



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA



ROBEVÂNIA DA SILVA SOUZA

VARIAÇÃO INTERDECADAL DAS DENSIDADES DE ZOOPLÂNCTON E
MICROPLÁSTICOS EM UM SISTEMA ESTUARINO TROPICAL

Recife

2023

ROBEVÂNIA DA SILVA SOUZA

**VARIAÇÃO INTERDECADAL DAS DENSIDADES DE ZOOPLÂNCTON E
MICROPLÁSTICOS EM UM SISTEMA ESTUARINO TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia Biológica

Orientador: Prof.^a Dr.^a Sigrid Neumann Leitão

Coorientador: Prof.^a Dr.^a Silvia Helena Lima Schwamborn

Recife

2023

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Souza, Robevânia da Silva.
VARIAÇÃO INTERDECADAL DAS DENSIDADES DE ZOOPLÂNCTON E
MICROPLÁSTICOS EM UM SISTEMA ESTUARINO TROPICAL / Robevânia da
Silva Souza. - Recife, 2023.
48f. : il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco,
Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-graduação em
Oceanografia.

Orientação: Prof.^a Dr.^a Sigrid Neumann Leitão.

Coorientação: Prof.^a Dr.^a Silvia Helena Lima Schwamborn.

1. Microplástico; 2. Zooplâncton; 3. Estuário; 4. Itamaracá;
5. Nordeste Brasil. I. Leitão, Sigrid Neumann. II. Schwamborn,
Silvia Helena Lima. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

CDD 551.46

ROBEVÂNIA DA SILVA SOUZA

**VARIAÇÃO INTERDECADAL DAS DENSIDADES DE ZOOPLÂNCTON E
MICROPLÁSTICOS EM UM SISTEMA ESTUARINO TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Aprovada em: 30/11/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Sigrid Neumann Leitão (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof.^a Dr.^a Renata Polyana de Santana Campelo (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Pedro Augusto Mendes de Castro Melo (Examinadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Fernando de Figueiredo Porto Neto (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico esse trabalho a Deus e aos meus queridos pais (Francisca e Adalberto) por todo amor e apoio ao longo da minha jornada acadêmica.

AGRADECIMENTOS

A Prof.^a Dr.^a Sigrid Neumann Leitão pela orientação, ensinamentos, incentivo, oportunidades, por contribuir significativamente para minha formação pessoal e acadêmica.

Ao PPGO-UFPE, na pessoa do Prof. Dr. Pedro Augusto Melo pelo apoio durante o curso e CAPES por ter concedido o apoio financeiro.

Ao Laboratório de zooplâncton-UFPE que viabilizou as análises de zooplâncton. E a todos os integrantes deste laboratório que formam uma grande família, especialmente ao Richard, Glenda e Cynthia.

Ao Laboratório de Cordados Marinhos, coordenado pela Profa. Dra. Silvia Helena Lima Schwamborn, onde foi realizado todo o processo de triagem e análises das partículas de microplásticos e aos laboratórios parceiros.

Ao CNPEM/LNLS pelo apoio na análise polimérica das partículas de microplásticos, treinamento para utilização do FTIR o que possibilitou um enriquecimento científico e pessoal.

Ao Prof. Dr. Fernando de Figueiredo Porto Neto pelo apoio nas análises de amostras do microzooplâncton.

A Deus que nos momentos mais difíceis foi o meu guia e me deu forças para continuar.

Aos meus queridos amigos Luana Torres, Túlio Feitoza e Jéfferson Rodrigues que foram os meus companheiros de jornada acadêmica contribuindo de forma relevante para o meu crescimento pessoal e espiritual, sendo indispensável o apoio de vocês durante todo esse processo.

Aos meus amados pais e familiares que me apoiaram todos esses anos, ao longo de todo processo sempre me incentivando a continuar lutando por meus sonhos. Sem vocês eu jamais teria alcançado nenhum dos meus objetivos.

Ao meu companheiro de vida Deilson Barros, que se sacrificou diariamente para que fosse possível a realização desse sonho. Obrigada por sempre acreditar em mim e estar ao meu lado.

A todos que contribuíram de forma direta e indireta para o desenvolvimento do meu trabalho.

RESUMO

Uma das principais ameaças antropogênicas para ecossistemas marinhos na atualidade são os microplásticos. Por mais que tenha ocorrido um aumento considerável no número de trabalhos envolvendo a contaminação da biota aquática por microplásticos durante os últimos anos, esses estudos são geralmente pontuais e temporariamente restritos. Em síntese o presente estudo, aborda o desafio das análises decadais através de uma valiosa e única coleção de amostras de plâncton que são referentes a um período de quatro décadas (1970 a 2000), coletadas para coleção de amostras científicas pertencentes ao Museu de Oceanografia Professor Petrônio Coelho (MOUFPE). Por conseguinte, este é um estudo brasileiro com microplásticos e organismos zooplanctônico *in situ* cobrindo um longo período, tendo como principais objetivos: (i) Realizar um regaste histórico sobre a contaminação por MP ao longo das décadas no sistema estuarino de Itamaracá ao longo do Canal de Santa Cruz, (ii) e relacionar tal variação com a comunidade zooplanctônica. Para analisar a ocorrência de partículas de microplásticos do complexo estuarino de Itamaracá, em termos quanti-qualitativos, foi necessário realizar um levantamento histórico das amostras de zooplâncton que compreendem um período de coleta realizado entre 1973-2008. Foram então selecionadas amostras de forma aleatória para cada uma das décadas, a fim de representar a evolução das concentrações de microplásticos ao longo do tempo neste sistema estuarino. As amostras foram obtidas através de arrastos horizontais à subsuperfície realizados por meio de uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com malha de 64 μm de abertura, em dois dos principais rios da região (Rio Igarassu e Rio Botafogo), que desembocam no Canal de Santa Cruz em Itamaracá. As análises de microplásticos foram obtidas através de alíquotas 30 ml, posteriormente cada subamostra foi submetida diretamente ao processo de digestão da matéria orgânica com a solução de hidróxido de potássio (KOH 8%) e hipoclorito de sódio (NaClO), sendo os MPs quantificados de acordo com tipo, cor e forma após o processo digestivo. Para confirmação polimérica, e posteriormente analisadas quimicamente com Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR). O tipo de microplástico flutuante predominante foram as fibras e representam mais de 90% dos itens presentes no ambiente. Os MPs translúcidos foram os mais abundantes em todas as décadas. A faixa de tamanho com maior abundância relativa foi a de 0,5-0,1 mm. Os resultados obtidos através do teste de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} > 0.05$) provou que não existe diferença estatística nas concentrações de microplásticos ao longo das décadas. O teste de Sperman ($p\text{-value} > 0.05$) mostrou que não existe correlação entre as concentrações, tipo, cor de microplásticos e zooplâncton ao longo das décadas. Notadamente é de suma importância obter dados atualizados e ampliar a amostragem para realizar comparações com os resultados obtidos neste trabalho. Ainda existe um longo caminho para compreender as interações de microplásticos ao longo do tempo, no entanto os resultados apresentados neste trabalho auxiliam no entendimento das densidades reais de MPs em ambientes estuarinos e como suas concentrações já eram predominantes no ambiente desde a década de 70, o que pode ameaçar toda a biota aquática local.

Palavras-chave: Microplástico; Zooplâncton, Estuário; Itamaracá; Nordeste Brasil

ABSTRACT

One of the main anthropogenic threats to marine ecosystems today is microplastics. Although there has been a considerable increase in the number of studies involving the contamination of aquatic biota by microplastics in recent years, these studies are generally punctual and temporally restricted. In summary, the present study addresses the challenge of decadal analyses through a valuable and unique collection of plankton samples spanning four decades (1970 to 2000), collected for the scientific sample collection belonging to the Professor Petrônio Coelho Oceanography Museum (MOUFPE). Consequently, this is a Brazilian study with microplastics and in situ zooplankton organisms covering a long period, with the main objectives being: (i) To conduct a historical review of MP contamination over the decades in the Itamaracá estuarine system along the Santa Cruz Channel, (ii) and to relate such variation to the zooplankton community. To analyze the occurrence of microplastic particles in the Itamaracá estuarine complex, in quantitative and qualitative terms, it was necessary to conduct a historical survey of zooplankton samples collected between 1973-2008. Samples were then randomly selected for each decade to represent the evolution of microplastic concentrations over time in this estuarine system. The samples were obtained through horizontal subsurface tows using a conical-cylindrical plankton net with a mesh size of 64 μm , in two of the main rivers in the region (Igarassu River and Botafogo River), which flow into the Santa Cruz Channel in Itamaracá. Microplastic analyses were obtained through 30 ml aliquots, and each subsample was directly subjected to the organic matter digestion process with potassium hydroxide solution (KOH 8%) and sodium hypochlorite (NaClO), with MPs being quantified according to type, color, and shape after the digestive process. For polymer confirmation, they were subsequently chemically analyzed with Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). The predominant type of floating microplastic was fibers, representing more than 90% of the items present in the environment. Translucent MPs were the most abundant in all decades. The size range with the highest relative abundance was 0.5-0.1 mm. The results obtained through the Kruskal-Wallis test ($p\text{-value} > 0.05$) proved that there is no statistical difference in microplastic concentrations over the decades. The Spearman test ($p\text{-value} > 0.05$) showed that there is no correlation between the concentrations, type, color of microplastics, and zooplankton over the decades. Notably, it is of utmost importance to obtain updated data and expand sampling to make comparisons with the results obtained in this work. There is still a long way to go to understand the interactions of microplastics over time, however, the results presented in this work help in understanding the real densities of MPs in estuarine environments and how their concentrations have been predominant in the environment since the 1970s, which can threaten the entire local aquatic biota.

Keywords: Microplastic; Zooplankton; Estuary; Itamaracá; Northeast Brazil

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Densidade média \pm Desvio padrão das concentrações de microplásticos ao longo do tempo.....	24
Tabela 2 –	Tipos de microplásticos e suas respectivas Abundância Relativas (AR%) em amostras de plâncton para o Sistema estuarino de Itamaracá de acordo com as décadas estudadas. Os tipos de plásticos estão representados da seguinte forma: Fibras (P1), Fragmentos (P2); Filmes (P3), Filamento (P3), Aglomerados de fibras(P5), Espuma (P6), Pellet (P7)	25
Tabela 3 –	Abundância relativa em % da quantidade de microplásticos de acordo com sua classe de tamanho para cada uma das décadas.....	29

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Efeitos tóxicos dos MPs nos sistemas e na fisiologia do zooplâncton	13
Figura 2 –	Localização das estações de coleta no Sistema estuarino de Itamaracá. Os Círculos pretos correspondem aos pontos de amostragem: 1,2,3 para o Rio Botafogo e o Rio Igarassu.....	18
Figura 3 –	Protocolo de digestão utilizado, as etapas consistem em: etapa 1 preparação da solução original; etapa dois diluição que consiste na redução das concentrações dos reagentes presentes na solução original; e terceira etapa adição da solução diluída, incubação e filtragem final.....	21
Figura 4 –	Log da densidade de microplásticos por m ³ ao longo das décadas.....	23
Figura 5 –	Abundância relativa dos tipos de microplásticos presentes na região.....	24
Figura 6 –	Tipos de microplásticos com maiores densidades em amostras de plâncton para o Sistema estuarino de Itamaracá. As fibras	

	compreendem as figuras de a) a d), já os fragmentos estão no intervalo de e) a h)	25
Figura 7–	Densidade de microplásticos m ³ e os principais tipo ao longo do Rio Igarassu nas décadas de 1970 e 1980 e longo do Rio Botafogo nas décadas de 1990 e 2000.....	26
Figura 8 –	Densidade por m ³ das cores de microplástico em relação as décadas	27
Figura 9–	Abundância relativa em % das cores de microplásticos ao longo do tempo.....	27
Figura 10–	Classificação de microplásticos em classes de tamanhos e sua abundância relativa para cada uma das décadas do sistema estuarino de Itamaracá-PE	28
Figura 11 –	Quantidade de microplásticos de acordo com sua classe de tamanho para cada uma das décadas.....	29
Figura 12 –	Boxplot da estrutura taxonômica do zooplâncton ao longo das décadas.....	30
Figura 13 –	Boxplot da estrutura taxonômica das famílias que compõem o grupo Copepodas.....	31
Figura 14 –	Comparação das classes de tamanho de entre microplásticos e classes taxonômicas do zooplâncton de acordo com classificação de tamanho (micro, meso, macro) proposta por (BERMÚDEZ E SWARZENSKI ; 2021).....	32

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPES	Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
MPs	Microplásticos
FTIR	Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LNLS	Laboratório Nacional de Luz Síncrotron
KOH	Hidróxido de potássio
NaClO	Hipoclorito de sódio
Chl <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>

SUMÁRIO

1.0	INTRODUÇÃO	11
1.1	HIPÓTESE	15
1.2	OBJETIVOS	15
1.2.1	Objetivos Geral.....	15
1.2.2	Objetivo específico.....	15
2.0	METODOLOGIA.....	16
2.1	Área de estudo	16
2.2	Coleta de dados.....	18
2.3	Análise em laboratório.....	19
2.3.1	Obtenção dos dados.....	19
2.3.2	Triagem de microplásticos.....	19
2.3.3	Controle da contaminação.....	19
2.3.4	Digestão.....	20
2.3.5	Análise descritiva e quantitativa do zooplâncton.....	22
2.3.6	Análise de dados.....	22
3.0	RESULTADOS.....	22
3.1	Partículas suspeitas.....	22
3.2	Zooplâncton.....	29
4.0	DISCUSSÃO.....	32
4.1	Avaliação da poluição por microplásticos ao longo do tempo.....	32
4.2	Características das partículas de microplásticos presentes na região.....	34
4.3	Microplásticos e zooplâncton.....	36
5.0	CONCLUSÕES.....	39
6.0	REFERÊNCIAS.....	40

1.0 INTRODUÇÃO

Com o aumento considerável na produção mundial de plásticos desde o desenvolvimento dos polímeros sintéticos derivados de combustíveis fósseis ou, ocasionalmente, de biomassa por volta de século XX (ANDRADY, A. L., 2011a; DERRAIK, 2002)), os descartes desordenados de plásticos vêm se tornando um risco ambiental (COLE *et al.*, 2011; MOORE, CHARLES JAMES, 2008). A utilização do plástico tem se intensificado em todo o planeta, no entanto esse polímero sintético apresenta características que dificultam sua degradação como: alta durabilidade, baixas taxas de reciclagem, má gestão de resíduos e uso marítimo, portanto grande parte dos plásticos em todo o mundo entra e persiste nos ecossistemas marinhos (DA COSTA *et al.*, 2016; LEBRETON *et al.*, 2017; SHEAVLY; REGISTER, 2007).

