (B3, B4

e B5) e de publicações que não atendam os critérios mínimos e que não tenham cunho científico classificado como Qualis C. Dentre os trabalhos analisados seis periódicos foram classificados pela CAPES como Qualis A1 e cinco como Qualis A2, totalizando 61% dos periódicos analisados; três periódicos foram classificados Qualis A3 e dois como Qualis A4, um periódico foi avaliado como Qualis B2 e um como Qualis B3.

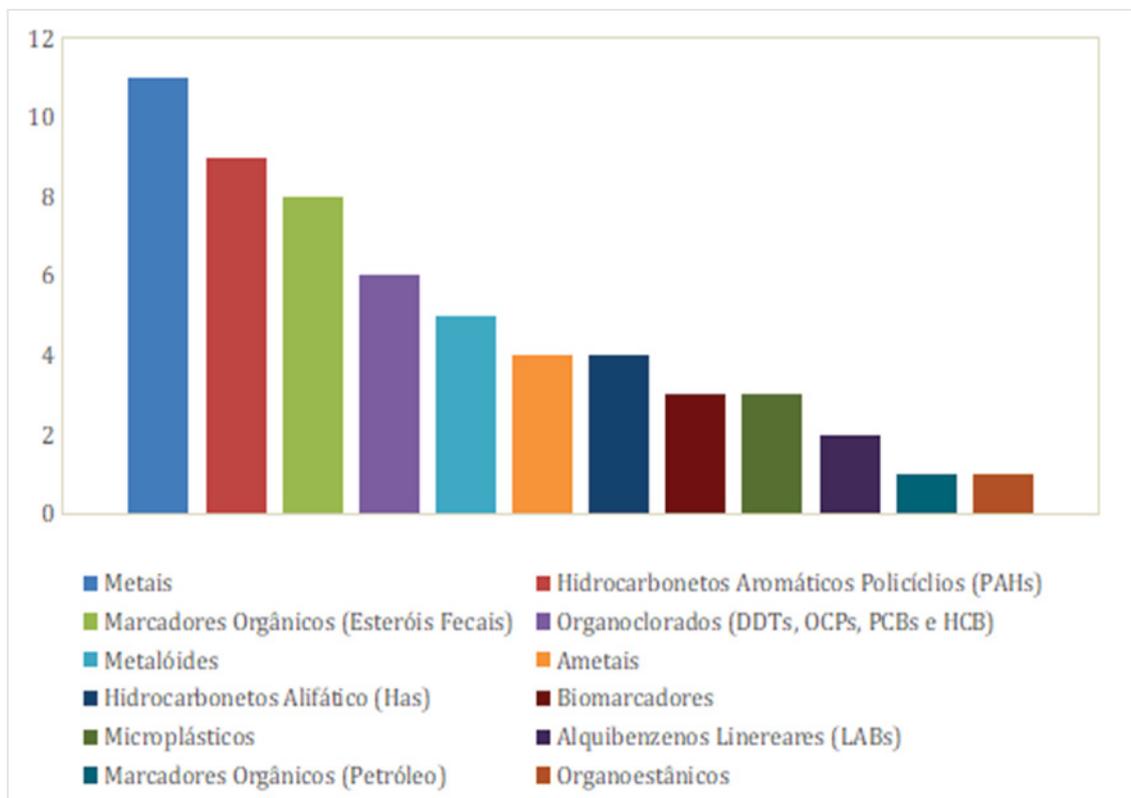
Os periódicos *Environmental Pollution*, *Marine Pollution Bulletin*, *Chemosphere*, *Science of the Total Environment*, *Marine Environmental Research* e *Journal of Environmental Management* que possuem Qualis A1, demonstram serem periódicos de alta relevância internacional, seguidos pelos Qualis A2 (*Journal of the Brazilian Chemical Society*, *Environmental Science and Pollution Research*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, *Environmental Earth Science*, *Applied Geochemistry*), sendo que nenhum periódico analisado foi classificado como Qualis C, demonstrando que todos os periódicos que publicaram artigos sobre poluição ambiental no CEP são de cunho científico e possuem relevância internacionalmente. Este é um fato que vale ser mencionado, pois apesar das pesquisas serem realizadas em escala regional – no Complexo Estuarino de Paranaguá, elas possuem relevância no cenário internacional. Nem sempre pesquisas regionais são aceitas para a publicação em revistas internacionais. Isso também demonstra que o tema da poluição ambiental é um assunto de grande relevância mundial, não por menos é investigado como indicador de limite planetário (ROCKSTROM et al. 2009). Entre os 18 principais periódicos, duas editoras totalizam 67% das publicações, sendo elas Elsevier (39%) e Springer (28%). Outras publicações de diferentes editoras incluem Sociedade Brasileira de Química, *Royal Society of Chemistry*, Instituto de Tecnológica do Paraná, *Wiley-Blackwell*, UNESP e *Academic Press Inc.*

#### 4.3 PRINCIPAIS CONTAMINANTES

Após a seleção dos trabalhos, e a partir da resposta afirmativa à pergunta “O artigo apresenta poluentes ambientais presentes no Complexo Estuarino de Paranaguá?” os artigos foram organizados de acordo com os contaminantes que eram analisados e tipo de compartimento ambiental. Dos 39 artigos selecionados, os

compostos que predominaram foram os metais (n=11), seguido pelo Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs)(n=9), Marcadores Orgânicos (Esteróis Fecais) (n=8), Organoclorados (n=6), Metalóides (n=5), sendo que quatro trabalhos analisaram Ametais e Hidrocarbonetos Alifático (HAS), outros três avaliaram Biomarcadores e Microplásticos, apenas dois artigos pesquisaram os Alquilbenzenos Lineares (LABs) e por fim, um trabalho avaliou os Marcadores Orgânicos e os Organoestânicos. Dentre os trabalhos, identificou-se uma predominância de estudos com sedimentos (n=20), em comparação com estudos que abordaram o compartimento água (n=2) e múltiplos (n=2) (FIGURA 7).

FIGURA 7: Contaminantes Estudados no CEP.



FONTE- A autora (2023).

## 4.2 PALAVRAS CHAVES

As palavras-chave das 39 publicações estudadas sobre poluição no Complexo Estuarino de Paranaguá foram resumidas e contadas. A Figura 8 mostra a visualização da nuvem das palavras-chave obtidas. Quanto maior a palavra na



*SW Atlantic (Laranjeiras Bay, Brazil)*” publicado por Martins et al. (2012)(Tabela 3), foi o artigo mais relevante com 69 citações (até 2023). Este artigo analisa as fontes e concentrações de hidrocarbonetos alifáticos (HAs), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), esteróis fecais e biogênicos e metais traço na Baía de Laranjeiras que pertence ao Complexo Estuarino de Paranaguá, os resultados demonstram concentrações de Cr e Ni acima do limite permitido pelas normativas brasileiras. Apesar de seus resultados, a área investigada é identificada como relativamente preservada das atividades antrópicas.

O artigo denominado “*High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, Sotalia guianensis, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations*” publicado por Brito et al. (2010), apareceu como o segundo artigo mais citado com 66 citações. Esse artigo analisa amostras de gordura de golfinhos da Guiana (*Sotalia guianensis*) de três estuários (Baías de Guanabara, Sepetiba/Ilha Grande e Paranaguá) analisados para compostos organoclorados (DDTs, PCBs e HCB). Os resultados demonstraram que as concentrações de organoclorados encontradas são compatíveis a regiões altamente industrializadas. E ainda seguido por Martins et. al., (2010) com “*Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil)*”, com 64 citações, que consiste em um estudo sobre a contribuição de esgoto no Sistema Estuarino de Paranaguá avaliado através das concentrações fecais de esteroides em sedimentos, os resultados demonstraram forte contaminação por esgoto em locais próximos a cidade de Paranaguá ( TABELA 3).

TABELA 3: Artigos mais Relevantes sobre Poluição Ambiental do CEP entre 2010-2023.

Artigo	Nº de Citações	Ano
Multi-molecular markers and metals as tracers of organic matter inputs and contamination status from an Environmental Protection Area in the SW Atlantic (Laranjeiras Bay, Brazil).	69	2012
High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, <i>Sotalia guianensis</i> , from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations.	66	2010
Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil).	64	2010
Organochlorine concentrations in franciscana dolphins, <i>Pontoporia blainvillei</i> , from Brazilian waters.	48	2011
Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters <i>Crassostrea Gasar</i> in the Paranaguá estuarine system, Brazil.	44	2021
Sources and temporal patterns of polychlorinated biphenyls around a large south american grain-shipping port (Paranaguá Estuarine System, Brazil).	42	2013
Input of organic matter in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil) indicated by sedimentary sterols and multivariate statistical approach	41	2011
An integrated evaluation of some faecal indicator bacteria (FIB) and chemical markers as potential tools for monitoring sewage contamination in subtropical estuaries.	38	2018
Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary.	36	2015
A critical and comparative appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and suspended particulate material from a large South American subtropical estuary.	34	2016
Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments and their potential toxic effects.	34	2010

FONTE: A autora (2023).

Surpreendentemente o artigo “*Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters Crassostrea Gasar in the Paranaguá estuarine system, Brazil,*” publicado por Viera et al. (2021) apresenta 44 citações em um curto período de dois anos. Essa pesquisa avalia as concentrações de metais pesados e microplásticos e as interações existentes entre eles em bivalves ao longo do Sistema Estuarino de Paranaguá, os resultados não demonstram uma relação direta

entre metais pesados e microplásticos, sugerindo que os microplásticos não são os principais responsáveis pela contaminação de ostras por metais pesados.

Cabe ressaltar que nos últimos anos os estudos sobre microplásticos veem crescendo exponencialmente em todo o mundo, apesar disso nesse estudo apenas dois artigos pesquisaram esse tipo de poluição no CEP, porém a grande quantidade de citações que "*Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters Crassostrea Gasar in the Paranaguá estuarine system, Brazil,*" recebeu em um curto período de tempo, demonstra a importância desse tema na atualidade. Este estudo será uma referência na área de microplásticos no CEP, tendo em vista o crescimento das pesquisas sobre microplásticos em todo o mundo.

#### 4.6 PRINCIPAIS AUTORES

A pesquisa mostra que um total de 151 autores participaram de artigos sobre poluição no Complexo Estuarino de Paranaguá. Surpreendentemente, 113 autores publicaram apenas um artigo de pesquisa durante o período estudado sobre a temática. Sendo que 27 participaram de dois artigos, cinco autores estiveram presentes em três artigos, quatro autores em quatro artigos e um autor participou de 10 artigos e outro de 18 artigos.

