

# COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ: ENTRE A CONTAMINAÇÃO E A SUSTENTABILIDADE

*Data de submissão: 08/04/2024*

*Data de aceite: 02/05/2024*

### **Sara Priscila Teles**

Universidade Federal do Paraná, PPG  
Desenvolvimento Territorial Sustentável  
Pontal do Paraná, Paraná  
<https://orcid.org/0000-0002-9887-3453>

### **Bruno Martins Gurgatz**

Universidade Federal do Paraná, PPG  
Sistemas Costeiros e Oceânicos  
Pontal do Paraná, Paraná  
<https://orcid.org/0000-0001-7059-7533>

### **Ariane Maria Basilio Pigosso**

Universidade Federal do Paraná, PPG  
Desenvolvimento Territorial Sustentável  
Matinhos, Paraná  
<https://orcid.org/0000-0003-4077-4206>

### **Leandro Angelo Pereira**

Instituto Federal do Paraná, PPG Ciência,  
Tecnologia e Sociedade  
Paranaguá, Paraná  
<https://orcid.org/0000-0001-6055-8063>

### **Liliani Marília Tiepolo**

Universidade Federal do Paraná, PPG  
Desenvolvimento Territorial Sustentável  
Matinhos, Paraná  
<https://orcid.org/0000-0002-4488-2768>

**RESUMO:** Apresentamos uma síntese da contaminação ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), notável ecossistema sob intenso e histórico impacto ambiental na costa brasileira. Além de conservar a biodiversidade de um *hotspot* global, o estuário é a base de acesso aos recursos naturais para as comunidades humanas do seu entorno. Realizamos bibliometria com base em artigos científicos sobre poluição no CEP, entre 2010 e 2023. Os resultados revelam um quadro de contaminação ambiental, a partir dos contaminantes que foram investigados em diversos organismos, sedimentos e água, a saber: oligoelementos; contaminantes atmosféricos; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; esteróis fecais e compostos organoclorados. A contaminação não está distribuída homoganeamente por todo o CEP, concentrando-se mais próximo ao Porto de Paranaguá, enquanto a Baía de Laranjeiras parece estar mais preservada e livre de contaminantes. Esta síntese pode ser utilizada como instrumento de gestão ambiental territorial, como planos norteadores, monitoramentos, estratégias e ações para conservação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Litoral do Paraná; poluição; baía de Laranjeiras; baía de Paranaguá; manguezal; estuário.

## PARANAGUÁ ESTUARINE COMPLEX: BETWEEN CONTAMINATION AND SUSTAINABILITY

**ABSTRACT:** We present a synthesis of the environmental contamination of the Paranaguá Estuarine Complex (CEP), a notable ecosystem under intense and historic environmental impact on the Brazilian coast. In addition to conserving the biodiversity of a global hotspot, the estuary is the basis for access to natural resources for the human communities in its surroundings. We carried out bibliometrics based on scientific articles on pollution in the CEP, between 2010 and 2023. Results unfold a picture of environmental contamination, based on the contaminants that were investigated in various organisms, sediments and water, namely: trace elements; atmospheric contaminants; polycyclic aromatic hydrocarbons; fecal sterols and organochlorine compounds. Contamination is not homogeneously distributed throughout CEP, it concentrates closer to the Port of Paranaguá, while the Laranjeiras Bay seems to be more preserved and free of contaminants. This synthesis can be used as an instrument for territorial environmental management, as guiding plans, monitoring, strategies and actions for conservation.

**KEYWORDS:** Coast of Paraná; pollution; Laranjeiras Bay; Paranaguá Bay; Mangrove; Estuary.

### APRESENTAÇÃO

O Complexo Estuarino de Paranaguá, além de ser um dos ecossistemas mais biodiversos da costa brasileira é o lugar de moradia de diversas comunidades, com destaque para a presença de grupos indígenas Guarani Mbya e comunidades pesqueiras tradicionais, como a do “Maciel” (GÓES et al., 2020; ONOFRE et al., 2018). Tal é a importância deste contexto sócio biodiverso, que é considerado Patrimônio Mundial Natural e Reserva da Biosfera da UNESCO (CLAUDINO-SALES, 2019).

Ao sul de suas margens, o CEP abriga os terminais portuários de Paranaguá e Antonina. Devido à demanda na exportação da produção brasileira da soja, o porto de Paranaguá é considerado o maior porto do sul do Brasil e líder latino-americano no transporte de grãos. A atividade portuária na região trouxe consigo o surgimento de um conglomerado de armazéns de grãos, um polo industrial de fertilizantes e um terminal petroquímico, bem como a intensificação dos processos de urbanização (CAMPOS NETO et al., 2009; LIMA et al., 2018).

A relevância desse porto não data apenas de tempos recentes, a cidade de Paranaguá se desenvolveu a partir do primeiro atracadouro no rio Itiberê em 1648, e transformou-se em rota de entrada de imigrantes e de mercadorias. A partir de 1872, com o ciclo da erva mate, houve um significativo aumento na movimentação de cargas, o que levou a construção de um novo porto com maior profundidade de calado (PIGOSSO, 2022).