O aporte de material antropogênico que é a principal fonte de poluição marinha por plástico, tem sua origem de fontes terrestres em sua grande parte através de vias como: transporte fluvial e atmosférico, descarte de lixo nas praias ou diretamente no mar por meio da aquicultura, com contribuições de atividades marítimas como perda acidental ou descarte ilegal por navios durante pesca, turismo, transporte de cargas ou perfuração offshore (DA COSTA *et al.*, 2016; LEBRETON *et al.*, 2017; SHEAVLY; REGISTER, 2007)

Projeções demonstram que os dados sobre a representatividade do plástico nos oceanos são de 80-85% do lixo marinho, que representa 10% dos plásticos produzidos mundialmente (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, S. H., 2017). Existem ainda estimativas que pressupõem que 92% dos 5,25 trilhões de partículas de plástico na superfície do oceano são microplásticos (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, S. H., 2017; ERIKSEN *et al.*, 2014). Os microplásticos (MPs) são frequentemente definidos como partículas insolúveis em água, sólidos de polímeros sintéticos ou matriz polimérica, que apresentam geralmente tamanhos irregulares que variam entre 1 µm a 5 mm, podendo ser categorizados em primários ou secundários (ANDRADY, A. L., 2011a; FRIAS, J. P. G. L.; NASH, 2019; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012b).

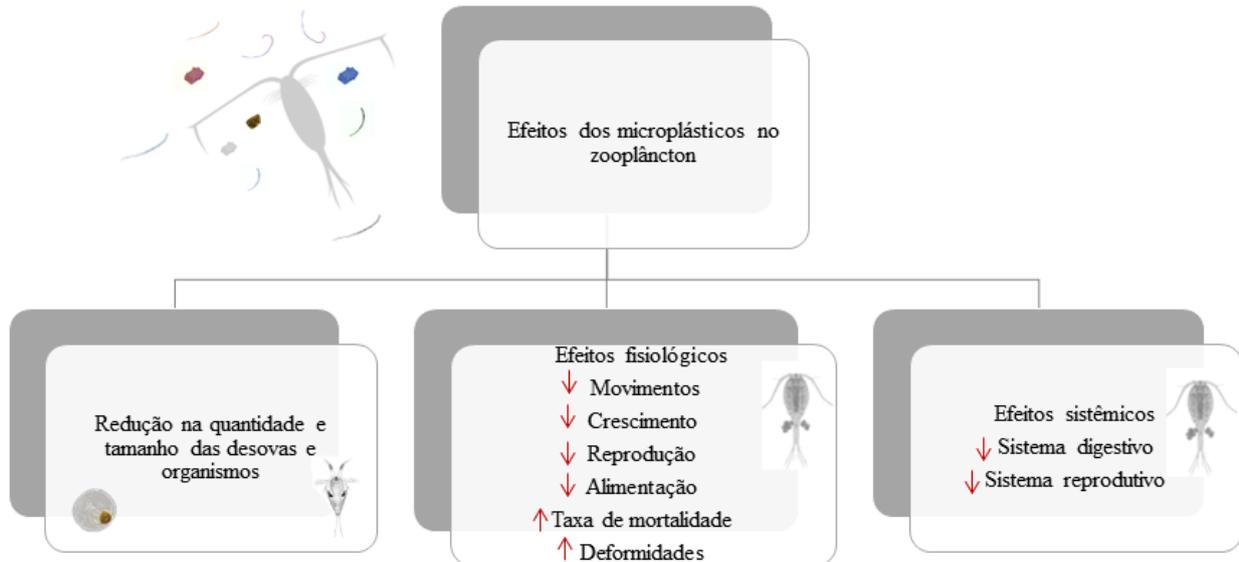
A distribuição dos microplásticos em ambientes aquáticos é influenciada por características como: densidade das partículas, tamanho, forma, localização das fontes de MP e do transporte através das correntes e ondas oceânicas (KUKULKA *et al.*, 2012). Tanto o seu destino como o seu transporte são regidos por processos hidrodinâmicos e geofísicos (DE CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016). As partículas de microplásticos que apresentam densidade maiores que a água afundam e se acumulam no sedimento, e os menos densos flutuam na superfície (ALOMAR; ESTARELLAS; DEUDERO, 2016).

Devido ao seu alto potencial poluidor os microplásticos são responsáveis por poluição na coluna d'água, sedimentos, biota, águas costeiras, poluem o oceano aberto e os ambientes de água doce e as estações de tratamento de águas residuais em todo o planeta (REZANIA *et al.*, 2018^a; THOMPSON, 2015). Dentre a biota afetada no ambiente marinho pelos microplásticos está o zooplâncton. O zooplâncton está constituído pelo conjunto de protistas não fotossintéticos e animais, variando desde formas unicelulares até pequenos vertebrados, como ovos e larvas de peixes, geralmente microscópicos. Embora tenham movimentos próprios, os movimentos das massas d'água determinam seus deslocamentos, não sendo capazes de manter sua distribuição contra os movimentos das correntes e ondas, mesmo os mais fracos. Esta característica passiva dos deslocamentos é o que caracteriza a vida no plâncton (LEVINTON, 1995; GROSS; GROSS, 1996).

O zooplâncton é também elo importante na teia trófica marinha, transferindo energia na forma fitoplâncton-bacterioplâncton ou na de detrito orgânico particulado para os demais níveis tróficos. Desta forma, influenciam as futuras comunidades nectônicas e bentônicas que têm estágio no plâncton, além de atuar na ciclagem de energia de um ambiente para outro (FRASER, 1962; LONGHURST; PAULY, 1987). Se tratando de um grupo chave nos ambientes estuarinos o zooplâncton apresenta grande importância nas teias tróficas, sendo fundamentais para o equilíbrio dos ecossistemas aquático (KIØRBOE, 2011; STRICKLER, 1982).

Por meio de investigações realizadas a partir de análises de ingestão e bioacumulação em testes laboratoriais foi possível determinar que o consumo de microplásticos pode provocar sérios danos aos organismos zooplânctônicos tais como: reduzir o seu estado nutricional, aumentar a sua mortalidade e reduzir a sua fecundação (SUN, X. *et al.*, 2018). Além disso, apresentam ainda a capacidade de obstruir os apêndices alimentares e essa obstrução limita a ingestão dos alimentos, o que pode bloquear ou danificar o canal alimentar das espécies (COLE *et al.*, 2013; SETÄLÄ; FLEMING-LEHTINEN; LEHTINIEMI, 2014). A Figura 1, apresenta alguns efeitos tóxicos dos MPs e na fisiologia e sistemas do zooplâncton. Os microplásticos que são ingeridos por organismos zooplânctônicos compreendem partículas que apresentam tamanhos semelhantes aos seus itens alimentares (DE SÁ *et al.*, 2018)

Figura 1: Efeitos tóxicos dos MPs nos sistemas e na fisiologia do zooplâncton



Fonte: Autor; 2023

Os estuários são caracterizados por serem ambientes extremamente produtivos servindo de abrigo, alimentação e reprodução para espécies marinhas e de água doce (DANTAS *et al.*, 2010). Devido as suas características ambientais as regiões estuarinas são ambientes propícios para a retenção de microplásticos, por serem áreas próximas a centros urbanos, amplamente explorados pela pesca, turismo, portos, indústrias etc., e que recebem diversos tipos de poluentes (WEI, N. *et al.*, 2023). Apesar da grande extensão da costa brasileira, são escassos os estudos que investigam a composição dos microplástico presente na coluna d'água por meio de amostragem de plâncton, existem apenas alguns estudos pontuais, a maioria dos quais são estudos de caso no litoral nordestino do estado de Pernambuco (CASTRO; SILVA, M. L. D.; ARAÚJO, 2018). Portanto, é necessário preencher as lacunas existentes quanto a avaliação e risco ecológico da interação do zooplâncton com partícula de microplásticos *in situ*, entender as interações anuais, sazonais, interdecadais para melhor correlacionar os riscos para as teias alimentares estuarinas e marinhas (SAMBOLINO *et al.*, 2022).

Sendo assim por mais que tenha ocorrido um aumento considerável no número de trabalhos envolvendo a contaminação da biota aquática por microplásticos durante os últimos anos, esses estudos são geralmente pontuais e temporariamente restritos. Portanto, embora haja uma conscientização crescente sobre a extensão global da contaminação por microplásticos e

seus efeitos potencialmente prejudiciais, ainda existe um déficit de dados sobre variações de longo prazo nas concentrações de microplásticos, que são extremamente imprescindíveis para avaliar e prever possíveis impactos. Em síntese o presente estudo, aborda tais desafios através de análise de uma valiosa e única coleção de amostras de plâncton que são referentes a um período de quatro décadas (1970 a 2000), que são pertencentes ao sistema estuarino do canal de Santa Cruz. Esse complexo estuarino é uma região com grande diversidade, sendo uma das áreas mais produtivas do Nordeste, pois é um importante sítio de pesca artesanal. Por conseguinte, a expansão desordenada de atividades industriais e turísticas na região, além do elevado crescimento populacional, sobrepesca e poluição, são os principais responsáveis por colocar em risco o delicado sistema ecológico-social da região. Apesar da relevância socioeconômica, os manguezais de Itamaracá têm sofrido pressões antrópicas constantemente principalmente pelo desmatamento, para dar espaço à expansão urbana e à atividade econômica de aquicultura na região. Desta forma, a presente dissertação pretende realizar um resgate histórico sobre a contaminação por microplásticos e seus possíveis efeitos ao longo das décadas, subsidiando informações à comunidade acerca dos níveis de poluição local e como os organismos pertencentes ao plâncton respondem a essa poluição, se esse aumento pode de alguma forma alterar a estrutura da comunidade zooplancônica.

1.1 HIPÓTESE:

A Poluição e a concentração de microplásticos tem evoluído de forma progressiva ao longo das décadas no sistema estuarino de Itamaracá-PE.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral:

Avaliar as concentrações interdecadais de microplásticos e sua relação com a comunidade zooplanctônica do Sistema Estuarino de Itamaracá (PE-Brasil).

1.2.2 Objetivo específico:

Caracterizar e comparar as comunidades zooplanctônica da região ao longo do tempo.

Determinar a variação, densidade, tamanho e coloração dos microplásticos flutuantes no sistema estuarino de Itamaracá e relacionar esses dados com o zooplâncton;

Realizar a caracterização polimérica e identificar os principais polímeros que compõem as partículas de microplásticos local.

2.0 METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O Sistema Estuarino de Itamaracá está localizado no estado de Pernambuco, cerca de 50 km ao norte da cidade do Recife. Situa-se entre as latitudes 7° 34'00" S e 7° 55'16" S e entre as longitudes 34° 48'48" W e 34° 52'24" W e possui uma extensão de 22 Km, e largura variável de 0,6 a 1,5 Km (KEMPF, 1970). O canal de Santa Cruz é caracterizado por receber contribuições tanto fluviais quanto oceânicas (SILVA, 2008). Os principais responsáveis pela contribuição oceânica são a Barra de Catuama ao norte, e a Barra Orange ao sul. Já as contribuições fluviais para o sistema são os rios Catuama, Carrapicho e Botafogo ao norte, e ao sul, os rios Igarassu e Paripe (SILVA, 2007).

Esta região apresenta uma classificação climática definida como tropical típico sendo As" segundo a classificação de Köppen, de tal forma apresenta duas estações climáticas sendo elas: quente e úmido, com estação seca no verão (setembro a fevereiro) e chuvas de inverno antecipadas para o outono (março a agosto) (PASSAVANTE, 1981). A precipitação média mensal no período chuvoso é superior a 100 mm, podendo atingir 400 mm, essa região apresenta variações de temperaturas atingindo a máxima 34°C e a mínima a 20°C (PASSAVANTE, 1981).

Por se tratar de um sistema tropical, este ambiente apresenta fraca estratificação vertical de salinidade e níveis normais de turbulência que são responsáveis por realizar uma distribuição uniforme das temperaturas da superfície para o fundo (MEDEIROS *et al.*, 2001). As correntes de maré são um dos componentes de maior influência na mistura vertical da coluna d'água, os demais componentes como evaporação e ventos contribuí efetivamente de menor forma. Desta forma mesmo que sua influência seja menor, ainda assim baixa precipitação na estação seca com altos índices de aquecimento diurno pode ocasionar a estratificação, já em períodos chuvosos pode se esperar a estratificação durante o período de maior contribuição fluvial.