Tabela 4: Autores que obtiveram maior número de publicações.

<b>Número de artigos publicados pelos autores</b>	<b>Número de pesquisadores autores</b>
1	113
2	27
3	6
4	1
5	1
8	1
18	1

FONTE: A autora (2023).

É possível que estes 113 pesquisadores que apareceram em apenas um artigo científico (Tabela 4), façam parte das equipes de base dos laboratórios, como jovens pesquisadores nas fases iniciais de pesquisa, e que tem colaborado de diversas formas com os resultados, entre os quais bolsistas de iniciação científica, bolsistas de mestrado ou bolsistas de apoio técnico.

O pesquisador brasileiro Cesar de Castro Martins, apareceu como o autor mais produtivo com 18 publicações (41,15%) sobre poluição ambiental no CEP. Rubens Cesar Lopes Figueira publicou 8 artigos (20,51%) e, portanto, apareceu como o segundo autor mais produtivo, seguido por Ana Carolina Cabral (5 publicações, 12,08%) e Paulo da Cunha Lana (4 publicações, 10,26%) destacando como terceiro e quarto autores de maior produtividades, respectivamente.

Cesar de Castro Martins (Figura 9) é bacharel em Química pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo, possui mestrado, doutorado e Pós doutorado em Oceanografia Química e Geológica na mesma Universidade. Atua como professor titular do Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (USP), atuou como docente no Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal de 2006 até 2023, e continua atuando como professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Dos 39 artigos analisados, o mais citado, com 69 citações, tem como autor principal Cesar de Castro Martins e também coautoria de Rubens Cesar Lopes Figueira, Cesar realizou publicações em praticamente todos os anos (exceto em 2014, 2017 e 2020) do período de 13 anos (2010 até 2023). Além disso, todos os

artigos publicados pela pesquisadora Ana Carolina Cabral tiveram Cesar como um dos autores, a mesma o tinha como orientador no Pós Doutorado.

Nesta última década pode-se afirmar que Cesar não apenas é o principal autor a publicar sobre poluição ambiental no CEP, como também tem realizado pesquisas em parceria com outros autores importantes, sendo inclusive um receptor de pesquisadores em processo de formação e aprimoramento.

Rubens Cesar Lopes Figueira (FIGURA 9) é graduado em Química pela Universidade Presbiteriana Mackenzie, tem Mestrado e Doutorado em Ciências (Tecnologia Nuclear) pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares e Pós doutorado em Oceanografia Geológica. Atua como docente na Universidade de São Paulo, no Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica, onde realiza pesquisas sobre sedimentos marinhos, geocronologia, radionuclídeos, geoquímica marinha e poluição ambiental.

Ana Caroline Cabral (FIGURA 9) é Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas, possui Mestrado em Zoologia e Doutorado em Sistemas Costeiros Oceânicos pela Universidade Federal do Paraná. Sua área de pesquisa está relacionada a avaliação de poluição orgânica por esgoto, contaminação marinha por POPs e hidrocarbonetos. Realiza seu pós-doutorado em Sistemas Costeiros na Universidade Federal do Paraná.

Já Paulo da Cunha Lana (FIGURA 9) foi um biólogo, oceanógrafo e ecólogo (1956-2022), com múltiplos interesses e pesquisas publicadas desde taxonomia e filogenia de invertebrados marinhos até gestão costeira. Foi professor e fundador do Centro de Estudos do Mar da UFPR, onde ajudou a fundar a Graduação em Oceanografia e a Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO) em Pontal do Paraná, assim como a Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento, em Curitiba.

FIGURA 9: Principais Pesquisadores que Investigaram a Poluição Ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá.



FONTE: Lattes (2023).

LEGENDA: da esquerda para a direita no alto: Dr. Cesar de Castro Martins e Dr. Rubens Cesar Lopes. Abaixo, da esquerda para a direita: Dra. Ana Caroline Cabral e Dr. Paulo da Cunha Lana.

#### 4.7A POLUIÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)

A partir dos resultados bibliométricos foi possível tecer algumas considerações sobre o estado da arte da poluição que nos propomos a investigar e que serão apresentados na sequência. A poluição do Complexo Estuarino de Paranaguá vem sendo estudada por diversos pesquisadores, principalmente da Universidade Federal do Paraná. Tanto compostos orgânicos como inorgânicos são analisados em sedimentos, água e no ar. Para compreender a influência desses compostos na biota local, alguns estudos analisaram espécies endêmicas e de predominância no CEP, observando processos de bioacumulação que podem chegar até os seres humanos através da cadeia alimentar e sofrer bioacumulação (TABELA 5). Um grande desafio enfrentado vem sendo a dinâmica de entrada desses poluentes e quais realmente estão causando impactos negativos no meio.

TABELA 5: Síntese das principais contribuições científicas por classe de poluentes na CEP.

<b>Classe de Poluente e Contribuição Científica</b>	<b>Autores</b>
<b>Metais e Metalóides</b>	
As concentrações de arsênio em peixes de uma região rural (Guaraqueçaba) foram maiores que as de peixes da região de influência urbana e portuária de Paranaguá.	ANGELI, et al., 2013
Bagres capturados próximo ao Porto de Paranaguá apresentaram elevados níveis de organoestânicos como e butilestanho (BTs), principalmente tributilestanho (TBT).	SANTOS et al., 2014
Peixes capturados no entorno do Porto de Paranaguá, apresentaram valores elevados de Zn, Se, As, Cr e Ni, que podem afetar a saúde humana.	TREVIZANI et al. (2019)
Ostras analisadas ao longo CEP apresentaram níveis altos de arsênio e zinco.	VIEIRA et al. (2021),
<b>Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos</b>	
Valores baixos de HPAs, demonstrando que a Baía de Laranjeiras sofre pouca influência das atividades antrópicas.	MARTINS et al., (2015)
Os níveis de HPAs aumentaram nos anos 2000, podendo estar relacionado aos derramamentos de óleos em rios do CEP, e a explosão do navio chileno "Vicuña.	MARTINS et al., (2015)
Os valores de HPAs indicaram que as fontes de contaminação nos sedimentos são de origem pirolítica e no material particulado em suspensão de origem petrogênicas.	CARDOSO et al. (2016)
As concentrações de HPAs em peixes e plâncton foram 15 vezes maiores que as dos sedimentos analisados.	FROEHNER et al., (2018)
<b>Marcadores Orgânicos de Esgoto</b>	
Valores elevados de coprostanol no entorno da cidade de Paranaguá, indicaram uma possível contaminação por esgoto.	MARTINS et al., 2010,2011
Os valores de coprostanol e de epicoprostanol em sedimentos indicaram que a Baía de Laranjeiras não sofre contaminação.	MARTINS, et al., 2012
<b>Alquilbenzenos Lineares</b>	
As maiores concentrações de LABs em SPM foram encontradas	

em locais de zona marinha, fluviais e sedimento, sendo que os resultados indicam que a Baía de Paranaguá sofre baixo de impacto de esgoto.	CABRAL; MARTINS (2018)
<b>Pesticidas Organoclorados</b>	
Valores de DDT foram encontrados em golfinhos da Baía de Paranaguá, podendo ser de origem agrícola da região.	LAILSON-BRITO et al.,2010
Valores encontrados de DDT indicam que a contribuição desse composto na Baía de Paranaguá não é recente.	LAILSON-BRITO et al.,2011
<b>Plásticos e Microplásticos</b>	
Microplásticos foram encontrados em todas as ostras analisadas da região portuária de Paranaguá e Antonina.	MARTINS et al., 2010,2011

Fonte: A autora

#### 4.7.1 Metais e Metalóides

Um estudo realizado no CEP sobre a concentração de metais em tecido muscular do bagre amarelo (*Cathorops spixii*) e do bagre urutu (*Genidens genidens*) encontrou concentrações médias de Zn (31 mg/Kg), As (17 mg/Kg), Cu (1,17 mg /Kg), Cr (0,62 mg /Kg) e Ni (0,28 mg/Kg ) foram detectadas no bagre amarelo e as concentrações Zn (36 mg/Kg), As (4,78 mg/Kg), Cu (1,14 mg/Kg ), Cr (0,51 mg/Kg ) e Ni (0,14 mg/Kg ), no bagre urutu. Os níveis de Cr e Cu, apresentavam comportamento de serem menores em peixes de tamanhos maiores, enquanto o Ni tendeu a aumentar. Já o arsênio, as concentrações nos tecidos musculares dos peixes de uma região mais rural (Guaraqueçaba) foram maiores que as concentrações nos tecidos musculares dos peixes da região de influência urbana (Antonina/Paranaguá) (ANGELI, et al., 2013). Além disso, organoestânicos como o butilestanho (BTs), principalmente tributilestanho (TBT) foram analisados no fígado do bagre marinho (*Cathorops spixii*), os resultados apresentaram maiores níveis de contaminação (52 a 330 ng g<sup>-1</sup>) em fígado de bagre capturados próximo ao Porto de Paranaguá (SANTOS et al., 2014).

Os estudos com espécies de bagre no Complexo Estuarino de Paranaguá, são relevantes pela importância da espécie para o ecossistema, mas principalmente porque esses são base da dieta da população parnanguara. As consequências do

estado de contaminação destas espécies ainda são desconhecias em relação agravos na saúde humana.

Outras espécies de peixes também foram alvo de estudos, como os de Trevizani et al. (2019), que analisaram tecidos musculares e hepáticos de três teleosteos demersais (*Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Isopisthus parvipinnis*) e a concentração de metais (Cu, Cr, Ni, Pb, Zn e Hg) e metalóides (As e Se), os peixes capturados na região próxima ao Porto de Paranaguá apresentaram maiores teores de Se e Zn, de modo que as maiores concentração de As, Cr e Ni foram detectados em *P. brasiliensis*, enquanto Zn apresentou concentrações mais elevadas em *S. rastrifer* e *I. parvipinnis*. O quociente de perigo para um determinado contaminante (THQ), que consiste na razão entre a exposição e a dose de referência recomendados pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) revelaram níveis de As, Cr, Pb e Se no músculo de *P. brasiliensis*, *S. rastrifer* e *I. parvipinnis* que podem afetar a saúde humana, as concentrações de As, Cr, Se e Pb ficaram acima dos limites da legislação para peixes (ANVISA,1965), enquanto o nível de Zn estava acima dos limites permitidos para consumo peixes, representando um problema de saúde pública.