Além da pressão exercida pelos empreendimentos portuários já existentes, o cenário atual do CEP é marcado pela demanda de expansão do setor, incentivado pela exploração das reservas de óleo do pré-sal e a pressão para aumento da capacidade de exportação

do agronegócio brasileiro. Neste sentido, pelo menos 10 projetos de infraestrutura portuária já estão com permissões ambientais para implementação no CEP (ONOFRE et al., 2022).

Os ambientes de baía em todo o mundo sofrem historicamente com a contaminação e impactos ambientais de diversas naturezas e ordens de grandeza. O desenvolvimento portuário acarreta impactos por contaminantes, a perda e a fragmentação de habitats e os riscos à saúde humana (GURGATZ et al., 2016; MUELLER et al., 2023); e, mais recentemente têm ganhado destaque os impactos sobre as comunidades humanas que vivem próximas aos portos e reivindicam por justiça ambiental (GURGATZ et al., 2016).

Os diferentes usos da terra ao longo do gradiente estuarino e os distintos níveis de conservação nos dois eixos do CEP conformam um estudo de caso para a compreensão de impactos antropogênicos em estuários. O uso de diferentes marcadores moleculares e biogeoquímicos, bem como a concentração direta de poluentes têm sido reportados no CEP, e refletem a intensificação da ocupação humana e do uso industrial da região, como apontam Cabral et al. (2019), Martins et al. (2015) e Wilhelm et al. (2023).

Com o olhar no Complexo Estuarino de Paranaguá, buscamos apresentar o conhecimento científico acumulado sobre a contaminação ambiental neste ecossistema. Para isso, caracterizamos a área de estudo e aplicamos uma metodologia bibliométrica, sintetizando as informações obtidas por classe de contaminante.

## O COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) localiza-se a sudeste do Brasil (25°16' e 25°34' S e 48°17' e 48°42' W). É um estuário subtropical formado por dois corpos d'água principais, a Baía de Paranaguá e Antonina (Eixo Leste-Oeste com 260 km<sup>2</sup>), e a Baía de Laranjeiras e Pinheiros (Eixo Norte-Sul com 200 km<sup>2</sup>), bem como uma área de entrada (152 km<sup>2</sup>), que ao total ocupam uma área de cerca de 612 km<sup>2</sup> no litoral norte paranaense (ANGELI et al., 2020; LANA et al., 2001). Conecta-se com o oceano pelo Canal da Galheta, localizado ao sul da Ilha do Mel, pelo Canal Barra Norte, entre a Ilha das Peças e a Ilha do Mel e ao norte pelo Canal do Superagui, entre a Ilha das Peças e a do Superagui (BRANDINI, 2000). Em suas margens uma vasta área natural representa alguns dos últimos remanescentes contínuos de Mata Atlântica (CLAUDINO-SALES, 2019) (Figura 1).

Paladino et al. (2022) dividem o CEP em três áreas distintas com base nos processos deposicionais: (i) Baía de Antonina, onde os rios Nhundiaquara e Cachoeira desempenham um papel fundamental na entrada e transporte de sedimentos provenientes da Serra do Mar; (ii) Zona de Máxima de Turbidez, onde o equilíbrio hidrodinâmico entre a drenagem fluvial de água doce e a intrusão de água marinha no estuário favorece a deposição de sedimentos mais finos; e (iii) Plataforma Continental, que é a área onde a influência da água marinha nos padrões hidrodinâmicos e nas fontes de sedimentos é predominante. A Baía de Antonina está sob influência fluvial significativa, recebendo matéria orgânica

terrestre, enquanto o restante do Eixo Leste-Oeste apresenta contribuições mistas (ou seja, matéria orgânica terrestre e oceânica) (WILHELM et al., 2023).

A bacia do Rio Cachoeira, localizada na margem norte do CEP, provê uma descarga de  $21,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  de água, sendo o principal contribuinte ao sistema. Seu fluxo aumentou em 50% a partir da interconexão com a bacia do rio Capivari, na década de 1970, devido à construção da central hidrelétrica Parigot de Souza (CATTANI; LAMOUR, 2016).

