

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE**

**ALDILANE LAYS XAVIER MARQUES**

**ANÁLISE TEMPORAL DO BIOACÚMULO DE MICROPLÁSTICOS  
EM PLACENTAS HUMANAS**

**MACEIÓ - AL**

**2024**

**ALDILANE LAYS XAVIER MARQUES**

**ANÁLISE TEMPORAL DO BIOACÚMULO DE MICROPLÁSTICOS  
EM PLACENTAS HUMANAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas como requisito para conclusão do Curso de Mestrado em Ciências da Saúde.

**Orientador: Prof. Dr. Alexandre Urban Borbely**

**MACEIÓ - AL**

**2024**

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**  
**Divisão de Tratamento Técnico**  
Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

M357a Marques, Aldilane Lays Xavier.  
Análise temporal do bioacúmulo de microplásticos em placentas humanas / Aldilane Lays Xavier Marques. – 2024.  
112 f. : il. color.

Orientadora: Alexandre Urban Borbely.  
Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde. Maceió, 2024.

Bibliografia: f. 66-95.

Apêndices: f. 96-104.

Anexos: f. 105-112.

1. Microplásticos. 2. Placenta humana. 3. Bioacumulação. 4. Poluição plástica. I. Título.

CDU: 612.38 : 678.5

## **FOLHA DE APROVAÇÃO**

ALDILANE LAYS XAVIER MARQUES

ANÁLISE TEMPORAL DO BIOACÚMULO DE MICROPLÁSTICOS EM PLACENTAS  
HUMANAS

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal de Alagoas e aprovada em 06 de março de 2024.

### **Banca Examinadora**

Prof. Dr. Presidente – ALEXANDRE URBAN BORBELY (ORIENTADOR)

Prof. Dr. – MULLER RIBEIRO ANDRADE – UFAL

Prof. Dr. – SAMUEL TEIXEIRA DE SOUZA – UFAL

*Dedico este trabalho à memória de Júlia Domingues que iluminou intensamente minha jornada no mestrado, inspirando-me a compreender que, para o pesquisador, a verdadeira paixão pela ciência é o maior de todos os tesouros. Sua alegria contagiante, sua força inabalável, sua determinação e seus poemas ecoarão eternamente em meu coração.*

## AGRADECIMENTOS

Expresso minha profunda gratidão à minha mãe, Leone Xavier, por dedicar sua vida ao apoio de minha educação, meu crescimento pessoal e profissional. Seu comprometimento em tornar meus sonhos seus foi fundamental para minha jornada até aqui e tudo que conquistei também é mérito dela. Aos meus avós, Cícera Xavier e Eley Xavier, e aos meus tios, agradeço pelo carinho, pela crença nos meus sonhos, pelas orações e pelo constante incentivo ao meu desenvolvimento. Agradeço ao meu amor, Josenildo Cupertino Filho, por todas as aventuras que me proporciona, por não medir esforços para me fazer sorrir, por incentivar-me a explorar novos horizontes e por estar disposto a enfrentar o que a vida reserva para nós dois. À minha família por afinidade, meus sogros, Josenildo Cupertino e Cristiane Cupertino, que se tornaram como meus pais, não tenho palavras suficientes para agradecer por todo o carinho que dedicam a mim. Suas presenças são inestimáveis em minha vida.

Ao Prof. Dr. Alexandre Borbely, meu orientador, expresso minha admiração e gratidão por todos os valiosos ensinamentos, dicas e pela confiança depositada em mim. As oportunidades de crescimento que me proporcionou foram fundamentais, e sua orientação está moldando a minha trajetória de desenvolvimento profissional, ajudando-me na preparação para um futuro de sucesso.

Sou muito grata ao Grupo de Pesquisa em Saúde da Mulher e da Gestação pelo trabalho em equipe, além da amizade e apoio ao longo do mestrado. Destaco, especialmente, Mariana Dutra pela parceria neste projeto, Keyla Nobre por seu constante apoio e conselhos e Ana Flávia que traz leveza aos meus dias no laboratório. Todas foram fundamentais neste processo e são mulheres cientistas incríveis. Sinto muito orgulho em fazer parte.

Agradeço aos integrantes do Laboratório de Biologia Celular (LBC) pelo apoio ao nosso projeto, pelo ambiente colaborativo e pelas oportunidades de aprendizado que o LBC me proporcionou ao longo dos últimos sete anos entre a graduação e o mestrado. Suas ideias e insights enriqueceram significativamente nossas pesquisas, permitindo avanços importantes em nosso campo de estudo.

Aos nossos colaboradores da University of Hawai'i at Manoa, pela confiança depositada em receber e analisar suas amostras, pelas incríveis discussões científicas e por impulsionar nosso grupo a se consolidar como pioneiros no mundo, em muitos aspectos, na nova linha de pesquisa sobre os “microplásticos na placenta”. Ainda, expresso enorme gratidão aos nossos parceiros do Grupo de Óptica e Nanoscopia (GON) do Instituto de Física (IF) da UFAL pela contribuição essencial na realização das medidas de espectroscopia Raman e Microscopia de Força Atômica. Em particular, gostaria de destacar a técnica Laís Oliveira e

o Prof. Dr. Samuel Souza, que não apenas me ensinaram a operar os equipamentos, mas também me orientaram nas análises dos experimentos. Seu conhecimento e orientação foram fundamentais para o sucesso deste trabalho.

Sou grata ao Prof. Dr. Lucas Meili e à Profa. Camila Dornelas por terem feito parte da banca de qualificação, pelas suas excelentes contribuições para o aprimoramento da minha dissertação, pelos valiosos conselhos e apoio. Assim como agradeço ao Prof. Samuel Souza e Prof. Muller Andrade pelo aceite em integrar a minha banca de defesa do mestrado. Admiro a todos pela sua excelência e por serem verdadeiras inspirações para quem desejo me tornar profissionalmente no futuro.

Agradeço àqueles que, de alguma maneira, contribuíram positivamente para o meu mestrado, mesmo que não tenham sido mencionados nominalmente. Suas contribuições foram valiosas e fundamentais para o meu crescimento acadêmico e pessoal durante este período.

*“However bad life may seem, there is always something you can do and succeed at.*

*Where there's life, there's hope”.*

*Stephen Hawking*

## RESUMO

Os microplásticos (MPs) são originados de produtos de uso comercial ou da degradação de itens plásticos maiores, bem como são liberados de têxteis. Estudos recentes evidenciaram que essas partículas se acumulam nos tecidos humanos, entre eles a placenta, suscitando preocupações sobre os possíveis efeitos adversos à saúde gestacional. Apesar disso, ainda não há sistemas padronizados de monitoramento ambiental para rastrear o bioacúmulo de MPs, o que ressalta a necessidade urgente de ações nesse sentido. Diante disso, o objetivo deste estudo foi identificar e caracterizar os MPs em placentas humanas provenientes de pacientes do Haváí/ EUA de três décadas distintas. Para tal, foram coletadas 30 placentas dos anos 2006, 2013 e 2021 (10/ano), submetidas à digestão enzimática, filtração e caracterização química e topográfica por espectroscopia Raman e microscopia de força atômica. Dessa forma, ao investigar os impactos temporais da poluição plástica no Haváí, foi revelado um notável aumento gradual no acúmulo de MPs em placentas descartadas ao longo dos últimos 15 anos. Além disso, foram evidenciadas mudanças significativas no tamanho e na composição química dos polímeros presentes. Por conseguinte, essas descobertas oferecem à comunidade científica uma perspectiva valiosa sobre a vulnerabilidade e a sensibilidade dos residentes das ilhas do Pacífico à poluição plástica, destacando como tecidos humanos descartados podem ser empregados como um sistema inovador para monitorar a poluição plástica ambiental.

Palavras-chave: Microplásticos; Placenta; Bioacumulação.

## **ABSTRACT**

Microplastics (MPs) originate from commercial products or from the degradation of larger plastic items, as well as being released from textiles. Recent studies have shown that these particles accumulate in human tissues, including the placenta, raising concerns about possible adverse effects on gestational health. Despite this, there are still no standardized environmental monitoring systems to track the bioaccumulation of MPs, highlighting the urgent need for action in this regard. Therefore, the objective of this study was to identify and characterize MPs in human placentas from patients from Hawaii, USA, spanning three different decades. To achieve this, 30 placentas were collected from the years 2006, 2013, and 2021 (10/year), and subjected to enzymatic digestion, filtration, and chemical and topographic characterization using Raman spectroscopy and atomic force microscopy. Thus, investigating the temporal impacts of plastic pollution in Hawaii revealed a notable gradual increase in the accumulation of MPs in discarded placentas over the past 15 years. Furthermore, significant changes in the size and chemical composition of the polymers present were evident. Therefore, these findings offer the scientific community a valuable perspective on the vulnerability and sensitivity of Pacific Islanders to plastic pollution, highlighting how discarded human tissue can be employed as an innovative system to monitor environmental plastic pollution.

Keywords: Microplastics; Placenta; Bioaccumulation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Fig. 1 - Os impactos da poluição por plásticos e seus fragmentos.....	30
Fig. 2 - Barreira placentária e via de translocação de MPs numa seção transversal da vilosidade coriônica terciária do primeiro trimestre.....	38
Fig. 3 - Aumento temporal na frequência (%) de placentas contendo MPs por ano de nascimento no Haváí.....	53
Fig. 4 - Número de partículas de microplásticos bioacumulados em placentas de mulheres no Haváí a cada 50 g de amostras de placenta.....	54
Fig. 5 - Imagens representativas dos microplásticos identificados nas amostras de placenta de 2006, 2013 e 2021.....	55
Fig. 7 - Identificação da constituição polimérica de MPs por espectroscopia Raman.....	58
Fig. 8 - Análise de Microscopia de Força Atômica (AFM) e Espectro Raman de MPs selecionadas.....	60

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 - Principais aplicações comerciais dos polímeros da categoria dos termoplásticos.	19
Quadro 2 - Vantagens e limitações das diferentes técnicas de identificação e caracterização de MPs.....	42
Quadro 3 - Aditivos químicos identificados nas amostras de placentas avaliadas.....	59

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 - Comparação do percentual de polímeros encontrados nas amostras de placenta por ano avaliado.....	57
---	----

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**ABS** - Acrilonitrilo-butadieno-estireno

**AFM** - Microscopia de Força Atômica

**ATR** - Modo de Refletância Atenuada

**BPA** - Bisfenol A

**CPE** - Polietileno Clorado

**CSLM** - Microscopia Confocal de Varredura a Laser

**DOP** - Ftalato de Dioctila

**EDS** - Energia Dispersiva de Raios X

**EELS** - Espectroscopia de Perda de Energia Eletrônica

**ER** - Espectroscopia Raman

**FTIR** - Espectroscopia Infravermelha por Transformada de Fourier

**hCG** - Gonadotrofina Coriônica Humana

**hPL** - Lactogênio Placentário Humano

**HPLC – MS / MS** - Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Espectrometria de Massa Tandem

**KOH** - Hidróxido de Potássio

**MET** - Microscopia Eletrônica de Transmissão

**MEV** - Microscopia Eletrônica de Varredura

**MPs** - Microplásticos

**NC** - Nitrocelulose

**PA** - Poliamida

**PAN** - Poliacrilonitrila

**PBS** - Tampão Fosfato Salino

**PC** - Policarbonato

**PE** - Polietileno

**PEA** - Adipato de Polietileno

**PES** - Poliéster

**PET** - Tereftalato de Polietileno

**PEMA** - poli(metacrilato de etila)

**PEVA** - poli(etileno-co-acetato de vinil)

**PISP** - Poliisopreno

**PMMA** - Polimetilmetacrilato

**POPs** - Poluentes Orgânicos Persistentes

**PP** - Polipropileno

**PS** - Poliestireno

**PU** - Poliuretano

**PVC** - Cloreto de Polivinila

**PVA** - Acetato de Polietileno Vinil

**PVOH** - Álcool Polivinílico

**py – GC – MS** - Espectrometria de Massa por Cromatografia Gasosa de Pirólise

**TiO<sub>2</sub>** - Dióxido de Titânio

**UV** - Ultravioleta

**VP-SEM-dEDS** - Microscopia Eletrônica de Varredura de Pressão Variável com espectroscopia dispersiva de raios X de dupla energia

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>17</b>
1. OS PLÁSTICOS: CONSTITUIÇÃO E DEGRADAÇÃO.....	17
1.1. Polímeros.....	17
1.2. Aditivos químicos.....	23
1.3. Degradação dos polímeros.....	26
2. POLUIÇÃO AMBIENTAL POR MICROPLÁSTICOS.....	29
2.1 Panorama global da poluição por resíduos plásticos.....	29
2.2. Microplásticos e suas características.....	30
2.3. Microplásticos como carreadores de microrganismos.....	31
2.4. Bioacúmulo de microplásticos em animais.....	34
2.4.1. Ambiente aquático.....	34
2.4.2. Ambiente terrestre.....	35
2.5. Bioacúmulo de microplásticos em humanos.....	36
3. BIOACUMULAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA PLACENTA.....	37
3.1. A placenta humana.....	37
3.2. Bioacúmulo de microplásticos na placenta.....	38
3.3. Transporte de microplásticos na placenta.....	38
3.4. Possíveis consequências do bioacúmulo de microplásticos na placenta.....	39
3.4. A placenta como órgão sentinela.....	40
4. MÉTODOS DE IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PLACENTAS HUMANAS.....	42
4.1 Inspeção visual.....	44
4.1.1. Microscopia óptica.....	44
4.1.2. Microscopia eletrônica de transmissão.....	45
4.1.3. Microscopia Eletrônica de Varredura.....	45
4.2 Caracterização química.....	46
4.2.1. Espectroscopia Raman.....	46
4.2.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier.....	47

4.3 Métodos de caracterização emergentes.....	48
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>49</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>50</b>
4.1 Coletas de placentas.....	50
4.2 Digestão de amostras de placenta.....	50
4.3 Caracterização química de microplásticos por espectroscopia Raman.....	51
4.4 Avaliação topográfica de microplásticos por microscopia de força atômica e confirmação polimérica por espectroscopia Raman.....	51
4.5 Avaliações e análises de frequência, número e tamanho dos MPs.....	52
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>53</b>
5.1 Bioacúmulo de microplásticos temporalmente.....	53
5.2 Número de microplásticos encontrados nas placentas humanas.....	53
5.3 Tamanhos de microplásticos encontrados nas placentas humanas.....	54
5.4 Caracterização dos componentes poliméricos dos microplásticos.....	56
<b>6. DISCUSSÃO.....</b>	<b>61</b>
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>65</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>66</b>
<b>9. APÊNDICES.....</b>	<b>96</b>
Apêndice A - Controles dos filtros de fibra de vidro.....	96
Apêndice B - Descrição dos MPs detectados em placentas humanas em 2006(6/10), 2013 (9/10) e 2021 (10/10).....	97
<b>10. ANEXOS.....</b>	<b>105</b>
Anexo A - Tipos de polímeros termoplásticos ou termofixos e famílias de polímeros....	

## 1. INTRODUÇÃO

A poluição por resíduos no ar, água e solo, decorrente das atividades humanas, que durante longo período foi subestimada nos planejamentos de desenvolvimento como uma inevitabilidade do progresso econômico, agora surge como a principal causa ambiental de doenças em escala global. Estima-se que anualmente cause cerca de nove milhões de mortes prematuras, acarretando também em expressivas perdas econômicas e uma degradação significativa dos ecossistemas, o que representa uma séria ameaça para a saúde e o bem-estar da população mundial. Dentre os componentes que contribuem para essa poluição ambiental, destacam-se os metais tóxicos, produtos químicos manufaturados, petróleo, resíduos industriais e os plásticos (LANDRIGAN et al., 2020).

Nesse contexto, os detritos plásticos despontam como protagonistas devido ao notório crescimento da produção global desde a década de 1950, sendo cerca de 400 milhões de toneladas de resíduos plásticos produzidos anualmente. A notável quantidade de resíduos plásticos e a resistência intrínseca desses materiais à degradação total resultam em sua acumulação persistente no meio ambiente, acarretando sérias consequências globais, tais como contribuições para as mudanças climáticas, acidificação dos oceanos e a depleção da camada de ozônio (CHANG et al., 2020). Além disso, os resíduos plásticos têm potencial para persistir na forma de micropartículas, denominadas microplásticos (MPs), que representam um risco ambiental agravado devido à sua capacidade de serem bioacumulados em organismos, abrangendo desde vertebrados a invertebrados. Estes MPs mantêm sua presença ao longo da cadeia alimentar e, assim, constituem uma ameaça potencial à saúde humana (BRENNECKE et al., 2015).

Os MPs configuram uma categoria de contaminantes de elevada diversidade, caracterizada por variados formatos, tamanhos e uma composição intrincada que engloba polímeros e aditivos químicos (ROCHMAN et al., 2019; RIBEIRO et al., 2019). Esses elementos são incorporados durante a etapa de manufatura com o intuito de conferir propriedades específicas, como maleabilidade, proteção contra raios ultravioleta, repelência à água e coloração. Notavelmente, essa matriz engloba substâncias plastificantes, como ftalatos, além de retardadores de chamas, antioxidantes, estabilizadores de raios ultravioleta e pigmentos. Devido à sua elevada relação entre superfície e volume, os MPs também manifestam a capacidade de adsorver contaminantes químicos tóxicos do ambiente, tais como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e metais tóxicos, além de microrganismos como

bactérias, fungos e vírus (HERMABESSIERE et al., 2017; ROCHMAN et al., 2019; LANDRIGAN et al., 2020).

As vias de exposição humana aos MPs são através da ingestão, inalação ou absorção dérmica e as micropartículas são provenientes de diversas fontes, abrangendo cosméticos, produtos de higiene pessoal, tais como cremes dentais e esfoliantes, água de consumo e pela alimentação (LESLIE et al., 2022). Dessa maneira, a literatura científica tem documentado que o bioacúmulo dos MPs pode desencadear efeitos prejudiciais significativos sobre a saúde humana, envolvendo disfunções genômicas com implicações na fertilidade, distúrbios metabólicos e aumentando o risco de câncer (ZARUS et al., 2023; CHEN et al., 2024).

Dentre os tecidos que ocorrem o bioacúmulo de MPs, tem-se a placenta humana, da qual há a hipótese que esses contaminantes têm potencialidade de alcançar através do sistema circulatório materno-fetal (GRUBER et al., 2020). Sendo assim, no contexto gestacional, os MPs podem ter a capacidade de transportar substâncias nocivas, incluindo metais pesados, corantes, bisfenol A, ftalatos e outros disruptores endócrinos. Estas substâncias são há muito tempo conhecidas por exercerem efeitos adversos durante a gestação. A exposição pré-natal aos ftalatos, por exemplo, demonstrou perturbar os níveis de hormônios tireoidianos e hormônios sexuais em mulheres grávidas e em seus filhos. Tais perturbações hormonais têm o potencial de culminar em uma série de complicações, como parto prematuro, pré-eclâmpsia, distúrbios da glicose materna, bem como anomalias genitais e restrição de crescimento tanto em recém-nascidos quanto em crianças em fase inicial da adolescência, constituindo assim uma ameaça significativa à saúde materno-fetal (QIAN et al., 2020). Esta problemática representa uma questão de extrema relevância em saúde pública, visto que, diariamente, mulheres gestantes são expostas a uma vasta gama de MPs, identificados como um dos principais fatores de risco ambiental para a saúde global (HALE et al., 2020; ZIANI et al., 2023).

Sendo assim, com o aumento exponencial da poluição global por plásticos e previsão da geração incontável de resíduos nos próximos anos, os MPs tornaram-se contaminantes de grande preocupação à saúde humana e, sobretudo, gestacional, pelas possíveis correlações com desfechos materno-fetais, os quais podem ter repercussões de longo alcance geracional (BORRELLE et al., 2020). Nesse contexto, este estudo investigou, pioneiramente, a presença de MPs em amostras de placentas humanas ao longo do tempo para verificar possíveis mudanças no perfil de bioacúmulo de MPs e seus constituintes, além da possibilidade da placenta ser um órgão de monitoramento para melhor compreensão da exposição a estes contaminantes.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **1. OS PLÁSTICOS: CONSTITUIÇÃO E DEGRADAÇÃO**

Os plásticos são materiais poliméricos que possuem alta capacidade de moldagem e modelagem, principalmente após aplicação de fatores como calor e pressão. Desde a década de 1950, no início de sua produção, os produtos plásticos entregaram à humanidade benefícios em diversos campos e tornaram-se cada vez mais onipresentes e essenciais à civilização moderna. Devido às suas propriedades físico-químicas de baixa densidade, baixa condutividade elétrica, transparência e tenacidade aliados ao baixo custo, são extremamente versáteis e podem constituir recipientes, embalagens, garrafas, roupas, além de serem utilizados na produção de cosméticos e utensílios em áreas como a medicina, eletrônica, construção civil e distintos tipos de indústria (ANDRADY, 2017; LANDRIGAN et al., 2023).

Entretanto, esses produtos implicam em prejuízos em todas as fases do ciclo do plástico, desde a obtenção de suas principais matérias-primas, que incluem a extração de carvão, petróleo e gás, até a sua disposição final no ambiente, sendo a magnitude desses prejuízos ainda não avaliada sistematicamente (LANDRIGAN et al., 2023). Estes materiais podem ser constituídos por distintos polímeros e aditivos químicos, os quais garantem as características para a finalidade de cada produto.

#### **1.1. Polímeros**

Os plásticos são constituídos por uma variedade de polímeros existentes os quais são diferenciados de acordo com sua natureza química, arranjo estrutural, propriedades físicas e aplicações. Sendo assim, os polímeros podem ser naturais, também chamados biopolímeros, os quais são encontrados no ambiente e provenientes, majoritariamente, da celulose, hemicelulose e lignina (PREMRAJ & DOBLE, 2005; PEREZ et al., 2002; PATHAK & NAVNEET, 2017). Assim como podem ser sintéticos, os quais são compostos artificiais de diferentes materiais inorgânicos e orgânicos, como carbono, hidrogênio, cloreto, oxigênio, nitrogênio, carvão e gases naturais (SHAH et al., 2008; PATHAK & NAVNEET, 2017).

Em sua forma primária, os polímeros podem apresentar diferentes formas, como: “pellets”, pó (muito utilizados para moldagem dos produtos plásticos), grânulos, flocos, grumos ou blocos de formas irregulares, líquidos, pastas (emulsões, suspensões aquosas) e soluções. Os polímeros também possuem propriedades especializadas, como as borrachas ou

elastômeros, espumas expandidas, os revestimentos e adesivos (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012).

Os polímeros são formados pela polimerização de monômeros em cadeias macromoleculares e podem ser considerados homopolímeros quando são formados a partir de monômeros idênticos, ou heteropolímeros quando são constituídos por dois ou mais monômeros distintos. Sendo assim, a formação dos polímeros ocorre em polimerizações em cadeia (adição) e polimerizações de crescimento escalonado (condensação e/ou adição) e além dessas reações, os monômeros agem abrindo uma ligação dupla, porém sem a formação de subprodutos. Na reação de condensação, ocorre a formação de água ou moléculas simples, como amônia, dióxido de carbono, ácido clorídrico, metanol e cloreto de hidrogênio, como produtos secundários. A fusão de polímeros também possui a capacidade de resultar em um polímero com atributos singulares em relação aos que o constituem originalmente (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012).

Adicionalmente, as reações de polimerização raramente alcançam 100% de conversão, resultando na presença de monômeros residuais. Estes componentes não reagidos e oligômeros podem representar riscos para a saúde humana e o meio ambiente, além de impactar as propriedades do polímero final (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012). Diante disso, esses componentes são utilizados para produzir diferentes categorias de plásticos. Dentre elas, há duas predominantes: os termoplásticos e os termofixos (Anexo A).

Os termoplásticos possuem a capacidade de amolecer quando aquecidos e podem ser facilmente remodelados, sendo desses os polímeros mais conhecidos os polietilenos (PE); os polipropilenos (PP); os copolímeros de etileno e propileno que constituem borrachas e elastômeros; as resinas estirênicas que incluem o poliestireno (PS) e o acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS); os polímeros clorados que tem como principal o cloreto de polivinila (PVC); os poliésteres (PES) que incluem o tereftalato de etileno (PET), policarbonato (PC) e adipato de polietileno (PEA); as resinas acrílicas como a poliacrilonitrila (PAN) e o polimetilmetacrilato (PPMA); os fluoropolímeros; as poliamidas (PA), dentre elas o Nylon; os poliacetais; os polímeros vinílicos como o acetato de polietileno vinil (PVA), poliacrilonitrila (PAN) e o álcool polivinílico (PVOH); os elastômeros termoplásticos como os poliuretanos termoplásticos (PU); polímeros de troca iônica como o Náfion; as resinas de petróleo; assim como os polímeros conjugados e condutores tais quais o poliacetileno e a

polianilina (Anexo A) (LITHNER et al., 2011; EUROPEAN COMISSION DG ENVIROMENT, 2012).