A concentração de metais pesados (Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Ba, Hg, Pb) foram analisadas em ostras ao longo CEP por VIEIRA et al. (2021), que constatou níveis de arsênio (0,5 a 1,56 mg/Kg) acima do limite permitido pela legislação e de Zn em altas concentrações (136,2 a 516,2 mg/Kg). Cabe ressaltar que o zinco apresenta altas concentrações em ostras naturalmente. Os resultados apontados pelos autores revelam riscos à saúde humana que podem ser causados pelo consumo de ostras produzidas no CEP, devido os níveis elevados de As e Zn (VIEIRA, et al., 2021).

Os estudos conduzidos por TREVIZANI et al. (2019) e VIEIRA, et al. (2021), apresentaram dados alarmantes sobre as concentrações de zinco em peixes das espécies *S. rastrifer* e *I. parvipinnis* e em ostras capturados em regiões próximas ao Porto de Paranaguá, sendo notável a importância da análise da concentração desses elementos em espécies endêmicas do CEP para entender quais níveis tróficos estão sofrendo bioacumulação de Zn e quais as principais fontes de entrada desse composto no CEP.

Em relação, a concentração de metais e de metalóides (As, Cu, Cr, Ni, Pb e Zn), amostras sedimentos da Baía de Laranjeiras foram analisadas, tendo como

maiores valores de As (20.5 mg/kg), Cr (56,1 mg /kg), Cu (12.6 mg/kg), Ni (23.2 mg /kg ), Pb (14,7 mg/kg) e Zn (52.1 mg/kg), detectados próximas ao subestúrio do Itaqui, próximo às enseadas Benito e Guaraqueçaba, essa região apresenta uma área a montante dos efeitos das marés, podendo causar mistura de materiais marinhos e fluviais (MARTINS et al., 2012). Já Angeli (2020), detectou maiores concentração de Al (30.619 mg kg<sup>-1</sup>), Ca (21.641 mg kg<sup>-1</sup>), K (7.028 mg kg<sup>-1</sup>) em sedimentos da Baía de Paranaguá, porém os metais tóxicos (ou seja, Cu, Ni, Pb e Zn) não apresentaram níveis que indicam contaminação. Estes estudos indicam que que a Baía de Laranjeiras sofre menor influência das atividades portuárias de Paranaguá e Antonina, o que é corroborado por Martins et al., (2012), que classifica como uma área de influência de atividades antrópicas dentro do CEP.

Com relação a concentração de metais em sedimentos dragados, o estudo de Simões-Neto et al (2021), constataram a concentração de arsênio (média de 0,17 mg/kg), cádmio (0,13 e 1,6 mg/kg), níquel ( 0,17 a 9,7 mg/kg) e zinco (0,5 a 50,3 mg/kg). Já Trevizani (2021), avaliou a concentração de amostras de sedimentos no CEP, e os resultados demonstraram que o ponto próximo à Ilha do Mel apresentou valores de Al (14.300,2 mg/kg), As (5,7 mg/kg), Cr (27,3 mg/kg), Fe (26.459,5 mg /kg), Ni (9,9 mg/kg), Pb ( 9,5 mg/kg), Zn ( 47,4 mg/kg), sendo que ambos os estudos apresentaram baixos.

A deposição atmosférica de elementos dissolvidos (Al, Fe, Zn, Mn, Ba, Ca, V, As, Cu, Co, Ni, Cr e Pb), foi investigada no CEP, sendo constatado que o zinco foi o elemento mais abundante e de maior concentração na água da chuva (27,6 µg/L) coletada próximo a indústrias de fertilizantes e terminais de combustíveis e grãos, de acordo com Machado et al. (2016), esses valores pode ser resultado da presença de tráfego de veículos que causam a queima de combustíveis fósseis e a dissolução do óxido de zinco gerado pela banda de rodagem dos caminhões. Em relação as altas concentrações e deposição atmosférica de Zn, os autores consideram que esse pode tornar-se um potencial fonte de contaminação (MACHADO et al., 2016).

Em contrapartida, Gurgatz, et al., (2018), avaliaram os poluentes atmosféricos utilizando cascas das árvores obtidas em diversos pontos da cidade de Paranaguá. Para identificar a fonte da poluição utilizou indicadores, sendo Cl, K e P (indicadores da fabricação de fertilizantes), Al, Ba e Mg (indicador de queima de óleos pesados e Fe (indicador de atividade ferroviária), os resultados demonstraram a presença de K

e Cl em maiores concentrações em locais próximos aos armazéns de fertilizantes na (GURGATZ et al., 2018).

#### 4.7.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

A ocorrência de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) no CEP foi avaliada a partir de diversos estudos (FROEHNER et al.,2010; MARTINS, et al.,2012; MARTINS, et al., 2015; CARDOSO, et al., 2016; FROEHNER et al., 2018; GARCIA; MARTINS, 2021; GARCIA; MARTINS, 2021; GURGATZ et al., 2023) , cada qual com um foco distinto (TABELA 6).

Tabela 6: Dados dos artigos analisados sobre HPAs

<b>Matriz</b>	<b>Características</b>	<b>Concentrações</b>	<b>Autores</b>
Sedimentos	Sedimentos marinhos	26,33 a 406,76 ng/g.	FROEHNER et al.,2010.
Sedimentos	Sedimentos marinhos	3,85 a 89,1 ng/g	MARTINS, et al., 2012.
Sedimentos	Sedimentos marinhos	< DL – 718 ng/g	MARTINS, et al., 2015.
Sedimentos	Sedimentos superficiais	0,6 a 63,8 ng/g	CARDOSO, et al., 2016.
SPM	Material em suspensão	391 a 4.164 ng/g	CARDOSO, et al., 2016.
Sedimentos	Sedimentos superficiais	15.33 – 133.61 µg /g	FROEHNER et al., 2018.
Água	Profundidade de 50 cm	51,20–162,37 µg/L	FROEHNER et al., 2018.
Plâncton	Plâncton	175.41 - 2096.10 µg /g	FROEHNER et al., 2018.
Peixes	Músculo e fígado	26.52 -2055.00 µg /g	FROEHNER et al., 2018.
Sedimentos	Manguezais	< DL – 234,3 ng/g	GARCIA; MARTINS, 2021.
Sedimentos	Sedimentos superficiais	< DL a 125,6 ng /g	GURGATZ et al., 2023.

FONTE: A autora (2023).

Um destes estudos investigou a presença da HAPs em amostras de sedimentos marinho na Baía de Paranaguá em 2010, e apresentou concentrações total de PAHs entre 26,33 a 406,76 ng/g, apontando que os maiores valores foram encontrados em sedimentos com maior teor de carbono orgânico (FROEHNER et. al., 2010). Na Baía de Laranjeiras a concentração de  $\Sigma 16\text{HPA}$  (soma dos 16 HPAs prioritários) variou de 3,85 a 89,1 ng/g, os maiores valores foram encontrados na entrada e no centro da Baía de Laranjeiras e próximo ao porto de Paranaguá, indicando que os PAHs na área de estudo eram predominantemente derivados da

podendo estar relacionada a entrada de navios no Porto de Paranaguá e as pequenas embarcações ( MARTINS et al., 2012).

Martins et al. (2015), realizaram a reconstrução histórica do aporte de HPAs utilizando testemunhos de sedimentos do CEP apontou predominância de fontes petrogênicas, relacionadas às atividades portuárias e de transporte aquaviário. Valores mínimos foram encontrados nas porções relativas até os anos 1930, quando o complexo portuário ainda estava em seu período de desenvolvimento inicial. Estes valores aumentaram em até 10 vezes por volta de 1940-1950, período caracterizado pela intensificação das atividades industriais e portuárias na região, onde o porto está instalado atualmente. Esta época também é conhecida na história do Antropoceno como “A Grande Aceleração”, que corresponde ao período do pós segundo Guerra Mundial, quando houve grande aceleração das economias de todo o mundo ocidental e forte industrialização (STEFFEN et al., 2015), o que também se sucedeu no Brasil.

A investigação de Martins et al., (2015) demonstraram que os níveis de HPAs diminuíram entre os anos 1960 e 1980 devido aos períodos de seca, que influenciaram a hidrodinâmica local, assim como a crise global do petróleo no final da década de 1970. A partir dos anos 2000, as concentrações sobem até 718 ng/g entre 2002-2006, que pode estar relacionado há dois derramamentos de óleo em rios que desaguam no CEP, e a explosão do navio chileno "Vicuña", que derramou aproximadamente 4.000 toneladas de metanol e 1.400 m<sup>3</sup> de óleos em região próxima ao porto (MARTINS et al., 2015).

Já a avaliação de HPAs realizada por Cardoso et al. (2016), indicaram valores inferiores no sedimento superficial (0,6 a 63,8 ng/g) do que no material particulado em suspensão (391 a 4.164 ng/g) com fonte predominantemente pirolítica (queima de matéria orgânica ou combustíveis) no sedimento superficial, e petrogênicas no material particulado em suspensão. Um fator interessante identificado no estudo foi o fato de, no sedimento superficial, os maiores valores estarem localizados nas áreas internas e intermediárias do estuário, que provavelmente se dá devido à diminuição da corrente dos rios ao entrar no CEP, que propicia a deposição dos sedimentos. Para o material particulado em suspensão, os maiores valores estão concentrados na entrada do CEP, provavelmente devido à constante entrada de HPAs pelo fluxo de embarcações no local.

Já Froehner et al., (2018), avaliaram concentração de 16 HPAs em água, sedimentos e na biota. Devido aos valores encontrados nos sedimentos ( $\Sigma$ PAHs 15,33-133,61  $\mu\text{g/g}$ ) na água ( $\Sigma$ PAHs 51,20–162,37  $\mu\text{g/L}$ ) a área foi caracterizada como levemente poluída, porém as concentrações em peixes (26,52 a 2.055,00  $\mu\text{g/g}$ ) e plâncton (175,41 a 2.096,10  $\mu\text{g g}^{-1}$ ), foram 15 vezes maiores que as dos sedimentos, de modo com que esses valores são preocupantes devido as características desses compostos se bioacumular. Para verificar hipótese de bioacumulação foi realizado o cálculo do fator de bioacumulação (BAF) confirmam o efeito de bioacumulação, até mesmo em áreas não consideradas poluídas com menores concentração de PAHs em água e sedimentos.