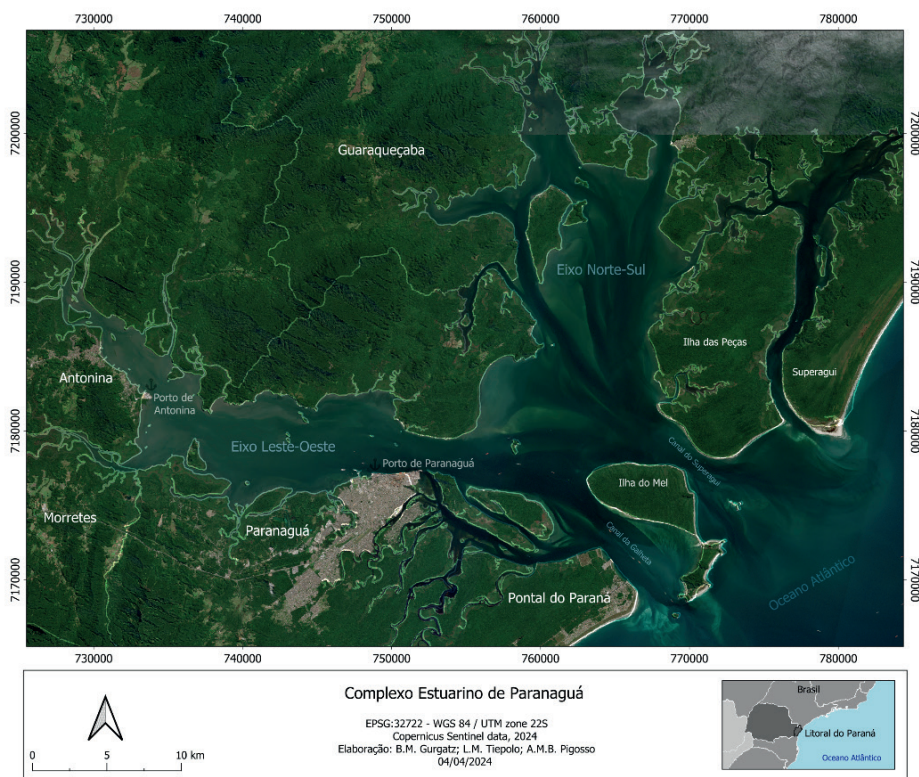


FIGURA 1: Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Estado do Paraná, Brasil.

## TÉCNICAS PARA A SÍNTESE BIBLIOMÉTRICA

Para obter a síntese bibliométrica sobre contaminantes no CEP, realizou-se uma busca da produção científica relacionada ao tema, seguida da filtragem dos trabalhos a partir dos resumos, e por fim, uma compilação teórica do conhecimento fornecido por eles. Os tópicos foram segmentados entre os principais poluentes orgânicos, inorgânicos, microplásticos, organismos biológicos e marcadores de esgoto.

A busca por artigos científicos foi realizada pela combinação de termos de busca no Portal de Periódicos da CAPES no período entre 2010 e 2023. 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= (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. Utilizamos operadores booleanos como fator chave na escolha do conjunto de dados final para obter maior abrangência de artigos.

Obtida a bibliografia, realizou-se a remoção dos artigos que não se relacionavam com a temática no CEP. A partir da seleção de artigos resultantes foi realizada a leitura, compreensão e síntese a partir de pesquisas sobre poluentes químicos em sedimento, ar, água e organismos na área de estudo. A Figura 2 sintetiza esta etapa.

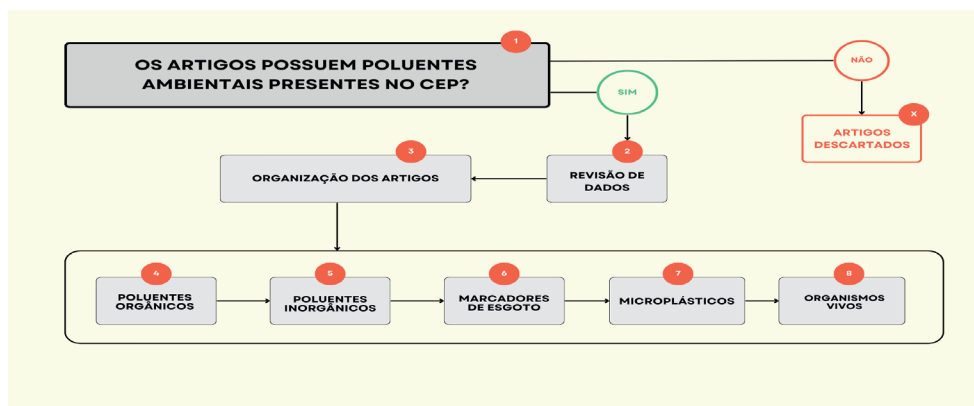


FIGURA 2: Diagrama das etapas de seleção dos artigos para a análise bibliométrica.

## A CONTAMINAÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ

A contaminação do CEP vem sendo estudada por diversos pesquisadores, principalmente da Universidade Federal do Paraná. Tanto compostos orgânicos como inorgânicos foram analisados em sedimentos, organismos, água e na atmosfera. Apresentamos a seguir uma síntese dos principais achados, a partir da análise da literatura publicada entre 2010 e 2023.