Os termoplásticos são a categoria mais comum utilizada pela indústria moderna em produtos comerciais (Anexo A). Dentre os polímeros termoplásticos mais utilizados estão os:

- Polietileno (PE) devido à sua versatilidade, resistência química à corrosão, resistência ao impacto, flexibilidade, leveza, baixa condutividade térmica, capacidade de isolamento, capacidade de selagem e baixo custo;
- Cloreto de polivinila (PVC) que é conhecido pela sua durabilidade, resistência mecânica à corrosão e ao fogo, resistência elétrica, resistência química, proteção contra umidade e calor, propriedades isolantes, biocompatibilidade e baixo custo;
- Polipropileno (PP) por possuir maior resistência ao calor, resistência química e ao impacto, leveza, flexibilidade e alta capacidade de moldagem;
- Tereftalato de polietileno (PET) por possuir facilidade de processamento, alta transparência, capacidade de selagem, resistência mecânica e boa barreira contra umidade e odores;
- Poliestireno (PS) por sua leveza, transparência, isolamento térmico, resistência mecânica, facilidade de processamento e baixo custo;
- Poliuretano (PU) devido às suas propriedades versáteis de resistência mecânica, resistência à abrasão, flexibilidade, isolamento térmico e acústico;
- Policarbonato (PC) pelas suas propriedades de alta resistência mecânica, transparência, leveza, resistência térmica, resistência química à corrosão e versatilidade;
- Nylon, o qual possui propriedades únicas de resistência, durabilidade, leveza, flexibilidade, secagem rápida, facilidade de usinagem.

Estas propriedades permitem que esses polímeros possam ter aplicações comerciais em infinitos tipos de produtos descritos abaixo (Quadro 1):

**Quadro 1 - Principais aplicações comerciais dos polímeros da categoria dos termoplásticos.**

POLÍMERO	APLICAÇÕES COMERCIAIS	REFERÊNCIAS
<b>Polietileno (PE)</b>	<b>Embalagens plásticas:</b> fabricação de embalagens plásticas para alimentos, bebidas, produtos de limpeza, produtos químicos domésticos e industriais, cosméticos e produtos farmacêuticos, sendo encontrados em formas de sacolas,	TOBIN, 2010; NAKAYAMA et al. 1991; MENON et al. 2010;

	<p>filmes, recipientes, garrafas e tampas.</p> <p><b>Recipientes de armazenamento e transporte de líquidos, sólidos e produtos granulados:</b> fabricação de baldes, tambores, contentores, caixas, tanques e sacos.</p> <p><b>Tubulações e conduítes:</b> utilizados em sistemas de abastecimento de água, esgoto, drenagem, irrigação agrícola, gás e cabos elétricos.</p> <p><b>Filmes plásticos e sacolas:</b> utilizados em embalagens flexíveis, sacolas de supermercado, sacos de lixo, filmes de encolhimento, filmes de proteção e filmes agrícolas.</p> <p><b>Produtos de uso doméstico e recipientes descartáveis:</b> utensílios de cozinha, potes, tigelas, copos, pratos, talheres, bandejas de isopor, recipientes de alimentos.</p> <p><b>Isolamento térmico e acústico:</b> produtos para sistemas de isolamento utilizados na construção civil, tubulações industriais e equipamentos de refrigeração.</p>	PETRE et al. 1999
<p><b>Cloreto de polivinila (PVC)</b></p>	<p><b>Tubulações e conexões:</b> fabricação de tubos e conexões para sistemas de abastecimento de água, esgoto, drenagem, irrigação agrícola e condução de gases.</p> <p><b>Revestimentos de tubos para fiação elétrica:</b> revestimento isolantes para fios e cabos elétricos.</p> <p><b>Perfis:</b> perfis para janelas e portas, persianas, sistemas de fechamento.</p> <p><b>Revestimentos:</b> revestimentos para pisos, paredes, tetos em ambientes comerciais, industriais e residenciais.</p> <p><b>Filmes e películas plásticas:</b> produção de filmes plásticos transparentes e opacos para embalagens de alimentos, embalagens industriais, revestimentos de documentos, capas de livros, adesivos decorativos, entre outros.</p> <p><b>Materiais médicos e farmacêuticos:</b> bolsas de sangue, tubos de infusão, cateteres, frascos de medicamentos, bolsas de soro, embalagens de produtos médicos e odontológicos.</p>	<p>WILKES et al. 2005; SUMMERS, 2008; SUMMERS, 1996; MENON et al. 2010</p>
<p><b>Polipropileno (PP)</b></p>	<p><b>Embalagens:</b> embalagens de produtos como alimentos, bebidas, produtos farmacêuticos, cosméticos e produtos de limpeza, sendo utilizado em formas de filmes, sacos, frascos, tampas e recipientes para armazenamento e transporte de mercadorias.</p> <p><b>Fibras têxteis:</b> fabricação de roupas esportivas, tecidos para móveis, tapetes, carpetes, cordas, redes.</p> <p><b>Móveis e utensílios domésticos:</b> produtos domésticos como cadeiras, mesas, prateleiras, caixas organizadoras, utensílios de cozinha, recipientes, potes.</p> <p><b>Componentes automotivos:</b> produtos como para-choques, painéis de instrumentos, revestimentos internos, portas,</p>	<p>ZHANG et al. 1994; TRIPATHI, 2002; MCCALLUM et al. 2007; YAM, 2009; BALDENEGRO-PEREZ, 2014; MENON et al. 2010; PETRE et al. 1999</p>

	<p>grades e peças de acabamento externo.</p> <p><b>Equipamentos médicos e hospitalares:</b> equipamentos como seringas, frascos de medicamentos, tubos, dispositivos de armazenamento, recipientes descartáveis e outros dispositivos.</p>	
<b>Tereftalato de polietileno (PET)</b>	<p><b>Embalagens de bebidas:</b> fabricação de garrafas e recipientes de bebidas carbonatadas, água mineral, sucos, chás e outras.</p> <p><b>Embalagens de alimentos:</b> embalagens para alimentos secos, molhos, condimentos, produtos lácteos, saladas, outros.</p> <p><b>Fibras têxteis:</b> fabricação de fibras conhecidas como poliéster utilizadas na produção de roupas, tecidos para estofados, carpetes, cortinas, roupas esportivas, entre outros.</p> <p><b>Filmes e fitas:</b> produção de filmes plásticos para embalagens flexíveis, filmes de proteção, fitas adesivas e películas para fotografia e cinema.</p> <p><b>Recipientes para cosméticos e produtos de higiene:</b> fabricação de frascos e recipientes de produtos cosméticos, produtos de higiene pessoal como xampus, condicionadores, géis de banho e produtos de cuidados com a pele.</p> <p><b>Aplicações técnicas e industriais:</b> produtos de isolamento elétrico, peças de engenharia, materiais de construção, componentes automotivos, entre outros.</p>	<p>ZHENG &amp; YANFUL 2005; PEREZ et al. 2002; LIU et al. 2011; JEFFRIE, 1994; KWON et al. 2009</p>
<b>Poliuretano (PU)</b>	<p><b>Espumas:</b> estofamentos de móveis, colchões, traveseiros, almofadas, assentos de veículos, isolamento térmico e acústico em construções e indústrias;</p> <p><b>Revestimentos e selantes:</b> protetores para pisos, metais, madeiras e concretos, selantes de juntas em construção e vedação de superfícies.</p> <p><b>Adesivos:</b> distintas aplicações industriais, incluindo a colagem de materiais como madeira, plástico, metal e concreto.</p> <p><b>Revestimentos elásticos:</b> utilizados em tecidos, couros, materiais sintéticos para conferir elasticidade, resistência e durabilidade a calçados, roupas esportivas e acessórios, por exemplo.</p> <p><b>Isolamento térmico e acústico:</b> utilizado em sistemas de isolamento em edifícios, tubulações, refrigeração.</p> <p><b>Peças moldadas e injetadas:</b> fabricação de peças para indústrias como automobilística, eletrodomésticos, eletroeletrônicos, construção civil.</p>	<p>ZHENG &amp; YANFUL 2005; SLADE et al. 1964; ZAFAR, 2013; ZEMBOUAI et al. 2014</p>

<p><b>Poliestireno (PS)</b></p>	<p><b>Embalagens e utensílios domésticos:</b> embalagens para produtos como alimentos, bebidas, eletrônicos, brinquedos, fast-food, além de bandejas, copos, potes, pratos, bandejas de ovos.</p> <p><b>Utensílios domésticos descartáveis:</b> copos, talheres, pratos e bandejas.</p> <p><b>Isopor (poliestireno expandido - EPS):</b> material de isolamento térmico em construções, embalagens de transporte sensíveis a choques e proteção para produtos frágeis, utilizados em modelos, maquetes e artesanatos.</p> <p><b>Componentes eletrônicos:</b> carcaças de aparelhos eletrônicos, monitores, teclados, gabinetes de computadores.</p> <p><b>Brinquedos e artigos de papelaria:</b> brinquedos como blocos de construções (lego), quebra-cabeças, bonecos e artigos como canetas.</p> <p><b>Produtos de decoração e design:</b> fabricação de molduras para quadros, espelhos, displays de lojas, expositores, maquetes arquitetônicas e objetos de decoração devido à sua capacidade de ser semelhante a materiais mais caros, como madeira e metal.</p>	<p>ZHENG &amp; YANFUL, 2005; SHARMA et al. 2000; FLAVEL et al. 2006; NAKAYAMA et al. 1991; CARVALHEIRO et al. 2008; MCALPINE et al. 2001</p>
<p><b>Policarbonato (PC)</b></p>	<p><b>Painéis e chapas transparentes:</b> fabricação de painéis e chapas para cobertura de estufas, clarabóias, abrigos de ônibus, janelas de segurança, divisórias e sistemas de proteção contra intempéries.</p> <p><b>Utensílios de segurança:</b> fabricação de óculos de segurança, protetores faciais, viseiras e capacetes para proteção contra detritos, fragmentos e respingo de líquidos em ambientes industriais, esportivos e de construção.</p> <p><b>Equipamentos eletrônicos e ópticos:</b> fabricação de carcaças, displays de painéis de instrumentos e dispositivos ópticos devido à sua clareza óptica e resistência.</p> <p><b>Componentes automotivos:</b> fabricação de faróis, lanternas traseiras, retrovisores, para-brisas, cobertura de painéis, componentes internos e externos de veículos.</p> <p><b>Embalagens de alimentos e bebidas:</b> fabricação de garrafas reutilizáveis para água, recipientes para alimentos, mamadeiras, utensílios de cozinha e outros recipientes.</p> <p><b>Acessórios para construção e decoração:</b> acessórios para construção como perfis, guarnições, molduras e divisórias, bem como itens de decoração como as luminárias, mobiliário e revestimento de paredes.</p>	<p>SWEILEH et al. 2010; KOUTSOS, 2009; JEON &amp; BAEK, 2010; CHEAH &amp; COOK 2004; AKOLA &amp; JONES, 2003; SCHELLER &amp; ULVSKOV, 2010; TAKANASHI et al. 1982</p>
<p><b>Nylon</b></p>	<p><b>Fibras têxteis:</b> produção de fibras sintéticas para fabricação de roupas, meias, lingerie, tecidos para esportes, roupas de banho e diversos tecidos.</p>	<p>LEJA &amp; LEWANDOWICZ, 2010; CHAO &amp;</p>

	<p><b>Cordas e cabos:</b> utilizado na fabricação de cordas, cabos e cordões para aplicações em uso naval, escalada, esportes aquáticos, construção, amarração, redes de pesca, entre outros.</p> <p><b>Escovas e filamentos:</b> fabricação de cerdas de escovas de dentes, escovas de cabelo, vassouras, escovas de limpeza, entre outros.</p> <p><b>Mangueiras e tubulações:</b> fabricação de mangueiras e tubulações resistentes à pressão, corrosão e abrasão para aplicações automotivas, industriais e de encanamento.</p> <p><b>Componentes automotivos:</b> fabricação de peças e componentes automotivos, como engrenagens, buchas, clips, suportes, revestimentos, cabos e dutos.</p> <p><b>Materiais de engenharia:</b> engrenagens, rolamentos, parafusos, porcas, peças de máquinas, isoladores elétricos e isolantes térmicos.</p>	<p>HOVATTER, 1987; WAN et al. 1995; KUBOKAWA &amp; HATAKEYAMA, 2002; HASEGAWA &amp; MIKUNI, 2014</p>
--	--	--

Legenda: Principais tipos de polímeros utilizados na produção de termoplásticos e aplicações comerciais.

Os termofixos, os quais passam por uma reação de reticulação, mantêm sua rigidez sob calor e não permitem modificações em sua forma original (Anexo A) (LITHNER et al., 2011; EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012). Entre os principais, estão os:

- Poliuretanos (PU) que constituem as borrachas de látex sintéticas, polibutadieno e Neoprene;
- Poliésteres (PES) insaturados;
- Resinas aminadas, melamínicas, fenólicas, epóxi e as de uréia e tiouréia;
- Poliimidaz;
- Polieletrólitos;
- Componentes celulósicos.

## 1.2. Aditivos químicos

No processo de manufatura e processamento dos plásticos, a polimerização dos monômeros requer a utilização de componentes químicos, como os iniciadores, catalisadores e solventes. Além desses, também são utilizados os aditivos químicos, os quais permitem a customização das propriedades físico-químicas dos plásticos de acordo com o fim desejado (OCDE, 2004; EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012; HAHLADAKIS et al., 2018). Esses se subdividem em quatro principais categorias:

- Aditivos funcionais: estabilizadores, agentes antiestáticos, retardadores de chama, plastificantes, lubrificantes, agentes deslizantes, agentes espumantes, biocidas, etc;
- Corantes: pigmentos, azocolorantes solúveis, etc;
- Enchimentos: mica, talco, caulim, argila, carbonato de cálcio, sulfato de bário;
- Reforços: fibras de vidro, fibras de carbono, por exemplo.

Os plastificantes, a citar os ftalatos de dioctila (DOP), são geralmente utilizados para alteração da temperatura de transição vítrea dos polímeros, a qual influencia na flexibilidade do plástico. Dessa maneira, em polímeros como o cloreto de polivinila (PVC) que possuem estruturas mais rígidas e são comumente utilizados para revestimento em residências, o DOP pode ser misturado para conferir mais elasticidade ao material que pode ser utilizado na produção de mangueiras, por exemplo, aumentando sua flexibilidade e tornando seu uso adequado para este fim (CZOGALA et al., 2021).

Os estabilizadores agem para combater os efeitos da oxidação com o tempo, aumentando a vida útil dos plásticos, sendo os mais comuns antioxidantes. Dentre alguns, tem-se o hidroxitolueno butilado que é utilizado em filmes de embalagem de poliolefina para alimentos e medicamentos. A citar também os estabilizadores de calor utilizados em materiais de cloreto de polivinila (PVC) que são termicamente instáveis em temperaturas de processamento, no qual são rotineiramente empregados sais de ácidos orgânicos (líquidos e sólidos) como bário, cálcio e zinco, além de sais de chumbo, mercaptídeos organoestânicos e fosfitos orgânicos (FOLARIN & SADIKU, 2011).

Além disso, em razão das infinitas aplicações dos produtos plásticos, estes são constituídos por diferentes pigmentos e corantes, os quais são uma categoria de aditivos químicos que conferem atratividade e adequação às necessidades específicas de uso. Ainda, é importante salientar que a ação do ambiente consegue retirar os pigmentos desses materiais, deixando-os na sua coloração base que pode ser branca ou transparente, geralmente, mais encontrados nos estudos atuais (MARTÍ et al., 2020; ZHAO et al., 2022). Entre os pigmentos mais utilizados, estão o dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ) e óxido de zinco (cor branca), o carbono (cor preta) e os óxidos inorgânicos como ferro e cromo, já os compostos orgânicos podem ser usados para adicionar cor como pigmentos (insolúveis) ou como corantes (solúveis) (GÁZQUEZ et al., 2014).

Os plásticos podem ser coloridos nas cores cromáticas: marrom, vermelho, laranja, amarelo, verde, azul e roxo; e nas cores acromáticas: preto, branco e cinza. A coloração possui papel importante na proteção contra a fotodegradação plástica, absorvendo faixas de luz ultravioleta (UV) de formas distintas. Como exemplo, sabe-se que plásticos vermelhos/amarelos possuem comprimento de onda mais longo e absorvem luz de comprimento de onda mais curto, com maior energia. Em contrapartida, plásticos azuis possuem comprimento de onda mais curto e absorvem luz de comprimento de onda mais longo, com menor energia. Com isso, a energia luminosa transmitida ao plástico azul é superior aos vermelhos/amarelos. Dessa forma, é interessante ressaltar que plásticos azuis degradam-se em fragmentos muito pequenos mais rapidamente quando expostos ao sol. Enquanto que plásticos avermelhados degradam-se mais devagar e, geralmente, em tamanhos maiores e mais fáceis de identificar e retirar do meio (MARTÍ et al., 2020; ZHAO et al., 2022). Dessa maneira, quando os plásticos são expostos ao meio ambiente, os pigmentos podem ter papel crucial no fotoenvelhecimento e na sua fragmentação (MARTÍ et al., 2020; ZHAO et al., 2022).

Sendo assim, devido às suas propriedades, os aditivos químicos tornam-se essenciais na geração dos diversos tipos de termoplásticos e termofixos (LITHNER et al., 2011; EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012) e sabe-se que em 2020 o mercado mundial dos aditivos foi de cerca de 48 bilhões de dólares e é previsto o crescimento para 75 bilhões de dólares até 2028, com aumento da taxa média anual de 5,7%. Contudo, as quantidades e tipos de aditivos utilizados em produtos plásticos é subestimada, visto que a divulgação de dados pelos fabricantes é limitada, muitas vezes por questões de propriedade e receio de responsabilidade pelas eventuais consequências para o meio ambiente natural (FBIIn, 2020).

Surpreendentemente, estima-se que são utilizados cerca de 20 aditivos por produto plástico e como estão fracamente ligados podem lixiviar durante a utilização e na eliminação. Sendo assim, esses aditivos podem formar compostos tóxicos, potencialmente biocumuladores no ambiente e biota. Além disso, mesmo se o produto for reciclado, esses aditivos continuam integrados no novo utensílio recém-fabricado. Já nos casos de incineração, o processo de combustão gera a emissão dos compostos chamados de poluentes orgânicos persistentes (POPs), como as dioxinas, gases ácidos e cinzas contaminantes. Dessa forma, esses compostos tóxicos que representam perigos à saúde podem ser cada vez mais difundidos no meio ambiente natural através dos processos de degradação do plástico e fragmentação (FRED-AHMADU et al., 2020; COSTA et al., 2023).

### 1.3. Degradação dos polímeros

O processo de degradação dos polímeros ocorre quando o material polimérico perde suas propriedades originais de resistência à tração, pigmento, forma e peso molecular sob a influência de fatores ambientais como calor, luz, produtos químicos ou outras forças aplicadas que também podem ser fatores controlados pelo homem. No último caso, pode ser realizado para melhoria da processabilidade polimérica em procedimentos como a reciclagem. Sendo assim, a degradação é frequentemente devida a alterações na estrutura químico-física das cadeias poliméricas e a susceptibilidade dos polímeros a estes processos depende de suas estruturas (HORIE et al., 2004).

No processo degradativo, ocorre a clivagem de macromoléculas em fragmentos de formas e tamanhos distintos e a despolimerização das cadeias, caso o produto final seja os monômeros (HORIE et al., 2004; PENCZEK et al., 2008). Já os casos de degradação ausente da clivagem padronizada de macromoléculas são conhecidos como envelhecimento ou corrosão polimérica. Por fim, a degradação realizada por organismos ou enzimas no ambiente natural, é comumente referida como biodegradação (VERT et al., 2020; WEBB et al., 2012). E, em geral, o tipo de iniciação implica no tipo de degradação polimérica:

- Degradação térmica:

É realizada através da elevação de temperatura, resultando na amplificação das vibrações intramoleculares e mudanças na conformação das macromoléculas poliméricas. Desse modo, as ligações químicas dissociam-se e originam fragmentos com grupos terminais radicais, os quais possibilitam a despolimerização (VOHLÍDAL, 2021).

- Degradação fotoquímica:

Nesse contexto, a exposição a radiação através da luz, UV, RTG, raios  $\gamma$ , pode excitar eletronicamente os polímeros e tornar alguns de seus grupos reativos, além de dissociar suas ligações e radicais ou ejetar elétrons originando íons radicais. Sendo assim, as moléculas fotogeradas despolimerizam ou entram em reações que resultam na clivagem, reticulação ou modificação polimérica. Ainda, quando esse processo ocorre em contato com o ar, essa etapa é concomitante com a oxidação do polímero, num processo chamado degradação fotooxidativa. Já as degradações térmicas e químicas induzidas por microondas ou radiação

infravermelha são classificadas como degradações assistidas por radiação, distintas das reações fotoquímicas (VOHLÍDAL, 2021).

- Degradação oxidativa:

Esse tipo de degradação promove a corrosão através da reação em cadeia radicalar ramificada nos polímeros expostos ao ar, no qual os radicais reagem com o oxigênio atmosférico (BONDAREV et al., 2010; VOHLÍDAL et al., 1993). Ainda, é necessário um período de indução longo para esse processo corrosivo no qual os grupos laterais de hidroperóxido são formados e acumulados no polímero. Contudo, se a concentração de grupos  $-OOH$  for aumentada no material, a decomposição aumenta sua eficiência e como resultado o polímero pode perder rapidamente suas propriedades originais. Portanto, por isso não são observadas muitas mudanças na qualidade do polímero por anos e, em seguida, uma rápida redução na qualidade em algumas semanas ou meses. Em contraste, os polímeros conjugados de acetilenos monossustituídos degradam-se sem um período de indução visível quando expostos ao ar, embora sejam estáveis por muito tempo no vácuo ou sob atmosfera inerte (KABATEK et al., 1997; VOHLÍDAL et al., 1996).

- Combustão polimérica:

Esse processo é o extremo da degradação oxidativa, no qual a combustão do polímero ocorre após sua degradação térmica na ausência de oxigênio (pirólise, craqueamento térmico) internamente. Isso resulta em fragmentos gasosos de moléculas de polímero que se deslocam para regiões acima da superfície, onde se misturam com o oxigênio e sofrem combustão. Trata-se de uma queima superficial, envolvendo os produtos da pirólise, não os alcanos, e gerando hidrocarbonetos insaturados, aromáticos, heterocíclicos e derivados, muitos dos quais são compostos cancerígenos (VOHLÍDAL, 2021).

- Degradação mecanoquímica:

Neste processo, as macromoléculas lineares longas são quebradas em dois fragmentos radicais quando é fornecido trabalho mecânico suficiente através de interações sob tensão de cisalhamento de fluxo (BALLLAUFF & WOLF, 1984; NETOPILÍK et al., 1990). Além disso, clivagens intermediárias das cadeias também podem ser induzidas pelo ultrassom, o qual realiza mudanças conformacionais periódicas nas macromoléculas causando sua ruptura (PETERSON et al., 2020).

- Biodegradação:

Esse processo de deterioração ocorre através da atividade de microrganismos que crescem nos materiais plásticos, formando biofilmes e agindo por meios mecânicos, químicos e enzimáticos (HUECK et al., 2001; WALSH et al., 2001; GU et al., 2003). Isso também dependerá da constituição e propriedades dos polímeros, além de condições abióticas favoráveis, como umidade, clima e poluentes atmosféricos (LUGAUSKAS et al., 2003). Sendo assim, as moléculas simples produzidas na biodegradação podem ser fontes de carbono e nitrogênio, além de alguns poluentes como dióxido de enxofre, hidrocarbonetos alifáticos, aromáticos do ar urbano adsorvidos nos plásticos (ZANARDINI et al., 2000; NUHOGLU et al., 2006; MITCHELL & GU, 2000) e corantes orgânicos, os quais são potenciais nutrientes para os microrganismos (THARANATHAN et al., 2003; FAÏ et al., 2007). Sendo assim, os processos de degradação são responsáveis pela fragmentação dos plásticos e formação de micropartículas potencialmente tóxicas lançadas ao ambiente natural.

## **2. POLUIÇÃO AMBIENTAL POR MICROPLÁSTICOS**

### **2.1 Panorama global da poluição por resíduos plásticos**

No atual cenário, mundialmente, são produzidas cerca de 400 milhões de toneladas de resíduos plásticos anualmente, com previsão de aumentos drásticos desta quantidade nas próximas décadas (OCDE, 2022), com os esforços do investimento de 204 bilhões de dólares em gás de xisto pela indústria petroquímica no intuito de acelerar a produção de “plástico virgem” (ACC, 2020). Contudo, uma parcela inferior a 20% dos plásticos é adequadamente tratada, com a maioria desses resíduos sendo incinerada, disposta em aterros sanitários ou descartada no ambiente (LAMPITT et al., 2023).