Pela primeira vez foi analisado a concentração de 16 PAHs prioritários (EPA) em sedimentos de mangues do CEP, sua concentração, (< DL – 234,3  $\text{ng/g}$ ) foram maiores do que em sedimentos de fundo e tiveram uma ordem de magnitude semelhante àquelas de outros manguezais impactados pelo homem, mas foram inferiores aos de outros manguezais fortemente impactados. Observou-se um nível moderado de contaminação antrópica, e as principais fontes prováveis de HPAs foram a navegação e os efluentes domésticos (GARCIA; MARTINS, 2021).

Já investigação de Gurgatz et al., (2023) sobre HPAs em sedimentos superficiais que as concentrações baixas (< DL a 125,6  $\text{ng/g}$ ) que não apresentaram riscos, de modo que sedimentos do canal da Galheta e da Baía de Laranjeiras tinham poucas contribuições de variáveis sedimentares para o acúmulo de HAPs, indicando excelente qualidade ambiental em ambas as regiões no que diz respeito à contaminação sedimentar por HAPs. Esta qualidade ambiental resultou não só de medidas de conservação, mas também de características sedimentares favoráveis relacionadas com a matéria orgânica e o tamanho dos grãos.

De modo, com que analisando em um panorama geral a poluição por HPAs no Complexo Estuarino de Paranaguá, os estudos demonstraram que os maiores valores encontrados foram em peixes e em plânctons (Froehner et al., 2018), constatando que o CEP está sofrendo contaminação por HAPs e que esses compostos estão se bioacumulando nas espécies e conseqüentemente na cadeia alimentar, podendo causar risco a saúde humana, porém aumento dos HPAs no CEP pode estar atrelado acidente de Vicuña (MARTINS et al., 2015), ou pode ser derivados dos materiais particulados em suspensão de fontes petrogênicas

(CARDOSO et al., 2016). Gurgatz et al., (2023) e Martins, et al., (2012), encontraram valores baixos de HPAs na Baía de Laranjeiras, sendo que os valores mais elevados encontrados foram próximo ao terminal de embarque onde estão presentes embarcações pequenas, demonstrando que a Baía de Laranjeiras devido a sua localidade sofre pouca influência das atividades antrópicas do Porto de Paranaguá.

#### 4.7.3 Marcadores Orgânicos de Esgoto

Os marcadores orgânicos de esteróis fecais no CEP foram avaliados a partir de diversos estudos (MARTINS et al., 2010; MARTINS et al., 2011; MARTINS et al., 2012; SOUZA et al., 2016; BARBOZA, et al., 2013; CABRAL, MARTINS (2018)).

Em relação aos marcadores orgânicos de esteróis fecais, em sedimentos esses apresentaram valores elevados de coprostanol (2,22 µg/g, MARTINS et al., 2010; > 1,00 µg/g, MARTINS et al., 2011), no entorno da cidade de Paranaguá, demonstrando uma possível contaminação por esgoto. É notável que esses estudos confirmam que o CEP está sofrendo contaminação por esgoto, provavelmente essa tem como origem o lançamento clandestino de esgoto. Segundo Martins et al. (2012), na Baía de Laranjeiras, as concentrações de coprostanol e de epicoprostanol em sedimentos estavam abaixo dos limites de detecção (0,01 ng/g), indicando que a contaminação por esgoto não está afetando os sedimentos estuarinos investigados (MARTINS, et al., 2012).

Ainda em relação a contaminação por esgoto, Souza et al. (2016) realizaram uma investigação para compreender a variação da macrofauna próximo à Ilha da Cotinga e em uma área de planície de maré, sendo definidos os locais de amostragem como aqueles que recebem uma carga de esgoto (contaminados) e regiões que não tiveram contatos (não contaminado). De modo, que os locais considerados contaminados obtiveram coprostanol (<DL e 14 µg/g), coprostanol/coprostanol + colestanol (0,48 e 0,85), coprostanol/coprostanol + colesterol (0,12 e 0,77) e proporção de epicoprostanol para coprostanol foi <0,2 no local contaminado, indicando a presença de contaminação do sedimento por esgoto bruto. Além disso, o estudo demonstrou que a área contaminada tinha altos teores de coprostanol e confirmou a presença *Paranis cf frisci* como indicador de enriquecimento orgânico.

A densidade e biomassa de *Branchiostoma caribaeum* foi analisada ao longo de um gradiente de contaminação de esgoto identificado por esteroides fecais no CEP, os esteróis fecais e alta atividade bacteriana estiveram diretamente relacionados com o lançamento crônico de efluentes de esgoto próximos a Paranaguá e envolvidos nas combinações de variáveis que melhor explicaram a variabilidade na densidade e biomassa de *B. caribaeum*, que foram significativamente menores do que em áreas com altas concentrações de esteróis fecais, porém a variação de dados biológicos encontrada em escalas menores pode estar relacionada a textura do sedimento (BARBOZA et al., 2013).

Para avaliar a distribuição espacial do esgoto e a entrada de matéria orgânica biogênica (MO) e fornecer *insights* comparativos sobre seu comportamento, composições e fonte, Cabral e Martins (2018), analisaram as concentrações de esteróis fecais em sedimentos superficiais e material particulado em suspensão (SPM), sendo que as concentrações de coprostanol variou 0,49 a 0,94 µg/g em sedimentos dos locais próximo as aos Portos de Antonina e Paranaguá e de 1,78 a 2,67 µg/g em amostras de SPM em vários locais diversos incluindo regiões próximas ao Porto de Antonina, Paranaguá e da Ilha do Mel, sendo que essas concentrações estão próximas ou superiores aos valores limite de contaminação por esgoto, indicando que zonas fluviais e de mistura estão sujeitas à influência de esgoto tanto na coluna d'água quanto nos sedimentos.

Por fim, os estudos de esteróis fecais constataram que o Complexo Estuarino de Paranaguá apresenta várias regiões contaminadas por esgoto (MARTINS et al., 2010; MARTINS et al., 2011; SOUZA et al., 2016), a Baía de Laranjeiras não apresentou níveis de contaminação altos (MARTINS et al., 2012), enfatizando essa região como uma área dentro do CEP que menos sofre com os problema antrópicos. Já Souza et al. (2016), detectou a presença *Paranais cf frici* em locais que apresentam elevados valores de matéria orgânica e consequentemente apresentam esteróis fecais. Já Barboza, et al., 2013 percebeu que áreas com altas concentrações de esteróis fecais tinham menor densidade e biomassa de *B. caribaeum*, de modo com que essas espécies podem ser utilizadas em futuros trabalhos como indicadores de contaminação por esgoto.

#### 4.7.4 Alquilbenzenos Lineares (LABs)

Outra maneira de identificar a presença de contaminação por esgoto é a utilização dos Alquilbenzenos Lineares (LABs) como marcadores químicos de entrada de esgoto, de acordo com Cabral et al., (2018), ao avaliarem a concentração de LABs em água do CEP, obteve concentrações mais altas no verão (0,27 e 1,67  $\mu\text{g}$ ), sendo que essas ocorrem em áreas de escoamentos do rio São João, Cubatão, Cachoeira e Nhundiaquara, localizados no entorno a cidades de Antonina, Guaratuba e Paranaguá, porém na região interna da baía houve incompatibilidades entre locais com elevados níveis de LABs e locais conhecidos de entrada de efluentes podendo esses estar relacionado ao acúmulo de matéria orgânica e a processos químicos naturais que ocorrem no verão com aumento das chuvas e consequentemente o aumento da vazão dos rios que pode influenciar no aumento da concentração dos LABs, mesmo sem a entrada de esgoto conhecida.

Em material particulado em suspensão (SPM) e sedimentos superficiais, Cabral e Martins (2018), encontraram concentração de LABs totais no SPM (43,8 a 480,0  $\text{ng g}^{-1}$ ) e sedimentos superficiais (< DL a 21,0  $\text{ng/g}$ ), as maiores concentrações em SPM foram encontradas em locais de zona marinha em seguida de locais fluviais e em sedimentos, as maiores concentrações em sedimentos superficiais foram registradas em locais nas zonas fluviais e de mistura (próximo a cidade de Paranaguá e Antonina). Os resultados desses LABs indicam que a Baía de Paranaguá está sob baixo impacto de esgoto considerando tanto a coluna d'água quanto os sedimentos superficiais.

O estudo de Cabral et al., (2018) demonstrou que fatores como acúmulo de matéria orgânica e processos químicos naturais podem influenciar na concentração de LABs no CEP. De acordo com Cabral e Martins (2018) as maiores concentrações detectadas em SPM e em sedimentos superficiais variaram regiões de zona marinha, fluviais e de mistura. Apesar disso, os estudos não detectaram níveis alarmantes de LABs no CEP.

#### 4.7.5 Pesticidas Organoclorados (POCs) e Bifelinas Policloradas (PCBs)

Já compostos organoclorados (POCs), investigados na gordura de boto-cinzas (*Sotalia guianensis*) que foram capturados acidentalmente entre 1995 até

2005 nas Baías de Guanabara, Sepetiba/Ilha Grande e Paranaguá apresentaram concentrações de PCBs, sendo que nos botos da Baía de Guanabara (Relação DDE/ $\Sigma$ DDT: 79%) foram, superiores às dos golfinhos de outras áreas do Hemisfério Sul e que houve predomínio do dicloro-difenil-tricloetano (DDT) nos golfinhos da Baía de Paranaguá, pois apresentaram maior contribuição de DDT (Relação  $\Sigma$ DDT/ $\Sigma$ PCB: 1,33) na soma dos organoclorados analisados, o que pode estar refletindo uma influência agrícola dessa região (LAILSON-BRITO et al., 2010). Lailson-Brito et al., (2011) analisaram amostras de gordura do boto (*Pontoporia blainvillei*) em relação aos DDTs nas mesmas regiões, assim para avaliar o tempo que esse composto está no meio utilizou uma relação onde quanto maior a percentagem de p, p'-DDE menos recente é a libertação de DDT no ambiente, os resultados apontaram litoral norte de São Paulo (67%), litoral sul de São Paulo (72%) e litoral do Paraná (51%), confirmando que a utilização de DDT nessas regiões não é recente.