**Contaminação por elementos traços sobre organismos aquáticos:** O estudo de Angeli et al. (2013), sobre a concentração de metais em tecido muscular do bagre amarelo (*Cathorops spixii*) e do bagre urutu (*Genidens genidens*), aponta que foram encontradas as 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) em *C. spixii*. Já para a *G. genidens* foram obtidas as concentrações de 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). Os níveis de Cr e Cu foram menores em peixes de tamanhos maiores, enquanto o Ni tendeu a aumentar. Já para Arsênico, as concentrações nos tecidos musculares dos peixes de uma região rural, no município de Guaraqueçaba, foram maiores que as concentrações nos

tecidos musculares dos peixes da região de influência urbana, nos municípios de Antonina e Paranaguá (ANGELI, et al., 2013). Além disso, organoestânicos como o butilestanho (BTs), principalmente tributilestanho (TBT) foram analisados por Santos et al. (2014) no fígado do bagre marinho (*Cathorops spixii*) e os resultados apontam para maiores níveis de contaminação (52 a 330 ng g<sup>-1</sup>) nos indivíduos capturados próximos ao Porto de Paranaguá.

As pesquisas de Trevizani et al. (2019) analisaram tecidos musculares e hepáticos de três espécies de peixes teleósteos 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). Mais uma vez, os peixes capturados nas proximidades do Porto de Paranaguá apresentaram maiores teores de Se e Zn, e as maiores concentrações 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, 2013), enquanto o nível de Zn estava acima dos limites permitidos para consumo de 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 do CEP por VIEIRA et al. (2021), que constatou níveis de As (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), embora para este último caso, cabe a ressalva de que o zinco apresenta altas concentrações em ostras naturalmente. Mesmo assim, o estudo revelou riscos à saúde humana que podem ser causados pelo consumo de ostras produzidas localmente, devido aos elevados níveis de As e Zn.

Resultados alarmantes foram apresentados por Trevizani et al. (2019) e Vieira, et al. (2021) sobre as concentrações de zinco em peixes das espécies *S. rastrifer* e *I. parvipinnis* e em ostras capturadas 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.

**Contaminação sobre sedimentos:** A concentração de metais e de metalóides (As, Cu, Cr, Ni, Pb e Zn) em amostras de sedimentos da Baía de Laranjeiras foi analisada por Martins et al. (2012), 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 próximos ao subestuário do Itaqui, próximo às enseadas do Benito e de Guaraqueçaba. Segundo os autores, essa região apresenta uma área a montante dos efeitos das marés, podendo causar mistura de materiais marinhos e fluviais. Já Angeli (2020), detectou maiores concentrações 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 (Cu, Ni, Pb e Zn) não apresentaram níveis que indicam contaminação.

Com relação a concentração de metais em sedimentos dragados, o estudo de Simões-Neto et al. (2021), constatou a concentração de As (média de 0,17 mg/kg), Cd (0,13 e 1,6 mg/kg), Ni (0,17 a 9,7 mg/kg) e Zn (0,5 a 50,3 mg/kg). Já Trevizani (2021), avaliou a concentração de metais em 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 valores baixos de concentração de metais em sedimentos.

**Contaminação atmosférica:** A deposição atmosférica de elementos dissolvidos (Al, Fe, Zn, Mn, Ba, Ca, V, As, Cu, Co, Ni, Cr e Pb), foi investigada no CEP por Machado et al. (2016), 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 granéis no município de Paranaguá. Esses valores podem ser resultado da presença do intenso 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 às altas concentrações e deposição atmosférica de Zn, os autores consideram que esse pode tornar-se um potencial fonte de contaminação.

Em contrapartida, Gurgatz et al., (2018), avaliaram os poluentes atmosféricos utilizando cascas das árvores obtidas em diversos pontos do município de Paranaguá. Para identificar a fonte da poluição utilizaram 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 apontam a presença de K e Cl em maiores concentrações em locais próximos aos armazéns de fertilizantes.

**Contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos:** A ocorrência de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) foi avaliada a partir dos estudos apresentados no Quadro 1.

Matriz	Tipo de Amostra	Concentração	Autor(es)
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 4164 ng/g	Cardoso et al. 2016
Sedimentos	Sedimentos superficiais	15,33 a 133,61 µg/g	Froehner et al. 2018
Água	Profundidade 50 cm	51,20 a 162,37 µg/g	Froehner et al. 2018
Plâncton	Plâncton	175,41 a 2096,1 µg/g	Froehner et al. 2018
Peixes	Músculo e fígado	26,52 a 2055 µg/g	Froehner et al. 2018
Sedimentos	Sedimento de mangue	< DL - 234,3 ng/g	Garcia & Martins 2021
Sedimentos	Sedimentos superficiais	< DL - 125,6 ng/g	Gurgatz et al. 2023

Quadro 1: Concentração de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) no CEP (2010-2023). Onde SPM =material particulado em suspensão.