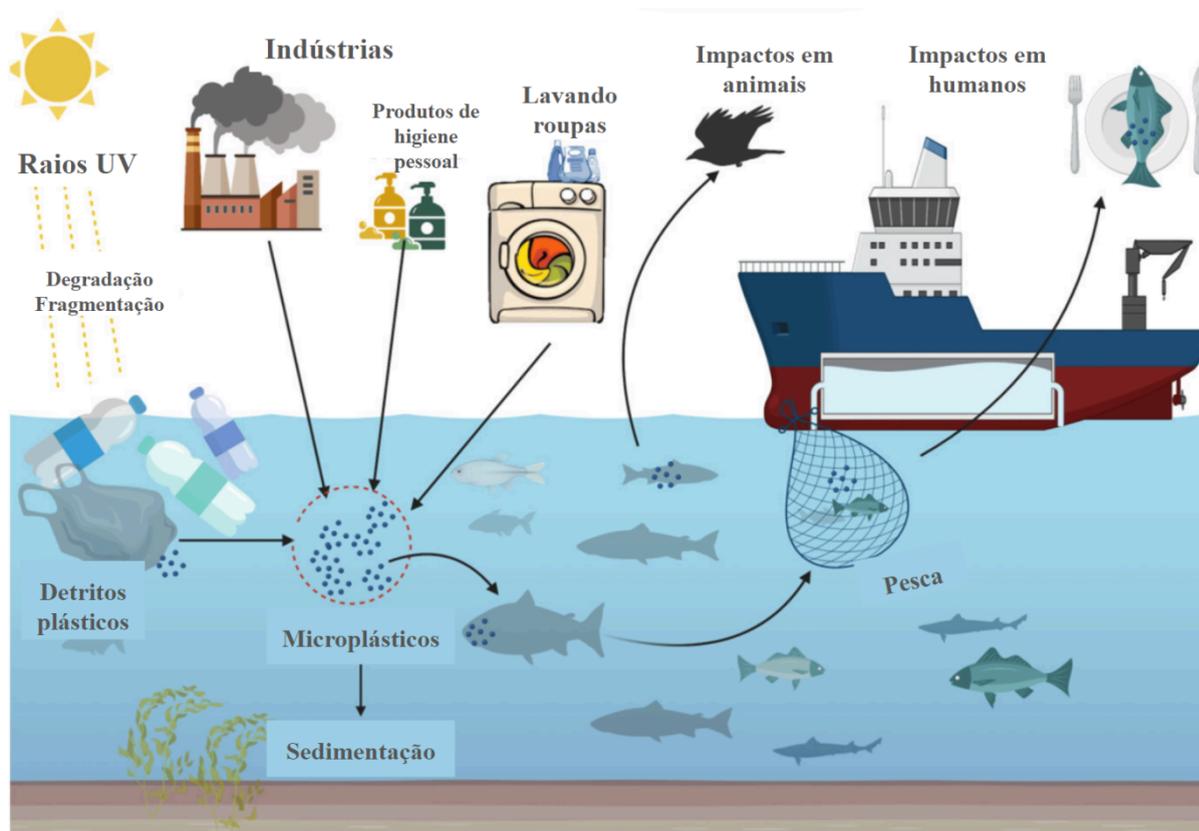
Além disso, em um estudo preditivo de Borrelle e colaboradores, foi analisada a eficácia de três estratégias abrangentes de gestão de plásticos, como a redução de resíduos plásticos, a gestão de resíduos e a recuperação ambiental, em vários níveis de empenho, visando a projeção das emissões de plástico até 2030 em 173 países. Alarmantemente, observaram que, globalmente, entre 19 e 23 milhões de toneladas métricas de detritos plásticos ingressaram nos ecossistemas aquáticos. Ainda, revelaram que o aumento previsto desses materiais excede os esforços de mitigação em escala mundial, resultando em uma entrada cumulativa de 710 milhões de toneladas de resíduos plásticos, mesmo sob a premissa de uma ação imediata e coordenada (BORRELLE et al., 2020).

Com isso, embora a atenção pública tenha sido predominantemente direcionada para os efeitos da poluição plástica nos ecossistemas marinhos, crescentes evidências indicam que os plásticos também causam impactos prejudiciais nos ecossistemas de água doce e terrestres. Entretanto, o progresso nas medidas de redução da poluição por plásticos tem sido extremamente lento e as consequências disso ao meio ambiente têm se agravado, necessitando de esforços conjuntos da ciência, indústria, sociedade e da elaboração de políticas públicas (LAMPITT et al., 2023).

Sabendo que a poluição global visível por detritos macroplásticos de diversas fontes passa pelos processos de degradação físico-química supracitados, os danos podem ser inimagináveis, pois a fragmentação dos materiais resulta na formação de microplásticos (MPs) que disseminam a contaminação de forma descontrolada (Fig. 1). Essas micropartículas se acumulam no ambiente natural ao longo do tempo e o aumento substancial na poluição ambiental decorrente de plásticos comerciais tem repercussões significativas, exercendo um

impacto cumulativo nas mudanças climáticas, afetando os ecossistemas marinhos e terrestres e apresentando implicações para a saúde pública (HALE et al., 2020) (Fig. 1).

**Fig. 1 - Os impactos da poluição por plásticos e seus fragmentos.**



Legenda: O lixo terrestre, os navios, a pesca comercial e recreativa, o turismo, a aquicultura e os negócios marítimos, como as plataformas petrolíferas, podem ser causas diretas da poluição por MPs, colocando em perigo a biota e a saúde humana. As artes de pesca descartadas ou perdidas, como linhas de monofilamento ou redes de nylon, são os plásticos mais comuns, constituindo uma fonte de poluição marinha que pode levar à exposição da biota marinha e terrestre. Fonte: adaptado de ZIANI et al., 2023.

## 2.2. Microplásticos e suas características

Os MPs são micropartículas plásticas de tamanho entre 1  $\mu\text{m}$  a 5 mm e estão presentes no ar; em ambientes aquáticos como os oceanos, estuários, corpos de água doce e na biota marinha; assim como ambientes terrestres, como o solo e na biota terrestre (ANDRADY, 2017; LEBRETON & ANDRADE, 2019; LOZANO et al., 2021). Os MPs são classificados em duas categorias principais, os MPs primários e secundários.

Os MPs primários são microesferas de diferentes tamanhos fabricadas pela indústria e utilizados, principalmente, em produtos de cuidados pessoais como esfoliantes, creme dental e maquiagem, servindo também como “pellets” de insumo para outros materiais. Esses MPs são lançados na natureza desde o seu vazamento durante a fabricação até o uso propriamente dito de seus derivados (ANDRADY, 2017). E alguns dados de consumo de MPs primários na União Européia e países como Suécia e Suíça foi cerca de 4.360 toneladas em 2012 (UNEP, 2015) e nos Estados Unidos estima-se que cada usuário tenha contato diário com, aproximadamente, 2,5 mg de microesferas presentes em produtos (GOUIN et al., 2011).

Os MPs secundários são os detritos derivados da fragmentação de grandes itens plásticos, provenientes tanto da utilização dos produtos, quanto da degradação físico-química pelas intempéries. Esses são extremamente abundantes no meio ambiente, sua quantidade é difícil de estimar precisamente, além de terem uma variabilidade espacial e temporal elevada. Nestes se incluem fragmentos de fibras têxteis e micropartículas derivadas de lixo plástico de imensuráveis materiais lançados indevidamente na natureza (ANDRADY, 2017).

Um estudo estimou que um indivíduo pode consumir cerca de 2.000 MPs primários e secundários por semana, sendo em média 21 g por mês (ou 250 g por ano), o que seria, aproximadamente, o peso de um cartão de crédito (SENATHIRAJAH & PALANISAMI, 2019). Outro estudo afirmou que as pessoas são expostas a até 52.000 partículas anualmente de várias fontes alimentares (COX et al., 2019).

Os MPs possuem escalas de tamanhos, formas e densidades diversas e isso aumenta também a sua complexidade de estudo. Geralmente, os MPs primários comerciais apresentam formas geométricas bem evidenciadas, como esferas e poliedros. Em contrapartida, os MPs secundários, por serem produtos de degradação, podem possuir formas irregulares como fibras, esferas irregulares, esponjas/ espumas, além de fragmentos e filmes (KOOI & KOELMANS, 2019). Além disso, as formas dos MPs são influenciadas pela variedade de polímeros distintos dos quais são constituídos, uma vez que os fabricantes se esforçam para criar plásticos com características particulares, tais como flexibilidade, textura, resistência e durabilidade (LOZANO et al., 2021).

### **2.3. Microplásticos como carreadores de microrganismos**

O processo de transformação dos plásticos em MPs amplia a sua capacidade de absorver e transportar além de distintos contaminantes químicos, agentes biológicos como

vírus, bactérias, fungos e alérgenos presentes no meio ambiente. As conexões entre microrganismos e MPs estão condicionadas pelas particularidades da superfície dos MPs como dimensão, forma, rugosidade e hidrofobicidade. Além disso, os fatores ambientais, como temperatura, pH e força iônica, desempenham um papel fundamental, já que as relações com agentes externos são primariamente regidas por forças eletrostáticas (PUCKOWSKI et al., 2021; YANG et al., 2023). No que se refere às bactérias, o processo inicial de interação é governado por meio de forças eletrostáticas e está vinculado ao tamanho dos MPs, à composição química e às modificações superficiais (TUSON & WEIBEL, 2013; YANG et al., 2023).

Os MPs tornam-se substratos rugosos de crescimento para microrganismos e podem acumular componentes importantes para o crescimento de biofilmes, como os íons metálicos: zinco, ferro e cobre. Com isso, são geradas comunidades bacterianas nos MPs que representam um nicho ecológico protetor, denominado pelos pesquisadores de plastifera (ZETTLER et al., 2013).

Na plastifera, já foram encontradas bactérias como *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Rhodococcus*, *Aeromonas*, *Halomonas*, *Shigella*, *Photobacterium* (DEBELJAK et al., 2017). Além disso, um fator interessante já mostrado foi que ao depender das características dos MPs (tipos de polímeros, hidrofobicidade, fatores de degradação) o perfil de bactérias presentes é diferente, o que pode indicar uma seletividade de colonização nesses materiais (FRÈRE et al., 2018). Embora os MPs tenham demonstrado toxicidade para o crescimento bacteriano devido ao vazamento de aditivos químicos, muitas bactérias exibem resiliência e são capazes de prosperar nesse ambiente (FERNÁNDEZ-JUÁREZ et al., 2021). Além disso, os componentes dos biofilmes formados pelas bactérias mortas interagem com os MPs (DONLAN, 2002) formando substâncias poliméricas extracelulares, como os polissacarídeos, DNA extracelular e proteínas semelhantes a histonas, as quais atuam como adesivo para a ligação e crescimento de outras bactérias, além da ligação de lipopolissacarídeos (LPS) (WHITCHURCH, 2002; DEVARAJ et al., 2015; THAKUR et al., 2021).

Os fungos também estão bem adaptados à plastifera, pois sua nutrição adsortiva, crescimento apical, formas de crescimento invasivas formando biofilmes, além da secreção de proteínas hidrofóbicas contribuem para sua colonização nos MPs. Esses microrganismos já foram observados em MPs à deriva (TENDER et al., 2017), superfícies plásticas domésticas

(NEU et al., 2018), isolados de aterros sanitários (ZAHRA et al., 2010) e exemplos como *Candida*, *Fusarium* e *Rhodotorula* foram identificados em utensílios plásticos utilizados na Medicina (WIRTH & GOLDANI, 2012). Outro estudo mostrou que MPs podem hospedar patógenos fúngicos oportunistas de plantas e animais, das classes *Dothideomycetes* e *Tremellomycetes*, como fungos semelhantes a *Phoma* e leveduras criptocócicas, sugerindo que os MPs podem ser fontes diretas de infecção humana para esses e diversos agentes patogênicos (GKOUTSELIS et al., 2021).

Estudos sugerem que vírus também podem se ligar a superfície de MPs, como o SARS-CoV-2 que conseguiu interagir na superfície do polipropileno (PP) e manter sua viabilidade por mais de 72 h, sendo este tempo mais longo do que em substratos de cobre e papelão, por exemplo (VAN DOREMALEN, 2020; GASSILLOUD et al., 2007). Outro estudo demonstrou que o SARS-CoV-2 tem sua chance de infecção ampliada quando interage com MPs de poliestireno (PS) que conseguem ser captados pelas células. Contudo, é interessante salientar que a via de entrada do vírus muda, pois os MPs são captados por endocitose e transportados até o citoplasma em endolisossomos (ZHANG et al., 2022). Em contrapartida, ao investigar a interação de plásticos com o Poliovírus 1, observou-se que estes foram inativados quando armazenados em recipientes de polipropileno (PP) (GASSILLOUD & GANTZER, 2005). Sendo assim, entende-se que as conexões entre MPs e vírus também podem ser seletivas. Ainda, há uma grande chance de além de comunidades bacterianas, haver a coexistência de diversos tipos de vírus sendo carreados no meio ambiente por MPs (GASSILLOUD & GANTZER, 2005).

Além de microrganismos, moléculas como antibióticos (tetraciclina, macrólidos, fluoroquinolonas, cloranfenicol e sulfonamidas) podem interagir com os MPs por forças hidrofóbicas. Com isso, hipoteticamente, a presença de antibióticos em MPs pode auxiliar na resistência bacteriana a esses compostos (ARIAS-ANDRES et al., 2018; LIU et al., 2021). Sendo já demonstrado que a ingestão de MPs e do antibiótico sulfametoxazol por camundongos eleva o perfil de genes resistentes a antibióticos e reduz o acúmulo tecidual desse composto, quando comparado à ingestão do antibiótico sozinho. Isso sugere que os MPs influenciam na farmacocinética e farmacodinâmica do antibiótico, devido às suas interações (LIU et al., 2022). Além de antibióticos, moléculas como antígenos e alérgenos, possivelmente, podem ser transportadas por MPs e gerar respostas imunes distintas das reações induzidas por essas moléculas de forma isolada, pois já foi observado que essa

exposição pode induzir inflamação e alterações na barreira do sistema digestivo e pulmões, exacerbando reações aos alérgenos inalados (LU et al., 2022; MOLINA & BENEDÉ, 2022).

## **2.4. Bioacúmulo de microplásticos em animais**

### ***2.4.1. Ambiente aquático***

Estima-se que o lixo plástico terrestre gera cerca de 80% dos plásticos encontrados nos oceanos, juntamente com atividades como o turismo costeiro, pesca recreativa, embarcações e indústrias marítimas dão origem a MPs de diversos tipos (ANDRADY, 2011, COLE et al., 2011).

No ambiente marinho, o transporte dos MPs é influenciado pelo seu tamanho e forma e, principalmente, pela densidade polimérica, a qual determina se estes estarão na superfície da água flutuando ou se irão decantar até o fundo dos oceanos. Nesse caso, polímeros como o polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS) são mais leves e flutuarão; enquanto polímeros como o cloreto de polivinila (PVC), a poliamida (PA) e o tereftalato de polietileno (PET) são mais pesados e têm maior probabilidade de afundar e chegar até a fauna e flora bentônicas (ANDRADY, 2011).

Dessa forma, o transporte dos MPs é impulsionado por grandes distâncias através das correntes oceânicas, fluxo de rios e pela chuva (COLE et al., 2011; PARASHAR & HAIT, 2023), conduzindo-os até locais imaculados pelo ser humano. Diante disso, as partículas de MPs já foram encontradas em áreas remotas como o Oceano Ártico, em amostras de águas superficiais e profundas, sendo 95% destes em formas de fibras, constituídas por polímeros como poliéster (PES), nylon e cloreto de polivinila (PVC), além de polímeros não identificados (LUSHER et al., 2015). Além disso, os MPs foram encontrados em amostras de neve da Antártida, nas quais as fibras foram os tipos mais comuns e o polímero tereftalato de polietileno (PET) o mais prevalente, consistente com materiais utilizados em roupas e equipamentos utilizados nas estações de pesquisa locais (AVES et al., 2022).

Quanto à bioacumulação na biota, desde animais em níveis tróficos mais baixos, como zooplâncton (DESFORGES et al., 2015) e macroinvertebrados (WINDSOR et al., 2019; LUAN et al., 2019), até animais em níveis tróficos mais elevados, como peixes (POSSATTO et al., 2011; LUSHER et al., 2013; LU et al., 2016; GÜVEN et al., 2017; JOVANOVIĆ, 2017; MATTSSON et al., 2017; DING et al., 2018), tartarugas (MEAZA et al., 2021; CLAUSE et al., 2021), aves marinhas (PROVENCHER et al., 2018) e mamíferos aquáticos (NELMS et al., 2019), todos podem ser expostos e ingerir MPs diretamente.

Os animais podem acabar ingerindo os MPs por acidente ou em resposta a estímulos sensoriais (visuais, táteis), como cor, forma ou textura. No entanto, essa motivação varia entre as espécies, o ambiente em que vivem e a fase da vida em que se encontram (SCHUYLER et al., 2014). Algumas características dos MPs que podem facilitar a sua ingestão por animais aquáticos são os sinais químicos emitidos pelos organismos presentes nos biofilmes, e também a presença de produtos químicos que podem confundir o sistema sensorial dos animais, como já foi observado em ensaios laboratoriais utilizando espécies de zooplâncton (VROOM et al., 2017), aves marinhas (SAVOCA et al., 2016), anchovas (*Engraulis mordax*) (SAVOCA et al., 2017) e “pulgas d’água” (*Daphnia magna*) (NASSER & LYNCH, 2016). Nesse sentido, a bioacumulação de MPs nos animais aquáticos pode gerar diversas consequências biológicas devido às interações físicas com esses materiais inorgânicos, além dos constituintes químicos presentes nos aditivos a partir dos quais são feitos, das toxinas sintéticas ou naturais e do conjunto de microrganismos que podem estar incrustados (ZETTLER et al., 2013).

#### **2.4.2. Ambiente terrestre**

Contudo, embora muitos estudos tenham demonstrado grande preocupação com a contaminação de MPs no ambiente marinho, considerando-o como o principal sumidouro desses contaminantes, o ambiente terrestre é, em geral, o primeiro a ser exposto pela maioria dos plásticos em decomposição e, conseqüentemente, os animais nele contidos (JAMBECK et al., 2015; RILLIG et al., 2017; NIZZETTO et al., 2016; HORTON et al., 2017). Portanto, organismos de diferentes níveis tróficos podem ser facilmente expostos à contaminação por MPs, desde animais invertebrados até vertebrados, pois essas micropartículas podem estar nos alimentos provenientes do solo e na água consumida.

Nesse sentido, as espécies base da cadeia alimentar, representadas por organismos consumidores primários como os insetos, são o alvo inicial de exposição aos MPs. Neste caso, os MPs podem ter efeitos negativos no comportamento dos insetos, levar ao desequilíbrio oxidativo, afetar diferentes estágios de desenvolvimento dependendo da espécie, além de esses animais gerarem mais MPs secundários através da biofragmentação (LI et al., 2024). Portanto, os próximos animais consumidores na cadeia alimentar também poderão ser contaminados por MPs direta ou indiretamente (LI et al., 2024).

Em animais decompositores, como as minhocas (*Eisenia fetida*), a exposição aos MPs pode gerar estresse oxidativo e desequilíbrio no metabolismo energético (RODRÍGUEZ-SEIJO et al., 2018). Em animais como as aves, os MPs foram detectados

principalmente nos pulmões (TOKUNAGA et al., 2023) e no trato gastrointestinal (HOANG & MITTEN, 2022), e esta presença tem sido associada a danos no intestino, redução de peso e mudanças no crescimento da prole, mas ainda há muito a ser explorado sobre os efeitos dessas partículas nesses animais (PIERCE et al., 2004; LAVERS et al., 2019; ROMAN et al., 2019; WANG et al., 2021).

### **2.5. Bioacúmulo de microplásticos em humanos**

A onipresença de MPs no solo, água e ar, assim como a sua bioacumulação em plantas e animais de diferentes ambientes, representam potenciais riscos à saúde humana. Inicialmente, ao entrarem no corpo humano através dos sistemas respiratório, digestivo e/ou tegumentar, os MPs podem danificar e atravessar as membranas de diferentes células ao depender da via de entrada. Estes podem chegar até o sistema circulatório e difundir-se por adsorção, migração ou transformação (YANG et al., 2023).

A presença de MPs já foi observada em muitos tecidos, órgãos e fluidos humanos como o sangue (LESLIE et al., 2022; WU et al., 2023), no coração (YANG et al., 2023), nos pulmões (AMATO-LOURENÇO et al., 2021; JENNER et al., 2022), líquido de lavado broncoalveolar (KANG et al., 2022), escarro (JIANG et al., 2022), pele, cabelo, saliva (ABBASI & TURNER, 2021), fígado, baço, rins (HORVATITS et al., 2022), fezes de adultos (LUQMAN et al., 2021; SCHWABL et al., 2019; ZHANG et al., 2021a; ZHANG et al., 2021b), mecônio (BRAUN et al., 2021), cólon (IBRAHIM et al., 2021), urina (BARNETT et al., 2023), testículos, sêmen (ZHAO et al., 2023), ovários (GRECHI et al., 2023), leite materno (RAGUSA et al., 2022), na placenta e líquido amniótico (RAGUSA et al., 2021; AMERREH et al., 2022; BRAUN et al., 2021; ZHU et al., 2023; HALFAR et al., 2023; WEINGRILL et al., 2023).

Até o momento, ainda não foram encontradas correlações reais entre a exposição aos MPs e possíveis consequências à saúde humana, por isso, muitos estudos concentram esforços nos modelos *in vivo*, *ex vivo* e *in vitro*. Contudo, entre todas as preocupações a respeito desses contaminantes, algo que alarma a comunidade científica é a possível exposição precoce aos MPs no desenvolvimento embrionário através da ultrapassagem da barreira placentária (RAGUSA et al., 2021; AMERREH et al., 2022; BRAUN et al., 2021; ZHU et al., 2023; HALFAR et al., 2023; WEINGRILL et al., 2023).

### **3. BIOACUMULAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA PLACENTA**

#### **3.1. A placenta humana**

A placenta é um órgão complexo e temporário que representa a interface materno-fetal, essencial para o desenvolvimento e sobrevivência do embrião. Este órgão inicia sua formação a partir da implantação uterina do blastocisto, sendo formada a partir da camada de revestimento, chamada trofoblasto, a qual contribui para a formação do córion. Sendo assim, o trofoblasto se diferencia em uma camada mais interna de células mononucleadas, o citotrofoblasto (CT) que prolifera e origina a outra camada multinucleada, o sincitiotrofoblasto (ST). Enquanto os tecidos embrionários, âmnio e componentes do saco vitelínico são derivados da massa celular interna, denominada embrioblasto (KAUFMANN & CASTELUCCI, 1997; SALOMONSEN et al., 2003; MESS et al., 2007).

Anatomicamente, no terceiro trimestre gestacional (37-41 semanas de gestação), a placenta possui formato discóide, cerca de 15-20 centímetros de diâmetro, 2-3 centímetros de espessura, peso médio de 500 g, conseguindo atingir cerca de 15-30% do útero. Além disso, este órgão possui duas faces, a fetal representada pelo córion viloso e a materna representada pela decídua basal (SARWEY, 1938; BENIRSCHKE, 1961; MOORE & PERSAUD, 2008).

A face fetal, em contato com a cavidade amniótica, é o ponto de inserção do cordão umbilical. Este cordão contém três vasos: uma veia que transporta sangue oxigenado da placenta para o bebê e duas artérias que conduzem sangue com baixa saturação do feto para a placenta. A partir desses vasos, ramificações penetram na placa coriônica, formando vasos coriônicos (BENIRSCHKE & KAUFMANN, 2012). Enquanto a face materna, aderida ao útero, é dividida em cotilédones, originados pela degeneração na zona juncional. Essas estruturas apresentam uma aparência esponjosa, de cor vermelha escura, e são separadas por septos deciduais.

A placenta desempenha uma série de funções complexas que sustentam o ambiente intrauterino. Dentre essas, promove a nutrição do embrião em desenvolvimento por meio de estruturas e células que facilitam a entrada de nutrientes na circulação fetal, as trocas de solutos, gases, metabólitos e resíduos. Além de atuar na produção e secreção de neurotransmissores e hormônios como progesterona, estrogênio, gonadotrofina coriônica humana (hCG) e lactogênio placentário humano (hPL), que desempenham papéis fundamentais no comportamento materno, na manutenção da gravidez, no desenvolvimento fetal e na preparação para o parto (LEE & VOOGT, 1999; MANN & BRIDGES, 2001; REIS et al., 2001; BRUNTON & RUSSELL, 2008; ROSENFELD, 2020). Ainda, a placenta

promove uma barreira imunológica, protegendo o feto contra agentes patogênicos e regula a imunotolerância materna para evitar a rejeição fetal (MALTEPE & FISHER, 2015).

A barreira placentária é formada pelas vilosidades coriônicas, constituídas por uma camada mais externa de ST que está em contato com o sangue materno, seguida por células do CT viloso (GUDE et al., 2004; KNÖFLER et al., 2019). No estroma das vilosidades, encontram-se células como os fibroblastos, células de Hofbauer e os capilares fetais (MALTEPE & FISHER, 2015).

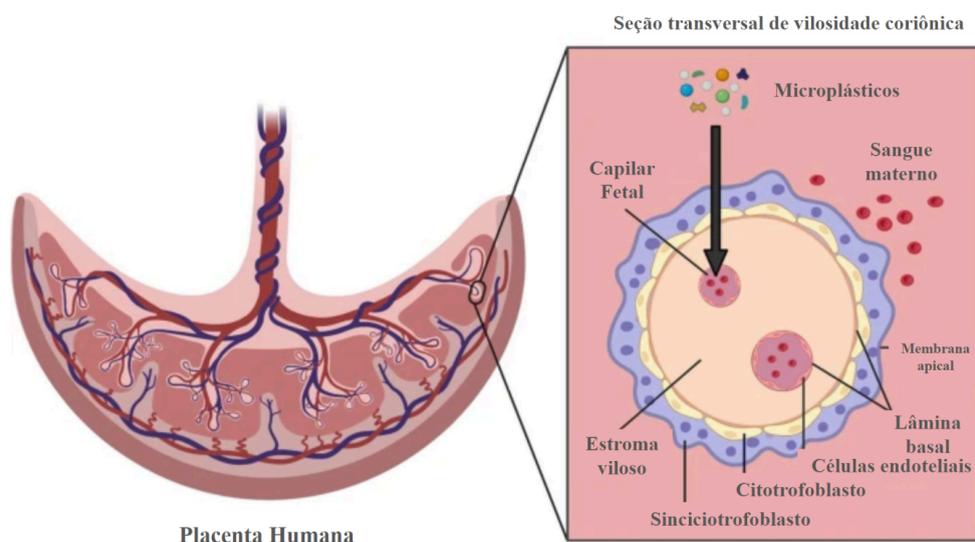
### 3.2. Bioacúmulo de microplásticos na placenta

Estudos recentes localizaram MPs em tecidos isolados de placentas humanas e no líquido amniótico, demonstrando a presença desses contaminantes durante a gestação. O bioacúmulo foi observado em amostras provenientes de gestações saudáveis que tiveram parto natural ou cesariana e a quantidade de micropartículas por paciente variou em cada estudo (RAGUSA et al., 2021; BRAUN et al., 2021; AMERESH et al., 2022; ZHU et al., 2023; HALFAR et al., 2023; WEINGRILL et al., 2023).