Para compreender a distribuição vertical de PCBs em testemunhos de sedimentos, que as concentrações de PCBs totais foram maiores (> dL a 6,65 ng /g), na Baía de Paranaguá principalmente na camada 12 a 14 cm, do que em Antonina e na Ilha da Cotonga, sendo que os testemunhos analisados quando comparados com as diretrizes de qualidade de sedimento que avalia o risco potencial de sedimento para biota apresentou concentrações abaixo do valor permitido pela legislação brasileira e menores do que regiões urbanizadas e industrializadas como é o caso do Estuário de Santos (COMBI et al., 2013). Os congêneres clorados intermediários registraram maior contribuição ( 89,2% do total de PCBs) de PCB 66/95 [PCB 110 [PCB 101 [PCB 18 [PCB 132], sendo que esses apresentam característica de estarem mais perto dos locais que foram gerados devido sua estrutura química, demonstrando que a fonte provável PCBs nesse meio é a cidade de Paranaguá devido área urbanizada e portuária e a não detecção dos PCBs altamente clorados podem indicar que os congêneres estão próximos as margens ou em pontos não analisados.

Já Souza et al., (2018), verificaram a ocorrência de bifenilos policlorados (PCBs) e pesticidas organoclorados (COPs) em sedimentos superficiais (0–3 cm) , os COPs foram detectados em todas as amostras de sedimentos superficiais, e o grupo DDT ( $\Sigma$ DDT, DDD e DDE) apresentou as maiores concentrações (<DL a 3,22

ng g<sup>-1</sup>), além disso, outros OCPs), como metoxicloro (<DL a 2,55 ng g<sup>-1</sup>), mirex (<DL a 0,54 ng g<sup>-1</sup>), endosulfan (<DL a 0,52 ng g<sup>-1</sup>) e heptacloro (<DL a 0,22 ng g<sup>-1</sup>) foram encontrados na área analisada; de modo com que as maiores concentrações PCBs e COPs foram detectadas nas partes internas CEP, principalmente nas portuárias de Paranaguá e Antonina.

Os estudos de Lailson-Brito et al., (2010 e 2011) e Souza et al., (2018), detectaram a presença de dicloro-difenil-tricloetano (DDT) no CEP, porém constataram que as concentrações encontradas não são recentes, sendo que o Brasil em 1985 proibiu seu uso na agricultura e em 2009 proibiu sua fabricação, importação e comercialização. Cabe ressaltar que o Porto de Paranaguá exporta cargas de soja, milho e farelo de soja, além disso a região de Morretes e Antonina movimenta uma parcela pequena de agricultura, de modo, com que os valores encontrados de DDT podem ser de origem do uso pretérito das cargas portuárias ou de regiões de agricultura presentes no CEP movimentadas até o final da década de 1980, mas sua contaminação permanece nos ambientes, contribuindo com a poluição do CEP até os dias atuais.

#### 4.7.6 Hidrocarbonetos Alifáticos (HAs)

Em relação aos hidrocarbonetos alifáticos Martins et al., (2012) avaliaram a concentração na Baía de Laranjeiras para determinar a origem de matéria orgânica e o estado de contaminação dos sedimentos, sendo a concentração total de hidrocarbonetos alifáticos (0,28 a 8,19 µg/g), a concentração total de n-alcano (0,10 a 6,06 µg/g), as baixas concentrações e a predominância de n-alcenos nas amostras descartam a possibilidade de contaminação por hidrocarbonetos de petróleo.

Ribeiro et al. (2013), examinaram a presença de hidrocarbonetos alifáticos na Baía de Paranaguá e de Laranjeiras, observando a presença de misturas complexas não resolvidas (UCM) nas amostras na Baía de Paranaguá sendo que os valores máximos encontrados foram de 46, 89 µg/g, podendo esses valores serem provenientes de resíduos de petróleo bruto ou degradado por microrganismos, porém o indicativo de contaminação na Baía de Paranaguá foi confirmado pela concentração alta de hidrocarbonetos alifáticos totais ( $\Sigma$ -HAs) e relação UCM/R (> 5,0), confirmando uma possível contaminação próxima ao Porto. O mesmo não foi

observado nas amostras provenientes da Baía de Laranjeiras. Martins et al., (2015), que encontrou uma concentração máxima de HAs totais em sedimentos de seção de 4–6 cm (722,6 µg/g), evidenciando uma possível contaminação crônica, além disso as concentrações totais de HAs superiores a 100 µg/g ocorreram entre 14 e 19 cm, e as camadas superiores (0–2 e entre 4 e 8 cm) pareciam estar contaminadas por petróleo.

Barboza et al. (2015), verificaram a variação nos padrões de distribuição de estrelas frágeis ao longo de um gradiente de contaminação identificado por hidrocarbonetos alifáticos na Baía de Paranaguá, demonstrando que os padrões de distribuição de estrelas frágeis embora modulados pela variação de fundo, estão nitidamente relacionadas a contaminação de sedimentos, sendo que *A. januarii* espécie predominante pode ser utilizada como um indicador biológico de perturbação por contaminação em estuarinos.

Assim os estudos demonstraram que a Baía de Laranjeiras não apresenta contaminação por HAs (MARTINS et al., 2012), já na região próxima a atividades portuárias (RIBEIRO et al., 2013; MARTINS, et al., 2015) foram constatados a presença de HAs em altas concentrações sendo confirmado a contaminação por HAs, que podem ser provenientes das atividades portuárias.

#### 4.7.7 Plásticos e Microplásticos

Estudos sobre plásticos e microplásticos (MPs) vem sendo realizados no Complexo Estuarino de Paranaguá. Possatto et al., (2015), coletaram plásticos e microplásticos através de redes de arrasto, sendo recolhidos 269 peças de plástico (92,4%), 10 de metal (3,4%), 5 de roupas (1,7%), 3 embalagens longa vida (1%) e 2 itens de espuma (0,7) e 1 pedaço de vidro e couro; cabe ressaltar que os maiores índices de detritos ocorreram na área que a cidade de Paranaguá e o Porto.

Já Mengatto e Nagai (2022), verificaram a presença de microplásticos (1–5 mm) em sedimentos de praias arenosas do CEP, partículas de MPs foram encontradas na maioria dos locais de amostragem (total= 389 itens), com exceção da Ilha Rasa da Cotinga, Rio Itiberê e Pontal da Pita, porém a Ponta do Ubá (91 itens) e Vila das Peças (50 itens) obtiveram maior número de itens repetidos. Os MP encontrados correspondiam a espuma (63,7%) fragmentos de plástico duro (13,8%),

fragmentos de tinta (12,8%), *pellets* (7,2%), plásticos macios (filme, 1,8%) e linhas (0,5%), sendo que os *pellets* podem ser introduzidos no meio ambiente através de embarcações marítimas e atividades portuárias durante o transporte ou carregamento e os fragmentos de tintas podem ser derivados de barcos e navios, como cais e plataformas de petróleo.

Assim um estudo que buscou avaliar a presença de microplásticos em organismos de ostras ao longo CEP, de modo com que os microplásticos foram encontrados em todas as ostras, com uma média de 9,6 itens por 150 mg de hepatopâncreas, um resultado maior do que estudos de outros países, porém a pesquisa extraiu apenas o hepatopâncreas das ostras, a maior quantidade de MP foi detectado em ostras coletadas em locais do entorno do Porto de Antonina e Paranaguá, de modo com que o estudo demonstra que os MPs podem entrar na cadeia trófica (VIEIRA et al., 2021).

Dessa forma, os estudos (MENGATTO, NAGAI (2022); VIEIRA et al., 2021), confirmam a presença de microplásticos no CEP e nos organismos de ostras, sendo necessário estudos mais aprofundados dos impactos dos microplásticos nas espécies presentes no CEP e as consequências ambientais.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho buscou investigar, através de uma bibliometria o panorama da poluição ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) nos últimos 13 anos (2010-2013) bem como a contribuição científica que está representada pelos pesquisadores.

A produção científica em relação a poluição ambiental do CEP, demonstrou que 2018 foi o ano que houve maior número de publicações, sendo que a revista *Marine Pollution Bulletin* lidera como a que mais publicou, já os países como Estados Unidos e Inglaterra estão à frente dos principais editores dos periódicos mais utilizados.

Nesse meio, destaca-se o pesquisador Cesar de Castro Martins como o maior pesquisador sobre poluição ambiental no CEP, sendo responsável pelo artigo mais citados e esteve em diversas coautorias com outros pesquisadores, cabe ressaltar que estudos sobre hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAS), Alquilbenzenos lineares (LABs), hidrocarbonetos alifáticos (HAs) e marcadores orgânicos de esteróis estão presentes na sua linha de pesquisa.

Em relação ao panorama da poluição ambiental do CEP, os estudos demonstram elevadas concentrações de butilestano (BTs), tributilestano (TBT), As, Cr, Se, Pb em peixes principalmente na região do Porto de Paranaguá, sendo também detectadas altas concentrações de arsênio em peixes de uma região rural de Guaraqueçaba, de modo com que diferentes regiões no CEP estão contaminadas e está contaminação está presente na cadeia trófica, afetando a saúde da população. Cabe ressaltar que o zinco foi o contaminante que esteve presente altas concentrações em diferentes compartimentos ambientais como peixes, ostras e em amostras de água da chuva.

Já os valores elevados de esteróis fecais demonstram que a região do CEP próximo ao Porto de Paranaguá vem sendo contaminada por esgoto, valores elevados de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em peixes e plâncton alertam sobre um processo de bioacumulação, a presença de DDT também constatado, salienta que mesmo após a proibição esses compostos ainda presentes no meio e que novos poluentes estudados como microplásticos encontrados em todas as ostras analisadas já estão presentes no CEP.

Por fim, os estudos demonstraram que a Baía de Laranjeiras aparece como a região do CEP que obteve os menores valores de contaminação, demonstrando ser uma área ainda considerada como intacta por estar mais afastada das atividades industriais e portuárias.

A análise bibliométrica se mostrou um instrumento valioso para promover esta avaliação do Complexo Estuarino de Paranaguá. Nesse cenário foi possível compreender que o CEP se apresenta contaminado em algumas regiões, que as consequências do lançamento afetam as espécies de peixes e ostras que são base da dieta da população local, alertando sobre a importância desses estudos.

## REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, C. M. **Porto de Paranaguá: Transformações Espaciais Decorrentes do Processo De Modernização Capitalista e Integração Territorial entre os anos 1970 e 2010**. 295 p. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.
- ADAMS, C. As populações caiçaras e o mito do bom selvagem: a necessidade de uma nova abordagem interdisciplinar, **Revista de Antropologia**, v. 43, n. 1, p.145-182,2000.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS (Brasil). **Anuário estatístico aquaviário**. Brasília, DF: ANTAQ, 2021.
- AL-SALEM, S. M.S; SAIF UDDIN, F.; UDDIN, S.; AL-YAMANI, F. An assessment of microplastics threat to the marine environment: A short review in context of the Arabian/Persian Gulf, **Marine Environmental Research**, v.159,2020.
- ALVES, M. I. R.; ANTONIOSI-FILHO, N. R.; OLIVEIRA, L. G.; FURTADO, S. T. F. Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.15, n.1, p. 67-74,2010.
- ANGELI, J. L.; TREVIZANI, T. H.; RIBEIRO, A.; MACHADO, E. C.; FIGUEIRA R. C.; MARKERT, B.; FRAENZLE, S.; WUENSCHMANN, S. Arsenic and other trace elements in two catfish species from Paranaguá Estuarine Complex, Paraná, Brazil. **Environ Monit Assess**, v,185, n.10, p.8333-8342, 2013.
- ANGELI, J. L. F. et al. Geochemical mapping in a subtropical estuarine system influenced by large grain-shipping terminals: Insights using Metal/Metal ratios and multivariate analysis. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 19, p. 443, 23 set. 2020.
- APPA. **Plano Mestre do Complexo Portuário de Paranaguá**. 2018. Disponível em: <[https://www.portosdoparana.pr.gov.br/sites/portos/arquivos\\_restritos/files/documento/2019-06/plano\\_mestre\\_dos\\_portos\\_de\\_paranagua\\_e\\_antonina.pdf](https://www.portosdoparana.pr.gov.br/sites/portos/arquivos_restritos/files/documento/2019-06/plano_mestre_dos_portos_de_paranagua_e_antonina.pdf)>. Acesso em: 13 set. 2022.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. Bookman, 4ªed, Porto Alegre, p. 441-442, 2011.
- BARROS, M. A. S.D. **Elemento Cromo e suas características**. Periódicos Furg, 2005.

BARBOZA, C. A. M.; HADLICH, L.; SANDRINI-NETO, L.; MARTINS, C. C.; LANA, P. C. Is the distribution of the lancelet *Branchiostoma caribaeum* affected by sewage discharges? An analysis at multiple scales of variability, **Marine Pollution Bulletin**, v.69, n. 1–2, 2013.

BARBOZA, C. A. M.; MARTINS, C. C.; LANA, P. C. Dissecting the distribution of brittle stars along a sewage pollution gradient indicated by organic markers, **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n.1, 2015.

BATISTA, A. A. **Efeitos da contaminação *in situ* por níquel em peixes da espécie *Oreochromis niloticus* (Cichlidae)**.2012. 53 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Rio Claro, 2012.

BARTLETT, P.D. Degradation of coprostanol in an experimental system. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 1, p. 27-29, 1987.

BECK, U. **Sociedade do risco**. São Paulo: Editora, v. 34, 2010.

BERVOETS, L.; BLUST, R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. **Environ Pollut**, v.126, n. 1, p.9-19, 2003.

BET, R.; BÍCEGO, M. C.; MARTINS, C. C. Sedimentary hydrocarbons and sterols in a South Atlantic estuarine/shallow continental shelf transitional environment under oil terminal and grain port influences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 95, n. 1, p. 183–194, 15 jun. 2015.

BEUREN, M. M. et al. On measuring the efficiency of Brazilian ports and their management models. **Maritime Economics & Logistics**, v. 20, n. 1, p. 149–168, 1 mar. 2018.

BHUYAN, S. Effects of microplastics on fish and in human health, **Frontiers in Environmental Science**, v.10, 2022.

BOLDRINI, C. V.; PEREIRA, D. N. Metais pesados na Baía de Santos e Estuário de Santos e de São Vicente Bioacumulação. **Rev. Ambiente**, São Paulo, v.3, n.1, 1987.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.; GALLARDO, A.; BONNECARRERE, J; SOUZA, T.; CONTRERA, **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 3 ed. São Paulo: Pearson, 2021.

BRANDINI, N. Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação as propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes ao Complexo da Baía de Paranaguá. **Revista Insulpa**, n.37, p.19-38,2008.

CABRAL, A. C.; STARK, J. S.; KOLM, H. E.; MARTINS, C. C. An integrated evaluation of some faecal indicator bacteria (FIB) and chemical markers as potential tools for monitoring sewage contamination in subtropical estuaries, **Environmental Pollution**, v.235, 2018.

CABRAL, A. C.; MARTINS, C. C. Insights about sources, distribution, and degradation of sewage and biogenic molecular markers in surficial sediments and suspended particulate matter from a human-impacted subtropical estuary, **Environmental Pollution**, v.241, p. 1071-1081, 2018.

CAMARGO, M. Z.; SANDRINI-NETO, L.; CARREIRA, R. S.; CAMARGO, M.G. Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages from two large estuaries in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, n. 1, p. 66–76, .2017.

CAMPOS-NETO, C. A. S.; PÊGO-FILHO, B.; ROMMINGER, A. E. **Portos brasileiros 2009: ranking, área de influência, porte e valor agregado médio dos produtos movimentados**. n.1408, 2009.

CARDOSO, F. D.; DAUNER, A. L. L.; MARTINS, C. C. A critical and comparative appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and suspended particulate material from a large South American subtropical estuary. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 219–229, 2016.

CELINO, J.; QUEIROZ, A. F. S. Fonte e grau da contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) de baixa massa molecular em sedimentos da baía de Todos os Santos, Bahia. **Rev. Esc. Minas**, v.59, n.3, 2006.

CIRCUNVIS, B. C. Organoclorados e Organofosforados: principais características e seus efeitos potenciais à saúde humana. **Revista Uningá**, n. 3, p.50-61, 2010.

CHOUERI, R. B. et al. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 1 out. 2009.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, **Mar Pollut Bull**, v.62, n.12, p.2588-97, 2011.

COMBI, T.; TANIGUCHI, S.; LIMA-FERREIRA, P.A. *et al.* Sources and Temporal Patterns of Polychlorinated Biphenyls Around a Large South American Grain-Shipping Port (Paranaguá Estuarine System, Brazil). **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 64, p.573–582, 2013.

CRUZ, J. B. F.; SOARES, H. F. Uma revisão sobre zinco. **Ensaio e Ciências**, Campo Grande, v.15, n.1, p.207-2022, 2011.

FÁVARO L. F; FREHSE, F. A.; OLIVEIRA, R. N.; SCHWARZ, J. R. Schwarz R. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Rev Bras Zool.**, V. 22, N. 4, 2005.

DIAS, T. H.; OLIVEIRA, CARVALHO, F.; SANDERS, L. M.; MACHADO, E. C.; SÁ, F., Radium isotope ( $^{223}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{228}\text{Ra}$ ) distribution near Brazil's largest port, Paranaguá Bay, Brazil, **Marine Pollution Bulletin**, v.111, n. 1–2, 2016.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers, **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n.8, 2009.

FERREIRA, E. R. R. **Efeitos combinados de microplásticos e Glifosato nas brânquias de Tilápia (*Oreochromis niloticus*)**. 2022.47f. Dissertação – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-graduação em Sanidade animal e Saúde pública nos trópicos, Araguaína, 2022.

FLORES, A. **Determinação de resíduos organoclorados em águas e sedimentos**. 2000. 107 f. Tese (Doutorado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

FROEHNER, S.; MARTINS, R. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba, **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 8, p. 2020-2026, 2008.

FROEHNER, S.; MACENO, M.; Da Luz E. C.; SOUZA, D. B.; MACHADO, K. S. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments and their potential toxic effects. **Environ Monit Assess**, v. 168, n. 1-4, p.205-2013, 2010.

FROEHNER, S.; MACENO, M.; MACHADO, K. S. Predicting Bioaccumulation of PAHs in the Trophic Chain in the Estuary Region of Paranaguá, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 174, n. 1, p. 135–145, 1 mar. 2011.

FROHNER, S.; RIZZI, J.; VIEIRA, L. M., S., Rizzi, J., Vieira, L. M.; SANEZ, J. PAHs em Água, Sedimentos e Biota em Área com Atividades Portuárias. **Arch Environ Contam Toxicol**, v.75, p.236–246, 2018.

GADOTTI, M. Pedagogia da Terra e a Cultura de Sustentabilidade. **Revista Lusófona de Educação**. v.6. pp.15-29, 2005.

GARCIA, M. R. et al. Petroleum biomarkers as tracers of low-level chronic oil contamination of coastal environments: A systematic approach in a subtropical mangrove. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 1060–1070, 1 jun. 2019.

GARCIA, M. R.; MARTINS, C. C. A systematic evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in South Atlantic subtropical mangrove wetlands under a coastal zone development scenario, **Journal of Environmental Management**, v.277, 2021.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

GÓES, L. M.; TEIXEIRA, C. F.; FARACO, L. F. D.; FOPPA, C. C. Licenciamento Ambiental de empreendimentos de infraestrutura e a conservação da natureza no litoral do Paraná: Acordos e invisibilidades no caso da ferrovia Lapa Paranaguá, **Revista Guaju**, Matinhos, v.7, n.1, p 234-255, 2021.

GONÇALVES, M. F. **Variação temporal e espacial da presença dos metais pesados Cd, Cr, Ni, Pb, Zn na bacia do Rio Barigüi e identificação de suas fontes potenciais**. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) -Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós Graduação em Engenharia dos Recursos Hídricos, Curitiba, 2008.

GONZALEZ, K. R. Toxicidade do Níquel. **Revista Intertox de Toxicologia Risco Ambiental e Sociedade**, v. 9, n. 2, p. 30-54, 2016.

GONZALEZ, M. R.; MARTINEZ, L. A. Emerging Contaminants in Water: Challenges and Perspectives. *Environmental Science and Technology Journal*, v. 42, n. 7, p. 267-283, 2018.

GORMAN, D. et al. Organic contamination of beached plastic pellets in the South Atlantic: Risk assessments can benefit by considering spatial gradients. **Chemosphere**, v. 223, p. 608–615, 2019.