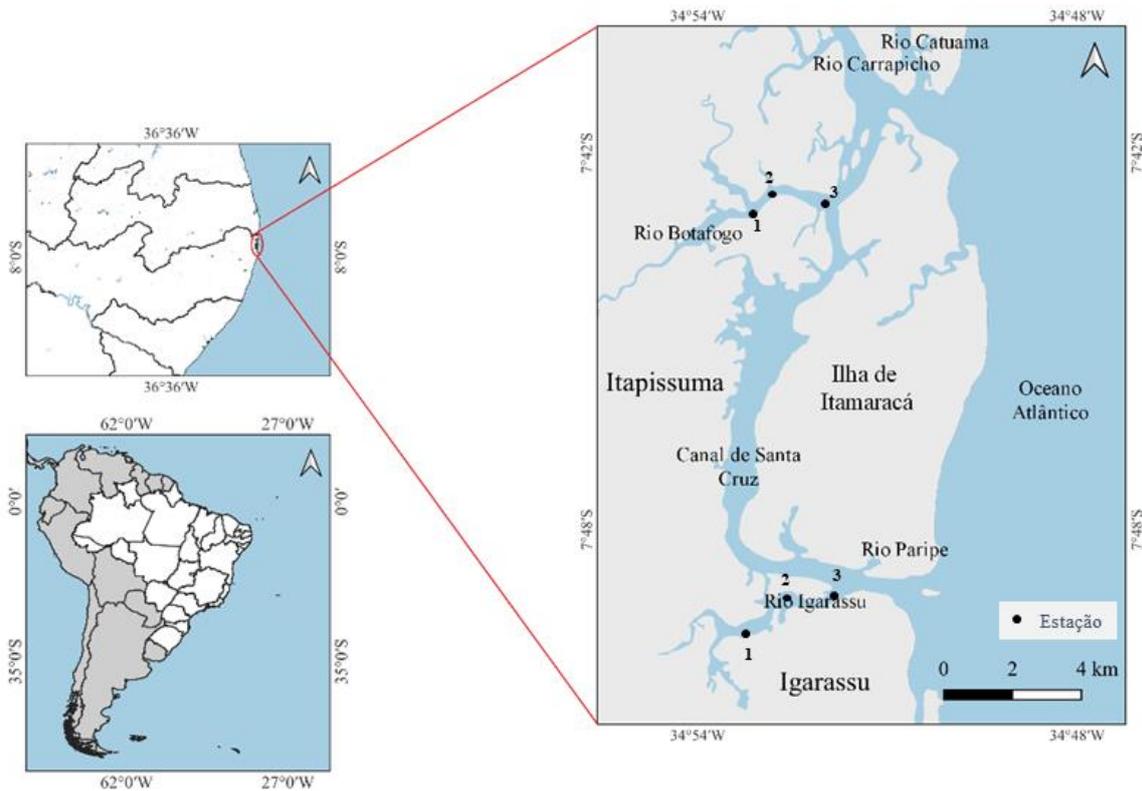
Assim como muitos ambientes o sistema estuarino Itamaracá está exposto a diversas fontes de poluições e pressões que são provenientes de indústrias, descarga de esgoto doméstico, expansão urbana desordenada e pesca. Em algumas regiões como Itapissuma o esgoto doméstico é despejado sem tratamento diretamente para o Canal de Santa Cruz (MEDEIROS *et al.*, 2001). O complexo estuarino de Itamaracá é uma área com grande relevância ecológica que apresenta uma exploração econômica desordenada de diversos setores pesqueiro, imobiliário e turístico. Como esse desenvolvimento local não tem um controle governamental adequado, essa região se encontra muito vulnerável aos impactos ambientais

que estas atividades promovem, por isso esse complexo foi investigado ao longo de muitas décadas por vários pesquisadores, sendo desenvolvidos diversos estudos principalmente relacionados ao plâncton, onde os dados de coletas se distribuem em dois recortes históricos pertencentes à dois dos principais rios da região sendo eles: o rio Igarassu (1973-1981) e Botafogo (1992-2008), em ambas localidades foram selecionados três pontos de coleta, nas porções superior, intermediária e inferior da área estuarina (Figura 1).

O primeiro recorte histórico de amostras é proveniente do estuário do rio Igarassu que possui 10 km de extensão, essa região é caracterizada por apresentar alta produtividade orgânica e intensa exploração pesqueira. A maior parte do consumo dos recursos hídricos desse rio advém da atividade econômica, e em algumas localidades funcionam como local de despejos urbanos e industriais, provocando graves desequilíbrios ao ecossistema (MACEDO; COSTA 1990). Neste ambiente foram realizadas coletas entre o período de 1973-1981.

Já o segundo recorte histórico de amostras pertence à bacia do rio Botafogo que é formada por um conjunto de diversos cursos de água que percorre cerca de 50 Km, essa área apresenta sinais de desequilíbrio ecológico, devido à grandes cargas poluidoras lançadas ao longo do percurso. Esse processo é agravado pelo adensamento urbano, que muitas vezes não tem saneamento básico e despeja seus dejetos diretamente no Canal, sem controle algum, provocando desequilíbrio aos ecossistemas (MEDEIROS *et al.*, 2001) Devido a essas características únicas este rio foi estudado durante o período de 1992-2008.

Figura 2: Localização das estações de coleta no Sistema estuarino de Itamaracá. Os Círculos pretos correspondem aos pontos de amostragem: 1,2,3 para o Rio Botafogo e o Rio Igarassu.



Fonte: Autor; 2023

2.2 Coleta de Dados

Os dados foram obtidos através de amostras preexistentes, sendo oriundas de arrastos horizontais à superfície realizados por meio de uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com malha de 64 μm de abertura, com duração de 3 minutos. Todas as amostras foram conservadas através do método de fixação com solução de formaldeído (4%) tamponado com tetraborato de sódio (5 g L^{-1}). Todas as amostras foram coletadas ao longo de dois rios pertencentes ao complexo estuarino de Itamaracá e depositadas ao longo das décadas no Museu de Oceanografia Professor Petrônio Coelho (MOUFPE), o qual mantém registro contínuo da biodiversidade no Atlântico Sul. As amostras foram triadas levando em consideração o seu bom estado de conservação, por meio desta análise foram selecionadas de forma aleatória amostras pertencentes as décadas de 70, 80, 90 e 2000, para o estabelecimento de um contexto histórico a fim de alcançar os objetivos pretendidos neste trabalho.

2.3. Análise em laboratório

2.3.1 Obtenção de dados

Para analisar a ocorrência de partículas de microplásticos do complexo estuarino Canal de Santa Cruz, em termos quanti-qualitativos, foi necessário realizar um levantamento histórico das amostras de zooplâncton que compreendem um período de coleta realizado entre 1973-2008. Foram então selecionadas 10 amostras de forma aleatória para cada uma das décadas, a fim de representar a evolução das concentrações de microplásticos ao longo do tempo no sistema estuarino de Itamaracá.

Todas as amostras depositadas no MOUFPE foram obtidas através de arrastos horizontais à superfície realizados por meio de uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com malha de 64 μm , com duração de 3 minutos, em uma embarcação com uma velocidade média de 1 nó (1, 852 k/h). Todo material coletado foi conservado através do método de fixação com solução de formaldeído (4%) tamponado com tetraborato de sódio (5 g L⁻¹).

2.3.2 Triagem de microplásticos

Em laboratório o primeiro passo para realização das análises foi concentrar cada uma das amostras em um acumulador de inox de 45 μm para remover a solução de formaldeído, em seguida o material foi transferido para um béquer de vidro, onde foi realizada a sua diluição para um volume de 200 ml, homogeneizado e retirada uma subamostra (alíquotas) 30 ml. Com a finalização deste processo cada subamostra foi submetida a diretamente a digestão da matéria orgânica, sendo os MPs quantificados de acordo com tipo, cor e forma após o processo digestivo (ZHAO, K. *et al.*, 2022). Após caracterização visual, as partículas foram classificadas em classes de tamanho.

2.3.3 Controle de contaminação

Para evitar a contaminação aérea, todas as análises foram feitas em ambiente isolado e estéril. A área de trabalho foi coberta com uma caixa de acrílico projetada para evitar qualquer contaminação (TAHA *et al.*, 2021a). Uma série de cuidados foram tomados para evitar a contaminação como o uso de jalecos e touca de algodão e luvas de nitrilo, cuidados extras com limpeza constante de materiais e bancadas com álcool 70% (CORCORAN *et al.*, 2020; ENDERS *et al.*, 2020a; VERLAAN *et al.*, 2019; ZHANG, L. *et al.*, 2019). Todos os materiais plásticos do laboratório recobertos com papel alumínio, para evitar o contato com fragmentos de plástico durante a manipulação das amostras. Além dos cuidados acima citado, a limpeza de

vidraria segue dois protocolos. Um destes é baseado na limpeza com ácido clorídrico 10% (HCl) onde a vidraria utilizada em laboratório fica submersa por um período de 12-24 horas, após essa etapa o material é submetido a lavagem com água destilada filtrada. Desta forma, os microplásticos aderidos às superfícies podem ser facilmente removidos (LIU, K. *et al.*, 2019). Todo material utilizado para digestão como placas de petri, filtros de Nitrato de Celulose Estéril Whatman Membrana (47 mm Ø e 0,45 µm de tamanho de poro), pinças e vidrarias são submetidos previamente a mufla a 450 °C por 3 horas (ZHANG, L. *et al.*, 2019).

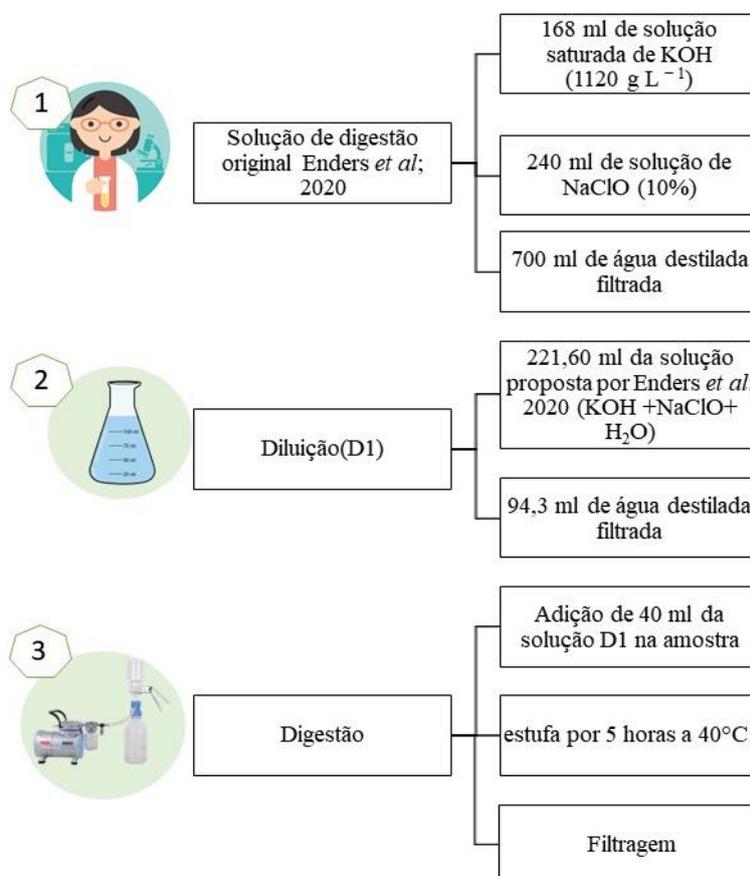
Com relação ao monitoramento de possíveis fontes de contaminação aérea e cruzada durante os procedimentos laboratoriais, foi realizado o controle da contaminação por meio de brancos, sendo que todas as amostras foram manipuladas dentro de uma capela para diminuir os riscos de contaminação aérea (PRATA *et al.*, 2021; PROVENCHER *et al.*, 2020). Para cada tratamento de controle, as partículas encontradas foram convertidas em itens.m⁻³ e itens.h⁻¹. Vale salientar que neste trabalho existe um controle adicional consistente em inspecionar todos os instrumentos e materiais antes do uso (HIPFNER *et al.*, 2018). Além disso, todos os materiais, após a limpeza e durante o uso, são recobertos com papel alumínio, o que ajuda a prevenir a contaminação aérea (BORDÓS *et al.*, 2019). As soluções de digestão, incluindo a água utilizada nesse trabalho, foram filtradas em um sistema de filtração a vácuo, utilizando-se para tanto um filtro de inox com 10 µm e 47 mm Ø, diminuindo os riscos de contaminação externos ao ambiente (ENDERS *et al.*, 2020a).

2.3.4 Digestão

Para execução de processo de digestão foi utilizada a solução original desenvolvida por (ENDERS *et al.*, 2020b), que consiste na preparação da solução contendo 168 ml de solução saturada de KOH (1120 g L⁻¹) e 240 ml de solução de NaClO (10% de cloro ativo) para 700 ml de água destilada filtrada. Essa solução original foi diluída, onde foi utilizado 221,60 ml da solução citada anteriormente (KOH +NaClO+ H₂O) com a adição de 94,3 ml de água, sendo assim as proporções respectivamente da solução final aplicada em cada amostra foi de KOH (7,76 %) e NaClO (1,76%). Após o preparo da solução as amostras foram submetidas ao processo de congelamento em freezer. Logo em seguida a adição da solução foi feita com o auxílio de uma pipeta, onde foram retirados 40 ml da solução adicionando-a diretamente sobre cada uma das subamostras. Em seguida as amostras foram submetidas ao processo de aquecimento em estufa por 5 horas a 40°C (figura 2). E com base em análise visual, tomando como referência a transparência da solução, foi possível definir a finalização do processo de

digestão. Uma vez concluída a digestão, as amostras foram filtradas a vácuo em um filtro de Nitrato de Celulose Estéril Whatman Membrana (47 mm Ø e 0,45 µm de tamanho de poro). Com a efetivação do processo de digestão, todas as partículas presentes no filtro foram submetidas previamente a fotografias e medições realizadas utilizando rotinas específicas do sistema de análise de imagens do Software Zen. Todas as partículas de plástico em potencial foram classificadas, fotografadas, contadas e medidas. Os potenciais MPs foram classificadas quando apresentaram cor homogênea, espessura, textura e ausência de estruturas celulares (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012b), sendo categorizadas de acordo com a cor (preto, branco, transparente, azul, amarelo, vermelho, verde, outras cores) e a forma (fragmentos, fibras e filmes).

Figura 3: Protocolo de digestão utilizado, as etapas consistem em: etapa 1 preparação da solução original; etapa dois diluição que consiste na redução das concentrações dos reagentes presentes na solução original; e terceira etapa adição da solução diluída, incubação e filtragem final.



Fonte: Autor; 2023

2.3.5 Análise descritiva e quantitativa do zooplâncton

Para realizar as análises qualitativas e quantitativas dos organismos zooplanctônicos foi utilizado um microscópio estéreo (Zeiss Axiostar Plus) seguindo a classificação taxonômica (BOLTOVSKOY, 1999) a classificação foi realizada ao nível taxonômico mais apurado possível. Em laboratório, o zooplâncton foi classificado de acordo com os seguintes grupos: Protozoa, Copepoda, Mysidacea, Cirripedia, Isopoda, Decapoda e Chordata. A composição de espécies dentro de cada grupo de zooplâncton foi então determinada por meio da análise das amostras que foi efetuada em câmara Sedgwich-Rafter, de 2 ml de capacidade. Cada amostra de plâncton, foi diluída em um volume que variou de 300 a 500 ml, posteriormente foram retiradas três subamostras, para cada subamostra foi identificado uma média um total de 300 a 500 indivíduos. A abundância do zooplâncton foi calculada para cada táxon, padronizando o número de organismos para o volume superficial do arrasto (igual às análises de MP). A abundância foi expressa em organismos/m³ (valor médio ± desvio padrão). Sendo assim, as abundâncias foram usadas para avaliar a proporção de microplástico e zooplâncton [(itens de plástico/m³)/(organismos/m³)] e para comparar suas abundâncias relativas e determinar sua concorrência (KANG; KWON; SHIM, 2015).

2.3.6. Análise de dados

Todos os dados foram analisados usando o Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2018) e o software estatístico R. Devido à não normalidade dos dados, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar as concentrações média entre as décadas, não sendo encontrada diferença significativa para nenhuma delas ($p < 0,05$). Os resultados de densidade de zooplâncton foram analisados estatisticamente considerando como fatores as décadas e as classes taxonômicas. Esses valores foram submetidos a análise de variância (ANOVA), no entanto não apresentaram homocedasticidade, sendo utilizado o teste não-paramétrico de Dunn a 5% de probabilidade.