### 3.3. Transporte de microplásticos na placenta

As formas de transporte no ST da barreira placentária podem ser por difusão passiva, transporte ativo, fagocitose, endocitose, pinocitose e biotransformação (SYME et al., 2004; MEDLEYET et al., 2023) e sabe-se que os MPs precisam atravessá-lo para chegar até o centro das vilosidades onde estão os capilares fetais (Fig. 2).

**Fig. 2 - Barreira placentária e via de translocação de MPs numa seção transversal da vilosidade coriônica terciária do primeiro trimestre.**



Legenda: À direita a ilustração de uma placenta humana e a esquerda a seção transversal de uma vilosidade coriônica terciária de primeiro trimestre gestacional, assim como as células e estruturas que

a constituem. A seta indica a rota que os MPs são transportados da circulação materna para a fetal. Fonte: Adaptado de MEDLEY et al., 2023.

No entanto, ainda não está claro como exatamente os MPs conseguem atravessar a placenta, sendo necessárias mais pesquisas para entender esse processo. Contudo, ao avaliar profundamente as vilosidades coriônicas dos tecidos placentários, um estudo observou a presença de MPs no ST, dentro de estruturas como os vacúolos, gotículas lipídicas, microvesículas e em organelas como os lisossomos e peroxissomos, além de também estarem presentes nos pericitos e em células endoteliais dos vasos fetais no cerne das vilosidades. Além disso, algumas organelas do ST, como as mitocôndrias e retículo endoplasmático apresentaram modificações morfológicas condizentes com sinais de estresse e desintegração (RAGUSA et al., 2022).

#### **3.4. Possíveis consequências do bioacúmulo de microplásticos na placenta**

Estudos realizados em roedores apontam que a exposição a partículas de poliestireno (PS) leva ao comprometimento no desenvolvimento da placenta, deixando-a menor (FOURNIER et al., 2020; NIE et al., 2021), reduzindo as células que contém alta quantidade de glicogênio na zona juncional (CHEN et al., 2022), assim como contribui para distúrbios no desenvolvimento da vasculatura feto-placentária e a má remodelação das artérias espiraladas do útero. Ainda, foram evidenciadas modulações no metabolismo de aminoácidos, lipídeos e nas cascatas do complemento e coagulação (CHEN et al., 2022; AGHAEI et al., 2022) e o desequilíbrio imunológico materno-fetal (HU et al., 2021).

Ao observar a prole, foi verificada a presença de MPs no líquido amniótico, fígado fetal, coração, cérebro, pulmões e rins (FOURNIER et al., 2020; YANG et al., 2022; HUANG et al., 2015; CARY et al., 2023; HAN et al., 2021; HORVATITS et al., 2022). Além disso, há descrições de efeitos como a restrição do crescimento fetal (NIE et al., 2021; CHEN et al., 2023; AGHAEI et al., 2022), redução na proporção de peso feto-placenta, comprimento do cordão umbilical (AGHAEI et al., 2022), redução de células proliferativas no hipocampo e déficits neurológicos e cognitivos semelhantes aos do Transtorno do Espectro Autista (JEONG et al., 2022).

Estudos *in vitro* realizados com células de placenta imortalizadas demonstraram que essas são capazes de captar MPs e apresentarem algumas modificações. As células HTR-8/SVneo expostas a partículas de poliestireno (PS) tiveram bioacúmulo no citoplasma, estresse oxidativo, produção de citocinas pró-inflamatórias, alterações no ciclo celular induzindo a parada da mitose, redução da viabilidade, alterações na expressão de genes regulatórios da diferenciação de leucócitos, parada de ciclo celular, aumento de apoptose e

redução na migração e invasão (HU et al., 2022). Já utilizando as células BeWo e JEG-3, também foi vista a acumulação de MPs no interior celular (DUSZA et al., 2022; SHEN et al., 2022).

Em estudo *ex vivo*, utilizando o método de perfusão em placentas humanas, foi observada a passagem de MPs da circulação materna para a fetal, dependente do tamanho das partículas, sendo que apenas nanoplásticos foram capazes de cruzar a barreira placentária (GRAFMUELLER et al., 2015). Além disso, ao serem analisados posteriormente, os tecidos placentários expostos aos MPs demonstraram desregulação da expressão gênica e protéica associadas à inflamação (CHORTAREA et al., 2023). Sendo assim, diante do conhecimento dos possíveis impactos à homeostasia gestacional, a análise da placenta parece ser uma boa estratégia para a detecção de MPs e danos associados a esta contaminação.

#### **3.4. A placenta como órgão sentinela**

A detecção precoce de patologias gestacionais é um dos objetivos da ciência e da medicina, pois pode permitir a redução de possíveis danos fetais e maternos. Dessa forma, a placenta pode ser considerada um órgão essencial de monitoramento para a compreensão do funcionamento da gestação. Principalmente porque este órgão é passível de coleta após o parto e reflete diretamente as perturbações gestacionais que podem impactar o bebê no presente ou futuro (LAPEHN & PAQUETTE, 2022).

Sendo assim, a placenta possui atributos únicos para avaliar a hipótese das Origens do Desenvolvimento da Saúde e de Doenças (DOHad), a qual defende que os fatores ambientais, maternos, de crescimento e desenvolvimento perinatal ou infantil podem ter efeitos profundos sobre a vulnerabilidade às doenças futuras (GLUCKMAN et al., 2010).

A placenta pode predizer doenças futuras de distintas formas, como através de marcadores epigenéticos, como a metilação do DNA e mudanças nas histonas que podem influenciar na expressão gênica fetal e estar associadas a doenças crônicas na vida adulta. Também pela programação metabólica, pois experiências intrauterinas, como desnutrição ou exposição a estresses, podem programar o feto a se adaptar a um ambiente futuro imprevisível, ou seja, isso pode resultar em mudanças no metabolismo, no sistema endócrino e na regulação do peso, aumentando o risco de obesidade, diabetes e doenças cardiovasculares futuras. Ainda, experiências de estresse fetal como a exposição a hormônios maternos desregulados, podem influenciar na resposta ao estresse do indivíduo ao longo de sua vida, aumentando o risco de distúrbios psiquiátricos e cognitivos. Outro ponto importante é a inflamação crônica na placenta, que pode ser ocasionada por fatores ambientais ou infecções, as quais podem desencadear respostas inflamatórias no corpo fetal, aumentando o risco de

doenças crônicas na vida adulta, como doenças autoimunes ou cardiovasculares (LAPEHN & PAQUETTE, 2022).

Diante disso, a capacidade placentária de acumular e transportar MPs destaca a importância de monitoramento constante a exposição a essas partículas, pois ainda há muitas lacunas sobre os impactos da exposição a essa contaminação inorgânica e potencialmente tóxica sob o desenvolvimento fetal e a longo prazo na saúde do indivíduo (RAGUSA et al., 2021; BRAUN et al., 2021; AMERESH et al., 2022; ZHU et al., 2023; HALFAR et al., 2023; WEINGRILL et al., 2023). Porém, para realização da investigação e caracterização de MPs nesses tecidos são necessárias técnicas metodológicas específicas (SHIM et al., 2017; LI et al., 2020; MARIANO et al., 2021).

#### 4. MÉTODOS DE IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PLACENTAS HUMANAS

A identificação e caracterização dos MPs bioacumulados são de extrema relevância, pois permitem compreender as suas características físicas, os tipos de polímeros e aditivos que os compõem, bem como pode auxiliar na sua rastreabilidade. Para isso, existem alguns métodos analíticos que estão sendo utilizados no desafio da análise de MPs, os quais apresentam vantagens e limitações próprias (Quadro 2) e devem ser meticulosamente selecionados pelo pesquisador (SHIM et al., 2017; LI et al., 2020; MARIANO et al., 2021).

**Quadro 2 - Vantagens e limitações das diferentes técnicas de identificação e caracterização de MPs.**

TÉCNICAS	VANTAGENS	LIMITAÇÕES	REFERÊNCIAS
<b>Microscopia óptica</b>	- Operação fácil e relativamente rápida;	- Dificuldade em distinguir MPs de outras partículas pequenas e transparentes;	SHIM et al., 2017; SILVA et al., 2018; MARIANO et al., 2021.
	- Baixo custo;	- Alta frequência em falsos positivos e/ou negativos;	
	- Baixo risco químico.	- Não há informações sobre a composição do polímero.	
<b>Microscopia Eletrônica de Transmissão (MET)</b>	- Alta resolução intracelular <1nm;	- Extensa preparação e análise de amostras;	MALATESTA, 2021; MARIANO et al., 2021.
		- Microscópio de alto custo;	
	- Possibilidade de recursos analíticos no acoplamento da EELS.	- Impossibilidade de estudos dinâmicos, pois as amostras são estáticas;	
		- As observações só podem ser feitas em cortes pequenos e ultrafinos (geralmente 70–100 nm);	
	- Não há informações sobre a composição do polímero.		
<b>Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)</b>	- Fornece imagens de topografia tecidual de alta resolução;	- Microscópio de alto custo;	SHIM et al., 2017; FU et al., 2020; BAEZA-MARTINEZ et al., 2022; RAGUSA et al., 2022; BARCELÓ et al., 2023.
		- Extensa preparação e análise de amostras;	
		- A amostra não pode ser reutilizada para outros tipos de análise;	
		- MPs muito pequenos são indetectáveis, pois precisam de um feixe de elétrons muito concentrado,	

		sondado pela técnica EDS;	
	- Determina as composições dos elementos químicos através de EDS.	- As cores dos MPs não podem ser identificadas no SEM; - A exposição ao feixe de elétrons de alta energia pode amolecer ou queimar MPs que são termicamente instáveis.	
<b>Espectroscopia Raman (ER)</b>	- Análise não destrutiva;	- Microscópio de alto custo;	SHIM et al., 2017; FU et al., 2020; MARIANO et al., 2021; BARCELÓ et al., 2023.
	- Preparação rápida de amostras;	- Extensa análise de amostras;	
	- Possibilidade de informações específicas sobre tipos de polímeros e composição química;	- Interferência dos pigmentos nos MPs;	
	- A espessura da amostra ou a presença de líquido não afeta negativamente a medida;	- Amostras termicamente instáveis podem sofrer degradação induzida por laser;	
	- Alta resolução lateral;	- Possibilidade de fragmentos liberados por polímeros adesivos.	
	- Redução de falsos negativos na identificação de partículas.		
<b>Espectroscopia Infravermelha Transformada de Fourier (FTIR)</b>	- Possibilidade de informações específicas sobre tipos de polímeros e composição química;	- Microscópio de alto custo; - Extensa análise de amostras;	SHIM et al., 2017; VEERASINGAM et al., 2020; LI et al., 2020; BRAUN et al., 2021.
	- Redução de falsos negativos na identificação de partículas;	- Amostras termicamente instáveis podem sofrer degradação induzida por laser; - A resolução lateral é limitada a uma banda de difração e amostras com dimensão < 20µm não são detectáveis;	
	- A alta disponibilidade de energia resulta em uma boa relação sinal-ruído.	- É necessário um substrato para manter as partículas no lugar durante a medida do espectro; - O FTIR é fortemente ativo para teor de água, que produz picos amplos acima de 3000 cm <sup>-1</sup> , exigindo preparação da amostra antes da medida;	

Legenda: Técnicas microscópicas de inspeção visual e técnicas de espectroscopia para caracterização química já utilizadas na identificação de MPs em amostras de placentas humanas, além de suas vantagens e limitações.

É um desafio identificar e caracterizar de forma completa e confiável MPs provenientes de amostras complexas e diferentes ambientes que também podem ter passado por distintos métodos de preparação usando uma única técnica. Assim, vem sendo realizada a combinação de dois ou mais métodos analíticos (SHIM et al., 2017; LI et al., 2020; MARIANO et al., 2021). Os métodos utilizados no estudo de MPs encontrados na placenta humana possuem papéis indispensáveis como os de: inspeção visual, que são representados pelas microscopias, e os de caracterização química, que incluem métodos de espectroscopia e espectrometria.

## **4.1 Inspeção visual**

### ***4.1.1. Microscopia óptica***

A microscopia óptica é a técnica mais simples e amplamente utilizada para identificar e quantificar partículas semelhantes a MPs em diferentes amostras biológicas (SHIM et al., 2017; MARIANO et al., 2021; BARCELÓ et al., 2023). Ao aproveitar o poder da luz, permite aos pesquisadores visualizar e avaliar partículas semelhantes a MPs com base em sua morfologia, considerando seus tamanhos, formas, texturas de superfície e cores (FU et al., 2020; BARCELÓ et al., 2023). No entanto, a microscopia óptica apenas identifica MPs grandes (1–5  $\mu\text{m}$ ) e coloridos, mas partículas menores e/ ou transparentes são mais desafiadoras para essa técnica.

O primeiro estudo que evidenciou a presença de MPs em placentas humanas utilizou microscopia óptica para inspecionar os produtos da digestão química de cinco placentas e encontrou 12 partículas, todas pigmentadas e com tamanho em torno de 10-5  $\mu\text{m}$  (RAGUSA et al., 2021). A presença de MPs transparentes não foi relatada e essa informação pode ter sido perdida, pois o processo de digestão pode auxiliar na perda de pigmentos mais fracos, o que é um viés de pesquisa. Portanto, outros métodos como microscopia eletrônica de varredura e transmissão já foram utilizados para auxiliar neste desfalque no estudo de MPs na placenta (RAGUSA et al., 2022).

#### ***4.1.2. Microscopia eletrônica de transmissão***

A microscopia eletrônica de transmissão (MET) utiliza as propriedades das ondas eletrônicas transmitidas por um feixe fino sob amostras para obter imagens de alta resolução (MALATESTA, 2021; MARIANO et al., 2021). Isso possibilita a visualização do interior de materiais biológicos como tecidos e células e a busca por partículas semelhantes a MPs, além de entender como essas partículas estão dispostas nesses materiais e se sua presença pode influenciar a homeostase celular (MALATESTA, 2021).

O MET foi utilizado na investigação de MPs em dez placentas humanas a termo para visualizar a presença de partículas semelhantes a MPs em seções ultrafinas de vilosidades terminais. Utilizando esta técnica, as partículas foram encontradas no citoplasma e na membrana do sinciciotrofoblasto, em gotículas lipídicas, corpos vesiculares, lisossomos, peroxissomos e, curiosamente, nos pericitos e no endotélio dos vasos fetais. Além de alterações nas organelas como a presença de vesículas dilatadas no retículo endoplasmático rugoso, foram observados inchaço das mitocôndrias e estreitamento dos capilares fetais (RAGUSA et al., 2022). Porém, embora tenham sido encontrados resultados extraordinários, existem algumas limitações no uso de MET em amostras placentárias, como a impossibilidade de caracterizar quimicamente essas partículas para comprovar sua natureza polimérica, a dificuldade em encontrar MPs devido às suas estruturas disformes, além dos plásticos não serem tão eletrodensos, possuem baixo contraste no MET e requerem o uso de corantes de metais pesados que podem até alterar a estrutura química polimérica (SAWER et al., 2008; MARIANO et al., 2021). Uma alternativa para contornar este problema é a análise por espectroscopia de perda de energia eletrônica (EELS) acoplada ao MET que observa os elétrons dispersos inelasticamente, podendo avaliar a composição química dos MPs com alta resolução espacial e investigar as características dielétricas da amostra. (EGERTON, 2011; MARIANO et al., 2021).

#### ***4.1.3. Microscopia Eletrônica de Varredura***

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) é uma técnica que utiliza um feixe focalizado de elétrons altamente energéticos para interagir com a superfície de amostras sólidas, gerando imagens 2D que podem revelar informações sobre a topografia externa do material, sua textura e diversas características. Dessa forma, o MEV pode ser usado para observar partículas semelhantes a MPs em materiais biológicos de forma clara e ampliada.

Porém, para inferir a presença de polímeros, é necessária a análise complementar da espectroscopia de energia dispersiva de raios X (EDS). Essa combinação permite verificar a composição dos elementos do material, sendo interessante no estudo de partículas de MPs em tecidos para identificar plásticos ricos em carbono, bem como aditivos inorgânicos utilizados na sua fabricação (SHIM et al., 2017; FU et al., 2020; BAEZA-MARTINEZ et al., 2022; BARCELÓ et al., 2023).

Para identificar a presença de partículas semelhantes a MPs em vilosidades coriônicas de placentas humanas a termo, no estudo citado no tópico anterior, também foi utilizada a Microscopia Eletrônica de Varredura de Pressão Variável com espectroscopia dispersiva de raios X de dupla energia (VP-SEM-dEDS). Com isso, foram observadas nas imagens disponibilizadas as superfícies das vilosidades-tronco, vilosidades intermediárias e maduras e, ampliando-as, nota-se a presença de manchas micrométricas escuras de formatos irregulares. Com a ajuda da EDS, os autores relataram uma área mais densa de carbono atômico co-localizada com essas manchas em comparação com o fundo do tecido placentário. Assim, o resultado poderia ser atribuído à presença de MPs nas vilosidades (RAGUSA et al., 2022). Os pesquisadores relataram dificuldades na identificação de partículas de menor diâmetro com essa metodologia, o que mostra que o uso de outras técnicas em conjunto é necessário para uma visão geral e uso mais robusto do material, como a espectroscopia.

## **4.2 Caracterização química**

### ***4.2.1. Espectroscopia Raman***

A espectroscopia Raman (ER) é um método bem estabelecido de caracterização química utilizado em amostras orgânicas e inorgânicas, baseado no espalhamento da luz incidente por um feixe de laser no material de interesse. Isso permite a obtenção de espectros Raman específicos para cada vibração molecular, possibilitando a identificação de polímeros no estudo de MPs. Além disso, esta técnica majoritariamente não destrutiva permite identificar aditivos químicos que compõem os MPs, porém alguns compostos como os pigmentos, por exemplo, podem atrapalhar a análise espectral (SHIM et al., 2017; MARIANO et al., 2021).

Os diferentes tamanhos de MPs encontrados bioacumulados podem ser medidos, porém MPs menores que 10  $\mu\text{m}$  podem apresentar alguma dificuldade de identificação, sendo indicada a utilização da técnica aprimorada de microespectroscopia Raman, que possui

resolução lateral de até 1  $\mu\text{m}$  (FU et al., 2020). No primeiro estudo a mostrar MPs na placenta humana, essa técnica foi usada para verificar a composição química de tipos de pigmentos plásticos como hidróxido de ferro amarelo (pico principal em  $396\text{ cm}^{-1}$ ), pigmento azul de polipropileno (eles compartilham picos principais em  $253\text{ cm}^{-1}$ ,  $397\text{ cm}^{-1}$ ,  $839\text{ cm}^{-1}$ ,  $970\text{ cm}^{-1}$ ,  $1455\text{ cm}^{-1}$ ), violantrone (picos centrados em  $1577\text{ cm}^{-1}$  e  $1307\text{ cm}^{-1}$ ), Azul 80 (picos em  $578\text{ cm}^{-1}$  e  $1275\text{ cm}^{-1}$ ), azul ultramarino (pico centrado em  $525\text{ cm}^{-1}$ ), fibra roxa PP, (compartilhando picos de PP  $397\text{ cm}^{-1}$  e  $1455\text{ cm}^{-1}$ ), pigmento violeta ( $1193\text{ cm}^{-1}$ ,  $1335\text{ cm}^{-1}$  e  $1381\text{ cm}^{-1}$ ) e pigmento rosa novoperm Bordeaux HF3R (picos centrados em  $731\text{ cm}^{-1}$ ,  $961\text{ cm}^{-1}$ ,  $1219\text{ cm}^{-1}$ ,  $1280\text{ cm}^{-1}$ ,  $1360\text{ cm}^{-1}$  e  $1580\text{ cm}^{-1}$ ) (RAGUSA et al., 2021). Conforme observado, apenas o polímero polipropileno (PP) ficou bem caracterizado neste caso, sendo possível que tenham ocorrido perdas de informações mascaradas pelos seus respectivos pigmentos. Por outro lado, em amostras de leite materno humano analisadas pelo mesmo grupo já foram encontrados diferentes pigmentos e matrizes poliméricas mais diversas, como polietileno (PE), cloreto de polivinila (PVC), polipropileno (PP), polietileno clorado (CPE), álcool polivinílico (PVOH), poli(etileno-co-acetato de vinil) (PEVA), poli(metacrilato de etila) (PEMA), acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS), poliéster (PES), poliamida (PA); policarbonato (PC); poliestireno (PS) e nitrocelulose (NC) (RAGUSA et al., 2022). Esses resultados mostram os problemas que ainda podem envolver a análise dos MPs, que é vulnerável a possíveis falhas de identificação na inspeção visual microscópica, na análise espectral que depende das bibliotecas e softwares disponíveis e das próprias limitações tecnológicas.

#### ***4.2.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier***

A espectroscopia infravermelha por transformada de Fourier (FTIR) é uma das técnicas mais utilizadas na caracterização de MPs. Assim como a espectroscopia Raman, o FTIR fornece espectros específicos de vibrações moleculares que podem ajudar a identificar os tipos de polímeros e aditivos que compõem os MPs (SHIM et al., 2017; VEERASINGAM et al., 2020). Porém, neste caso, o método consiste em absorver parte do feixe de radiação infravermelha incidente na amostra. Para medidas de MPs, os modos de transmissão FTIR requerem substratos transparentes infravermelhos, enquanto o modo de refletância pode avaliar melhor superfícies de MPs opacas e espessas, enquanto outro modo de refletância total atenuada (ATR) pode produzir espectros mais estáveis a partir da superfície de MPs irregulares  $> 500\text{ nm}$ . Portanto, dependendo da amostra, o pesquisador pode ter dificuldades operacionais. Além disso, MPs muito pequenos ( $10\text{-}100\text{ }\mu\text{m}$ ) são geralmente avaliados por

microespectroscopia FTIR, pois este método requer pouca preparação de amostras, a visualização de MPs, mapeamento e coleta de espectros simultaneamente, mesmo em filtros de membrana comumente usados após digestão de materiais biológicos (SHIM et al., 2017; LI et al., 2020).

A microespectroscopia FTIR foi padronizada em um estudo piloto que mostrou a presença de MPs em duas placentas humanas a termo, além do mecônio dos recém-nascidos e fezes maternas. Neste trabalho, os espectros infravermelhos foram registrados em modo de transmissão em amostras de tecido placentário periférico e central. Foram encontrados MPs >50 µm constituídos por polímeros de polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliuretano (PU) (BRAUN et al., 2021). Os autores expressaram suas dificuldades e limitações metodológicas que justificam encontrar pouco material e a necessidade de utilizar outras técnicas em conjunto.

### **4.3 Métodos de caracterização emergentes**

Outros métodos analíticos foram implementados no estudo de MPs em materiais biológicos e podem ser escolhas interessantes na compreensão da influência dos MPs na gravidez e na placenta humana. São eles: Microscopia de Força Atômica (AFM), Microscopia Confocal de Varredura a Laser (CLSM), Imagem Hiperespectral; e métodos químicos, como espectrometria de massa por cromatografia gasosa de pirólise (py – GC – MS) e cromatografia líquida de alta eficiência com espectrometria de massa tandem (HPLC – MS / MS) (SHIM et al., 2017; FU et al., 2020; FU et al., 2020; FU et al., 2020; MARIANO et al. al., 2021; MELO-AGUSTÍN et al., 2022; BARCELÓ et al., 2023).

### **3. OBJETIVOS**

#### **Objetivo geral:**

Analisar temporalmente o bioacúmulo de microplásticos em placentas humanas saudáveis de três décadas distintas, provenientes de partos dos anos 2006, 2013 e 2021.