Froehner et al. (2010) investigaram a presença de HPA sem amostras de sedimentos marinhos na Baía de Paranaguá, obtendo concentrações totais de 26,33 a 406,76 ng/g, apontando que os maiores valores foram encontrados em sedimentos com maior teor de carbono orgânico. Ao passo que Martins et al. (2012), para a Baía de Laranjeiras obteve a concentração de  $\Sigma$  16 HPA (soma dos 16 HPA prioritários) variando de 3,85 a 89,1 ng/g. Neste caso, os maiores valores foram encontrados na entrada e no centro da Baía de Laranjeiras e próximo ao Porto de Paranaguá, indicando que os PAH na área de estudo eram predominantemente derivados da atividade portuária, podendo estar relacionada ao trânsito de navios e de pequenas embarcações.

Martins et al. (2015), realizaram a reconstrução histórica do aporte de HPAs utilizando testemunhos de sedimentos do CEP com 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 estava em 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 é conhecida na história do Antropoceno como “A Grande Aceleração”, que corresponde ao período pós Segunda Guerra Mundial, quando houve grande aceleração das economias de todo o mundo ocidental e forte industrialização (STEFFEN et al., 2015).

A investigação de Martins et al., (2015) demonstrou 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), indicou 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. O estudo identificou no sedimento superficial, maiores valores localizados nas áreas internas e intermediárias do estuário, provavelmente devido à diminuição da corrente dos rios ao entrar no CEP, que propicia a deposição dos sedimentos. Já o material particulado em suspensão, seus 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 a concentração de 16 HPAs em água, sedimentos e na biota. Devido aos valores encontrados nos sedimentos ( $\Sigma$ PAHs 15,33-133,61  $\mu$ g/g) na água ( $\Sigma$ PAHs 51,20–162,37  $\mu$ g/L) a área foi caracterizada como levemente poluída, porém as concentrações em peixes (26,52 a 2.055,00  $\mu$ g/g) e plâncton (175,41 a 2.096,10  $\mu$ g g<sup>-1</sup>), foram 15 vezes maiores que as dos sedimentos, valores preocupantes devido às possibilidade desses compostos se bioacumularem. O cálculo do fator de bioacumulação (BAF) confirmou o efeito mesmo em áreas não consideradas poluídas, com menor concentração de PAHs em água e sedimentos.

Pela primeira vez foi analisada a concentração de 16 PAHs prioritários (EPA) em sedimentos de mangues do CEP. Sua concentração (< DL – 234,3 ng/g) foi maior do que em sedimentos de fundo e tiveram uma ordem de magnitude semelhante àquelas de outros manguezais impactados, mas foram inferiores aos de outros manguezais por ele analisados 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).

A investigação de Gurgatz et al., (2023) sobre HPAs em sedimentos superficiais, encontrou concentrações baixas (< DL a 125,6 ng/g) que não apresentaram riscos ambientais de acordo com as normativas. Os 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 frente à contaminação sedimentar por HAPs. Esta qualidade ambiental resultou não apenas pelos esforços de conservação das áreas, mas pelas características sedimentares favoráveis relacionadas com a matéria orgânica e o tamanho dos grãos.

Analisando em panorama a poluição por HPAs no CEP, os estudos demonstraram que os maiores valores encontrados foram em peixes e em plânctons (Froehner et al., 2018), constatando que esses compostos estão se bioacumulando nas espécies e conseqüentemente na cadeia alimentar, podendo causar risco a saúde humana. Porém, o

aumento dos HPAs no CEP pode estar atrelado ao acidente com o navio Vicuña (MARTINS et al., 2015), ou pode ser derivado 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 sofre menor influência das atividades antrópicas do Porto de Paranaguá.

**Contaminação por esgoto:** A contaminação orgânica pode ser investigada por meio dos marcadores orgânicos de esteróis fecais. Eles são usados como indicadores de contaminação fecal em ambientes aquáticos e terrestres.

Os marcadores orgânicos de esteróis fecais em sedimentos apresentaram valores elevados de coprostanol = 2,22 µg/g (MARTINS et al., 2010) e > 1,00 µg/g (MARTINS et al., 2011), no entorno do município de Paranaguá, demonstrando uma possível contaminação por esgoto. É notável que as pesquisas confirmam que o CEP está sofrendo contaminação por esgoto, provavelmente por lançamento clandestino. Segundo Martins et al. (2012), na Baía de Laranjeiras, as concentrações de coprostanol e de epicoprostanol em sedimentos estão 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).

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 contato (não contaminado). 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 de *Paranais cf. frici* como indicador de enriquecimento orgânico.