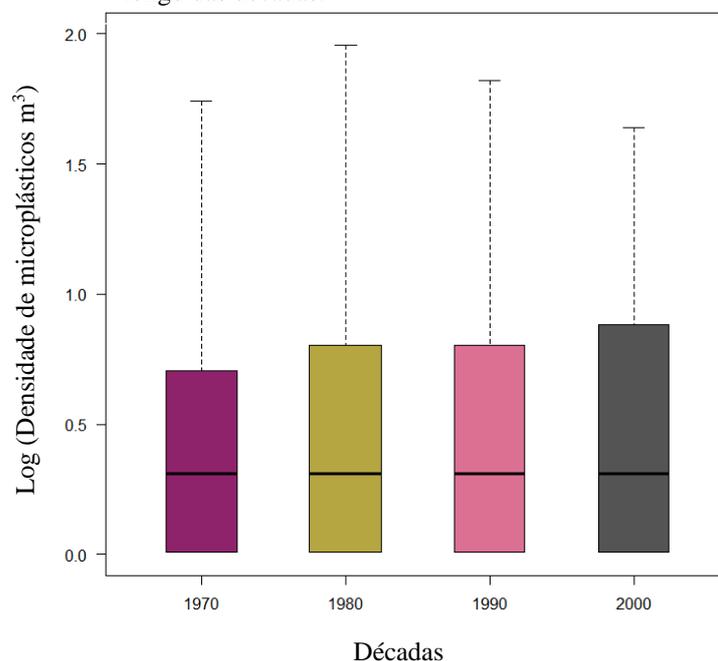
3.0 RESULTADOS

3.1 Partículas suspeitas

Foram quantificados um total de 2.629 itens suspeitos de serem microplásticos distribuídos ao longo das 4 décadas estudadas, onde as maiores densidades (médias ± desvio padrão) de partículas por m³ corresponde as décadas de 1970 e 1990, já a década de 1980 e

2000 foram as que apresentaram menores valores respectivamente (Tabela 1). As densidades de microplásticos ao longo das décadas podem ser observados na (Figura 4). Os resultados obtidos através do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) provou que não existe diferença estatística nas concentrações de microplásticos ao longo das décadas, não ocorrendo progressão de forma exponencial na tendência do aumento da quantidade de microplásticos ao longo tempo. Os principais tipos de microplásticos identificados ao longo do tempo foram respectivamente: fibras que foi o tipo de microplástico que apresentou uma maior abundância relativa para todas as décadas, já os fragmentos também foi encontrado em todas as décadas mais apresentam abundancias menores, os filmes esteve ausente nas amostras da década de 2000, as demais décadas reuniram concentrações baixas, onde sua abundancia relativa foi mais elevada para década de 1980 e 1990 em comparação com a 1970 (Figura 5). Alguns tipos foram encontrados em apenas algumas décadas em particulares como é o caso do filamento foi encontrado apenas em 2000, bem como os aglomerado de fibras que estiveram presentes apenas para as décadas de 1970 e 2000, a espuma também foi considerado um tipo raro bem como o pellet que foram encontrados em apenas uma década respectivamente 1970 e 1990, os valores referentes a abundância relativa e tipos por décadas podem ser observados na tabela 2. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} > 0,05$) existe diferença significativa entre os tipos de microplásticos, mas não foram observadas diferenças significativas entre os diferentes tipos em relação as décadas, os principais tipos de microplásticos estão presentes na (Figura 6). Os principais tipos de microplásticos presentes nos rios ao longo das décadas podem ser observados na figura 7.

Figura 4: Log da densidade de microplásticos por m^3 ao longo das décadas.



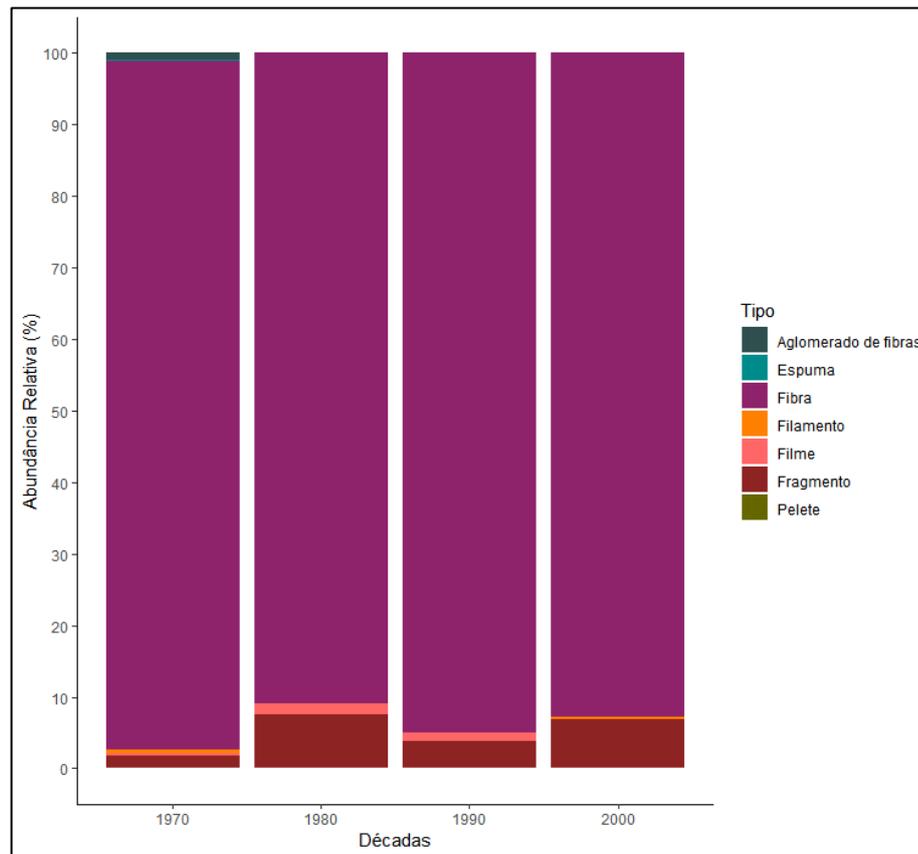
Fonte: Autor; 2023

Tabela 1: densidade média \pm Desvio padrão das concentrações de microplásticos ao longo do tempo.

Década	Média \pm Desvio padrão
1970	78,98 \pm 26,45 itens/m ³
1980	58,02 \pm 18,75 itens/m ³
1990	78,22 \pm 34,64 itens/m ³
2000	43,46 \pm 11,71 itens/m ³

Fonte: Autor; 2023

Figura 5: Abundância relativa dos tipos de microplásticos presentes na região



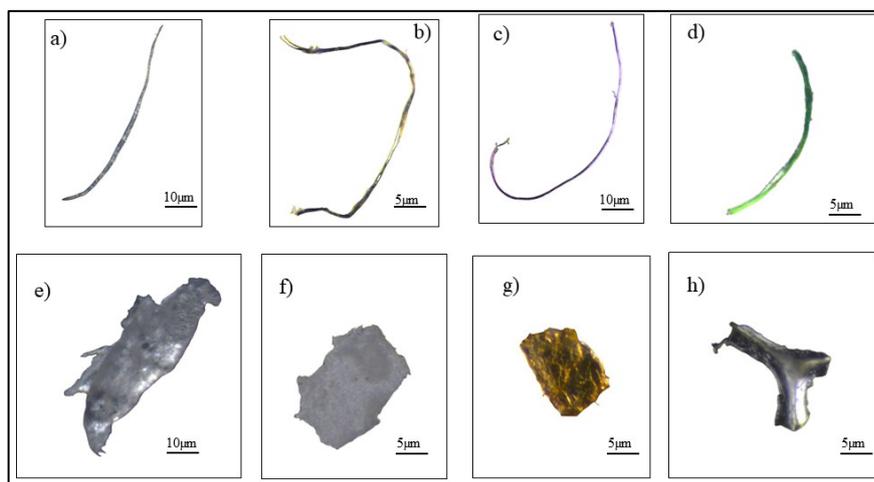
Fonte: Autor; 2023

Tabela 2: Tipos de microplásticos e suas respectivas Abundância Relativas (AR%) em amostras de plâncton para o Sistema estuarino de Itamaracá de acordo com as décadas estudadas. Os tipos de plásticos estão representados da seguinte forma: Fibras (P1), Fragmentos (P2); Filmes (P3), Filamento (P3), Aglomerados de fibras(P5), Espuma (P6), Pellet (P7).

Década	Tipo	AR(%)	Década	Tipo	AR (%)	Década	Tipo	AR (%)	Déca	Tipo	AR (%)
									da		
1970	P1	96,26%	1980	P1	90,86%,	1990	P1	94,98%	2000	P1	92,50
	P2	1,80%		P2	7,46 %,		P2	3,64%		P2	6,79%
	P3	0,00		P3	1,675%		P3	1,24%		P3	0,005
	P4	0,00%		P4	0,00%		P4	0,00		P4	0,47 %
	P5	1,03%		P5	0,00%		P5	0,00%		P5	0,23%
	P6	0,12%		P6	0,00%		P6	0,12%		P6	0,00%
	P7	0,00		P7	0,00%		P7	0,13%)		P7	0,00%

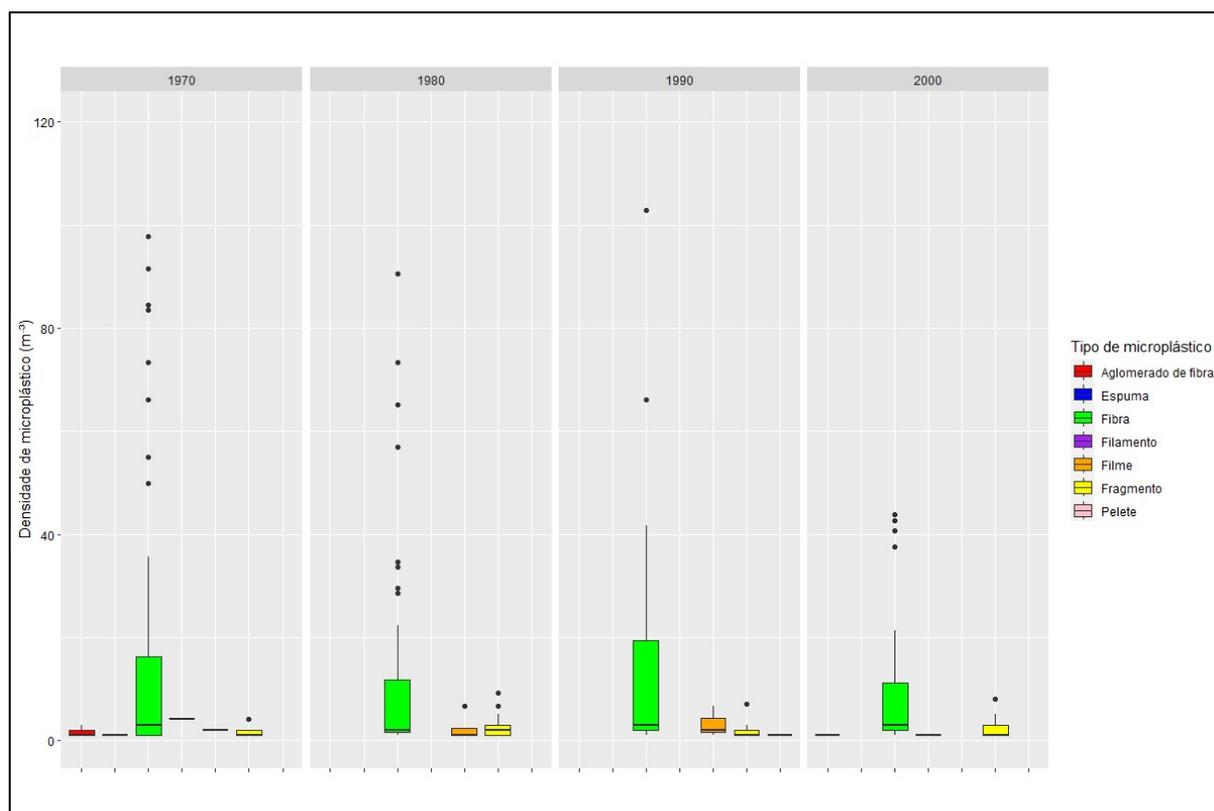
Fonte: Autor; 2023

Figura 6: Tipos de microplásticos com maiores densidades em amostras de plâncton para o Sistema estuarino de Itamaracá. As fibras compreendem as figuras de a) a d), já os fragmentos estão no intervalo de e) a h)



Fonte: Autor; 2023

Figura 7: Densidade de microplásticos m^3 e os principais tipo ao longo do Rio Igarassu nas décadas de 1970 e

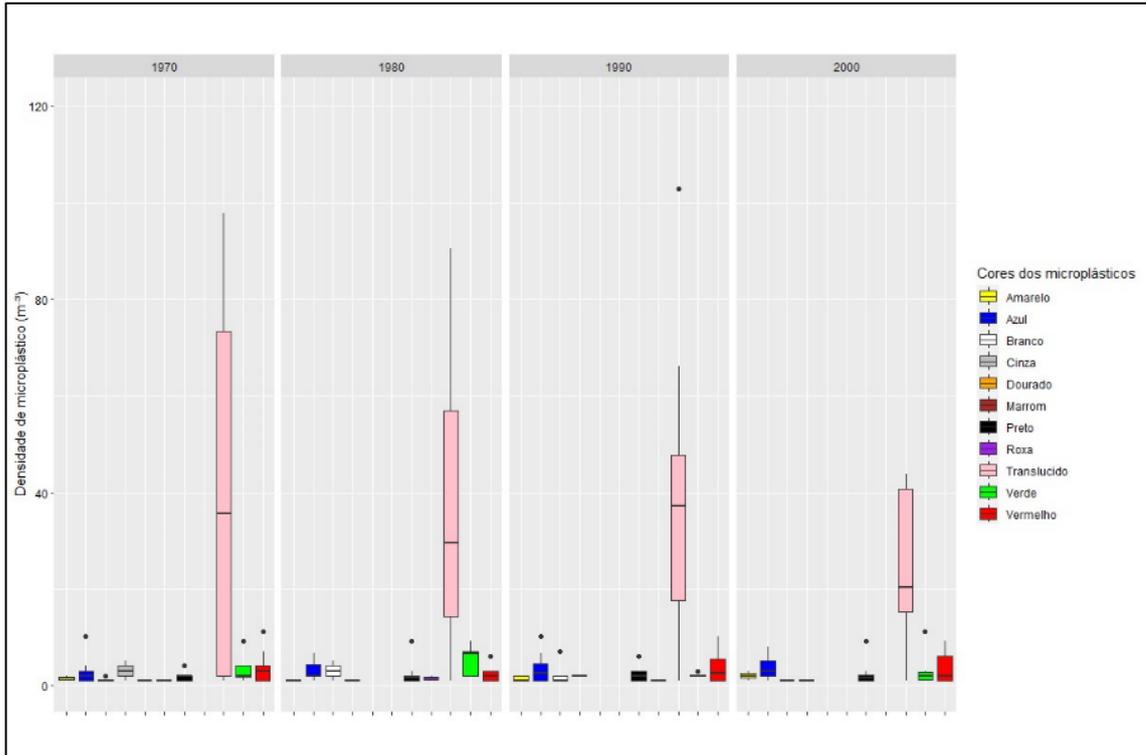


Fonte: Autor; 2023

Com relação a coloração as partículas exibiram uma grande variação de tons como: amarelo, azul, branco, cinza, dourado, marrom, preto, roxa, translúcido, verde e vermelho (Figura 8). Não existe diferença significativa das cores de microplásticos entre as décadas analisadas ($p\text{-value} < 0,05$). No entanto foi possível observar que existe diferença significativa entre as cores de forma geral, sem levar em consideração as décadas ($p\text{-value} > 0,05$) os MPs translúcidos foram os mais abundantes e apresentou diferença significativamente em relação as colorações pretas, roxa, verde e vermelha. As concentrações de microplásticos translúcido foi superior em todas as décadas respectivamente para 1970, 1980, 1990 e 2000 obtiveram abundância relativa de 86,47%, 78,05%, 85,87% e 69,78% as demais cores tiveram concentrações inferiores a 10% em todas a décadas analisadas, com exceção da cor azul que na década de 2000 que apresentou uma abundância de 10,77%. Houve um aumento da abundância relativa entre as décadas para as colorações azul, preto, amarelo, cinza ainda que de forma não significativa (Figura 9).