#### **Objetivos específicos:**

1. Avaliar a presença de microplásticos em placentas dos anos 2006, 2013 e 2021 por inspeção visual utilizando microscopia óptica;
2. Caracterizar quimicamente os tipos de polímeros constituintes dos microplásticos encontrados por espectroscopia Raman;
3. Comparar a quantidade e tamanho dos microplásticos encontrados nas amostras;
4. Obter imagens topográficas 3D dos microplásticos por microscopia de força atômica seguido por confirmação polimérica através de espectroscopia Raman.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Coletas de placentas

Um total de 30 placentas foram selecionadas, sendo 10 de 2006, 10 de 2013 e 10 de 2021 provenientes do *Hawaii Reproductive Biospecimen Repository* (HRBR, Honolulu, HI, EUA), em coordenação com o *Family Birth Center* no *Kapiolani Medical Center for Women and Children* (KMCWC, Honolulu, HI, EUA). Os critérios de inclusão foram: gravidez saudável sem complicações médicas ou obstétricas conhecidas identificadas no conjunto de dados correspondente. Os critérios de exclusão foram: diabetes mellitus, hipertensão arterial, corioamnionite, pré-eclâmpsia, trabalho de parto prematuro, outras condições médicas maternas identificadas, aneuploidia fetal conhecida, restrição de crescimento fetal, placentas enviadas para o Departamento de Patologia para revisão e placentas levadas para casa pela paciente para prática tradicional havaiana. As placentas frescas foram coletadas em um recipiente de aço inoxidável autoclavado, ao invés do tubo de plástico descartável usual para evitar contaminação desnecessária de plásticos médicos, cobertos antes do transporte para fora da sala de cirurgia e, posteriormente, armazenadas em freezer a -80 °C. Placentas de partos cesáreos foram selecionadas para este projeto com o intuito de controlar a contaminação plástica de partos vaginais. Comitê de ética: n. 1107593.

### 4.2 Digestão de amostras de placenta

As amostras congeladas foram removidas do freezer a -80 °C, descongeladas e transferidas para uma placa de petri de vidro em um ambiente controlado contra micropartículas para posterior processamento. As amostras foram enxaguadas com tampão fosfato salino (PBS) filtrado em vidro para evitar a exposição inicial do plástico. Seguindo o protocolo utilizado por Ragusa e colaboradores (RAGUSA et al.,2021), dois cotilédones frescos da placenta (50 g) de cada amostra foram coletados em recipientes de transporte de aço cirúrgico e transferidos para placas de Petri de vidro para processamento posterior. Todos os fragmentos placentários foram lavados em PBS filtrado em vidro, secos com algodão e pesados antes do procedimento de extração dos microplásticos. Após as lavagens com PBS, as amostras foram digeridas com uma solução de hidróxido de potássio (KOH) a 10% (1:8) por 7 dias à temperatura ambiente para digerir todos os materiais biológicos orgânicos. Para cada placenta sendo processada, três amostras de controle (em branco) foram feitas usando apenas as soluções de trabalho PBS e KOH (incluindo o efluente do tubo de armazenamento das amostras congeladas), bem como filtros de fibra de vidro secos, para contabilizar possíveis contaminações plásticas. Após o período de digestão, as amostras foram filtradas

usando membranas de filtro de fibra de vidro de tamanho de poro de 1,6  $\mu\text{m}$  (Whatman GF/A, Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, EUA) para coletar quaisquer materiais inorgânicos remanescentes (detritos microplásticos) para análise posterior. Os papéis de filtro, incluindo os controles, foram secos à temperatura ambiente e armazenados em recipientes individuais de metal. Esses recipientes foram enviados ao Laboratório de Biologia Celular (Núcleo de Pesquisa Multidisciplinar/ Universidade Federal de Alagoas, Maceió - AL, Brasil) para a realização deste trabalho.

#### **4.3 Caracterização química de microplásticos por espectroscopia Raman**

Com auxílio do Grupo de Nano-fotônica e Imagens (Instituto de Física/ Universidade Federal de Alagoas, Maceió - AL), inicialmente, as membranas de filtro de fibra de vidro foram inspecionadas por microscopia óptica utilizando uma objetiva de 20 $\times$  (LabRam HR Evolution, Horiba, Irvine, CA, EUA). As micropartículas avistadas foram caracterizadas morfologicamente por uma objetiva de 100 $\times$  (NA=0,9) (LabRam HR Evolution) e em seguida capturadas microfotografias para, posteriormente, serem medidas diretamente nos filtros por ER (faixa espectral 300–2200  $\text{cm}^{-1}$ , diodos laser de 532 nm, numa grade de 600 linhas por mm de grade). Os espectros foram dispersos em um detector CCD resfriado por peltier de faixa dinâmica de 16 bits e o espectrômetro foi calibrado para a linha de silício de 520,7  $\text{cm}^{-1}$  antes da aquisição espectral. Os espectros Raman brutos foram submetidos à correção polinomial da linha de base e normalização vetorial para reduzir o ruído e melhorar a qualidade do espectro (software Labspec 6, Horiba). Os espectros Raman coletados foram comparados com aqueles relatados nas Bibliotecas de Microplásticos SLOPP e SLOPpe gratuitas (“SLOPP and SLOPpe Libraries of Microplastics,” n.d.) e na biblioteca espectral do software KnowItAll (Wiley Science Solutions, Hoboken, NJ, EUA), também usando a literatura publicada. Similaridades de mais de 80 do *Hit Quality Index* foram consideradas satisfatórias.

#### **4.4 Avaliação topográfica de microplásticos por microscopia de força atômica e confirmação polimérica por espectroscopia Raman**

As imagens de AFM foram obtidas pelo Grupo de Óptica e Nanoscopia (Instituto de Física/ Universidade Federal de Alagoas, Maceió - AL) utilizando um microscópio óptico combinado AFM comercial (Multiview 4000<sup>TM</sup>, Nanonics, Israel) (Olympus, Japão) com um espectrômetro Horiba XploRA equipado com um laser de 532 nm que foi focado no centro das micropartículas através de uma objetiva de 50 $\times$  (NA = 0,7). Essa combinação permitiu o posicionamento lateral da ponta AFM sobre os MPs com precisão micrométrica e permitiu a aquisição de imagens ópticas, imagens topográficas e espectros Raman de MPs selecionados.

Os MPs foram medidos ( $256 \times 256$  pixels) no modo *tapping* a uma taxa de varredura de linha de 0,2 Hz, usando uma ponta de varredura com um raio de curvatura típico 10 nm e uma frequência nominal de 35kHz. O sistema AFM foi isolado acusticamente para reduzir qualquer interferência de ruído ambiente durante as medições, e o instrumento foi fixado em uma mesa de amortecimento ativo para suprimir o ruído mecânico. A mesma lente objetiva foi usada para coletar luz espalhada Raman após interação com a amostra, em uma geometria de retroespalhamento. A calibração de frequência foi definida por referência à banda vibracional de  $520 \text{ cm}^{-1}$  de um *wafer* de silício. Nas mesmas condições, os MPs foram medidos na faixa espectral de  $120\text{--}4100 \text{ cm}^{-1}$ . A fim de minimizar os danos induzidos pelo laser nos MPs, uma irradiação de baixa potência na superfície da amostra foi usada em torno de 5 mW durante um curto tempo de exposição (3s de exposição ao laser para 15 acumulações). A grade de difração usada tinha 600 linhas por mm, o que rendeu uma resolução espectral de  $3 \text{ cm}^{-1}$ .

#### **4.5 Avaliações e análises de frequência, número e tamanho dos MPs**

Os dados de frequência são referentes ao número de placentas por grupo nas quais foram identificados MPs. Em relação ao número de MPs, estes foram contados de acordo com as fotomicrografias das micropartículas retiradas no momento de aquisição dos espectros Raman e que tiveram caracterização polimérica posterior. Quanto ao tamanho, este refere-se ao comprimento máximo dos MPs ( $\mu\text{m}$ ) avaliado também através das fotomicrografias pelo software ImageJ (Rasband, ImageJ, U.S. National Institutes of Health, Maryland, EUA), utilizando as escalas contidas nas próprias imagens como referência.

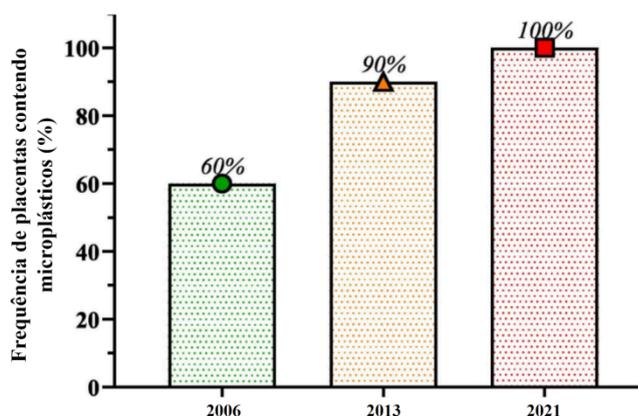
As análises estatísticas dos dados de frequência, tamanho ( $\mu\text{m}$ ) e do número de MPs foram realizadas por meio do software estatístico GraphPad Prism5 (Graphpad Software, Inc, San Diego, CA, EUA). Para a distribuição normal de todos os dados foi realizado o teste de Kolmogorov-Smirnov. A análise de variância (ANOVA) usando o teste de Kruskal-Wallis com o teste post-hoc de Dunn foi realizada para comparar os dados adequadamente. O limite de significância foi estabelecido em  $p < 0,05$ .

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Bioacúmulo de microplásticos temporalmente

Nas trinta amostras de placentas analisadas, a presença de MPs foi observada em seis de dez placentas (60%) nas amostras de 2006, nove de dez placentas (90%) nas amostras de 2013 e em todas as dez placentas (100%) das amostras de 2021 (Fig. 3).

**Fig. 3 - Aumento temporal na frequência (%) de placentas contendo MPs por ano de nascimento no Haváí.**



Legenda: MPs foram detectados em 60% das amostras de placenta de 2006, em 90% das amostras de 2013 e em 100% das amostras de 2021.

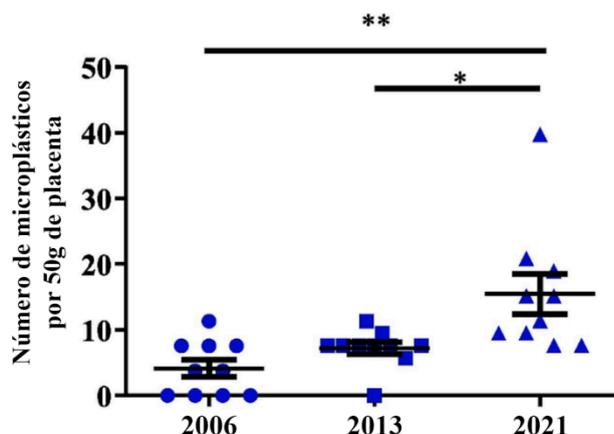
Os controles de qualidade foram realizados utilizando os “brancos ambientais” (filtros brutos expostos ao ar) e “brancos experimentais” (filtros expostos a PBS e KOH, respectivamente) (Apêndice A). Não foram encontradas contaminações por MPs nos brancos dos experimentos, enquanto alguns dos filtros de controles ambientais continham pedaços raros de fibras de MPs na superfície. Conseqüentemente, foram desconsideradas as partículas superficiais no exame final e analisadas apenas as partículas dentro do próprio filtro de vidro, o que tornou redundante a normalização dos controles.

### 5.2 Número de microplásticos encontrados nas placentas humanas

Nas placentas avaliadas, os filtros de 2006 apresentaram média de  $4,1 \pm 1,3$  partículas de MPs por 50 g de tecido placentário, enquanto os filtros de 2013 apresentaram a média de  $7,1 \pm 0,9$  MPs por amostra e, por fim, os filtros de 2021, a média de  $15,5 \pm 3,0$  MPs por área de amostragem. O aumento no número de MPs por 50 g de tecido placentário a partir de 2021 alcançou significância estatística em comparação com amostras de 2006 ( $p < 0,001$ ) e

amostras de 2013 ( $p < 0,05$ ). Sendo assim, o número de partículas de MPs por placenta aumentou significativamente ao longo dos anos examinados (Fig. 4).

**Fig. 4 - Número de partículas de microplásticos bioacumulados em placentas de mulheres no Havá a cada 50 g de amostras de placenta.**

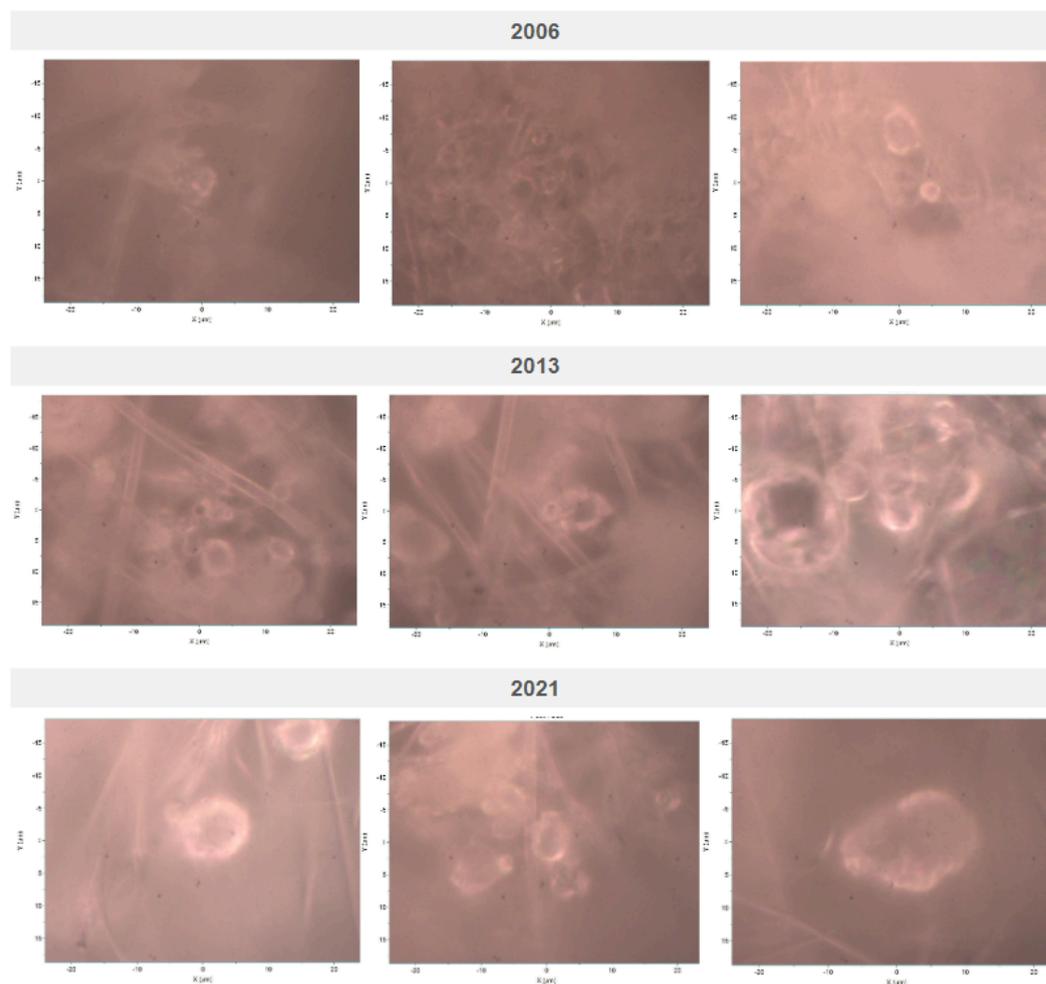


Legenda: Número calculado utilizando o número de MPs dentro da área de filtro analisada multiplicado pela razão da área de filtração total do filtro de vidro (diâmetro 31 mm, área 754,8 mm<sup>2</sup>) e área de filtro analisada (400 mm<sup>2</sup>). \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,001$ , One-way ANOVA.

### 5.3 Tamanhos de microplásticos encontrados nas placentas humanas

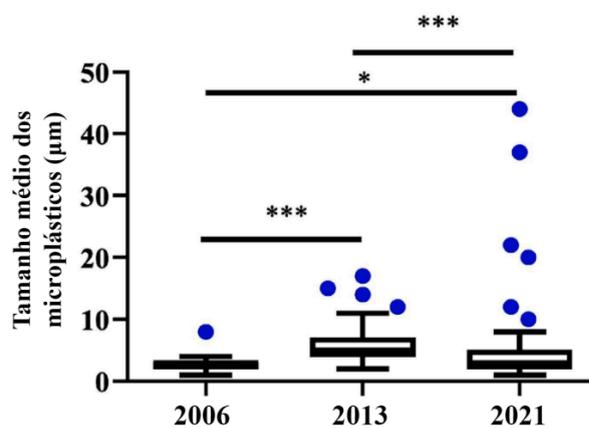
Os MPs encontrados na inspeção visual por microscopia óptica apresentaram diferenças evidentes de diâmetro quando as amostras foram comparadas entre as diferentes décadas (Fig. 5). Diante disso, ao analisar estatisticamente os tamanhos médios dos MPs, foi observado que os valores nas amostras de 2006 foi de  $2,82 \pm 0,31 \mu\text{m}$  (representou o mais baixo de todos os anos), com variação de 1 a 8  $\mu\text{m}$  ( $p < 0,05$ ). Também verificou-se uma significância estatística ao comparar amostras de 2013 que tinham média de  $6,24 \pm 0,57 \mu\text{m}$  (representou os MPs de valores intermediários, com faixa de variação entre 1 a 17  $\mu\text{m}$ ). Nas amostras de 2021, a média foi de  $5,14 \pm 0,75 \mu\text{m}$  (representou os MPs de tamanhos mais elevados, com faixa variação entre 1 a 44  $\mu\text{m}$ ;  $p < 0,0001$ ) (Fig. 6).

**Fig. 5 - Imagens representativas dos microplásticos identificados nas amostras de placenta de 2006, 2013 e 2021.**



Legenda: Fotomicrografias das partículas de microplásticos encontradas por microscopia óptica na objetiva de 100x (LabRam HR Evolution, Horiba, Irvine, CA, EUA).

**Fig. 6 - Comprimento máximo ( $\mu\text{m}$ ) dos microplásticos bioacumulados em placentas de mulheres no Havaí.**



Legenda: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,001$ , \*\*\*  $p < 0,0001$ , One-way ANOVA.

#### 5.4 Caracterização dos componentes poliméricos dos microplásticos

Utilizando a ER como recurso de caracterização química polimérica, os MPs foram classificados de acordo com sua composição química e, posteriormente, identificadas utilizando bibliotecas espectrais de referência. Das 142 partículas de MPs analisadas, 22 eram de 2006, 38 partículas de 2013 e 82 de 2021 (Apêndice B). Não foi possível atribuir a composição polimérica de 20 partículas dentro das bibliotecas espectrais utilizadas.

Foram identificados todos os polímeros isolados das amostras de placentas congeladas de 2006, sendo os mais abundantes o polipropileno (PP, 22,73%) e o poliéster (PES, 22,73%), seguidos pelo cloreto de polivinila (PVC, 18,18%), poliuretano (PU, 13,64%), acetato de polietileno vinil (PVA, 9,09%), tereftalato de polietileno (PET, 4,54%), polietileno (PE, 4,54%) e poliamida (PA, 4,54%) (Fig. 7; Tabela 1).

Nas amostras de placentas congeladas de 2013, 6 das 38 partículas (15,79%) não puderam ser identificadas. Nestas, os polímeros mais comuns incluíram o polipropileno (PP, 15,79%), seguido por tereftalato de polietileno (PET, 10,53%), acetato de polietileno vinil (PVA, 10,53%) e poliéster (PES, 10,53% cada), acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS, 7,89%), polietileno (PE, 5,26%), poliuretano (PU, 5,26%), policarbonato (PC, 5,26%), poliamida (PA, 5,26%), acetato de polietileno vinil (PVC, 2,63%), álcool polivinílico (PVOH, 2,63%) e poliacrilonitrila (PAN, 2,63%) (Fig. 7; Tabela 1).

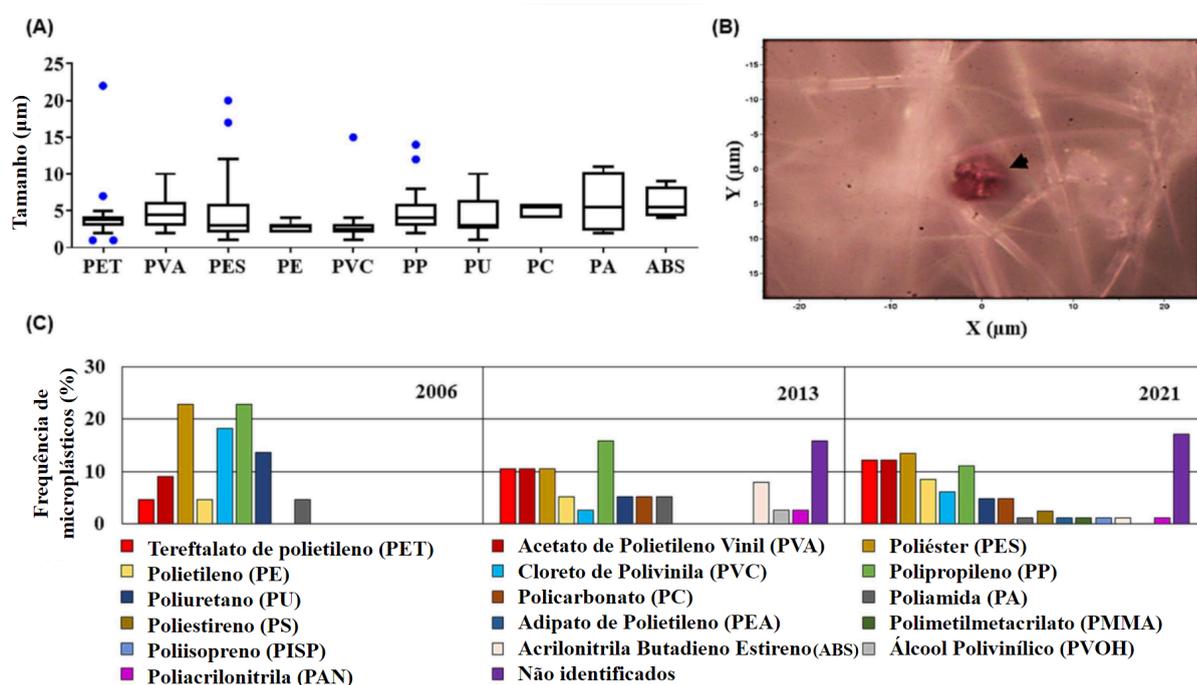
Analisando as amostras de placentas frescas de 2021, os polímeros mais comuns foram poliéster (PES, 13,41%), tereftalato de polietileno (PET, 12,19%), acetato de polietileno vinil (PVA, 12,19%) e polipropileno (PP, 10,97%), seguidos por polietileno (PE, 8,54%), acetato de polietileno vinil (PVC, 6,1%), poliuretano (PU, 4,88%), policarbonato (PC, 4,88%), poliestireno (PS, 2,44%) e o mesmo percentual para poliamida, acrilonitrilo-butadieno-estireno, poliacrilonitrila, adipato de polietileno, polimetilmetacrilato, poliiisopreno (PA, ABS, PAN, PEA, PMMA, PISP, 1,22% cada) (Fig. 7; Tabela 1). O maior número de polímeros não identificáveis, 14 de 82 (17,07%), foi observado nas amostras coletadas neste período de tempo avaliado (Fig. 7).

**Tabela 1 - Comparação do percentual de polímeros encontrados nas amostras de placenta por ano avaliado.**

<b>POLÍMERO</b>	<b>2006</b>	<b>2013</b>	<b>2021</b>
<b>Polipropileno (PP)</b>	<b>22.73%</b>	<b>15.79%</b>	<b>10.97%</b>
<b>Poliéster (PES)</b>	<b>22.73%</b>	<b>10.53%</b>	<b>13.41%</b>
<b>Acetato de polietileno vinil (PVA)</b>	9.09%	<b>10.53%</b>	<b>12.19%</b>
<b>Cloreto de polivinila (PVC)</b>	<b>18.18%</b>	2.63%	6.1%
<b>Tereftalato de polietileno (PET)</b>	4.54%	<b>10.53%</b>	<b>12.19%</b>
<b>Polietileno (PE)</b>	4.54%	5.26%	1.22%
<b>Poliamida (PA)</b>	4.54%	5.26%	1.22%
<b>Poliuretano (PU)</b>	<b>13.64%</b>	5.26%	4.88%
<b>Poliacrilonitrila (PAN)</b>		2.63%	1.22%
<b>Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)</b>		7.89%	1.22%
<b>Policarbonato (PC)</b>		5.26%	4.88%
<b>Poliestireno (PS)</b>			2.44%
<b>Álcool polivinílico (PVOH)</b>		2.63%	
<b>Adipato de polietileno, Polimetilmetacrilato, Poliisopreno (PEA, PMMA e PISP)</b>			1.22%

Legenda: Percentuais dos tipos de polímeros encontrados nas placentas dos anos 2006, 2013 e 2021, sendo os de maior prevalência em cada ano respectivo ressaltados em negrito.

Fig. 7 - Identificação da constituição polimérica de MPs por espectroscopia Raman.



Legenda: A - Nome do polímero e respectivo tamanho; Politereftalato de etileno (PET), Acetato de Polietileno Vinil (PVA), poliéster (PES), polietileno (PE), cloreto de polivinila (PVC), polipropileno (PP), poliuretano (PU), policarbonato (PC), poliamida (PA) e acrilonitrila butadieno estireno (ABS). B - Seta indica MP de PVA na cor vermelha contido em filtro de fibra de vidro visualizado sob microscopia óptica (objetiva  $100 \times$  (Olympus PlanFL N 100x/0,95)). C - Quantificação dos tipos de polímeros dos MPs por ano avaliado.

Os MPs identificados tinham média de tamanho e cores semelhantes entre os grupos, sendo, majoritariamente, transparentes e poucos apresentaram a presença de pigmentos. Em relação à forma, os mais comuns foram fragmentos irregulares ou esféricos. Não foram identificadas fibras ou filmes plásticos (Apêndice B).