A densidade e biomassa do anfioxo *Branchiostoma caribaeum* foi analisada ao longo de um gradiente de contaminação de esgoto identificado por esteróis fecais no CEP, os esteróis fecais e a 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, 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). As concentrações de coprostanol variaram de 0,49 a 0,94 µg/g em sedimentos dos locais próximo aos portos de Antonina e Paranaguá e de 1,78 a 2,67 µg/g em amostras de SPM em vários locais, incluindo regiões próximas ao porto de Antonina e 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. A Baía de Laranjeiras não apresentou níveis de contaminação elevados por esteróis fecais (MARTINS et al., 2012), confirmando-a como uma área com maior qualidade ambiental e menor contaminação antrópica. Por outro lado, em áreas mais próximas ao Porto de Paranaguá, Souza et al. (2016), detectaram a presença do anelídeo *Paranais cf. frici* em locais que apresentam elevados valores de matéria orgânica e conseqüentemente apresentam esteróis fecais, assim como Barboza et al., 2013 perceberam que áreas com altas concentrações de esteróis fecais tinham menor densidade e biomassa de *B. caribaeum*. Ambas as espécies podem ser monitoradas como indicadores de contaminação por esgoto.

Outra maneira de identificar a presença de contaminação por esgoto é a utilização dos Alquilbenzenos Lineares (LABs) como marcadores químicos de entrada de esgoto. Cabral et al., (2018) avaliaram a concentração de LABs em água do CEP e observaram concentrações mais altas no verão (0,27 e 1,67 µg), em áreas de escoamentos do rio São João, Cubatão, Cachoeira e Nhundiaquara, localizados no entorno dos municípios de Guaratuba, Antonina e Paranaguá, porém na região interna da baía houve incompatibilidades entre locais com elevados níveis de LABs e locais conhecidos de entrada de efluentes. Considerou-se a relação entre o acúmulo de matéria orgânica e a processos biogeoquímicos naturais que ocorrem no verão com aumento das chuvas e, conseqüentemente, com 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 ng g<sup>-1</sup>) e sedimentos superficiais (< DL a 21,0 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 aos municípios 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. Para eles, as maiores concentrações detectadas em SPM e em sedimentos superficiais variaram por regiões de zona marinha, fluviais e de mistura. Apesar disso, os estudos não detectaram níveis alarmantes de LABs no CEP.

**Contaminação por compostos químicos organoclorados (POC):** Investigações realizadas na gordura de boto-cinzas (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente entre 1995 e 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. O estudo revela que há predomínio do dicloro-difenil-tricloetano (DDT) nos golfinhos da Baía de Paranaguá, que apresentaram maior contribuição de DDT (Relação  $\Sigma$ DDT/ $\Sigma$ PCB: 1,33) na soma dos organoclorados analisados, refletindo a influência agrícola associada ao porto de Paranaguá (LAILSON-BRITO et al., 2010). Também analisaram amostras de gordura do boto (*Pontoporia blainvillei*) em relação aos DDTs nas mesmas regiões, para avaliar o tempo que esse composto está no meio, considerando que quanto maior a percentagem de p, p'-DDE menos recente é a libertação de DDT no ambiente. Os resultados foram: 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.

Em relação a distribuição vertical de PCBs em testemunhos de sedimentos, as concentrações de PCBs totais foram maiores na Baía de Paranaguá principalmente na camada 12 a 14 cm (> dL a 6,65 ng /g), do que em Antonina e na Ilha da Cotonga. Os testemunhos analisados quando comparados com as diretrizes de qualidade de sedimento, que avalia o risco potencial de sedimento para biota, apresentaram 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 a sua estrutura química, demonstrando que a fonte provável de PCBs nesse meio é o município de Paranaguá, devido à área urbanizada e portuária. A não detecção dos PCBs altamente clorados pode indicar que os congêneres estão próximos às margens ou em pontos não analisados.

A ocorrência de bifenilos policlorados (PCBs) foi verificada por Souza et al. (2018), assim como 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>). Outros OCPs, como metoxicloro (<DL a 2,55 ng g<sup>-1</sup>), mirex (<DL a 0,54 ng g<sup>-1</sup>), endossulfan (<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 do CEP, principalmente nas áreas portuárias de Paranaguá e Antonina.

Os estudos de Lailson-Brito et al. (2010 e 2011) e Souza et al. (2018), também detectaram a presença de dicloro-difenil-tricloetano (DDT) no CEP, e igualmente constataram que as concentrações não são recentes. Em 1985, o governo brasileiro 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 nas regiões circunvizinhas ao CEP movimentadas até o final da década de 1980. Porém, sua contaminação permanece nos ambientes estuarinos até os dias atuais.