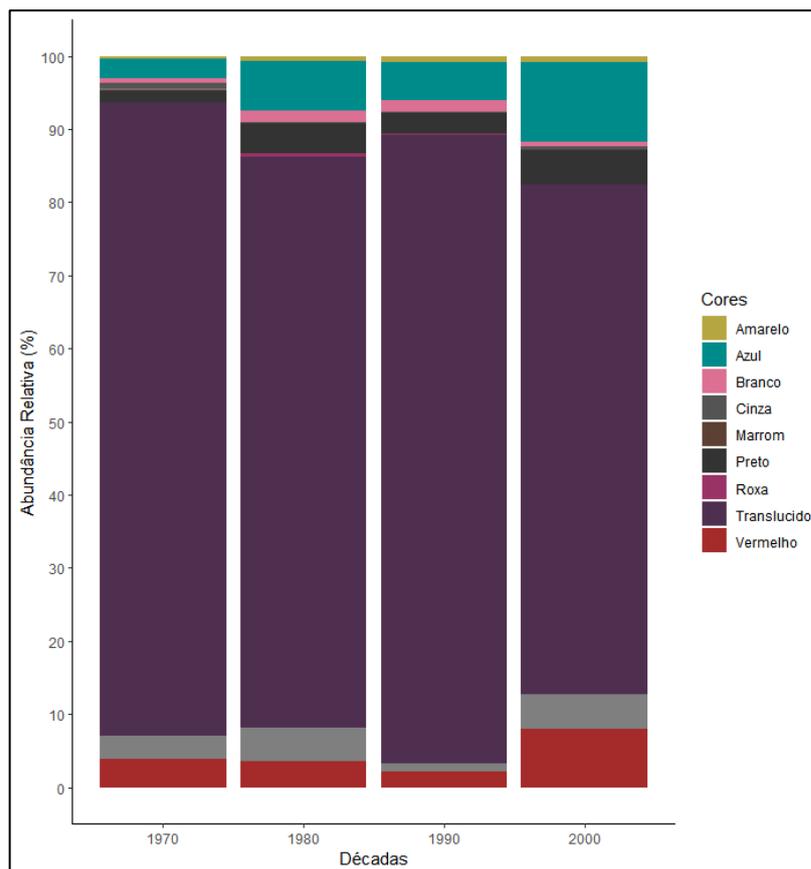
Fonte: Autor; 2023

Figura 8: Densidade por m^3 das cores de microplástico em relação as décadas



Fonte: Autor; 2023

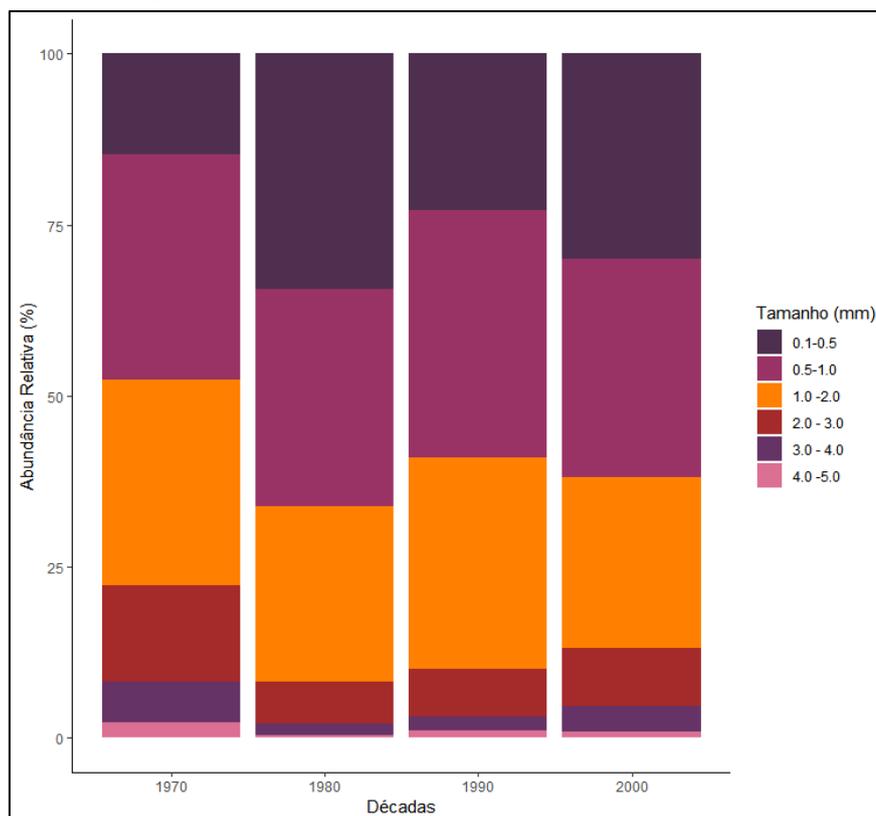
Figura 9: Abundância relativa em % das cores de microplásticos ao longo do tempo.



Fonte: Autor; 2023

Para apresentar os resultados das medidas dos MPs em relação ao tamanho as partículas foram agrupadas em seis classes. Com relação a faixa de tamanho de maior abundância relativa foi de 0,5-0,1 mm para as décadas de 1970, 1990 e 2000, somente na década de 1980 a faixa de tamanho que apresenta a maior abundância relativa é referente a 0,1-0,5, os resultados podem ser observados na tabela 3. As maiores quantidades de partículas de microplásticos se encaixaram principalmente entre as faixas de tamanhos que correspondem a 0,5-1 mm, 1-2 mm e 0,1-0,5 mm, as faixas 3-4 mm e 4 a 5 obtiveram em abundancias inferiores a 10% em todas as décadas analisadas. Sendo assim, os resultados demonstram que mais de 60% das partículas apresentam tamanhos entre 0,1 e 2 mm, sendo as partículas de quatro a cinco mm a faixa de tamanho com menor quantidade de MPs figura 10. De acordo com o teste (Kruskal-Wallis p-value < 0,05) não existe diferença significativa entre as faixas de tamanhos entre as décadas. No entanto é possível observar que houve uma redução das classes de tamanho ao longo do tempo em que as concentrações de partículas na faixa de tamanho de 0,1-0,5 aumentaram da década de 1970 a 1980 e de forma menos expressiva da década de 1990 para 2000 (Figura 11).

Figura 10: Classificação de microplásticos em classes de tamanhos e sua abundância relativa para cada uma das décadas do sistema estuarino de Itamaracá-PE.



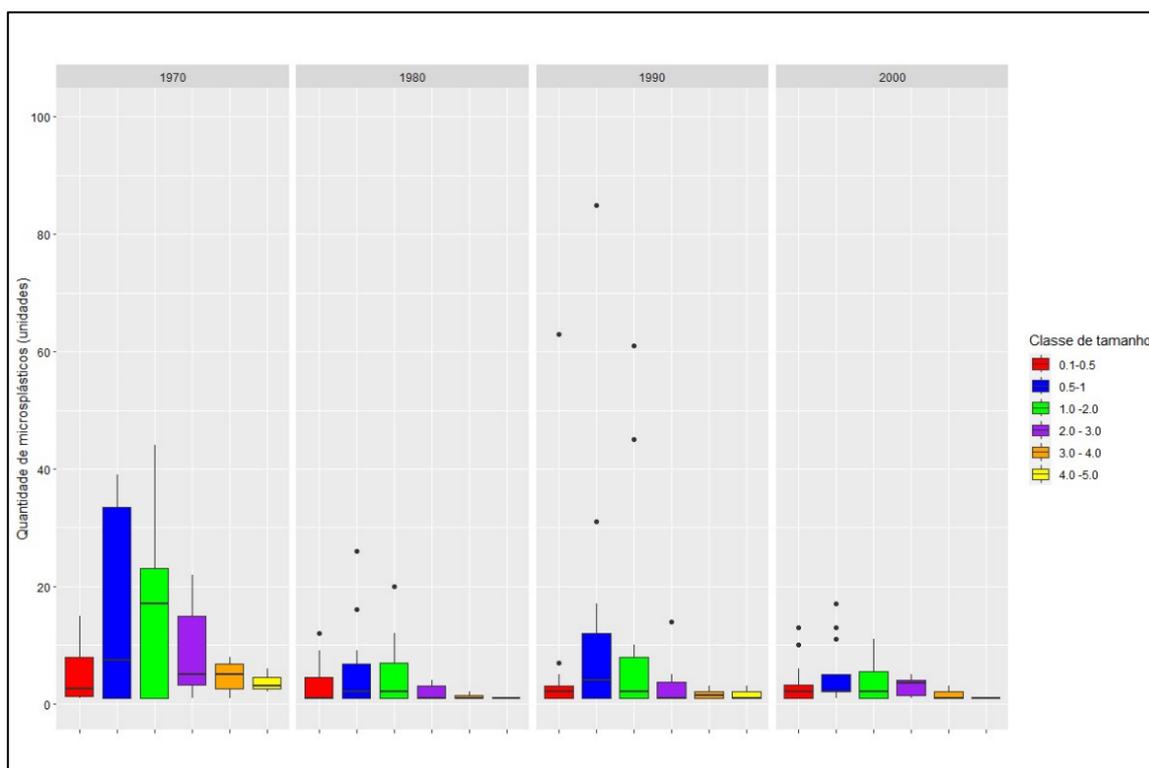
Fonte: Autor; 2023

Tabela 3: Abundância relativa em % da Quantidade de microplásticos de acordo com sua classe de tamanho para cada uma das décadas.

Década	Abundância relativa em % por classes de tamanho					
	0,1 – 0,5	0,5 – 1,0	1,0 – 2,0	2,0 – 3,0	3,0 – 4,0	4,0 – 5,0
1970	14,64 %	33,05 %	29,91 %	14,22 %	5,85 %	2,30 %
1980	34,34 %	31,73 %	25,65 %	6,08 %	1,73 %	0,43 %
1990	22,86%	36,11 %	30,98 %	6,83 %	2,13 %	1,06 %
2000	30,04%	31,92 %	24,88 %	8,45 %	3,75 %	0,93 %

Fonte: Autor; 2023

Figura 11: Quantidade de microplásticos de acordo com sua classe de tamanho para cada uma das décadas.



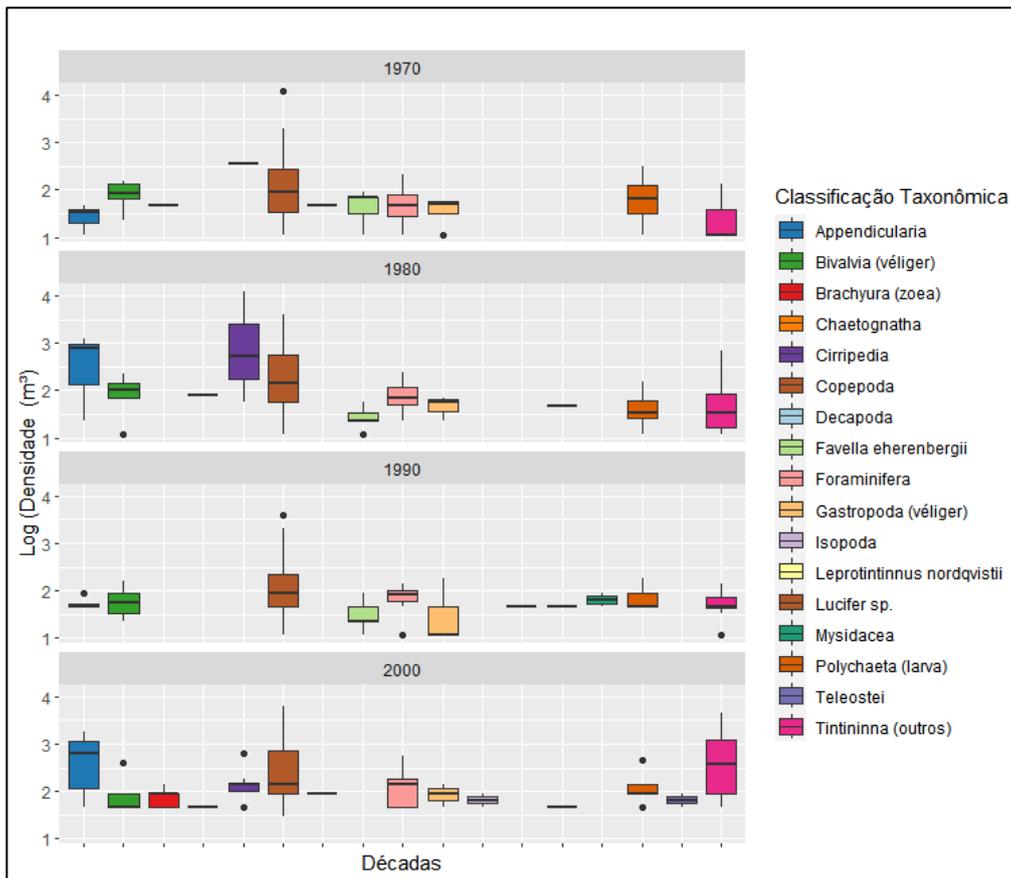
Fonte: Autor; 2023

3.2 Zooplâncton

Com relação as comunidades zooplanctônica foi possível observar que as estrutura da comunidade se modificou ao longo do tempo com as maiores densidades na década de 2000. No entanto a classe taxonômica que apresentou maiores densidades em todas as