Além dos polímeros, também foram identificados 22 aditivos químicos, dentre eles pigmentos e aditivos funcionais. Alguns estavam relacionados a plastificantes, como o ftalato de dioctila (DOP) com bandas identificadas nos picos  $1040$ ,  $2876$  e  $2932 \text{ cm}^{-1}$  em diversas amostras e o bisfenol A (BPA) com bandas identificadas nos picos  $1441$ ,  $1464$  e  $1615 \text{ cm}^{-1}$ , além de pigmentos brancos, azuis, vermelhos, laranja e amarelos (Quadro 3, Apêndice B).

**Quadro 3 - Aditivos químicos identificados nas amostras de placentas avaliadas.**

ADITIVOS QUÍMICOS	
Pigmentos	Funcionais
Branco Dióxido de titânio (TiO <sub>2</sub> )	Bisfenol A (BPA)
Azul ácido 113	
N,N-Dimetil-4-Nitroanilina	Adipato de diisooctila
4,4'-Metileno Bis (N,N-Diglicidil-anilina)	
Índigo	
Victoria Azul B (CI44045)	Ciclohexano-d12
Índigo azul	
Patente Azul VF(CI42045)	
Óxido mercúrico vermelho	Ftalato de dioctila (DOP)
Vermelho Ácido 37 (C.I.17045)	
Vermelho Ácido 151 (C.I.26900)	
Vermelho Ácido 4 (CI14710)	Silicone Lubrificante SL-5
Vermelho Direto 81	
Laranja II	AC-316A
Amarelo brilhante	
Amarelo Direto 62	

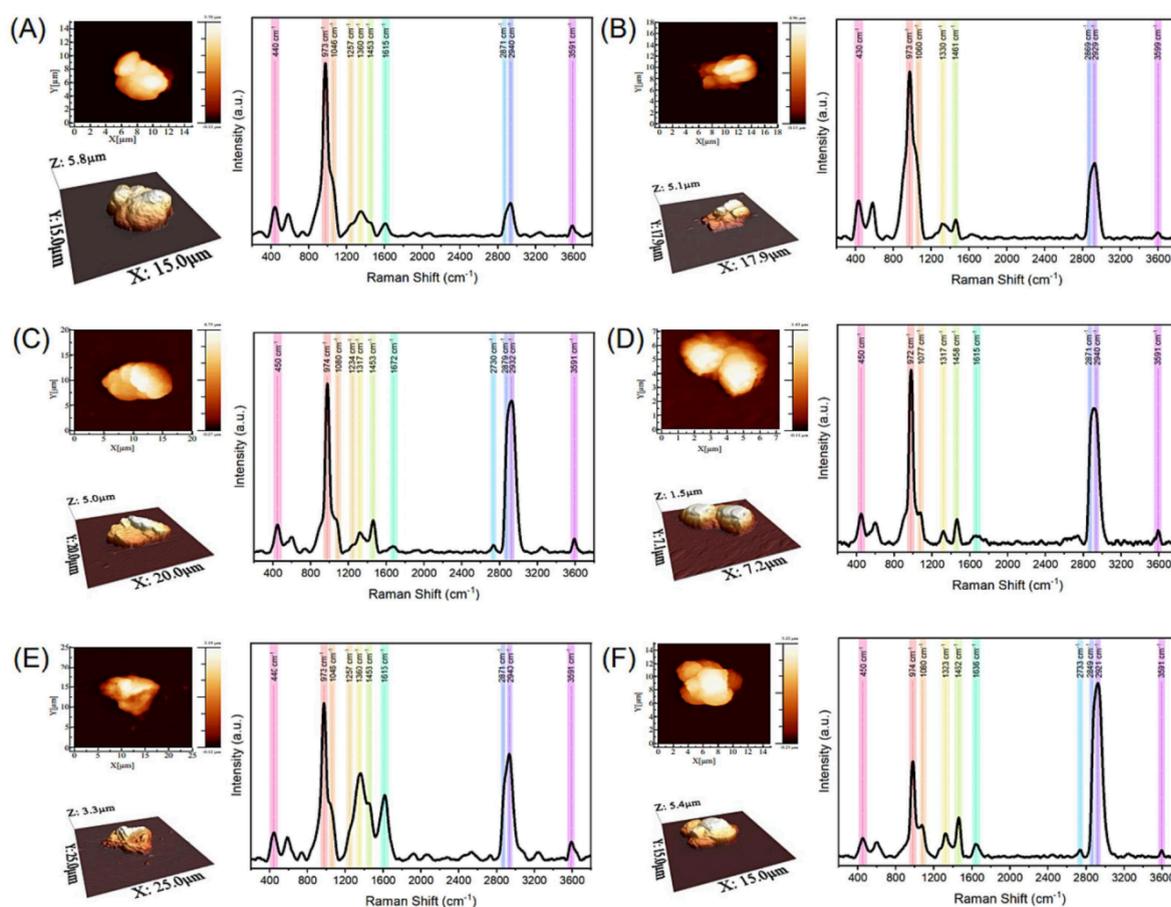
Legenda: Tipos de aditivos químicos encontrados nas amostras. Na coluna à esquerda, os pigmentos e na coluna à direita os aditivos funcionais, todos caracterizados quimicamente por espectroscopia Raman e identificados no software KnowitAll.

Alguns MPs selecionados foram representados por análises de AFM e seus espectros individuais por ER auxiliaram em sua caracterização. Essas micropartículas apresentaram alturas topográficas variáveis entre 1,5 e 5,8  $\mu\text{m}$ . Além disso, todos os MPs selecionados apresentaram formas irregulares e uma aparente rugosidade superficial, sugerindo fragmentação em partículas ainda menores (Fig. 8).

Por fim, todos os MPs analisados apresentaram três picos proeminentes, comumente mascarando outros picos, com variações em torno de 440, 615 e 974  $\text{cm}^{-1}$ . Os dois primeiros

picos estão provavelmente relacionados ao dióxido de titânio (TiO<sub>2</sub>), um dos pigmentos brancos mais comumente utilizados, enquanto o último pico foi atribuído à deformação dos grupos CH<sub>3</sub> e ao estiramento das ligações C-C que refletem mudanças conformacionais conhecidas em materiais plásticos (LEE et al., 2015, MALINOVSKIS et al., 2019, NAVA et al., 2021).

**Fig. 8 - Análise de Microscopia de Força Atômica (AFM) e Espectro Raman de MPs selecionadas.**



Legenda: A - Polipropileno (PP), B - Poliamida (PA), C - Poliamida (PA), D - Poliactilnitrila (PAN), E - Polipropileno (PP), F - Poliuretano (PU). (As imagens A e B são de amostras de 2006, as imagens C e D são de 2013 e as imagens E e F são de 2021; cada letra representa a medição AFM 2D de MPs e topografia 3D (imagens fotográficas); Espectros Raman correspondentes ao polímero atribuído aos MPs (imagens gráficas), respectivamente.

## 6. DISCUSSÃO

Os resultados revelaram um aumento preocupante, tanto no número de placentas que continham MPs, quanto na quantidade de MPs por cotilédone do tecido placentário ao longo de um período de 15 anos em um único local das Ilhas do Pacífico. Esse aumento pode estar diretamente relacionado ao aumento na produção global, consumo e poluição por plásticos no ambiente natural (GEYER et al., 2017; BORRELLE et al., 2020).

Os MPs apresentaram uma grande diversidade em termos de tamanho, forma, cor e outras propriedades físico-químicas, e essas características são conhecidas por tornarem a identificação bastante desafiadora (BLAIR et al., 2019). Sendo assim, entre as técnicas científicas atuais para identificar compostos químicos, a ER está ganhando destaque na análise de MPs, devido à sua alta resolução espacial ( $\geq 1 \mu\text{m}$ ), ampla cobertura espectral, maior sensibilidade a grupos funcionais apolares, menor interferência da água e bandas espectrais mais definidas (ARAÚJO et al., 2018). Além disso, outros estudos em tecidos e fluidos humanos têm utilizado a ER para identificar MPs, por isso, este método foi adotado neste estudo (IBRAHIM, 2021; RAGUSA et al., 2021; BLAIR et al., 2019). Contudo, dada a necessidade de avaliar os MPs individualmente e por meio de digitalização manual, as medidas Raman foram restritas apenas aos MPs inseridos em uma área padronizada do disco do filtro, em vez de analisar todo o filtro. Embora essa abordagem possa ser interpretada como uma limitação desta pesquisa, é importante notar que outros estudos adotaram métodos semelhantes, como a seleção aleatória de uma área específica do filtro ou um percentual específico de partículas para análise (DENG et al., 2020; IMHOF et al., 2016; OßMANN et al., 2018).

Além disso, os resultados apontam para mudanças no tamanho e na composição química dos polímeros das partículas de plástico ao longo do tempo, com alguns compostos aumentando enquanto outros parecem diminuir. Foi observado também um aumento em MPs de possíveis polímeros não identificados encontrados em placentas coletadas mais recentemente, o que pode indicar a introdução de novos compostos poliméricos quimicamente modificados no ambiente ou que são resultado de subprodutos degradativos dos MPs, ainda não catalogados nos bancos de dados atuais (LIU et al., 2023), pois os MPs encontrados foram provenientes do ambiente ao qual as pacientes se expõem e dos distintos produtos consumidos, portanto, sofreram diversos processos de intemperismo. Ainda, é importante

destacar que o mesmo polímero, em diferentes estágios de degradação, pode resultar em espectros Raman distintos, devido às mudanças na estrutura molecular. Dessa forma, a quebra de ligações químicas, por exemplo, pode levar a formação de fragmentos mais curtos e grupos funcionais específicos, os quais podem aparecer como picos distintos nos espectros Raman. Assim como o alongamento ou distorção das cadeias poliméricas implicam em mudanças na conformação molecular resultando em deslocamentos nas frequências vibracionais dos espectros. Ainda, a degradação pode alterar a ordem cristalina ou amorfa dos polímeros, o que pode resultar em mudanças nos picos. Além de mudanças relacionadas a modificações nas ligações duplas e triplas que se refletem nos espectros Raman associados a essas regiões da molécula (HORIE et al., 2004; PENCZEK et al., 2008; ZHENG & YANFUL, 2005). Isso dificulta a identificação polimérica precisa em comparação com os espectros de padrão conhecidos, os quais geralmente estão contidos nas bibliotecas espectrais disponíveis e pode acarretar na falha de identificação de alguns.

Além disso, a presença de aditivos, plastificantes, novos compostos plásticos e subprodutos de degradação ambiental pode complicar a interpretação das assinaturas Raman (CAI et al., 2018; DONG et al., 2020; NAVA et al., 2021). Foi observada a presença de plastificantes bem conhecidos associados aos polímeros encontrados nas amostras avaliadas, tais como DOP, BPA e  $TiO_2$ . Portanto, além do impacto causado pela presença de MPs como corpos estranhos dentro da placenta, é importante ressaltar que esses produtos químicos são conhecidos por serem prejudiciais à saúde humana. Eles podem induzir, por exemplo, aumento do estresse oxidativo, inflamação, disrupção endócrina e distúrbios metabólicos em altas concentrações (BARANOWSKA-WÓJCIK et al., 2020; BAO et al., 2020; EALES et al., 2022).

Estudos prévios já estabeleceram a associação entre a exposição ao BPA em doses baixas durante o desenvolvimento pré-natal e uma variedade de efeitos adversos, incluindo anormalidades nos tratos reprodutivos, complicações na gravidez e alterações na função cerebral (HUNT et al., 2009). Da mesma forma, a exposição pré-natal a ftalatos em doses reduzidas foi relacionada a impactos na diferenciação sexual, função da tireoide, disfunção metabólica e complicações durante a gravidez (QIAN et al., 2020). Essas descobertas destacam a importância de compreender os potenciais riscos à saúde associados à exposição a esses compostos químicos através das MPs presentes na placenta. Considerando os baixos níveis de DOP e BPA encontrados nas amostras avaliadas, é relevante ressaltar as propriedades de desregulação endócrina dessas substâncias, já que os MPs estão presentes nas

placentas humanas, podendo afetar tanto a mãe quanto o feto. Essas descobertas são preocupantes, pois não foi possível determinar por quanto tempo os MPs e os contaminantes permanecem nas placentas.

Uma limitação significativa deste estudo é que as placentas coletadas em 2006 e 2013 foram armazenadas em tubos de polietileno no HRBR, quando a conscientização sobre os problemas relacionados à contaminação por MPs ainda era limitada. Essas amostras foram recuperadas posteriormente para análise. Mas, vale ressaltar que algumas amostras de placenta coletadas nessas ocasiões não apresentaram presença de MPs, o que pode indicar que os tubos utilizados em laboratório soltam poucas ou nenhuma micropartícula durante o armazenamento em -80 °C. Em contraste, todas as dez placentas coletadas em 2021, sem contato com plásticos externos tanto na sala de cirurgia quanto no laboratório durante o processamento e análise do tecido placentário, foram identificadas com MPs contaminantes. Essa observação destaca a importância do contexto temporal e das práticas de coleta na detecção dessas partículas, ressaltando a evolução da conscientização sobre a contaminação por MPs ao longo do tempo.

Este estudo analisou trinta placentas, sendo a maior quantidade de amostras até o momento, contudo, o tamanho dos nossos dados é considerado pequeno para estabelecer uma correlação significativa entre os desfechos materno-fetais das pacientes participantes e os neonatos. Essa limitação também impede que possamos inferir potenciais problemas de saúde resultantes do acúmulo de MPs durante a gestação, de maneira geral. Assim como, em comparação, Ragusa e colaboradores analisaram cinco placentas de sua coorte italiana e não conseguiram estabelecer correlações entre a presença de MPs e a saúde gestacional de suas pacientes (RAGUSA et al., 2021).

Em relação aos tipos de polímeros, enquanto Zhu e colaboradores (ZHU et al., 2023) identificaram uma correlação entre o tipo de polímero e o tamanho dos MPs em uma coorte chinesa, os resultados encontrados neste estudo, juntamente com outros trabalhos (RAGUSA et al, 2022, RAGUSA et al., 2021, NAVA et al., 2021), não revelaram tal associação em suas respectivas coortes. No geral, os polímeros mais comuns identificados foram polipropileno (PP), poliéster (PES), cloreto de polivinila (PVC), acetato de polietileno vinil (PVA) e tereftalato de polietileno (PET), com variações a cada ano. Foi verificada uma tendência temporal de diminuição nas partículas de polipropileno (PP), enquanto o tereftalato de polietileno (PET) parece aumentar ao longo do tempo. Curiosamente, Ragusa e colaboradores

(RAGUSA et al., 2021) demonstraram que o polipropileno (PP) foi o polímero plástico predominante nas placentas de sua coorte italiana, enquanto Zhu e colaboradores (ZHU et al., 2023) identificaram principalmente acetato de polietileno vinil (PVC), polipropileno (PP) e tereftalato de polietileno (PET). Por outro lado, Liu e colaboradores (LIU et al., 2022) encontraram uma prevalência de poliamida (PA), poliuretano (PU) e polietileno (PE) em amostras de placenta na China. Dessa maneira, ainda não é possível considerar a prevalência de certos tipos de polímeros como possíveis padrões a serem encontrados da mesma forma nas coortes futuras a serem estudadas.

As variações nos compostos plásticos isolados dos tecidos placentários podem refletir diferenças em hábitos temporais e regionais, bem como nas práticas de gestão de resíduos plásticos. Entre os mais prevalentes encontrados nesse estudo, o polipropileno é muito utilizado na fabricação de embalagens, fibras têxteis, utensílios domésticos, móveis, componentes automotivos e equipamentos médicos e hospitalares; o poliéster (PES) é principalmente utilizado na produção de fibras têxteis e materiais derivados, garrafas reutilizáveis; o cloreto de polivinila em tubulações e conexões, revestimentos de tubos para fiação elétrica, perfis para janelas e portas, revestimentos, filmes e películas plásticas e materiais médicos e farmacêuticos; já o acetato de polietileno vinil (PVA) é utilizado na produção de embalagens, resinas, revestimentos e aplicações têxteis; e, por fim, o tereftalato de polietileno (PET) é comumente utilizado na produção de embalagens de bebidas, embalagens de alimentos, fibras têxteis, filmes e fitas, recipientes para cosméticos e produtos de higiene, além de ter aplicações técnicas e industriais (WILKES et al. 2005; SUMMERS, 2008; SUMMERS, 1996; MENON et al. 2010; ZHENG & YANFUL 2005; PEREZ et al. 2002; LIU et al. 2011; JEFFRIE, 1994; KWON et al. 2009; SHARMA et al. 2000; FLAVEL et al. 2006; NAKAYAMA et al. 1991; CARVALHEIRO et al. 2008; MCALPINE et al. 2001). Esses polímeros estão entre os mais produzidos globalmente, com um vazamento anual estimado de 10 milhões de toneladas de plásticos indo para o oceano (LAU et al., 2020). Embora o polietileno (PE) e polipropileno (PP) sejam os plásticos mais produzidos, apenas tereftalato de polietileno (PET) e polietileno (PE) estão sendo reciclados no Havaí (BECK et al., 2006) e, provavelmente, boa parte desses e dos demais polímeros tem sido descartada incorretamente em formas de resíduos plásticos no ambiente natural, impactando na exposição humana a esses contaminantes.

## 7. CONCLUSÕES

- Sendo assim, este estudo demonstrou a presença de MPs em amostras de placentas humanas dos anos 2006, 2013 e 2021, sendo o bioacúmulo observado em maior frequência no grupo de 2021, o que representa uma tendência de aumento temporal desses contaminantes na placenta;
- Os MPs analisados apresentaram, majoritariamente, formas de fragmentos irregulares ou esféricos, eram na maioria transparentes e somente alguns tinham pigmentos associados identificados por inspeção visual ou através dos espectros Raman;
- O número e o tamanho dos MPs encontrados, curiosamente, também apresentaram uma tendência temporal de elevação conforme o período de bioacumulação avaliado, com valores mais elevados no ano de 2021;
- Foram identificados 16 tipos de polímeros constituintes dos MPs, sendo os polímeros mais prevalentes o polipropileno (PP), poliéster (PES), cloreto de polivinila (PVC), tereftalato de polietileno (PET), acetato de polietileno vinil (PVA). Além disso, a maior variedade de polímeros foi observada nas amostras de 2021, ressaltando o crescente impacto da exposição humana a esses poluentes conforme o tempo.
- Por conseguinte, os resultados deste estudo destacaram a vulnerabilidade de mulheres gestantes do Havaí à poluição por MPs, a qual sugere-se vir aumentando conforme o tempo de exposição, cujos impactos na saúde materno-fetal ainda não são totalmente compreendidos. Por fim, os dados demonstraram que as placentas humanas descartadas após o nascimento podem ser utilizadas como um sistema de monitoramento global da exposição aos MPs em diversas comunidades, pois são um potencial método não invasivo de avaliação em tempo real para o entendimento da poluição plástica ambiental e da exposição aos MPs durante a gestação.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI & TURNER. Human Exposure to Microplastics: A Study in Iran. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 403, p. 123799, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123799>

AGHAEI et al. Maternal Exposure to Polystyrene Microplastics Alters Placental Metabolism in Mice. *Metabolomics*, vol. 19, nº. 1, dezembro de 2022, p. 1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11306-022-01967-8>

AKOLA & JONES. O. Branching reactions in polycarbonate: A density functional study. *Macromolecules*, v. 36, n. 4, p. 1355–1360, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ma021630j>

AMATO-LOURENÇO et al. Presence of Airborne Microplastics in Human Lung Tissue. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 416, p. 126124, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>

AMEREH et al. Placental Plastics in Young Women from General Population Correlate with Reduced Foetal Growth in IUGR Pregnancies. *Environmental Pollution*, vol. 314, p. 120174, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120174>

ANDRADY. Microplastics in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, no 8, p. 1596–605, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

ANDRADY. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 119, no 1, p. 12–22, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.

ARAÚJO et al. Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, vol. 142, p. 426–40, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>

ARIAS-ANDRES et al. Microplastic Pollution Increases Gene Exchange in Aquatic Ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 237, p. 253–61, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.058>

AVES et al. First Evidence of Microplastics in Antarctic Snow. *The Cryosphere*, vol. 16, no 6, p. 2127–45, 2022.

BAEZA-MARTÍNEZ et al. First Evidence of Microplastics Isolated in European Citizens' Lower Airway. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 438, p. 129439, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129439>

BALDENEGRO-PEREZ et al. Molecular weight and crystallization temperature effects on poly(ethylene terephthalate) (PET) homopolymers, an isothermal crystallization analysis. *Polymers*, v. 6, n. 2, p. 583–600, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym6020583>

BALLAUFF & WOLF. Degradation of chain molecules. Thermodynamically induced shear degradation of dissolved polystyrene. *Macromolecules*, v. 17, n. 2, p. 209–216, 1984. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ma00132a016>

BAO et al. Association Between Bisphenol A Exposure and Risk of All-Cause and Cause-Specific Mortality in US Adults. *JAMA Network Open*, vol. 3, no 8, p. e2011620, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.11620>.

BARANOWSKA-WÓJCIK et al. Effects of Titanium Dioxide Nanoparticles Exposure on Human Health—a Review. *Biological Trace Element Research*, vol. 193, no 1, p. 118–29, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01706-6>.

BARCELÓ et al. Microplastics: Detection in Human Samples, Cell Line Studies, and Health Impacts. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 101, p. 104204, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104204>.

BARNETT et al. A Snapshot into the Invasion of Plastics in Human Urine. Preprint, *Chemistry*, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.26434/chemrxiv-2023-rp3vd>

BENIRSCHKE. Examination of the placenta. *Obstetrics & Gynecology*, v. 18, p. 309, 1961.

BENIRSCHKE & KAUFMANN. Early Development of the Human Placenta. In: *Pathology of the Human Placenta*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2012.

BLAIR et al. Microscopy and Elemental Analysis Characterisation of Microplastics in Sediment of a Freshwater Urban River in Scotland, UK. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, no 12, p. 12491–504, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04678-1>.

BORRELLE et al. Predicted Growth in Plastic Waste Exceeds Efforts to Mitigate Plastic Pollution. *Science*, vol. 369, no 6510, p. 1515–18, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>

BONDAREV et al. Molecular weight and configurational stability of poly[(fluorophenyl)acetylene]s prepared with metathesis and insertion catalysts. *Journal of polymer science. Part A, Polymer chemistry*, v. 48, n. 19, p. 4296–4309, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/pola.24218>

BRAUN et al. Detection of Microplastic in Human Placenta and Meconium in a Clinical Setting. *Pharmaceutics*, vol. 13, no 7, p. 921, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pharmaceutics13070921>.

BRENNECKE et al. Ingested microplastics (> 100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 96, n. 1-2, p. 491-495, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.001>

BRUNTON & RUSSELL. The expectant brain: adapting for motherhood. *Nat. Rev. Neurosci.*, 9, p. 11–25, 2008.

CAI et al. Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. *Science of The Total Environment*, vol. 628–629, p. 740–47, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.079>.

CARVALHEIRO et al. Hemicellulose biorefineries: a review on biomass pretreatments. *J Sci Ind. Res* 67:849–864, 2008. Disponível em: <https://repositorio.Ineg.pt/handle/10400.9/791>

CARY et al. Ingested Polystyrene Nanospheres Translocate to Placenta and Fetal Tissues in Pregnant Rats: Potential Health Implications. *Nanomaterials*, vol. 13, no 4, p. 720, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/nano13040720>

CHANG et al. Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology*, v. 40, n. 1, p. 4-15, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jat.3915>

CHAO & HOVATTER. Preparation and characterization of a polyphenylene ether and Nylon-6 block copolymer. *Polymer bulletin (Berlin, Germany)*, v. 17, n. 5, 1987. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00255614>

CHEAH & COOK. Structure-property relationships of blends of polycarbonate. *Polymer Engineering & Science*, v. 43, n. 11, p. 1727–1739, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/pen.10146>

CHEN et al. Mini-Review of Microplastics in the Atmosphere and Their Risks to Humans. *Science of The Total Environment*, vol. 703, p. 135504, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>.

CHEN et al. Air Conditioner Filters Become Sinks and Sources of Indoor Microplastics Fibers. *Environmental Pollution*, vol. 292, p. 118465, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118465>.

CHEN et al. Maternal Exposure to Polystyrene Nanoparticles Retarded Fetal Growth and Triggered Metabolic Disorders of Placenta and Fetus in Mice. *Science of The Total Environment*, vol. 854, p. 158666, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158666>.

CHEN et al. Polystyrene Nanoparticle Exposure Accelerates Ovarian Cancer Development in Mice by Altering the Tumor Microenvironment. *Science of The Total Environment*, vol. 906, p. 167592, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167592>.

CHENG et al. Polystyrene Microplastics Induce Hepatotoxicity and Disrupt Lipid Metabolism in the Liver Organoids. *Science of The Total Environment*, vol. 806, p. 150328, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150328>.

CHORTAREA et al. Transcriptomic Profiling Reveals Differential Cellular Response to Copper Oxide Nanoparticles and Polystyrene Nanoplastics in Perfused Human Placenta. *Environment International*, vol. 177, p. 108015, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108015>.

CLAUSE et al. Plastic Ingestion by Freshwater Turtles: A Review and Call to Action. *Scientific Reports*, vol. 11, no 1, p. 5672, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84846-x>.

COLE et al. Microplastics as Contaminants in the Marine Environment: A Review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, no 12, p. 2588–97, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.