GURGATZ, B. M. **Avaliação do material particulado fino, fuligem e poluentes gasosos na região portuária de Paranaguá** .2018. 196 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável) – Universidade Federal do Paraná, Setor do Litoral, Pós Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável, Matinhos, 2018.

GURGATZ, B. M.; GARCIA, M. R.; CABRAL, A. C.; SOUZA, A. C.; NAGAI, R. H.; FIGUEIRA, R. C. L.; MAHIQUES, M. M.; MARTINS, C. C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in a Natural Heritage Estuary influenced by anthropogenic activities in the South Atlantic: Integrating multiple source apportionment approaches, **Marine Pollution Bulletin**, v. 188, 2023.

HU, X.; GONG, S.; HE, Q.; WU, J.; LI N. Less is more: A new perspective for toxicity of emerging contaminants by structures, protein adducts and proteomics, **trAc Trends in Analytical Chemistry**, v. 167, 2023.

IBGE - Instituto Brasileiro de geografia e estatística. **Panorama Populacional**, 2022.

JEAN, J.; PERRODIN, Y.; PIVOT, C.; TREPO, D.; PERRAUD, M.; DROGUET, J.; TISSOT-GUERRAZ, F. Identification and prioritization of bioaccumulable pharmaceutical substances discharged in hospital effluents, **Journal of Environmental Management**, v. 103, 2012.

LAILSON-BRITO, P. R.; DORNELES, C. E.; AZEVEDO-SILVA, A. F.; VIDAL, R. C.; ZANELATTO, C. P. C.; LOZINSKI, A.; AZEREDO, A. B. L.; FRAGOSO, H. A.; CUNHA, H. A.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations, **Environmental Pollution**, v.158, n. 5, 2010.

LAILSON-BRITO, P. R.; DORNELES, C. E.; AZEVEDO-SILVA, E.; AZEVEDO, A. F.; VIDAL, L. G.; MARIGO, J.; BERTOZZI, C.; ZANELATTO, R. C.; BISI, T. L.; MALM, O.; TORRES, J. P. M. Organochlorine concentrations in franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, from Brazilian waters, **Chemosphere**, v. 84, n. 7, 2011.

LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.), **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, p.131–145, 2001.

LAWS, E. A. **Aquatic pollution: an introduction**. 3<sup>o</sup> ed. Estados Unidos, 1993.

LEFF, H. **Saber Ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder**, 3 ed. Buenos Aires: Editores Argentina, 2002.

LIMA, B. A. **Estudo da poluição hídrica do complexo estuarino de Paranaguá-PR, causado pela presença de HPAS, n-alcenos e contaminantes emergentes**. 2019. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2018.

LOHMANN, R.; BREIVIK, K.; DACHS, J.; MUIR, D. Global fate of POPs: Current and future research directions, **Environmental Pollution**, v.150, n.1 ,2007.

LOCKWOOD, D. F. **Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no Recôncavo Baiano: exposição ambiental e risco de câncer em humanos**, 2019. 211 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal da Bahia, Pós-Graduação em Química, Salvador, 2019.

LOURENÇO, R. A. **Metodologia para determinação de biomarcadores geoquímicos orgânicos em sedimentos - Hidrocarbonetos Alifáticos e Aromáticos, Esteróis e Alquenonas**. 101 f. Dissertação (Mestrado Oceanografia Química e Geológica) –Instituto de Oceanográfico. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MACHADO, E. M. A formação e a trajetória do maior porto agroexportador do Brasil-Paranaguá, **Revista de Ciências Humanas**, v.46, n.1, p.233-252, 2012.

MACHADO, E. C.; ARÉVALO, P. R.; CASARTELLI, M. R. O.; CAMARGO, M. G., SILVA-FILHO, E. V. Preliminary Study about the Origin of Trace Elements in the Atmospheric Deposition in Two Brazilian Subtropical Estuaries. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 27, n.4, p.735–744, 2016.

MCCALLEY, D.V.; COOKEE, M.; NICKLESS, G. Effect of sewage treatment on faecal sterols. **Water Research**, v. 15, n. 8, p. 1019-1025, 1981.

MANOLI, E.; SAMARA, E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural Waters: sources, occurrence and analysis. **Trends Anal. Chem.**, v. 18, n.6, p. 417-428, 1999.

MARTINS, C. C. **Avaliação da Introdução de Esteróis Fecais e Hidrocarbonetos Marcadores Geoquímicos em Sedimentos na Baía do Almirantado, Península Antártica**. 113p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Química e Geológica) - Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MARTINS, C. C.; GOMES, F. B. A.; FERREIRA, J. A.; MONTONE, R. Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da baía de Santos, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 1008-1014, 2008.

MARTINS, C. C.; BRAUNM J. A. F.; SEYFFERT, B. H., MACHADO, E. C.; FILLMANN, G. Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil), **Marine Pollution Bulletin**, v.60, n. 11,p.2137-2143, 2010.

MARTINS, C. C.; SEYFFERT, B. H.; BRAUN, J. A. F.; & FILLMANN, G. Input of organic matter in a large south american tropical estuary (Paranaguá Estuarine System, Brazil) indicated by sedimentary sterols and multivariate statistical approach. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.22, n.8, p. 585–1594, 2011.

MARTINS, C. C.; BÍCEGO, M. C.; RUBENS, C. L.; FIGUEIRA, J. L. F.; ANGELLI, J. L. F.; COMBI, T.; GALLICE, W. C.; MANSUR, A. V.; NARDES, E.; ROCHA, M. L.; WISNIESKI, E.; CESCHIM, L. M. M.; RIBEIRO, A. P. Multi-molecular markers and metals as tracers of organic matter inputs and contamination status from na Environmental Protection Area in the SW Atlantic (Laranjeiras Bay, Brazil), **Science of The Total Environment**, v.417–418, p. 158-168, 2012.

MARTINS, C. C. et al. Coupling spectroscopic and chromatographic techniques for evaluation of the depositional history of hydrocarbons in a subtropical estuary. **Environmental Pollution**, v. 205, p. 403–414, 1 out. 2015.

MARZIALE, M. H. P.; MENDES, I. A. C. O fator de impacto das publicações científicas, **Revista Latino- americana de Enfermagem**, v.10, n.4, 2002.

MATOS, A. T. **Poluição Ambiental: impactos no meio físico**. Viçosa, MG: Ed. UFV,2003.

MENICONI, M. F. **Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no meio ambiente: diferenciação de fontes em sedimentos e metabólicos em bile de peixes, Brasil**. 214 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Pós-Graduação em Química, Natal, 2007.

MENGATTO, M. F.; NAGAI, R. H. A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil (RAMSAR site), **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 2022.

MESQUITA, S. A. **Avaliação da contaminação do leite materno por pesticidas organoclorados persistentes em mulheres doadoras do banco de leite do Instituto Fernandes Figueira, RJ.** 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública) -Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2001.

MILANI, I. C. B.; NIENCHESKI, L. F. H.; MILANI, M. R. Minimização da contaminação na determinação de metais traços em águas naturais, **Vetor**, v. 15, n.2, p.93-99, 2005.

MIQUILI, L. C.; LINS, H. N. Relações cidade-porto em Paranaguá (PR): Uma abordagem exploratória, **Texto economia**, v.22, n.2, p.1-30, 2019.

MIRANDA-FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 200-209, 2011.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Rev Panam Salud Publica**. v.15, n.2, 2004.

MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química Nova**, v.44, n.10, p.1328–1352, 2021.

NABINGER, D. D. **Exposição aguda e subcrônica ao níquel em peixe-zebra (Danio rerio) avaliação de parâmetros morfológicos e comportamentais** .54 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

NETO, J. F. O.; SPACH, H. L.; SCHWARZ-JUNIOR, R.; PICHLER, H. A. Fish communities of two tidal creeks in the Pinheiros bay, state of Paraná, southern Brazil, **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.14, n.2, 2010.

NGUYEN, D.; BRUCHET, A.; ARPINO, P. Determination of Sterols in Sewage Sludge by Combined in Situ Trimethylsilylation/Supercritical Fluid Extraction and GC/MS. **Environmental Science & Technology**, v. 29, n. 6, p. 1686-1690, 1995

NOGA, C. J. S. R. **Otimização de Recursos na Elaboração de documentos da Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos**.57 f. Projeto Técnico (Especialização em Gestão Pública) - Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010.

NOERNBERG, M. A.; ANGELOTTI, R.; CALDEIRA, G. A.; SOUSA, A. F. R. Environmental sensitivity assessment of Paraná coast for oil spill, **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 12, n.2, 2008.

NUNES, M. V.; TAJARA, E. H. Efeitos tardios dos praguicidas organoclorados no homem. **Revista De Saúde Pública**, v. 32, n.4,1998.

OGA, S.; CAMARGO, M. M. A; BATISTUZZO, J.A.O. **Fundamentos de Toxicologia**. 5 ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 2021.

ONOFRE, E. V.; ANTIGUERA, M. S.; QUADROS, J. Conflito socioambiental: o caso da comunidade tradicional do Maciel frente à ameaça industrial e portuária em Pontal do Paraná, litoral paranaense. **Realização**, v.5, n. 9, p.06–13, 2018.

ONOFRE, E. V.; QUADROS, J. Conflito territorial e uma medida emergencial: a comunidade tradicional do Maciel inserida no hotspot Mata Atlântica, Pontal do Paraná, Litoral Paranaense. **Litoral do Paraná: território e perspectivas - saberes locais, crise socioambiental e turismo**.4, p. 77-99,2020.

ONOFRE, E. V.; SILVA, M. F.; BUF, R. T. C. Comunidade tradicional do Maciel: entre a (r)e(s)existência e a desterritorialização institucional estratégica. **Retrocessos socioambientais e rupturas democráticas**. 1ed.Curitiba: CEPEDIS, v., p. 27-41,2020.

PASSOS, A. C.; CONTRENTE, R. F.; ARAUJO, C. C. V.; DAROS, F. A. L. de M.; SPACH, H. L.; ABILHÔA, V.; FÁVARO, L. F. Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p.226-238, 2012.

PAULA, M. Inimigo invisível: os metais pesados e a saúde humana. **Periódico Tchê Química**, v. 3.n. 6, p.37-44, 2006.

PAULA, E. V.; PIGOSSO, A. M. B.; WROBLEWSKI, C. A. Unidades de Conservação no Litoral do Paraná: evolução territorial e grau de implementação. In: SULZBACH, M.; QUADROS, J.; ARCHANJO, D. (Orgs). **Litoral do Paraná: Território e perspectivas: dimensões de desenvolvimento**. 1. ed. Curitiba: Autografia, 2018.