décadas foram os Copepodes, as demais classes apresentaram mudanças em sua estrutura foram Appendicularia que apresentou uma densidade média de 9.16 ± 16.03 organismos/ m^3 na década de 70 e essa mesma comunidade apresentou na década seguinte a densidade média de 200.76 ± 408.89 organismos/ m^3 , bem como as demais classes taxonômicas que apresentaram densidades maiores na década seguinte como Tintinnina densidade média 16.03 ± 40.70 organismos/ m^3 para 96.56 ± 201.52 organismos/ m^3 , Cirripedia (larva) densidade média $36,64 \pm 115,86$ para $1280,53 \pm 3845,14$ organismos/ m^3 , bem como grupos Polychaeta (larva), Chaetognatha e Foraminifera que apresentaram maiores concentrações na década de 1980 em comparação com a década de 1970 com diferenças significativa entre as décadas, já a espécie *Favella eherenbergii* $37,78 \pm 33,20$ organismos/ m^3 (1970), $14,88 \pm 18,49$ organismos/ m^3 (1980), apresentando maior densidade na década de 1970, no entanto não houve diferença significativa entre as classes neste período. Correlacionando a década de 1990 e 2000 podemos observar a mesma evolução com as principais mudanças relacionadas os grupos taxonômicos: Appendicularia, Copepoda, Polychaeta (larva), Cirripedia, Brachyura (zoea), Chaetognatha e Teleostei onde houve diferenças significativa entre as décadas (Figura 12).

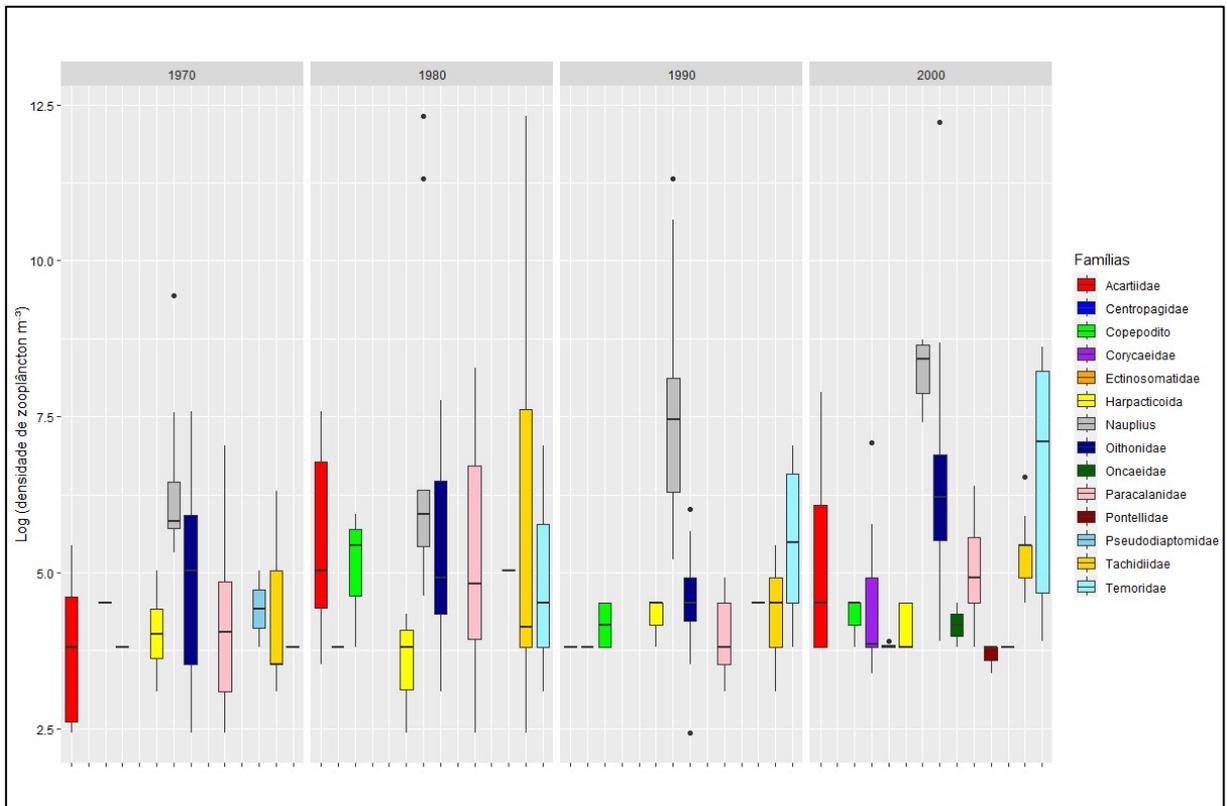
Figura 12: Boxplot da estrutura taxonômica do zooplâncton ao longo das décadas.



Fonte: Autor; 2023

Foi realizada a comparação entre as famílias da classe taxonômica Copepoda ao longo das décadas e como podemos observar que todas as densidades por m^3 famílias foram significativamente maiores na década de 2000 em relação a década de 1990, já para década de 1970 e 1980 as maiores densidades são referentes as famílias: Acartiidae, Oithonidae, Tachidiidae com diferenças significativas, já espécies Calonodia Copepodito, Nauplius e Paracalanidae que não apresentou diferença significativa ao longo das duas décadas. As maiores densidade de organismos por m^3 para o Rio Botafogo (1990-200) são referentes as famílias: Temoridae, Pontellidae, Oithonidae, Ectinosomatidae, Tachidiidae, Temoridae e Corycaeidae com densidades que apresentam diferenças significativas entre si, as demais famílias não apresentam diferenças significativa ao longo das décadas de 1990 e 2000 (Figura 13).

Figura 13: Boxplot da estrutura taxonômica das famílias que compõem o grupo Copepodas

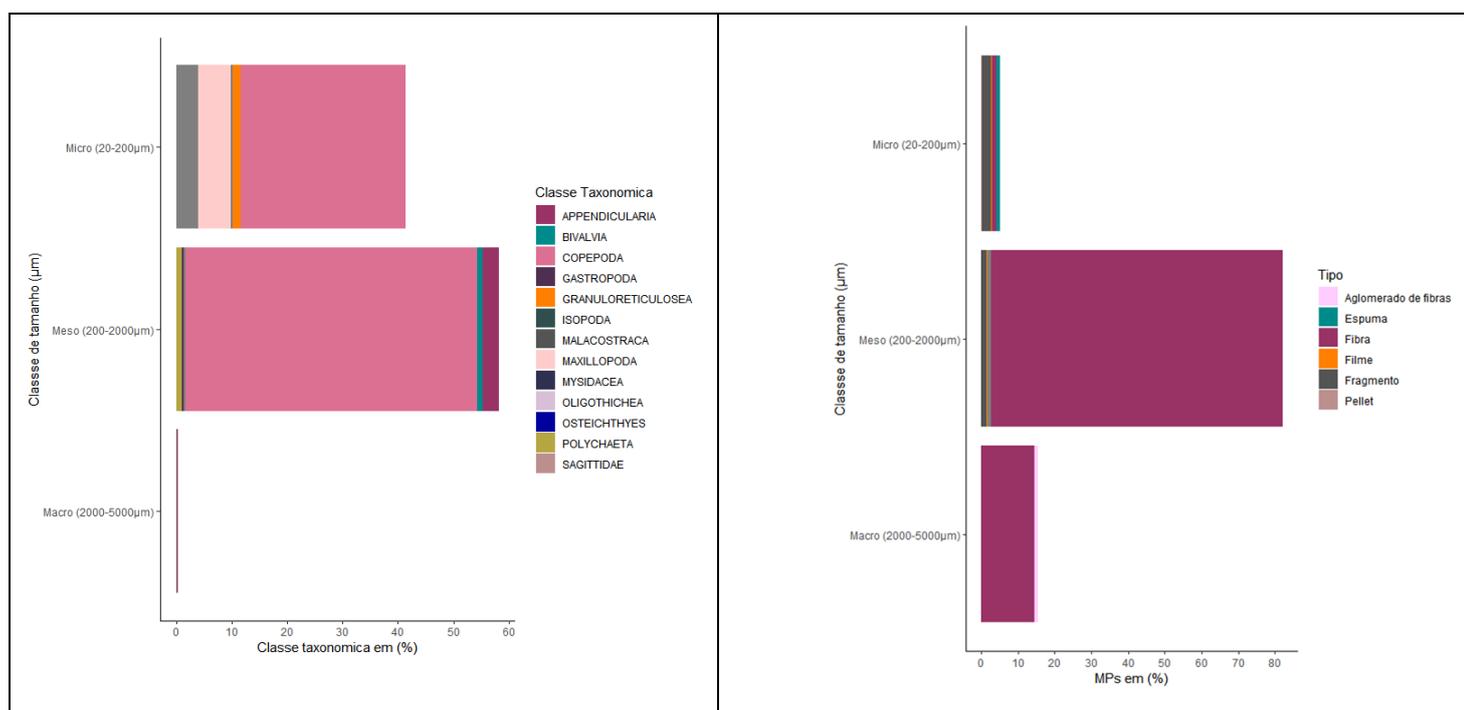


Fonte: Autor; 2023

Apesar de não existir correlação entre os organismos zooplânctônicos e os microplásticos flutuantes. Essas partículas podem interagir com os próprios organismos que compõem o plâncton ou afetar espécies que se alimentam dele, já que grande parte dos microplásticos se encontram dentro da faixa de tamanho da grande maioria dos organismos presentes na região de acordo com a classificação de tamanho proposta por (BERMÚDEZ;

SWARZENSKI, 2021). Os microplásticos do tamanho meso- são predominantes (81,28%) onde as fibras representam 79,55 % deste total, grande parte do zooplâncton 58,25% também são representantes da classe de tamanho meso onde 52,70% são referentes a classe taxonômica Copepoda (Figura 14).

Figura 14: Comparação das classes de tamanho de entre microplásticos e classes taxonômicas do zooplâncton de acordo com classificação de tamanho(micro, meso, macro) proposta por (BERMÚDEZ; SWARZENSKI, 2021).



Fonte: Autor; 2023

4.0 DISCUSSÃO

4.1 Avaliação da poluição por microplásticos ao longo do tempo:

A presença de microplásticos em todas as amostras analisadas demonstram que esse tipo de contaminação ocorre de maneira generalizada na coluna de água desde a década de 1970. As densidades médias de partículas de microplásticos foram mais elevadas no período que compreende 1970 e 1990, neste período onde houve um aumento de MPs na coluna de água ocorreu a inauguração de duas grandes empresas, uma que opera fabricando artefatos plásticos e outra que produz fibras têxteis sintéticas localizadas em Igarassu, pode-se citar para a década de 90 a inauguração de empresas de maricultura e também empresa de fabricação de roupas, neste período histórico os municípios também são caracterizados por apresentar uma população composta basicamente de pescadores. Apesar de não ocorrer diferença significativa ao longo

do tempo nas densidades de partículas, podemos notar que a poluição local afeta efetivamente as concentrações de MPs na coluna d'água. Em a estudos como o de (WANG, W. *et al.*, 2018) a abundância de microplásticos foi geralmente correlacionada positivamente com a densidade populacional local.

De fato, as diversas atividades antropogênicas desenvolvidas ao redor do complexo estuarino podem efetivamente contribuir para que o ambiente seja afetado por diversas fontes de contaminação, sendo possível a contribuição do escoamento terrestre e insumos marítimos como navegação, pesca, aquicultura e turismo, outros fatores que podem influenciar na variação ambiental das concentrações de microplásticos associado ao ambiente são: clima e hidrodinâmica (FAUZIAH, S.; LIYANA; AGAMUTHU, 2015; RASHID *et al.*, 2021; TAHA *et al.*, 2021b).

Os resultados apresentados neste conjunto de amostras sugerem que neste período não houve evolução das concentrações de microplásticos ao longo do tempo. Isso pode estar atrelado como citado anteriormente as próprias variações ambientais e antropogênicas, isso porque tais ambientes funcionam como sumidouros de partículas de MPs, no entanto estudos que abordam modelagem sobre o transporte e destino de microplásticos em ambientes aquáticos, revelam que esses, além de realizar o transporte também são responsáveis por reter grande quantidade de partículas em seus sedimentos (BESSELING *et al.*, 2017; XIA *et al.*, 2023). É importante citar também que os MPs podem facilmente ser incorporado pela biota local por meio da alimentação direta, ingestão de presas, ingestão de MPs presentes nos sedimentos, plantas e algas (RAJU; GANDHIMATHI; NIDHEESH, 2023).

De acordo com (BESSELING *et al.*, 2017) as partículas de microplásticos tem sua distribuição modificada pela hidrodinâmica especialmente correlacionada ao seu tamanho presente no ambiente, o que implica mudanças profundas nas emissões para os sistemas marinhos. Isso corrobora para os dados de uma análise interdecadal desenvolvida no mar Báltico que demonstrou que apesar do microplásticos estar omnipresentes e distribuídos homogeneamente no espaço, suas concentrações permaneceram inalteradas ao longo das três décadas analisadas (BEER *et al.*, 2018). Desta forma diversos fatores podem afetar diretamente e indiretamente as concentrações superficiais destas partículas principalmente quando analisado em um contexto histórico, já que tais partículas não ficam estagnadas, demonstrando que é necessário a realização de estudos complementares para melhor compreensão da interação dos microplásticos ao longo do tempo em ambientes estuarinos.