COSTA et al. Plastic additives and microplastics as emerging contaminants: Mechanisms and analytical assessment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 158, p. 116898, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116898>.

COX et al. Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, no 12, p. 7068–74, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>.

CZOGAŁA et al. Recent attempts in the design of efficient PVC plasticizers with reduced migration. *Materials*, v. 14, n. 4, p. 844, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390%2Fma14040844>

DEBELJAK et al. Extracting DNA from Ocean Microplastics: A Method Comparison Study. *Analytical Methods*, vol. 9, no 9, p. 1521–26, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/C6AY03119F>.

DENG et al. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental Pollution*, vol. 258, p. 113658, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658>.

DESFORGES et al. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 69, no 3, p. 320–30, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>.

DEVARAJ et al. DNABII Proteins Play a Central Role in UPEC Biofilm Structure. *Molecular Microbiology*, vol. 96, no 6, p. 1119–35, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/mmi.12994>.

DING et al. Accumulation, Tissue Distribution, and Biochemical Effects of Polystyrene Microplastics in the Freshwater Fish Red Tilapia (*Oreochromis Niloticus*). *Environmental Pollution*, vol. 238, p. 1–9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.001>.

DONG et al. Polystyrene Microplastic Particles: In Vitro Pulmonary Toxicity Assessment. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 385, p. 121575, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121575>.

DONG et al. Raman spectra and surface changes of microplastics weathered under natural environments. *Science of The Total Environment*, vol. 739, p. 139990, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139990>.

DONLAN. Biofilms: Microbial Life on Surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 8, no 9, p. 881–90, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.3201/eid0809.020063>.

DUSZA et al. Uptake, Transport, and Toxicity of Pristine and Weathered Micro- and Nanoplastics in Human Placenta Cells. *Environmental Health Perspectives*, vol. 130, no 9, p. 097006, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/EHP10873>.

EALLES et al. Human health impacts of exposure to phthalate plasticizers: An overview of reviews. *Environment International*, vol. 158, p. 106903, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106903>.

EGERTON. *Electron Energy-Loss Spectroscopy in the Electron Microscope*. Springer US, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9583-4>.

FAÏ et al. Antifouling activity of marine paints: study of erosion. *Prog. Org. Coat.* 60, 194–206, 2007.

FBI - Fortune Business Insights. The global plastic additives market is projected to grow from \$51.04 billion in 2021 to \$75.20 billion in 2028 at a CAGR of 5.7% in forecast period, 2021-2028. 2020. Disponível em: <https://www.fortunebusinessinsights.com/plastic-additives-market-104448>

FERNÁNDEZ-JUÁREZ et al. The Good, the Bad and the Double-Sword' Effects of Microplastics and Their Organic Additives in Marine Bacteria. *Frontiers in Microbiology*, vol. 11, p. 581118, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.581118>.

FLAVEL et al. Nanosphere lithography using thermal evaporation of gold. 2006 International Conference on Nanoscience and Nanotechnology. *Anais, IEEE*, 2006.

FOLARIN & SADIKU. Thermal stabilizers for poly(vinyl chloride): A review. *Int. J. Phys. Sci.* Vol.6(18), pp. 4323-4330, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5897/IJPS11.654>

FOURNIER et al. Nanopolystyrene Translocation and Fetal Deposition after Acute Lung Exposure during Late-Stage Pregnancy. *Particle and Fibre Toxicology*, vol. 17, no 1, p. 55, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12989-020-00385-9>.

FRED-AHMADU et al. Interaction of Chemical Contaminants with Microplastics: Principles and Perspectives. *Science of The Total Environment*, vol. 706, p. 135978, 2020. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>.

FRÈRE et al. Microplastic Bacterial Communities in the Bay of Brest: Influence of Polymer Type and Size. *Environmental Pollution*, vol. 242, p. 614–25, 2018. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.023>.

FU et al. Separation, Characterization and Identification of Microplastics and Nanoplastics in the Environment. *Science of The Total Environment*, vol. 721, p. 137561, 2020. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137561>.

GASSILLOUD & GANTZER. Adhesion-Aggregation and Inactivation of Poliovirus 1 in Groundwater Stored in a Hydrophobic Container. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, no 2, p. 912–20, 2005. Disponible em: <https://doi.org/10.1128/AEM.71.2.912-920.2005>.

GASSILLOUD et al. Development of a Viral Concentration Method for Bottled Water Stored in Hydrophobic Support. *Journal of Virological Methods*, vol. 142, no 1–2, p. 98–104, 2007. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2007.01.011>.

GAZQUEZ et al. A review of the production cycle of titanium dioxide pigment. *Materials sciences and applications*, v. 05, n. 07, p. 441–458, 2014. Disponible em: <http://dx.doi.org/10.4236/msa.2014.57048>

GEYER et al. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Science Advances*, vol. 3, no 7, p. e1700782, 2017. Disponible em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GKOUTSELIS et al. Microplastics Accumulate Fungal Pathogens in Terrestrial Ecosystems. *Scientific Reports*, vol. 11, no 1, p. 13214, 2021. Disponible em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92405-7>.

GLUCKMAN et al. Developmental origins of health and disease: reducing the burden of chronic disease in the next generation. *Genome Med.* 24;2(2):14, 2010.

GRAFMUELLER et al. Bidirectional Transfer Study of Polystyrene Nanoparticles across the Placental Barrier in an ex Vivo Human Placental Perfusion Model. *Environmental Health Perspectives*, vol. 123, no 12, p. 1280–86, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.1409271>.

GRECHI et al. Microplastics are present in women's and cows' follicular fluid and polystyrene microplastics compromise bovine oocyte function in vitro. preprint, *elife*, 12 de junho de 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.7554/eLife.86791.1>.

GRUBER et al. Plasma Proteins Facilitates Placental Transfer of Polystyrene Particles. *Journal of Nanobiotechnology*, vol. 18, no 1, p. 128, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12951-020-00676-5>.

GU et al. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. *Int. Biodeter. Biodegr.* 52, 69–91, 2003.

GUDE et al. Growth and Function of the Normal Human Placenta. *Thrombosis Research*, vol. 114, no 5–6, p. 397–407, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.thromres.2004.06.038>.

GÜVEN et al. Microplastic Litter Composition of the Turkish Territorial Waters of the Mediterranean Sea, and Its Occurrence in the Gastrointestinal Tract of Fish. *Environmental Pollution*, vol. 223, p. 286–94, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.025>.

HAHLADAKIS et al. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 344, p. 179–99, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>.

HALE et al. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 125, no 1, p. e2018JC014719, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>.

HALFAR et al. Microplastics and additives in patients with preterm birth: The first evidence of their presence in both human amniotic fluid and placenta. *Chemosphere*, vol. 343, p. 140301, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140301>.

HAN et al. No Prominent Toxicity of Polyethylene Microplastics Observed in Neonatal Mice Following Intratracheal Instillation to Dams during Gestational and Neonatal Period. *Toxicological Research*, vol. 37, no 4, p. 443–50, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s43188-020-00086-7>.

HASEGAWA & MIKUNI. Higher-order structural analysis of nylon-66 nanofibers prepared by carbon dioxide laser supersonic drawing and exhibiting near-equilibrium melting temperature. *Journal of applied polymer science*, v. 131, n. 12, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/app.40361>

HERMABESSIERE et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review. *Chemosphere*, v. 182, p. 781-793, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>

HOANG & MITTEN. Microplastic Accumulation in the Gastrointestinal Tracts of Nestling and Adult Migratory Birds. *Science of The Total Environment*, vol. 838, p. 155827, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155827>.

HORIE et al. Definitions of terms relating to reactions of polymers and to functional polymeric materials (IUPAC Recommendations 2003). *Pure and applied chemistry*, v. 76, n. 4, p. 889–906, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/pac200476040889>

HORTON 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*, vol. 586, p. 127–41, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>.

HORVATITS et al. Microplastics Detected in Cirrhotic Liver Tissue. *eBioMedicine*, vol. 82, p. 104147, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2022.104147>.

HU et al. Polystyrene Microplastics Disturb Maternal-Fetal Immune Balance and Cause Reproductive Toxicity in Pregnant Mice. *Reproductive Toxicology*, vol. 106, p. 42–50, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2021.10.002>.

HU et al. The Potential Toxicity of Polystyrene Nanoplastics to Human Trophoblasts in Vitro. *Environmental Pollution*, vol. 311, p. 119924, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119924>.

HUANG et al. Nanoparticles Can Cross Mouse Placenta and Induce Trophoblast Apoptosis. *Placenta*, vol. 36, no 12, p. 1433–41, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.placenta.2015.10.007>.

HUECK et al. The biodeterioration of materials: an appraisal. *Int. Biodeter. Biodegr.* 48, 5–11, 2001.

HUNT et al. The Bisphenol A Experience: A Primer for the Analysis of Environmental Effects on Mammalian Reproduction1. *Biology of Reproduction*, vol. 81, no 5, p. 807–13, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1095/biolreprod.109.077008>.

IBRAHIM et al. Detection of Microplastics in Human Colectomy Specimens. *JGH Open*, vol. 5, no 1, p. 116–21, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jgh3.12457>.

IMHOF et al. Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water Research*, vol. 98, p. 64–74, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.015>.

JAMBECK et al. Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean. *Science*, vol. 347, no 6223, p. 768–71, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.

JEFFRIE. Biodegradation of lignin and hemicelluloses. *Biochem Microbiol Degrad*: 233–277, 1994.

JEON & BAEK. Nanocomposites derived from polymers and inorganic nanoparticles. *Materials*, v. 3, n. 6, p. 3654–3674, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ma3063654>

JENNER et al. Detection of Microplastics in Human Lung Tissue Using  $\mu$ FTIR Spectroscopy. *Science of The Total Environment*, vol. 831, p. 154907, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>.

JEONG et al. Maternal Exposure to Polystyrene Nanoplastics Causes Brain Abnormalities in Progeny. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 426, p. 127815, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127815>.

JIANG et al. Exposure to Microplastics in the Upper Respiratory Tract of Indoor and Outdoor Workers. *Chemosphere*, vol. 307, p. 136067, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136067>.

JOVANOVIĆ. Ingestion of Microplastics by Fish and Its Potential Consequences from a Physical Perspective. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 13, no 3, p. 510–15, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.1913>.

KABÁTEK et al. Gel permeation chromatography of polymers degrading randomly in the column Theoretical treatment and practical aspects. *Journal of chromatography A*, v. 786, n. 2, p. 209–218, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0021-9673\(97\)00604-3](https://doi.org/10.1016/s0021-9673(97)00604-3)

KANG et al. Concentration of Microplastics in Road Dust as a Function of the Drying Period—A Case Study in G City, Korea. *Sustainability*, vol. 14, no 5, p. 3006, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14053006>.

KAUFMANN & CASTELUCCI. Extravillous trophoblast in the human placenta: a review. *Trophoblast Research. Early Pregnancy*, v. 10:21, p. 65, 1997.

KOUTSOS. Polymeric materials: an introduction. *ICE Man Constr Mater*: 571–597, 2009.

KNÖFLER et al. Human Placenta and Trophoblast Development: Key Molecular Mechanisms and Model Systems. *Cellular and Molecular Life Sciences*, vol. 76, no 18, p. 3479–96, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00018-019-03104-6>.

KNÖFLER. Critical growth factors and signalling pathways controlling human trophoblast invasion. *The International journal of developmental biology*, v. 54(2-3), p. 269–280, 2019.

KOOI & KOELMANS. Simplifying Microplastic via Continuous Probability Distributions for Size, Shape, and Density. *Environmental Science & Technology Letters*, vol. 6, no 9, p. 551–57, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00379>.

KUBOKAWA & HATAKEYAMA. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 70, n. 3, p. 723–732, 2002. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022239800143>

KWON et al. Surface functionalization of poly(ethylene terephthalate) for biomolecule immobilization by ion implantation. *The journal of the Korean Physical Society*, v. 54, n. 5(2), p. 2071–2075, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.3938/jkps.54.2071>

LAMPITT et al. Stakeholder Alliances Are Essential to Reduce the Scourge of Plastic Pollution. *Nature Communications*, vol. 14, no 1, p. 2849, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38613-3>.

LANDRIGAN et al. Human Health and Ocean Pollution. *Ann Glob Health*. Vol. 86(1):151, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>

LANDRIGAN et al. The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health. *Ann Glob Health*. Vol. 89(1):23, 2023 Disponível em: <https://doi.org/10.5334/aogh.4056>

LAPEHN & PAQUETTE. The placental epigenome as a molecular link between prenatal exposures and fetal health outcomes through the DOHaD hypothesis. *Current environmental health reports*, v. 9, n. 3, p. 490–501, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40572-022-00354-8>

LAU et al. Evaluating Scenarios toward Zero Plastic Pollution. *Science*, vol. 369, no 6510, p. 1455–61, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba9475>.

LAVERS et al. Clinical Pathology of Plastic Ingestion in Marine Birds and Relationships with Blood Chemistry. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, no 15, p. 9224–31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02098>.

LEBRETON & ANDRADY. Future Scenarios of Global Plastic Waste Generation and Disposal. *Palgrave Communications*, vol. 5, no 1, p. 1–11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>.

LEE et al. Preparation and Photocatalytic Activity of Potassium- Incorporated Titanium Oxide Nanostructures Produced by the Wet Corrosion Process Using Various Titanium Alloys. *Nanomaterials*, vol. 5, no 3, p. 1397–417, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/nano5031397>.

LEE & VOOGT. Feedback effects of placental lactogens on prolactin levels and Fos-related antigen immunoreactivity of tuberoinfundibular dopaminergic neurons in the arcuate nucleus during pregnancy in the rat. *Endocrinology*, v. 140, p. 2159–66, 1999.

LEJA & LEWANDOWICZ. Polymer biodegradation and biodegradable polymers-a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 19, n. 2, 2010.

LESLIE et al. Discovery and Quantification of Plastic Particle Pollution in Human Blood. *Environment International*, vol. 163, p. 107199, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.

LI et al. Identification and Characterization Methods for Microplastics Basing on Spatial Imaging in Micro-/Nanoscales. *Microplastics in Terrestrial Environments: Emerging Contaminants and Major Challenges*, organizado por Defu He e Yongming Luo, Springer International Publishing, p. 25–37, 2020. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/698\\_2020\\_446](https://doi.org/10.1007/698_2020_446).

LI et al. Polyethylene Microplastics Affect the Distribution of Gut Microbiota and Inflammation Development in Mice. *Chemosphere*, vol. 244, p. 125492, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125492>.

LI et al. Interactions between Microplastics and Insects in Terrestrial Ecosystems—A Systematic Review and Meta-Analysis. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 462, p. 132783, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132783>.

LITHNER et al. Environmental and Health Hazard Ranking and Assessment of Plastic Polymers Based on Chemical Composition. *Science of The Total Environment*, vol. 409, no 18, p. 3309–24, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.

LIU et al. Biosynthesis of poly(3-hydroxydecanoate) and 3-hydroxydodecanoate dominating polyhydroxyalkanoates by  $\beta$ -oxidation pathway inhibited *Pseudomonas putida*. *Metabolic engineering*, v. 13, n. 1, p. 11–17, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2010.10.004>

LIU et al. Microplastics Are a Hotspot for Antibiotic Resistance Genes: Progress and Perspective. *Science of The Total Environment*, vol. 773, p. 145643, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145643>.

LIU et al. Exposure to Microplastics Reduces the Bioaccumulation of Sulfamethoxazole but Enhances Its Effects on Gut Microbiota and the Antibiotic Resistome of Mice. *Chemosphere*, vol. 294, p. 133810, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133810>.

LIU et al. Polystyrene Microplastics Induced Female Reproductive Toxicity in Mice. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 424, p. 127629, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127629>.

LIU et al. Determination of Biological and Molecular Attributes Related to Polystyrene Microplastic-Induced Reproductive Toxicity and Its Reversibility in Male Mice. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 19, no 21, p. 14093, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph192114093>.

LIU et al. The Association Between Microplastics and Microbiota in Placentas and Meconium: The First Evidence in Humans. *Environmental Science & Technology*, vol. 57, no 46, p. 17774–85, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04706>.

LIU et al. Screening for Bisphenol Chemicals: A Strategy Based on Dansyl Chloride Derivatization Coupled with In-Source Fragmentation by High-Resolution Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, vol. 95, no 15, p. 6227–34, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.2c03461>.

LOZANO et al. Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Frontiers in Plant Science*, vol. 12, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2021.616645>.

LU et al. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio Rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no 7, p. 4054–60, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>.

LU et al. Detrimental Effects of Microplastic Exposure on Normal and Asthmatic Pulmonary Physiology. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 416, p. 126069, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126069>.

LU et al. Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Frontiers in Toxicology*, vol. 4, p. 958414, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.958414>.

LUAN et al. Differential Toxicity of Functionalized Polystyrene Microplastics to Clams (*Meretrix Meretrix*) at Three Key Development Stages of Life History. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 139, p. 346–54, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.003>.

LUGAUSKAS et al. Micromycetes as deterioration agents of polymeric materials. *Int. Biodeter. Biodegr.* 52, 233–242, 2003.

LUQMAN et al. Microplastic Contamination in Human Stools, Foods, and Drinking Water Associated with Indonesian Coastal Population. *Environments*, vol. 8, no 12, p. 138, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments8120138>.

LUSHER et al. Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract of Pelagic and Demersal Fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 67, no 1–2, p. 94–99, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>.

LUSHER et al. Microplastics in Arctic Polar Waters: The First Reported Values of Particles in Surface and Sub-Surface Samples. *Scientific Reports*, vol. 5, no 1, p. 14947, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep14947>.

MALATESTA. Transmission Electron Microscopy as a Powerful Tool to Investigate the Interaction of Nanoparticles with Subcellular Structures. *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 22, no 23, p. 12789, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijms222312789>.

MALINOVSKIS et al. High-Density Plasmonic Nanoparticle Arrays Deposited on Nanoporous Anodic Alumina Templates for Optical Sensor Applications. *Nanomaterials*, vol. 9, no 4, p. 531, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/nano9040531>.

MALTEPE & FISHER. Placenta: The Forgotten Organ. *Annual Review of Cell and Developmental Biology*, vol. 31, no 1, p. 523–52, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-cellbio-100814-125620>.

MANN & BRIDGES. Lactogenic hormone regulation of maternal behavior. *Prog. Brain Res.*, v. 133, p. 251–62, 2001.

MARIANO et al. Micro and Nanoplastics Identification: Classic Methods and Innovative Detection Techniques. *Frontiers in Toxicology*, vol. 3, p. 636640, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.636640.9>

MARTÍ et al. The Colors of the Ocean Plastics. *Environmental Science & Technology*, vol. 54, no 11, p. 6594–601, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06400>.

MCALPINE et al. Determination of functional group distribution within rasta resins utilizing optical analysis. *Journal of combinatorial chemistry*, v. 3, n. 1, p. 1–5, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/cc000068a>

MCCALLUM et al. The rheological and physical properties of linear and branched polypropylene blends. *Polymer Engineering & Science*, v. 47, n. 7, p. 1133–1140, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/pen.20798>

MATTSSON et al. Brain Damage and Behavioural Disorders in Fish Induced by Plastic Nanoparticles Delivered through the Food Chain. *Scientific Reports*, vol. 7, no 1, p. 11452, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0>.

MEAZA et al. Microplastics in Sea Turtles, Marine Mammals and Humans: A One Environmental Health Perspective. *Frontiers in Environmental Science*, vol. 8, p. 575614, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.575614>.

MEDLEYET et al. A Systematic Review of the Placental Translocation of Micro- and Nanoplastics. *Current Environmental Health Reports*, vol. 10, no 2, p. 99–111, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40572-023-00391-x>.

MELO-AGUSTÍN et al. Identification of Microplastics and Associated Contaminants Using Ultra High Resolution Microscopic and Spectroscopic Techniques. *Science of The Total Environment*, vol. 828, p. 154434, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154434>.

MENON et al. Value added products from hemicellulose: biotechnological perspective. *Division of Biochemical Sciences, National Chemical Laboratory, Pune*, pp 1–58, 2010.

MESS et al. Evolution of the placenta during the early radiation of placental mammals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, v. 148(4), p. 769–779, 2007.

MITCHELL & GU. Changes in the biofilm microflora of limestone caused by atmospheric pollutants. *Int. Biodeter. Biodegr.* 46, 299–303, 2000.

MOLINA & BENEDÉ. Is There Evidence of Health Risks From Exposure to Micro- and Nanoplastics in Foods? *Frontiers in Nutrition*, vol. 9, p. 910094, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fnut.2022.910094>.

MOORE & PERSAUD. *Embriologia Básica*, 7<sup>a</sup>. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2008.

NAKAYAMA et al. Structure and mechanical properties of ultrahigh molecular weight polyethylene deformed near melting temperature (Technical report). *Pure and applied chemistry*, v. 63, n. 12, p. 1793–1804, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/pac199163121793>

NASSER & LYNCH. Secreted Protein Eco-Corona Mediates Uptake and Impacts of Polystyrene Nanoparticles on *Daphnia Magna*. *Journal of Proteomics*, vol. 137, p. 45–51, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jprot.2015.09.005>.

NAVA et al. Raman Spectroscopy for the Analysis of Microplastics in Aquatic Systems. *Applied Spectroscopy*, vol. 75, no 11, p. 1341–57, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/00037028211043119>.

NELMS et al. Microplastics in Marine Mammals Stranded around the British Coast: Ubiquitous but Transitory? *Scientific Reports*, vol. 9, no 1, p. 1075, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37428-3>.

NETOPIILÍK et al. Degradation of polystyrene by shear stress in isopropylphenyl phosphate solution. *Journal of applied polymer science*, v. 40, n. 7–8, p. 1115–1130, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/app.1990.070400704>

NEU et al. Ugly Ducklings—the Dark Side of Plastic Materials in Contact with Potable Water. *Npj Biofilms and Microbiomes*, vol. 4, no 1, p. 1–11, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41522-018-0050-9>.

NIE et al. Polystyrene Nanoplastics Exposure Caused Defective Neural Tube Morphogenesis through Caveolae-Mediated Endocytosis and Faulty Apoptosis. *Nanotoxicology*, p. 1–20, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/17435390.2021.1930228>.

NIZZETTO et al. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no 20, p. 10777–79, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.

NUHOGLU et al. The accelerating effects of the microorganisms on biodeterioration of stone monuments under air pollution and continental-cold climatic conditions in Erzurum, Turkey. *Sci. Total Environ.* 364, 272–283, 2006.

OCDE. *Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060*. 2022.

OßMANN et al. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research*, vol. 141, p. 307–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027>.

PARASHAR & HAIT. Plastic Rain—Atmospheric Microplastics Deposition in Urban and Peri-Urban Areas of Patna City, Bihar, India: Distribution, Characteristics, Transport, and Source Analysis. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 458, p. 131883, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131883>.

PATHAK & NAVNEET. Review on the current status of polymer degradation: a microbial approach. *Bioresources and bioprocessing*, v. 4, n. 1, 2017. Disponível em: <https://bioresourcesbioprocessing.springeropen.com/articles/10.1186/s40643-017-0145-9>

PENCZEK et al. Glossary of terms related to kinetics, thermodynamics, and mechanisms of polymerization (IUPAC Recommendations 2008). *Pure and applied chemistry*, v. 80, n. 10, p. 2163–2193, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/pac200880102163>

PÉREZ et al. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International microbiology: the official journal of the Spanish Society for Microbiology*, v. 5, n. 2, p. 53–63, 2002. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10123-002-0062-3>

PETERSON et al. Mechanochemical degradation of brush polymers: Kinetics of ultrasound-induced backbone and arm scission. *Macromolecules*, v. 53, n. 5, p. 1623–1628, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.macromol.9b02721>

PETRE et al. Biodegradation and bioconversion of cellulose wastes using bacterial and fungal cells immobilized in radiopolymerized hydrogels. *Resources, conservation, and recycling*, v. 27, n. 4, p. 309–332, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00028-2](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00028-2)

PIERCE et al. Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Marine Ornithology*, vol. 32, p. 187-189, 2004.

POSSATTO et al. Plastic Debris Ingestion by Marine Catfish: An Unexpected Fisheries Impact. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, no 5, p. 1098–102, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>.

PREMRAJ & DOBLE. Biodegradation of polymers. *Indian Journal of Biotechnology*, v. 4, n. 2, p. 186-193, 2005. Disponível em: <https://bioresourcesbioprocessing.springeropen.com/articles/cas-redirect/1:CAS:528:DC%2BD2MXmtVSiurc%3D>

PROVENCHER et al. Garbage in Guano? Microplastic Debris Found in Faecal Precursors of Seabirds Known to Ingest Plastics. *Science of The Total Environment*, vol. 644, p. 1477–84, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.101>.

PUCKOWSKI et al. Sorption of Pharmaceuticals on the Surface of Microplastics. *Chemosphere*, vol. 263, p. 127976, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127976>.

QIAN et al. The Endocrine Disruption of Prenatal Phthalate Exposure in Mother and Offspring. *Frontiers in Public Health*, vol. 8, 2020. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpubh.2020.00366>.

RAGUSA et al. Plasticenta: First Evidence of Microplastics in Human Placenta. *Environment International*, vol. 146, p. 106274, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.

RAGUSA et al. Deeply in Placentas: Presence of Microplastics in the Intracellular Compartment of Human Placentas. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 19, no 18, p. 11593, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph191811593>.

RAGUSA et al. Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polymers*, vol. 14, no 13, p. 2700, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym14132700>.