PEREIRA-NETTO, A. D.; MOREIRA, J. C.; DIAS, A. E. X. O.; ARBILLA, G.; FERREIRA, L. F. V.; OLIVEIRA, A. S.; BAREK, J. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAS) e seus derivados (NHPAS): uma revisão metodológica. **Química Nova**, v.23, n.6, 2000.

PERIS-MORA, E.; OREJAS, J., J., J. M. D. Development of a system of indicators for sustainable port management. **Marine Pollution Bulletin**, v.50, n.12, p.1649–1660, 2005.

PIERRI, N. et al. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, n. 0, 2006.  
PINTO, F. N.; MASSONE, C. G.; SENEZ-MELLO, T.; SILVA, F.S.; CRAPEZ, M. A. C. Interferência da ocupação urbana na distribuição de poluentes orgânicos persistentes em manguezal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 2, p. 395-402, 2022.

POSSATTO, F. E.; SPACH, H. L.; CATTANI, A. P. LAMOUR, M. R.; SANTOS, L. O.; CORDEIRO, N. M. A.; BROADHURST, M. K. Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary, **Marine Pollution Bulletin**, v.91, n. 2, 2015.

REVEL, M.; CHÂTEL, A.; MOUNEYRAC, C.; Micro(nano)plastics: A threat to human health? **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v.1,2018.

RIBEIRO-BRASIL, D. R. G.; TORRES, N. R.; PICANÇO, A. B.; SOUSA, D. S.; RIBEIRO, V. S.; BRASIL, L. S.; MONTAG, L. F. A. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon, **Environmental Pollution**, v.266, n. 1, 2020.

RIBEIRO, C. G.; STEFFENS, M. B. R.; ETTO, R. M.; GALVÃO, C. W.; MARTINS, C. C.; PEDROSA, F. O.; KOLM, H. E. Ardra profiles of bacteria and archaea in mangrove sediments with different levels of contamination in the estuarine complex of Paranaguá, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.56, n.2, p. 275–281,2013.

ROCKSTROM, J.; STEFFEN, W. L.; NOONE, K.; PERSSON, A.; CHAPIN, F. E. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. **Ecology and Society**, v.14, n.2.,2009.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment, **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 65, 2015.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNYOSHI, Y. S. HATSCHBACH, G. G. As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**. Santa Maria, v. 24, n. 1, 2002.

RODRIGUES, M. A.; SILVA, P. P. GUERRA, W. Elemento Químico: **Cobre. Química Nova na Escola**. v. 34, n.3, p 161-162, 2012.

RODRIGUES, P. N.; ALCÂNTARA, V. C.; YAMAMOTO, E. A. F. S.; CAMPOS, A. C.; BACELAR, A. S. Aprendendo com a Natureza: Uma revisão sobre Nature-Based Solutions (NBS). **Gest. Sust. Ambiente**, Florianópolis, v. 10, n. 1, p. 417-436, 2021.

ROVEDA et al., L. F. Composto orgânico com altos teores de níquel e sua biodisponibilidade no sistema solo planta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n. 8, p. 819-825, 2014.

RUIZ, M.; GRECO, O. T.; BRAILE, D. M. Fator de Impacto: Importância e influência no meio editorial, acadêmico e científico, **Brazilian Journal of Cardiovascular Surgery**, v.24, n.3, p.273-278, 2009.

SACHS, I. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável**. Ed. Garamond. Petrópolis, 2009.

SALOMONS, W.; FORSTNER, U. **Metals in the Hydrocycle**. New York: Springer-Verlag, 1984.ç

SANTOS, U. P.; Poluição, aquecimento global e repercussões na saúde, **Revista Assoc. Médica Brasileira**, v.53, n. 3, p.193-194, 2007.

SARGENTELLI, V.; MAURO, A. E.; MASSABNI, A. C. Aspecto do Metabolismo do Cobre no homem, **Química Nova**, v.3, n.9, 1996.

SEGANTINI, E. Aspectos Toxicológicos da contaminação por metais pesados no ser humano. **Instituto de Tecnologia de Alimentos**, n.5, v.8, 1996.

SILVA, A. M. C.; CUNHA, M. C. C.; LOPES, D. V. Qualidade da água como reflexo das atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Revista GEOSUL**, v. 34., n. 72., 2019.

SILVA, A. B. et al. Water Pollution and Its Ecological Impacts: A Comprehensive Review. **Environmental Pollution Review**, v. 60, n. 3, p. 35-50, 2019.

SIMÕES-NETO, J.A.; SOUZA, M.C.; ANGULO, R.J; OLIVEIRA, L. H. S.; REIZE, F. J.; BESSER, M. L. Quality and Disposal of Dredged Sediments from Tidal Deltas in Subtropical Bays in Southern Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol**, v.107, p.114-123 ,2021.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Princípios da toxicidade ambiental: conceitos e aplicações**. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2021.

SHERWIN, M. R.; VLEET, E. S.V.; FOSSATO, V. U.; DOLCI, F. Coprostanol (5 $\beta$ -cholestan-3  $\beta$ -ol) in lagoonal sediments and mussels of Venice, Italy. **Marine Pollution Bulletin.**, v.26, p.501-507, 1993.

SOUSA, J. K. **Avaliação de impactos ambientais causados por metais traço em água, sedimento e material biológico na Baía de São Marcos, São Luís Maranhão**. 2009. p. 110. Tese (Doutorado em Química analítica) - Universidade Federal da Paraíba, 2009.

SOUZA, F. M.; BRAUKO, K. M.; GILBERT, E. R.; MARTINS, C. C.; LANA, P. C.; CAMARGO, M. G. Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact, **Marine Environmental Research**, v.116, 2016.

SOUZA, L. M. et al. Organic Contaminants in Estuarine Sediments: Occurrence, Effects, and Remediation Strategies. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 1, p. 230-251, 2018.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomédica Brasiliensia**, v.9, n.3, 2018.

TAKADA, H., EGANHOUSE., R.P. **Molecular markers of anthropogenic waste**. In: Meyers, R.A. (Ed.), Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation, 1998.

TANEJA, P., HOEK, A. VAN, D., KONINGSVEL, M. V. A Nature-Based Solution for sustainable port development in Port of Kuala Tanjung. **Coastal Engineering Proceedings**, v.36, n.51, 2020.

TEIXEIRA, D. M. **Análise dos níveis de elemento-traço no solo do entorno do Porto de Paranaguá- Litoral do Paraná, Sul, Brasil**, 2016. 93 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável) - Universidade Federal do Paraná, Setor do Litoral, Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável, Matinhos, 2016.

TIEPOLO, L. M.A inquietude da mata atlântica: reflexões sobre a política do abandono em uma terra cobiçada, **Guaju**, v.1, n.2, p. 96-109, 2015.

TIEPOLO, L. M.; DENARDIN, V. F. Desenvolvimento territorial sustentável: uma nova experiência na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Pós-Graduação**, v. 13, n. 32, 10 mar. 2017.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A. S.; ROWLAND, J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

TORREZANI, N. C. **Avaliação da presença de chumbo (Pb) em espécies associadas à qualidade ambiental da Bacia do Ribeirão Cambé (Londrina/PR)**. 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

TREVIZANI, T. H. DOMIT, T. H.; TH, VEDOLIN, M. C. Avaliação da contaminação por metais em peixes de estuários do Sul e Sudeste do Brasil. **Environ Monit Avaliação**, v. 191, n. 308, 2019.

UNESCO, United Nations Educacional, Scientific and Cultural Organization). **World Heritage List**, 2006.

VALENTE, J. V.; BARROS, R. A.; CRISTOVÃO, A. C.; PASTORINHO, M. R.; SOUSA, A. C. A. Avaliação do potencial citotóxico de microplásticos em linhas celulares intestinais, hepáticas e neuronais. **CAPTAR**, v.10, 2021.

VARGAS, J. G. M.; SILVA, V. B; OLIVEIRA, L. K., MOLINA, E. F. Microplásticos: uso na indústria cosmética e impactos no ambiente aquático. **Química Nova**, v. 45, n.6, p.705–711, 2022.

VENKATESAN, M. I.; KAPLAN, I. R. Sedimentary coprostanol as an index of sewage addition in Santa Monica basin, southern California. **Environmental Science & Technology**, v. 24, n. 2, p. 208-214, 1990.

VIANELLO, A.; JENSEN, R. L.; LIU, L.; VOLLERTSEN, J. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin, **Scientific Reports**, v. 9, n.8670, 2019.

VIEIRA, K. S.; NETO, J. A. B.; CRAPEZ, M. A. C.; GAYLARDE, C.; PIERRI, B. S.; SALDANA- SERRANO, M.; BAINY, A. C. D.; NOGUEIRA, D. J.; FONSECA, E. M. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil, **Marine Pollution Bulletin**, v.166, 2021.

VITEK, T.; SPURN, P.; MARE, J. ZIKOVÁ, A; Heavy Metal Contamination of Louãka River Water Ecosystema, **ACTA VET. BRNO**, v.76. p.149–154, 2007.

VIEIRA, P. F. Do desenvolvimento local ao ecodesenvolvimento territorial. **Inter. Interdisc. INTERThesis**, Florianópolis, v.10, n.2, p. 119-141, 2013.

VOLKMAN, J. K. A review of sterol markers for marine and terrigenous organic matter. **Organic Geochemistry**, v. 9, n. 2, p. 83-99, 1986.

WALDICHUK, M. **Some biological concerns in heavy metal pollution**. In: VERNBERG, F.J; VERNBERG. W.B. Pollution and physiology of marine organisms. Canada: Academic Press, 1974.

WANG, Q.; YANG, Z.; YANG Y.; LONG, C.; LI, H. A bibliometric analysis of research on the risk of engineering nanomaterials during 1999–2012, **Science of The Total Environment**, p.473–474, 2014.

WISNIESKI, E.; CESCHIM, L. M. M.; MARTINS, C. C. Validação de um de método analítico para determinação de marcadores orgânicos geoquímicos em amostrar de sedimentos marinhos. **Química Nova**, São Paulo, v. 39, n. 8, p. 1007-1014, 2016.

ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K. “**Desenvolvimento e conflitos ambientais: um novo campo de investigação**”, Belo Horizonte, p. 21-33, 2010.