Através da análise dos resultados é possível inferir que esse complexo se encontra relativamente poluído em todas as décadas, mas apresentam menores concentrações de partículas que outros estuários que também analisaram amostras de água ou plâncton, onde apresentam médias superiores a 100 partículas por m^3 (JEYASANTA *et al.*, 2023; RAJAN; KHUDSAR; KUMAR, Ram, 2023; SHEN, Z. *et al.*, 2022). No entanto ao realizar a comparação com algumas áreas estuarinas como: a Baía de Benoa que é um dos maiores estuários da Ilha de Bali, onde as concentrações máximas encontradas foram de 1,88 itens/ m^3 e uma média 0,62 itens/ m^3 , bem como no Estuário de Goiana que também apresenta concentrações média máxima de 17,5 itens/ m^{-3} , é possível afirmar que o Complexo Estuarino de Itamaracá, apresenta maiores concentrações de microplásticos (LIMA, A. R. A.; BARLETTA; COSTA, M. F., 2015; SUTEJA *et al.*, 2021).

Portanto realizar comparações sobre a abundância de partículas de microplásticos em regiões distintas pode estar sujeita a incertezas, já que existem diferentes protocolos de amostragem e análise adotados pelos pesquisadores (por exemplo, tamanho da malha da rede de amostragem, temperatura de pré-tratamento, tempo, solução usada na digestão, densidade, enumeração e identificação método e os tamanhos dos microplásticos) (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012a; HORTON *et al.*, 2017). Sendo assim é difícil comparar estudos em todo o mundo já que atualmente não existe uma técnica padrão estabelecida.

Vale salientar que tais resultados são referentes a dados decadais, sendo assim as concentrações atuais no Estuário de Itamaracá podem estar mais elevadas devido ao progresso industrial (em 2023 houve o registro de 20 novas empresas) e ao aumento populacional ao longo do tempo no entorno dos rios que compõem o estuário (Rio Igarassu passou de 55.079 habitantes na década de 70 para 102.021 habitantes em 2010 quase dobrou sua população, a população que circunda o Rio Botafogo também aumentou de 18.852 ha. 23.769 ha.) (IBGE, 2023). Sendo assim é de suma importância realizar novos monitoramentos por meio de coleta de dados e comparar com os resultados obtidos com os apresentados neste trabalho para o melhor monitoramento da evolução das concentrações de microplásticos ao longo do tempo na região.

4.2 Característica das partículas de microplásticos presentes na região

Com relação aos tipos de microplásticos as fibras foram as mais abundantes e representam mais de 90% de todas as partículas analisadas em todas as décadas, em diversos estudos em ambientes aquáticos esse tipo de microplástico é o mais comum (NAPPER;

THOMPSON, R. C., 2016). No caso do estuário de Terengganu na Malásia as fibras representaram o maior percentual, compreendendo 73,8% dos microplásticos, já no rio Ergene que está localizado na região noroeste da Turquia as fibras eram a forma dominante representando 88% das partículas (AKDOGAN; GUVEN; KIDEYS, 2023; TAHA *et al.*, 2021b). A principal fonte de contaminação deste tipo de partículas para o ambiente são as indústrias têxteis (BROWNE *et al.*, 2011; PIRC *et al.*, 2016) e a limpeza de roupas através da lavagem, pesca e transporte atmosférico (CARR, 2017; DRIS *et al.*, 2016).

Alguns estudos como o de (LI, S. *et al.*, 2023) demonstram que poluição por microplásticos em um rio é influenciada por atividades antropogênicas que impulsionam conjuntamente a distribuição ao longo do seu percurso. É comum encontrar estudos que relatam grandes concentrações de fibras, e tais resultados se correlacionam com prosperidade da pesca e da aquicultura em rios e em lagos, confirmando que atividades pesqueiras são fontes importantes de poluição por microplásticos em ambientes aquáticos (WANG, W. *et al.*, 2018). Deste ponto de vista, os níveis de fibra detectados não foram surpreendentes, uma vez que, os elevados índices encontrados podem ser explicados pelas altas densidades da população circundante, pelas indústrias têxteis ao longo da margem e pelo volume de descarga de esgoto presentes na região.

As fibras foram geralmente seguidas por fragmentos onde a porcentagem máxima encontrada foi de 7,46% das partículas em todas as décadas, esse tipo de partícula revela que ocorre a degradação de detritos plásticos provenientes de fontes secundárias que incluem principalmente atividades antrópicas, como o lixo (AKDOGAN; GUVEN; KIDEYS, 2023). Sendo assim, os níveis de concentrações e tipos de microplásticos presentes em ambientes aquáticos podem variar de acordo com as fontes de poluição local. Os demais tipos como: filme, filamento, aglomerado de fibras, espuma, e pelete tiveram contribuições inferiores a 2% em cada década.

A coloração das partículas de MP é uma das características físicas que podem determinar a fonte potencial de contaminação para o ambiente, já que fontes notáveis de MP translúcido, preto e azul incluem embalagens, têxteis, cosméticos e atividades relacionadas à pesca (HUANG, Yuyue; XU, E. G., 2022; SUARIA *et al.*, 2020; XUE *et al.*, 2020). Neste estudo os itens transparentes ocuparam 82.90% e 80.13% do total de microplásticos em número, respectivamente Rio Igarassu e Rio Botafogo, entre os quais as fibras transparentes eram o tipo dominante. As altas concentrações MPs incolores (translúcidos) foi registrada no presente estudo concordou com muitos estudos anteriores (HITCHCOCK; MITROVIC, 2019;

POLANCO *et al.*, 2020; YAN, M. *et al.*, 2019) e tais contribuições são comumente correlacionadas pela a produção de plástico das indústrias vizinhas, pesca , e também por meio de processos que levam a perda da coloração das partículas como intemperismo fortes, como ação das ondas pela velocidade do fluxo, temperatura, pH (RAJAN; KHUDSAR; KUMAR, Ram, 2023).

Neste estudo as partículas foram categorizadas de acordo com faixas de tamanho. Concordando com resultados de estudos anteriores, foi observada a maior quantidade de partículas compreendendo o intervalo de 0,1 mm até 2 mm que representam um total 85,53% das partículas analisadas, as demais faixas que correspondem a partículas maiores que 2 mm e menores que 5 mm obtiveram em porcentagem de 14,47%. A grande concentração de partículas em faixas de tamanhos menores pode ser uma indicação de maiores taxas de fragmentação presentes nos sedimentos devido à abrasão com materiais plásticos mais grossos (CHUBARENKO *et al.*, 2020; KARTHIK *et al.*, 2018).

Sendo assim a elevada proporção de partículas plásticas de pequeno tamanho podem estar ligadas ao processos de fragmentação de detritos plásticos em pedaços menores (ZHANG, Kai *et al.*, 2015). Em razão das grandes proporções de fibras como sendo o do tipo principal, pode-se inferir que a maioria dos microplásticos detectados foram fragmentados de itens plásticos maiores , já que as fibras sintéticas são provenientes da lavagem de roupas (BROWNE *et al.*, 2011), ou depois devido ao desgaste ambiental dos itens plásticos (EERKES-MEDRANO; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, 2015). As partículas de menores tamanhos representam riscos potenciais à biota aquática. Devido ao seu tamanho que pode ser confundido com sedimentos e algumas espécies de plâncton, os microplásticos são considerados biodisponíveis para muitos organismos aquáticos através da ingestão e da entrada na cadeia alimentar (COLE *et al.*, 2011, 2015; WRIGHT; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S., 2013). No entanto ainda é difícil determinar quais características (cor, forma ou tamanho) promovem a ingestão *in situ* e qual o destino dos microplásticos na biota, essas questões exigem maiores investigações.

4.3 Microplástico e zooplâncton

Diferentemente de poluentes tradicionais, o risco ecológico associado ao microplásticos é determinado por diversos fatores como: abundância, morfologia, tamanho das partículas e tipo de polímero (KUMAR, Rakesh *et al.*, 2021). Essas características são responsáveis por ditar a dinâmica de sedimentação de suspensão de microplásticos em

ambientes aquáticos, o que afeta sua distribuição (DAILY; HOFFMAN, 2020). Com relação aos organismos zooplantônicos a biodisponibilidade e ingestão de MP podem ser influenciadas pelos padrões de estilo de vida/alimentação do zooplâncton. Já foi demonstrado em alguns estudos que o zooplâncton com hábitos onívoro e carnívoro são mais suscetível tanto à ingestão quanto acumulação de MP através da sua alimentação em relação as espécies herbívora (GOSWAMI; VINITHKUMAR; DHARANI, 2020; SUN, X. *et al.*, 2017, 2018).

Geralmente o consumo de partículas por espécies planctívora está associado com as características físicas das partículas que geralmente apresentam a mesma cor e tamanho de suas presas naturais (WRIGHT; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S., 2013) . Além disso parte dos microplásticos encontrados em ambientes aquáticos compartilham tamanho semelhante ao do zooplâncton, implicando uma grande possibilidade de ingestão equivocada pela biota aquática (CÓZAR *et al.*, 2014; ISOBE *et al.*, 2014). Alguns resultados sugerem que existe uma seleção alimentar por parte do zooplâncton em relação ao consumo de microplásticos e que isso pode estar associado ao seu tamanho (BAŞARAN KANKILIÇ, G. *et al.*; 2023)

Alguns estudos *in situ* relatam o consumo de partículas de microplástico em organismos zooplantônicos, e em alguns casos a principal forma de MPs detectada no zooplâncton são fibra, em alguns estudos elas são capazes de representar 46% do consumo e ao realizar comparações entres os grupos, e possível notar que a maioria dos MPs foram retidos em Siphonophorea, Copepoda, Euphausiacea e Amphipoda, representando 29%, 20%, 11% e 11%, respectivamente, no presente estudo a classe taxonômica que apresentou maiores densidades em todas as décadas foram os Copepodes que estão entres o grupos que apresentam maiores riscos de ingestão (SUN, X. *et al.*, 2018).

Estudos experimentais realizados em laboratório sobre os efeitos de esferas e fibras de MP na reprodução, crescimento e sobrevivência de cladoceras, evidenciaram que as partículas do tipo fibra ocasionaram reações adversas em maiores proporções que as esferas de polietileno (PE). Com o auxílio da microscopia eletrônica de varredura foi possível observar malformações da carapaça e da antena após exposição às fibras, enquanto nenhuma malformação foi observada após exposição a esferas de PE; em uma concentração limite, a taxa reprodutiva diminuiu, após a exposição a fibras os organismos apresentavam frequentemente comportamento de natação anormal, especialmente em concentrações mais elevadas, ocorreu o emaranhamento nas fibras, o que resultou em incapacidade locomotora e completa imobilização (ZIAJAHROMI *et al.*, 2017). Existem diferenças significativa entre os MP

ingeridos por zooplâncton e os presentes na coluna de água, isso certifica que zooplâncton é capaz de ingerir MP menores, mas esta faixa de tamanho pode estar subamostrada pela rede de coletas comumente utilizadas. Além disso, diferenças no tempo de retenção intestinal do MP no zooplâncton podem resultar na discrepância entre o MPs no zooplâncton e o ambiente circundante (MD AMIN *et al.*, 2020; STEER *et al.*, 2017).

Conforme relatado por V. Fagiano *et al.* em 2024, dos microplásticos (MPs) ingeridos por Copepodas, 67% eram fibras, 29% fragmentos e 4% filmes. Além disso, 86% das fibras ingeridas possuíam comprimento inferior a 1.500 μm e 46% eram menores que 500 μm . Embora este estudo não tenha realizado a digestão dos organismos para mensurar diretamente a ingestão, os resultados indicam que as fibras como o tipo de microplástico mais abundante identificadas, estão dentro da faixa de tamanho biodisponível para ingestão.

O teste de Sperman ($p\text{-value} > 0,05$) provou que não existe correlação entre as concentrações, tipo, cor de microplásticos e zooplâncton ao longo das décadas. Mas através da associação entre os tamanhos dos organismos e MPs propostas por (BERMÚDEZ; SWARZENSKI, 2021) e por meio da utilização de três classes de tamanhos dentro da definição de microplásticos que foram classificados em: Micro(20–200 μm), Meso (200–2000 μm), e Macro (0.2–20cm), é possível afirmar que a maior parte dos organismos deste estudo se encontram na faixa de tamanho das partículas encontradas sendo a classe taxonômicas mais suscetíveis Copepodas, Appendicularia, Bivalvia (larva), Polychaeta (larva), Gastropoda (larva), assim como o trabalho desenvolvido por (LIMA, C. D. M. *et al.*, 2023) onde 70% das espécies estudadas estavam dentro da faixa biodisponíveis para ingestão. Portanto os microplásticos representam uma ameaça significativa para o zooplâncton. A presença generalizada de MPs em diversos habitats e a sua ingestão, retenção e transferência pelo zooplâncton demonstram a circulação de MPs em todo o ecossistema. Isso sugere que os MPs podem ter um impacto substancial na saúde e na sobrevivência do zooplâncton, o que, por sua vez, pode afetar toda a cadeia alimentar marinha.

5.0 CONCLUSÕES:

Durante o período de quatro décadas no sistema estuarino de Itamaracá os microplásticos estiveram presentes em toda a coluna de água, no entanto as concentrações de microplásticos não apresentaram diferenças significativas ao longo do tempo, apesar dos resultados obtidos vale apenas salientar a necessidade de estudos decadais complementares para região, dado as tendências crescentes na produção de plástico. Já que estudos em ecossistema aquáticos são escassos e tais dados são fundamentais para avaliar a contaminação em termos quantitativos de longo prazo, e definir os níveis de referência e avaliar o desenvolvimento da contaminação por microplásticos ao longo do tempo. Neste contexto é necessário compreender que os microplásticos já fazem parte dos ambientes aquáticos, sendo assim este é momento crucial para investigar qual o seu papel no ecossistema. Ainda existe um longo caminho para compreender as interações de microplásticos ao longo do tempo, no entanto os resultados apresentados neste trabalho auxiliam no entendimento das reais concentrações de MPs em ambientes estuarinos e como contaminação já estava presente no ambiente desde a década de 70.

Não existe correlação entre os microplásticos da coluna d'água e os organismos zooplanctônico, no entanto esses organismos podem estar sendo afetados, já que grande parte dos microplásticos coletados geralmente subestimam as partículas menores que cem micrometros. Portanto é necessário o desenvolvimento de estudos, que levem em consideração o tipo de microplásticos presentes na região e que essas partículas contêm os compostos ambientalmente relevantes e em concentrações que ocorrem naturalmente, além de levar em consideração o zooplâncton e seus hábitos alimentares, já que os processos digestivos que são geralmente muito rápidos variam entre as espécies. Só quando esses dados estiverem disponíveis será possível quantificar o papel e o impacto do plástico na cadeia alimentar dos organismos zooplanctônico.

6.0 REFERÊNCIAS

AKDOGAN, Z.; GUVEN, B.; KIDEYS, A. E. Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, out. 2023. v. 234, p. 116500.

ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, abr. 2016. v. 115, p. 1–10.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, ago. 2011a. v. 62, n. 8, p. 1596–1605.

_____. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, ago. 2011b. v. 62, n. 8, p. 1596–1605.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, maio. 2017. v. 102, p. 165–176.

BARCELO, D. Microplastics analysis. *MethodsX*, 2020. v. 7, p. 100884.

BAŞARAN KANKILIÇ, G. et al. Size-selective microplastic uptake by freshwater organisms: Fish, mussel, and zooplankton. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, v. 336, n. 122445, p. 122445, 2023.

BEER, S. *et al.* No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, abr. 2018. v. 621, p. 1272–1279.

BERMÚDEZ, J. R.; SWARZENSKI, P. W. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX*, 2021. v. 8, p. 101516.

BESSELING, E. *et al.* Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*, jan. 2017. v. 220, p. 540–548.

BORDÓS, G. *et al.* Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, fev. 2019. v. 216, p. 110–116.

BOLTOVSKY, 1999 D. Boltovskoy Zooplâncton do Atlântico Sul (1º), 2, Backhuys Publ., Leiden (1999), pp. 869 - 1706

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 1 nov. 2011. v. 45, n. 21, p. 9175–9179.

CARR, S. A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, maio. 2017. v. 13, n. 3, p. 466–469.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L. D.; ARAÚJO, F. V. D. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, nov. 2018. v. 165, p. 385–400.

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, dez. 2011. v. 62, n. 12, p. 2588–2597.

_____ *et al.* Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 18 jun. 2013. v. 47, n. 12, p. 6646–6655.

_____ *et al.* The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, 20 jan. 2015. v. 49, n. 2, p. 1130–1137.

CORCORAN, P. L. *et al.* Factors Controlling the Distribution of Microplastic Particles in Benthic Sediment of the Thames River, Canada. *Environmental Science & Technology*, 21 jan. 2020. v. 54, n. 2, p. 818–825.

CÓZAR, A. *et al.* Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 15 jul. 2014. v. 111, n. 28, p. 10239–10244.

CHUBARENKO, I. *et al.* On mechanical fragmentation of single-use plastics in the sea swash zone with different types of bottom sediments: Insights from laboratory experiments. *Marine Pollution Bulletin*, jan. 2020. v. 150, p. 110726.

DA COSTA, J. P. *et al.* (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Science of The Total Environment*, out. 2016. v. 566–567, p. 15–26.

DAILY, J.; HOFFMAN, M. J. Modeling the three-dimensional transport and distribution of multiple microplastic polymer types in Lake Erie. *Marine Pollution Bulletin*, maio. 2020. v. 154, p. 111024.

DANTAS, D. V. *et al.* Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*, 10 maio. 2010. v. 76, n. 10, p. 2540–2557.

DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, ago. 2016. v. 128, p. 10–17.

DE SÁ, L. C. *et al.* Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment*, dez. 2018. v. 645, p. 1029–1039.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, set. 2002. v. 44, n. 9, p. 842–852.

DRIS, R. *et al.* Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, mar. 2016. v. 104, n. 1–2, p. 290–293.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, maio. 2015. v. 75, p. 63–82.

ENDERS, K. *et al.* When every particle matters: A QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. *MethodsX*, 2020a. v. 7, p. 100784.

_____ *et al.* When every particle matters: A QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. *MethodsX*, 2020b. v. 7, p. 100784.

ERIKSEN, M. *et al.* Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 10 dez. 2014. v. 9, n. 12, p. e111913.

FAUZIAH, S.; LIYANA, I.; AGAMUTHU, P. Plastic debris in the coastal environment: The invincible threat? Abundance of buried plastic debris on Malaysian beaches. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, set. 2015. v. 33, n. 9, p. 812–821.

FAGIANO, V., ALOMAR, C., COMPA, M., SOTO-NAVARRO, J., JORDÁ, G., DEUDERO, S., 2022. Neustonic microplastics and zooplankton in coastal waters of Cabrera Marine Protected Area (Western Mediterranean Sea). *Science of The Total Environment* 804, 150120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150120>

FRASER, C.M., 1943. General account of the scientific work of the *Velero III* in the eastern Pacific, 1931–1941 *Allan Hancock Pacific Expeditions*, vol. 1. University of Southern California Press, Los Angeles, pp. 1–8

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, jan. 2019. v. 138, p. 145–147.

GOSWAMI, P.; VINITHKUMAR, N. V.; DHARANI, G. First evidence of microplastics bioaccumulation by marine organisms in the Port Blair Bay, Andaman Islands. *Marine Pollution Bulletin*, jun. 2020. v. 155, p. 111163.

GROSS, M.G.; & GROSS, E. 1996. *Oceanography, a view of earth*. New Jersey, Prentice Hall, 472 p.

HIDALGO-RUZ, V. *et al.* Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 20 mar. 2012a. v. 46, n. 6, p. 3060–3075.

_____ *et al.* Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 20 mar. 2012b. v. 46, n. 6, p. 3060–3075.

HIPFNER, J. M. *et al.* Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibrils in Northeastern Pacific Ocean food webs. *Environmental Pollution*, ago. 2018. v. 239, p. 215–222.

HITCHCOCK, J. N.; MITROVIC, S. M. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*, abr. 2019. v. 247, p. 457–466.

HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, maio. 2017. v. 586, p. 127–141.

HUANG, T. *et al.* Complex pattern dynamics and synchronization in a coupled spatiotemporal plankton system with zooplankton vertical migration. *Chaos, Solitons & Fractals*, out. 2023. v. 175, p. 114063.

HUANG, Yuyue; XU, E. G. Black microplastic in plastic pollution: undetected and underestimated? *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 2022. v. 1, n. 3, p. 14.

IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 22 ago. 2023.

ISOBE, A. *et al.* Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, dez. 2014. v. 89, n. 1–2, p. 324–330.

JEYASANTA, K. I. *et al.* Microplastic pollution and its implicated risks in the estuarine environment of Tamil Nadu, India. *Science of The Total Environment*, fev. 2023. v. 861, p. 160572.

KANG, J.-H.; KWON, O.-Y.; SHIM, W. J. Potential Threat of Microplastics to Zooplanktivores in the Surface Waters of the Southern Sea of Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, out. 2015. v. 69, n. 3, p. 340–351.

KARTHIK, R. *et al.* Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of The Total Environment*, dez. 2018. v. 645, p. 1388–1399.

KEMPF, M. Nota preliminar sobre fundos costeiros da região de Itamaracá (Norte do Estado de Pernambuco, Brasil). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco.*, Recife. v. 9-11, p.95-111, 1970.

KIØRBOE, T. How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews*, maio. 2011. v. 86, n. 2, p. 311–339.

KUKULKA, T. *et al.* The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris: WIND EFFECTS ON PLASTIC MARINE DEBRIS. *Geophysical Research Letters*, abr. 2012. v. 39, n. 7, p. n/a-n/a.

KUMAR, Rakesh *et al.* Effect of Physical Characteristics and Hydrodynamic Conditions on Transport and Deposition of Microplastics in Riverine Ecosystem. *Water*, 30 set. 2021. v. 13, n. 19, p. 2710.

LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 7 jun. 2017. v. 8, n. 1, p. 15611.

LEVINTON, J.S. 1995. *Marine biology: function, biodiversity, ecology*. New York: Oxford University Press, 640 p.

LI, S. *et al.* How microplastic loads relate to natural conditions and anthropogenic activities in the Yangtze river basin. *Chemosphere*, nov. 2023. v. 342, p. 140146.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, nov. 2015. v. 165, p. 213–225.

LIMA, C. D. M. *et al.* Zooplankton exposure to microplastic contamination in a estuarine plume-influenced region, in Northeast Brazil. *Environmental Pollution*, abr. 2023. v. 322, p. 121072.

LIU, K. *et al.* Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 17 set. 2019. v. 53, n. 18, p. 10612–10619.

LONGHURST, A.R. & D, PAULY. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, New York. 407 p.

MACEDO, S.J.; COSTA, K.M.P. 1990. Condições hidrológicas do estuário do rio Igarapé - Itamaracá - Pernambuco. *Trabalhos Oceanográficos* 21: 7-32.

MD AMIN, R. *et al.* Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, jan. 2020. v. 150, p. 110616.

MEDEIROS, C. *et al.* The Itamaracá Estuarine Ecosystem, Brazil. *Em: SEELIGER, U.; KJERFVE, Björn (Org.). Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001, V. 144, p. 71–81.

MOORE, Charles James. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, out. 2008. v. 108, n. 2, p. 131–139.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, nov. 2016. v. 112, n. 1–2, p. 39–45.

PASSAVANTE JZO (1981) Estudos ecológicos da região de Itamaracá, Pernambuco-Brasil, XIX Biomassa do nano e microfitoplancton do Canal de Santa Cruz. *Trab Oceanogr Univ Fed Pernambuco* 16:105-156.

PIRC, U. *et al.* Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, nov. 2016. v. 23, n. 21, p. 22206–22211.

POLANCO, H. *et al.* The presence and significance of microplastics in surface water in the Lower Hudson River Estuary 2016–2019: A research note. *Marine Pollution Bulletin*, dez. 2020. v. 161, p. 111702.

PRATA, J. C. *et al.* Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, fev. 2021. v. 403, p. 123660.

PROVENCHER, J. F. *et al.* Proceed with caution: The need to raise the publication bar for microplastics research. *Science of The Total Environment*, dez. 2020. v. 748, p. 141426.

RAJAN, K.; KHUDSAR, F. A.; KUMAR, Ram. Spatio-temporal patterns of microplastic contamination in surface waters of Hooghly River Estuary: Causes and consequences. *Regional Studies in Marine Science*, dez. 2023. v. 65, p. 103111.

RAJU, M.; GANDHIMATHI, R.; NIDHEESH, P. V. The cause, fate and effect of microplastics in freshwater ecosystem: Ways to overcome the challenge. *Journal of Water Process Engineering*, out. 2023. v. 55, p. 104199.

RASHID, C. P. *et al.* Microplastics in zooplankton in the eastern Arabian Sea: The threats they pose to fish and corals favoured by coastal currents. *Marine Pollution Bulletin*, dez. 2021. v. 173, p. 113042.

REZANIA, S. *et al.* Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine Pollution Bulletin*, ago. 2018a. v. 133, p. 191–208.

_____ *et al.* Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine Pollution Bulletin*, ago. 2018b. v. 133, p. 191–208.

SAMBOLINO, A. *et al.* Seasonal variation in microplastics and zooplankton abundances and characteristics: The ecological vulnerability of an oceanic island system. *Marine Pollution Bulletin*, ago. 2022. v. 181, p. 113906.

SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, fev. 2014. v. 185, p. 77–83.

SHEAVLY, S. B.; REGISTER, K. M. Marine Debris & Plastics: Environmental Concerns, Sources, Impacts and Solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, out. 2007. v. 15, n. 4, p. 301–305.

SHEN, Z. *et al.* The fate of microplastics in estuary: A quantitative simulation approach. *Water Research*, nov. 2022. v. 226, p. 119281.

SILVA, Andréa Pinto. Dinâmica do microzooplâncton no Canal de Santa Cruz Pernambuco, Brasil. 2007.94 f.Tese.(Doutorado em Oceanografia) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007

SILVA, Lucimary Albuquerque da. Estudos sedimentológico, morfológico e hidrodinâmico do Canal de Santa Cruz-PE. 2008. 107 f. Tese. (Doutorado em Geociência) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008

STEER, M. *et al.* Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution*, jul. 2017. v. 226, p. 250–259.

STRICKLER, J. R. Calanoid Copepods, Feeding Currents, and the Role of Gravity. *Science*, 8 out. 1982. v. 218, n. 4568, p. 158–160.

SUARIA, G. *et al.* Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science Advances*, 5 jun. 2020. v. 6, n. 23, p. eaay8493.

SUN, X. *et al.* Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, fev. 2017. v. 115, n. 1–2, p. 217–224.

_____ *et al.* Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. *Environmental Pollution*, nov. 2018. v. 242, p. 585–595.

SUTEJA, Y. *et al.* Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, fev. 2021. v. 163, p. 111979.

TAHA, Z. D. *et al.* Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of The Total Environment*, set. 2021a. v. 786, p. 147466.

_____ *et al.* Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of The Total Environment*, set. 2021b. v. 786, p. 147466.

THOMPSON, RC (2015). Microplásticos no Ambiente Marinho: Fontes, Consequências e Soluções. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7

VERLAAN, M. P. *et al.* Abundance of microplastics in the gastrointestinal tracts of the eelpout (*Zoacres viviparous* L.) collected in Roskilde Fjord, Denmark: Implications for use as a monitoring species under the Marine Strategy Framework Directive. *Regional Studies in Marine Science*, nov. 2019. v. 32, p. 100900.

WANG, W. *et al.* Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of The Total Environment*, ago. 2018. v. 633, p. 539–545.

WEI, N. *et al.* Dynamic signatures of microplastic distribution across the water column of Yangtze River Estuary: Complicated implication of tidal effects. *Marine Environmental Research*, jun. 2023. v. 188, p. 106005.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, jul. 2013. v. 178, p. 483–492.

XIA, F. *et al.* Seasonal pulse effect of microplastics in the river catchment-From tributary catchment to mainstream. *Journal of Environmental Management*, set. 2023. v. 342, p. 118316.

XUE, B. *et al.* Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and “Hidden” in Deep Sediment. *Environmental Science & Technology*, 18 fev. 2020. v. 54, n. 4, p. 2210–2217.

YAN, M. *et al.* Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*, fev. 2019. v. 217, p. 879–886.

ZHANG, Kai *et al.* Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, set. 2015. v. 204, p. 117–123.

ZHANG, L. *et al.* The spatial distribution of microplastic in the sands of a coral reef island in the South China Sea: Comparisons of the fringing reef and atoll. *Science of The Total Environment*, out. 2019. v. 688, p. 780–786.

ZHAO, K. *et al.* Separation and characterization of microplastic and nanoplastic particles in marine environment. *Environmental Pollution*, mar. 2022. v. 297, p. 118773.

ZHAO, S. *et al.* Large quantities of small microplastics permeate the surface ocean to abyssal depths in the South Atlantic Gyre. *Global Change Biology*, maio. 2022. v. 28, n. 9, p. 2991–3006.

ZIAJAHROMI, S. *et al.* Impact of Microplastic Beads and Fibers on Waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) Survival, Growth, and Reproduction: Implications of Single and Mixture Exposures. *Environmental Science & Technology*, 21 nov. 2017. v. 51, n. 22, p. 13397–13406.