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 igual a 0,28 a 8,19  $\mu\text{g/g}$ , e a concentração total de n-alcano igual a 0,10 a 6,06  $\mu\text{g/g}$ . As baixas concentrações e a predominância de n-alcenos nas amostras descartam a possibilidade de contaminação por hidrocarbonetos de petróleo. Ribeiro et al. (2013), observaram a presença de misturas complexas não resolvidas (UCM) nas amostras na Baía de Paranaguá com valores máximos encontrados de 46,89  $\mu\text{g/g}$ , possivelmente provenientes de resíduos de petróleo bruto ou degradado por microrganismos. No entanto, um indicativo de contaminação na Baía de Paranaguá foi encontrado devido à alta concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais ( $\Sigma$ -HAs) e UCM/R > 5,0 próxima a área portuária. Isso não foi observado nas amostras provenientes da Baía de Laranjeiras. Os resultados de Martins et al. (2015), apontam uma concentração máxima de HAs totais em sedimentos de seção de 4–6 cm (722,6  $\mu\text{g/g}$ ), evidenciando uma possível contaminação crônica. Além disso, as concentrações totais de HAs superiores a 100  $\mu\text{g/g}$  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 estrelado-mar ao longo de um gradiente de contaminação identificado por hidrocarbonetos alifáticos na Baía de Paranaguá. Embora modulados pela variação de fundo, o padrão está nitidamente relacionado à contaminação de sedimentos, sendo que *A. januarii* é a espécie predominante e pode ser utilizada como um indicador biológico de perturbação por contaminação por hidrocarbonetos em estuários

Em locais próximos às atividades portuárias foi constatada a presença de HAs em altas concentrações sendo confirmado a contaminação por HAs, que podem ser delas provenientes (RIBEIRO et al., 2013; MARTINS, et al., 2015). Já Martins et al. (2012) não detectaram contaminação por HAs na Baía de Laranjeiras.

As pesquisas sobre plásticos e microplásticos (MPs), de 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%), três embalagens longa vida (1%), dois itens de espuma (0,7) e um pedaço de vidro e couro; cabendo ressaltar que os maiores índices de detritos ocorreram próximas ao município de Paranaguá e área portuária.

Já Mengatto; Nagai (2022), verificaram a presença de microplásticos (1–5 mm) em sedimentos de praias arenosas do CEP, encontrando partículas de MPs na maioria dos locais de amostragem (total = 389 itens), com exceção da Ilha Rasa da Cotinga, Rio Itiberê e Pontal da Pita. A Ponta do Ubá (91 itens) e a 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 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.

Outro estudo buscou avaliar a presença de microplásticos em organismos de ostras ao longo do 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. O resultado foi maior do que estudos em outros países, porém a pesquisa extraiu apenas o hepatopâncreas das ostras. A maior quantidade de MP foi detectada em ostras coletadas em locais do entorno do Porto de Antonina e de Paranaguá, mas parece plausível mencionar que os MP podem entrar na cadeia trófica (VIEIRA et al., 2021).

## **CAMINHOS POSSÍVEIS PARA O USO SUSTENTÁVEL DO CEP**

Este panorama do conhecimento científico sobre contaminação ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá, analisado para os últimos 13 anos (2010-2023), demonstrou que este ecossistema se encontra comprometido por diversos tipos de contaminantes e que a poluição está afetando em maior ou menor grau diversos organismos, componentes e ambientes. Há indicativos significativos apontados pelos resultados das pesquisas expostas de que os maiores níveis de contaminação estão diretamente relacionados com a atividade portuária, principalmente no município de Paranaguá. Também é evidente que quanto maior a proximidade com a área portuária e o município de Paranaguá, maior é a contaminação pelas distintas fontes de poluição investigadas.

Ressalta-se que esta visão panorâmica sobre o estado da arte da contaminação do CEP é limitada aos contaminantes selecionados pelos pesquisadores, portanto desde já, consideramos que tratam-se de resultados subestimados, frente a quantidade de tipos de contaminantes potencialmente ocorrentes neste estuário e que podem ser investigados futuramente, bem como seus efeitos sobre a biota local e suas relações ecológicas, sobre a saúde humana, bem como a saúde ecossistêmica e as relações socioeconômicas territoriais.

Por outro lado, esta síntese revela, à luz do conhecimento produzido até então, que algumas fontes de contaminação, como o DDT, estão presentes historicamente, mas não possuem novos aportes, devido a sua proibição no Brasil. Por outro lado, as pesquisas

sobre microplásticos estão apenas começando e poderão revelar aspectos preocupantes. Ao mesmo tempo, é notável que algumas fontes de contaminantes são completamente passíveis de serem eliminadas com políticas e comprometimento públicos, como por exemplo, a atenção especial à ampliação da cobertura da rede de esgoto dos municípios de Paranaguá e Antonina. Há também como diminuir casos de acidentes com contaminantes perigosos, estabelecendo-se planos de gestão ambiental voltados ao controle de riscos e ampliando o rigor na responsabilização dos danos.

Por fim, cabe a menção de que o CEP é um importante ecossistema socionatural, onde milhares de pessoas vivem e dele dependem como base do seu sustento e modo de vida. Buscar eliminar os focos de contaminação passíveis de serem eliminados e monitorar espécies e elementos indicadores em todo o CEP além de ampliar a escala de proteção ambiental para os ambientes estuarinos saudáveis é condição prioritária para que os serviços ecossistêmicos continuem beneficiando os organismos, incluindo a dimensão humana da biodiversidade. Neste sentido, a Baía de Laranjeiras desponta como localidade para se cuidar e restringir o uso industrial, uma vez que foi indicada em muitos estudos como o ecossistema mais saudável e bem conservado do CEP. Proteger a Baía de Laranjeiras do uso industrial pode ser a prioridade de conservação no Litoral do Paraná, tendo como premissa fundamental sua condição e vocação para o uso sustentável.

## REFERÊNCIAS

ANGELI, J.L. et al. 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.

ANGELI, J.L.F. et al. Statistical assessment of background levels for metal contamination from a subtropical estuarine system in the SW Atlantic (Paranaguá Estuarine System, Brazil). **Journal of Sedimentary Environments** 5, 137–150. 2020b.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Ministério da Saúde. Resolução RDC Nº 42 de 29 de agosto de 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.

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.

CABRAL, A.C. et al. 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  $\delta^{15}N$ ). **Science of The Total Environment**, v. 655, p. 855–864, 2019.



CAMPOS-NETO, C.A.S. et al. **Portos brasileiros 2009: ranking, área de influência, porte e valor agregado médio dos produtos movimentados.** n.1408, 2009.

CATTANI, P.E., LAMOUR, M.R. Considerations Regarding Sedimentation Rates along the E-W Axis of the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil: A Bathymetric Approach. **Journal of Coastal Research**, 32, 619–628. 2016.

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.

CLAUDINO-SALES, V. Atlantic Forest Southeast Reserves, Brazil. In: Claudino-Sales, V. (Ed.), **Coastal World Heritage Sites**, Springer Netherlands, Dordrecht, p.193–198. 2019.

COMBI, T. 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.

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

FROEHNER, S.; et al. 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, 2011.

FROHNER, S.; et al. PAHs em Água, Sedimentos e Biota em Área com Atividades Portuárias. **Arch Environ Contam Toxicol**, v.75, p.236–246, 2018.

GÓES, L.M., PARRILI, T., FOPPA, C.C. Território Guarani Sambaqui e o Complexo Portuário em Ponta do Paraná, injustiças socioambientais no ordenamento territorial. **Revista de Estudos e Pesquisas sobre as Américas**, 14, 30–56. 2020.

GURGATZ, B.M. et al. 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.

GURGATZ, B.M. et al. Atmospheric metal pollutants and environmental injustice: A methodological approach to environmental risk analysis using fuzzy logic and tree bark. **Ecological Indicators**, v. 71, 2016, p. 428-437.

LAILSON-BRITO, P.R. et al. Organochlorine concentrations in franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, from Brazilian waters, **Chemosphere**, v. 84, n. 7, 2011.

LANA, P.C. et al. 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.

LIMA, D.P. et al. The impact of Chinese imports of soybean on port infrastructure in Brazil, A study based on the concept of the “Bullwhip Effect.” **Journal of Commodity Markets** 9, 55–76. 2018.

- MACHADO, E.C. et al. 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.
- MARONE, E., MACHADO, E.C., LOPES, R.M., SILVA, E.T. da. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay estuarine system, southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography** 53, 169–181. 2005.
- MARTINS, C.C. et al. 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. et al. 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. et al. 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**, 205, 403–414. 2015.
- 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.
- MUELLER, N.; WESTERBY, M.; NIEUWENHUIJSEN, M. Health impact assessments of shipping and port-sourced air pollution on a global scale: A scoping literature review. **Environmental Research**, v. 216, 114460, Part 1, 2023.
- 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. et al. The lack of cumulative impact analysis in the environmental licensing of the Industrial Port Complex at Pontal do Paraná, on the southern coast of Brazil. **Ambiente & Sociedade**, v. 25, n. 2, p. 111-128, 2022.
- PALADINO, I.M. et al. End-member modeling and sediment trend analysis as tools for sedimentary processes inference in a subtropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 278, 108126. 2022.
- PIGOSSO, A. M. B. O Licenciamento Ambiental e o Território a Ver Navios: dilemas do desenvolvimento sustentável no Litoral do Paraná. Doutorado em Geografia, Universidade Federal do Paraná, 2022.
- RIBEIRO, C.G. et al. 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.
- SIMÕES-NETO, J.A. et al. 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.

SOUZA, F.M. et al. Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact. **Marine Environmental Research**, v.116, 2016.

STEFFEN, W. et al. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. **The Anthropocene Review**, v.2, n.1, p.81-98, 2015.

TREVIZANI, T.H. et al. Assessment of metal contamination in fish from estuaries of southern and southeastern Brazil. **Environ Monit Asses.** v.191, n.308, p.1-16, 2019.

TREVIZANI, T.H. et al. Metals in sediments as indicators of anthropogenic impacts in estuaries of south-southeast Brazil. **J. Sediment. Environ.** 6, 417–430, 2021.

VIEIRA, K.S. et al. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.166, 2021.

WILHELM, M.M. et al. Variability of sedimentary organic matter in subtropical estuarine systems due to anthropogenic and climatic events. **Environmental Earth Science**, 82, 22. 2023.