REIS et al. Human placenta as a source of neuroendocrine factors. *Biol. Neonate.*, v. 79, p. 150–56, 2001.

RIBEIRO et al. Accumulation and fate of nano-and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in analytical chemistry*, v. 111, p. 139-147, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.010>

RILLIG et al. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems”. *Frontiers in Plant Science*, vol. 8, p. 1805, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805>.

ROCHMAN et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 38, n. 4, p. 703-711, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.4371>

RODRÍGUEZ-SEIJO et al. Oxidative Stress, Energy Metabolism and Molecular Responses of Earthworms (*Eisenia Fetida*) Exposed to Low-Density Polyethylene Microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, no 33, p. 33599–610, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3317-z>.

ROMAN et al. Is Plastic Ingestion in Birds as Toxic as We Think? Insights from a Plastic Feeding Experiment. *Science of The Total Environment*, vol. 665, p. 660–67, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.184>.

ROSENFELD. Review: The placenta-brain-axis. *J Neuro Res.*, v. 00, p. 1–13, 2020.

SALOMONSEN et al. Complex Regulation of Decidualization: A Role for Cytokines and Proteases—A Review. *Placenta*, v. 24, p. S76 - S85, 2003.

SARWEY. In: Döderlein, A. - *Tratado de Obstetrícia* – Editorial Labor. S. A., Barcelona, 1938.

SAVOCA et al. Marine Plastic Debris Emits a Keystone Infochemical for Olfactory Foraging Seabirds. *Science Advances*, vol. 2, no 11, p. e1600395, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600395>.

SAVOCA et al. Odours from Marine Plastic Debris Induce Food Search Behaviours in a Forage Fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 284, no 1860, p. 20171000, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1000>.

SAWYER et al. Emerging Techniques in Polymer Microscopy. *Polymer Microscopy*, Springer, p. 435–77, 2008. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-0-387-72628-1\\_6](https://doi.org/10.1007/978-0-387-72628-1_6).

SCHELLER & ULVSKOV. Hemicelluloses. *Annual review of plant biology*, v. 61, n. 1, p. 263–289, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042809-112315>

SHAH et al. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology advances*, v. 26, n. 3, p. 246–265, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>

SHARMA et al. Dewetting properties of polystyrene homopolymer thin films on grafted polystyrene brush surfaces. *High performance polymers*, v. 12, n. 4, p. 581–586, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/0954-0083/12/4/313>

SLADE et al. Thermal analysis of polyurethane elastomers. *Journal of Polymer Science Part C Polymer Symposia*, v. 6, n. 1, p. 27–32, 1964. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/polc.5070060105>

SUMMERS. A review of vinyl technology for non-scientists in the vinyl industry. Regional technical meeting, fort Mitchell. Soc Plas Eng. 1996. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/237644319>

SUMMERS. The melting temperature (or not melting) of poly(vinyl chloride). *Journal of Vinyl and Additive Technology*, v. 14, n. 3, p. 105–109, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/vnl.20151>

SWEILEH et al. Synthesis and characterization of polycarbonates by melt phase interchange reactions of alkylene and arylene diacetates with alkylene and arylene diphenyl dicarbonates. *Molecules* (Basel, Switzerland), v. 15, n. 5, p. 3661–3682, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/molecules15053661>

SCHUYLER et al. Mistaken Identity? Visual Similarities of Marine Debris to Natural Prey Items of Sea Turtles. *BMC Ecology*, vol. 14, no 1, p. 14, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1472-6785-14-14>.

SCHWABL et al. Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of Internal Medicine*, vol. 171, no 7, p. 453–57, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.7326/M19-0618>.

SENATHIRAJAH & PALANISAMI. How Much Microplastics Are We Ingesting?: Estimation of the Mass of Microplastics Ingested. The University of Newcastle, Australia, 2019. Disponível em: <https://www.newcastle.edu.au/newsroom/featured/plastic-ingestion-by-people-could-be-equating-to-a-credit-card-a-week/how-much-microplastics-are-we-ingesting-estimation-of-the-mass-of-microplastics-ingested>.

SHEN et al. Accumulation of Polystyrene Microplastics Induces Liver Fibrosis by Activating cGAS/STING Pathway. *Environmental Pollution*, vol. 300, p. 118986, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118986>.

SHEN et al. Mechanistic Toxicity Assessment of Differently Sized and Charged Polystyrene Nanoparticles Based on Human Placental Cells. *Water Research*, vol. 223, p. 118960, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118960>.

SHIM et al. Identification Methods in Microplastic Analysis: A Review. *Analytical Methods*, vol. 9, no 9, p. 1384–91, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>.

SILVA et al. Microplastics in the Environment: Challenges in Analytical Chemistry - A Review. *Analytica Chimica Acta*, vol. 1017, p. 1–19, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>.

SYME et al. Drug Transfer and Metabolism by the Human Placenta. *Clinical Pharmacokinetics*, vol. 43, no 8, p. 487–514, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.2165/00003088-200443080-00001>.

TAKANASHI et al. Functional polycarbonate by copolymerization of carbon dioxide and epoxide: Synthesis and hydrolysis. *Die makromolekulare Chemie*, v. 183, n. 9, p. 2085–2092, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/macp.1982.021830907>

TENDER et al. Temporal Dynamics of Bacterial and Fungal Colonization on Plastic Debris in the North Sea. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, no 13, p. 7350–60, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00697>.

THAKUR et al. The DNA-Binding Protein HU Is a Molecular Glue That Attaches Bacteria to Extracellular DNA in Biofilms. *Journal of Biological Chemistry*, vol. 296, p. 100532, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jbc.2021.100532>.

THARANATHAN et al. Biodegradable films and composite coatings: past, present and future. *Trends Food Sci. Technol.* 14, 71–78, 2003.

TOBIN. Microstructuralism and macromolecules: the case of moonlighting proteins. *Foundations of chemistry*, v. 12, n. 1, p. 41–54, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10698-009-9078-5>

TOKUNAGA et al. Airborne Microplastics Detected in the Lungs of Wild Birds in Japan. *Chemosphere*, vol. 321, p. 138032, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138032>.

TRIPATHI. Practical guide to polypropylene. *Rapid Technol Lim*: 1–104, 2002.

TUSON & WEIBEL. Bacteria–Surface Interactions. *Soft Matter*, vol. 9, no 17, p. 4368, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c3sm27705d>.

VAN DOREMALEN et al. Aerosol and Surface Stability of SARS-CoV-2 as Compared with SARS-CoV-1. *New England Journal of Medicine*, vol. 382, no 16, p. 1564–67, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1056/NEJMc2004973>.

VEERASINGAM et al. Microplastics in Different Environmental Compartments in India: Analytical Methods, Distribution, Associated Contaminants and Research Needs. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 133, p. 116071, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116071>.

VERT et al. Nomenclature and terminology for linear lactic acid-based polymers (IUPAC Recommendations 2019). *Pure and applied chemistry*, v. 92, n. 1, p. 193–211, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/pac-2017-1007>

VOHLÍDAL et al. Autoxidative degradation of poly(phenylacetylene). *Collection of Czechoslovak chemical communications*, v. 58, n. 11, p. 2651–2662, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1135/cccc19932651>

VOHLÍDAL et al. Size exclusion chromatography of substituted acetylene polymers: Effect of autooxidative degradation of the polymer during the analysis. *Collection of Czechoslovak chemical communications*, v. 61, n. 1, p. 120–125, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1135/cccc19960120>

VOHLÍDAL. Polymer degradation: a short review. *Chemistry Teacher International: best practices in chemistry education*, v. 3, n. 2, p. 213–220, 2021. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/cti-2020-0015/html>

VROOM et al. Aging of Microplastics Promotes Their Ingestion by Marine Zooplankton. *Environmental Pollution*, vol. 231, p. 987–96, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>.

WALSH et al. Ecological considerations of biodeterioration. *Int. Biodeter. Biodegr.* 48, 16–25, 2001.

WAN et al. Triaryphosphine oxide containing nylon 6, 6 copolymer. *Am Chem Soc*: 31–40, 1995.

WAN et al. Effects of Polystyrene Microplastics on the Composition of the Microbiome and Metabolism in Larval Zebrafish. *Chemosphere*, vol. 217, p. 646–58, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.070>.

WANG et al. Birds and Plastic Pollution: Recent Advances. *Avian Research*, vol. 12, no 1, p. 59, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40657-021-00293-2>.

WEBB et al. Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate). *Polymers*, v. 5, n. 1, p. 1–18, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym5010001>

WHITCHURCH et al. Extracellular DNA Required for Bacterial Biofilm Formation. *Science*, vol. 295, no 5559, p. 1487–1487, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.295.5559.1487>.

WILKES et al. *PVC handbook*. Munich: Hanser, Vol. 184, 2005.

WINDSOR et al. Microplastic Ingestion by Riverine Macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, vol. 646, p. 68–74, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.271>.

WIRTH & GOLDANI. Epidemiology of *Rhodotorula*: An Emerging Pathogen. *Interdisciplinary Perspectives on Infectious Diseases*, vol. 2012, p. 1–7, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2012/465717>.

WU et al. Pigment Microparticles and Microplastics Found in Human Thrombi Based on Raman Spectral Evidence. *Journal of Advanced Research*, vol. 49 p. 141–50, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jare.2022.09.004>.

YAM. *The Wiley encyclopedia of packaging technology* (third edition). Wiley, pp 1–1353, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/9780470541395>

YANG et al. Association between Microorganisms and Microplastics: How Does It Change the Host–Pathogen Interaction and Subsequent Immune Response? *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 24, no 4, p. 4065, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijms24044065>.

YANG et al. Human Microplastics Exposure and Potential Health Risks to Target Organs by Different Routes: A Review. *Current Pollution Reports*, vol. 9, no 3, p. 468–85, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00273-8>.

YANG et al. Detection of Various Microplastics in Patients Undergoing Cardiac Surgery. *Environmental Science & Technology*, vol. 57, no 30, p. 10911–18, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07179>.

ZAFAR et al. Fungal communities associated with the biodegradation of polyester polyurethane buried under compost at different temperatures. *Applied and environmental microbiology*, v. 79, n. 23, p. 7313–7324, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.02536-13>

ZAHRA et al. Biodegradation of Low-Density Polyethylene (LDPE) by Isolated Fungi in Solid Waste Medium. *Waste Management*, vol. 30, no 3, p. 396–401, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.027>.

ZARUS et al. Worker Studies Suggest Unique Liver Carcinogenicity Potential of Polyvinyl Chloride Microplastics. *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 66, no 12, p. 1033–47, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ajim.23540>.

ZANARDINI et al. Influence of atmospheric pollutants on the biodeterioration of stone. *Int. Biodeter. Biodegr.* 45, 35–42, 2000.

ZEMBOUAI et al. Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate)/polylactide blends: Thermal stability, flammability and Thermo-mechanical behavior. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 22, n. 1, p. 131–139, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10924-013-0626-7>

ZETTLER et al. Life in the ‘Plastisphere’: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, vol. 47, no 13, p. 7137–46, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es401288x>.

ZHANG et al. Crystallization characteristics of polypropylene and low ethylene content polypropylene copolymer with and without nucleating agents. *Journal of applied polymer science*, v. 51, n. 1, p. 51–56, 1994.

ZHANG et al. Occurrence of Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Infant and Adult Feces. *Environmental Science & Technology Letters*, vol. 8, no 11, p. 989–94, 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00559>.

ZHANG et al. You Are What You Eat: Microplastics in the Feces of Young Men Living in Beijing. *Science of The Total Environment*, vol. 767, p. 144345, 2021b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144345>.

ZHANG et al. Microplastics Interact with SARS-CoV-2 and Facilitate Host Cell Infection. *Environmental Science: Nano*, vol. 9, no 8, p. 2653–64, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D2EN00019A>.

ZHAO et al. Polystyrene Microplastic Exposure Disturbs Hepatic Glycolipid Metabolism at the Physiological, Biochemical, and Transcriptomic Levels in Adult Zebrafish. *Science of The Total Environment*, vol. 710, p. 136279, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136279>.

ZHAO et al. Detection and Characterization of Microplastics in the Human Testis and Semen. *Science of The Total Environment*, vol. 877, p. 162713, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162713>.

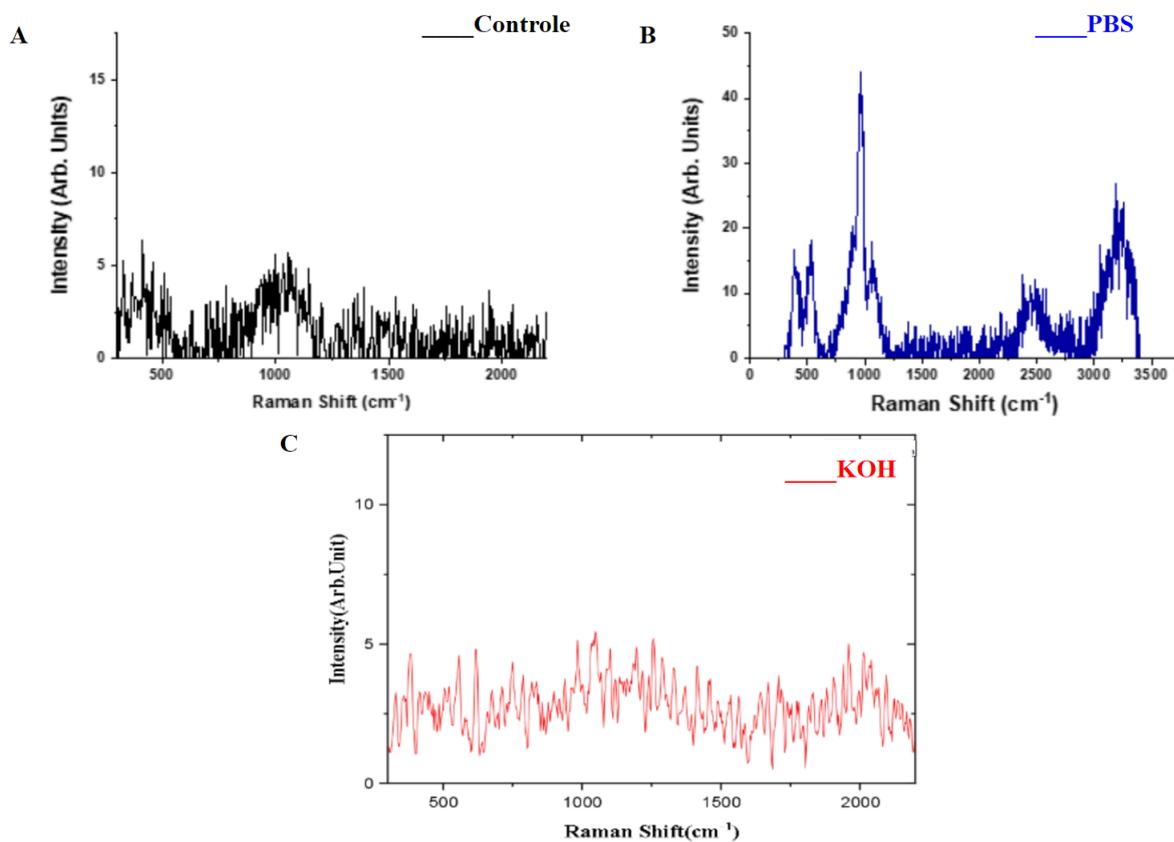
ZHENG & YANFUL. A review of plastic waste biodegradation. *Critical reviews in biotechnology*, v. 25, n. 4, p. 243–250, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07388550500346359>

ZHU et al. Identification of Microplastics in Human Placenta Using Laser Direct Infrared Spectroscopy. *Science of The Total Environment*, vol. 856, p. 159060, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159060>.

ZIANI et al. Microplastics: A Real Global Threat for Environment and Food Safety: A State of the Art Review. *Nutrients*, vol. 15, no 3, p. 617, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/nu15030617>.

## 9. APÊNDICES

### Apêndice A - Controles dos filtros de fibra de vidro.



Legenda: A - controle ambiental (ar); B - controle com PBS; C - controle com solução de KOH.

**Apêndice B - Descrição dos MPs detectados em placentas humanas em 2006(6/10), 2013 (9/10) e 2021 (10/10).**

Ano	Amostra	Nº de MPs	Tamanho	Cor	Forma	Polímero	Aditivos
2006	1	1	4 µm	Vermelho	Irregular	Polipropileno (PP)	Óxido mercúrico vermelho, Dióxido de titânio
		2	4 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
		3	4 µm	Azul	Irregular	Polipropileno (PP)	Dióxido de titânio
		4	8 µm	Azul	Irregular	Poliamida (PA)	Dióxido de titânio
	2	1	3 µm	Transparente	Irregular	Poliuretano (PU)	
		2	2 µm	Transparente	Esférico	Poliéster (PES)	
	3	1	3 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		2	3 µm	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
		3	2 µm	Transparente	Esférico	Poliuretano (PU)	
		4	3 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
	4	1	1 µm	Transparente	Esférico	Poliuretano (PU)	
		2	2 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	
	5	1	2 µm	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	
		2	2 µm	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	
		3	2 µm	Transparente	Esférico	Cloreto de polivinila (PVC)	
		4	2 µm	Transparente	Esférico	Polietileno (PE)	

		5	1 µm	Transparente	Esférico	Poliéster (PES)	
		6	2 µm	Transparente	Esférico	Poliéster (PES)	
	6	1	3 µm	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	
		2	4 µm	Transparente	Esférico	Poliéster (PES)	Dióxido de titânio
		3	3 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	Dióxido de titânio
		4	3 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	Dióxido de titânio
2013	1	1	4 µm	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)	
		2	4 µm	Transparente	Esférico	Não identificado	Azul ácido 113
		3	4 µm	Transparente	Esférico	Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)	Dióxido de titânio
		4	4 µm	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)	
		5	11 µm	Transparente	Irregular	Poliamida (PA)	
		6	5 µm	Azul	Irregular	Poliacrilonitrilo	Dióxido de titânio
	2	1	5 µm	Transparente	Esférico	Poliuretano (PU)	
		2	3 µm	Transparente	Irregular	Poliétileno (PE)	
		3	3 µm	Transparente	Esférico	Poliamida (PA)	
		4	10 µm	Transparente	Irregular	Poliuretano (PU)	N,N-Dimetil-4-Nitroanilina
	3	1	6 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		2	6 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	

		3	4 µm	Transparente	Esférico	Não identificado	4,4'-Metilenobis(N,NDiglicidilanilina)
		4	4 µm	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)	
	4	1	6 µm	Verde	Irregular	Poliéster (PES)	
		2	4 µm	Transparente	Irregular	Álcool polivinílico (PVOH)	
		3	4 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	
		4	12 µm	Branco	Esférico	Poliéster (PES)	
	5	1	6 µm	Vermelho	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	Índigo
		2	9 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		3	9 µm	Transparente	Irregular	Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)	
		4	4 µm	Laranja	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		5	14 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	
	6	1	6 µm	Azul	Esférico	Não identificado	
		2	6 µm	Branco	Irregular	Policarbonato (PC)	
		3	6 µm	Azul	Esférico	Policarbonato (PC)	
		4	7 µm	Vermelho	Esférico	Não identificado	Victoria Azul B (CI44045), Bisfenol A
	7	1	4 µm	Transparente	Esférico	Polietileno (PE)	
		2	6 µm	Branco	Esférico	Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)	
		3	4 µm	Laranja	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	

	8	4	5 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Não identificado	
		1	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Polipropileno (PP)	
		2	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Polipropileno (PP)	
		3	2 $\mu\text{m}$	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	
		4	17 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	
	9	1	15 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	
		2	7 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Não identificado	
		3	5 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	
	<b>2021</b>	1	1	22 $\mu\text{m}$	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)
2			37 $\mu\text{m}$	Transparente	Esférico	Poliestireno (PS)	
3			44 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliestireno (PS)	
4			10 $\mu\text{m}$	Vermelho	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	Índigo azul
5			6 $\mu\text{m}$	Azul	Esférico	Polipropileno (PP)	Patente Azul VF(CI42045)
2		1	20 $\mu\text{m}$	Branco	Irregular	Poliéster (PES)	Bisfenol A
		2	6 $\mu\text{m}$	Vermelho	Esférico	Polipropileno (PP)	Adipato de diisooctila
		3	4 $\mu\text{m}$	Transparente	Esférico	Policarbonato (PC)	Vermelho Ácido 37 (C.I.17045)
		4	5 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
		5	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Não identificado	
		6	5 $\mu\text{m}$	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	
		7	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliuretano (PU)	
		8	7 $\mu\text{m}$	Azul	Irregular	Policarbonato (PC)	Ciclohexano-d12

	3	1	2 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	Ftalato de dioctila
		2	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		3	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	Bisfenol A
		4	7 $\mu\text{m}$	Vermelho	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
	4	1	2 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliisopreno, Trans	Amarelo brilhante
		2	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliuretano (PU)	
		3	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
		4	3 $\mu\text{m}$	Laranja	Esférico	Não identificado	
		5	4 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Não identificado	
		6	3 $\mu\text{m}$	Branco	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	
		7	5 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Policarbonato (PC)	
		8	2 $\mu\text{m}$	Branco	Irregular	Poliéster (PES)	
		9	7 $\mu\text{m}$	Branco	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		10	3 $\mu\text{m}$	Branco	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
	5	1	2 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Polietileno (PE)	
		2	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	Bisfenol A
		3	5 $\mu\text{m}$	Branco	Esférico	Polietileno (PE)	
		4	3 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
		5	2 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Polietileno (PE)	
		6	1 $\mu\text{m}$	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	

		7	1 µm	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)		
		8	2 µm	Transparente	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	Victoria Azul B (CI44045), Bisfenol A	
		9	4 µm	Branco	Esférico	Poliéster (PES)	Amarelo Direto 62	
		10	12 µm	Transparente	Irregular	Polipropileno (PP)	Dióxido de titânio	
		11	8 µm	Branco	Irregular	Poliuretano (PU)	Dióxido de titânio	
	6	1	7 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	Bisfenol A	
		2	2 µm	Branco	Esférico	Não identificado	Vermelho Ácido 151 (C.I.26900)	
		3	4 µm	Branco	Esférico	Não identificado		
		4	3 µm	Transparente	Irregular	Polipropileno (PP)	Laranja II	
	7	1	2 µm	Transparente	Irregular	Poliamida (PA)		
		2	2 µm	Transparente	Irregular	Polipropileno (PP)		
		3	1 µm	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)		
		4	1 µm	Transparente	Esférico	Poliéster (PES)		
		5	4 µm	Transparente	Esférico	Cloreto de polivinila (PVC)		
		6	3 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)		
		7	4 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	Vermelho Ácido 4 (CI14710)	
		8	5 µm	Transparente	Irregular	Não identificado		
			1	2 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	

2	3 µm	Azul	Esférico	Não identificado	Victoria Azul B (CI44045), Bisfenol A
3	3 µm	Transparente	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
4	2 µm	Vermelho	Esférico	Não identificado	
5	1 µm	Transparente	Esférico	Polimetilmetacrilato (PMMA)	Dióxido de titânio
6	5 µm	Transparente	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
7	2 µm	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)	
8	4 µm	Branco	Esférico	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
9	5 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
10	3 µm	Branco	Esférico	Poliacrilonitrilo	
11	2 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
12	6 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
13	4 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
14	4 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
15	6 µm	Transparente	Irregular	Policarbonato (PC)	
16	3 µm	Transparente	Esférico	Polietileno (PE)	
17	3 µm	Transparente	Esférico	Tereftalato de polietileno (PET)	
18	2 µm	Transparente	Irregular	Adipato de polietileno (PEA)	
19	4 µm	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
20	7 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	Ácido 151 (CI 26900)

		21	5 µm	Transparente	Irregular	Acetato de polietileno vinil (PVA)	
	9	1	8 µm	Transparente	Esférico	Polipropileno (PP)	Silicone Lubrificante 5
		2	7 µm	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	
		3	3 µm	Transparente	Irregular	Polietileno (PE)	
		4	3 µm	Transparente	Irregular	Polietileno (PE)	
		5	2 µm	Transparente	Irregular	Polietileno (PE)	AC-316A
		6	3 µm	Transparente	Irregular	Poliéster (PES)	
	10	1	4 µm	Transparente	Irregular	Não identificado	
		2	2 µm	Transparente	Irregular	Tereftalato de polietileno (PET)	
		3	4 µm	Transparente	Irregular	Poliuretano (PU)	
		4	5 µm	Transparente	Irregular	Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)	Vermelho Direto 81
		5	3 µm	Transparente	Irregular	Cloreto de polivinila (PVC)	

Legenda: MPs encontrados nas amostras organizados por ano (2006, 2013 e 2021), número da amostra (paciente), tamanho (µm), cor, forma, tipo de polímero e aditivo químico identificados.

## 10. ANEXOS

## Anexo A - Tipos de polímeros termoplásticos ou termofixos e famílias de polímeros.

TIPOS DE POLÍMEROS	
Polímeros Termoplásticos	
<b>Polietilenos (PE)</b>	
	Polímeros de etileno em formas primárias (excluindo copolímeros de polietileno e etileno-acetato de vinila)
	Polietileno de baixa densidade.
	Polietileno linear de baixa densidade
	Polietileno de alta densidade
	Polietileno de Ultra Alto Peso Molecular
<b>Polipropilenos (PP)</b>	
	Polímeros de propileno (ou outras olefinas) em formas primárias
	Polipropileno atático, isotático ou sindiotático
<b>Copolímeros de etileno/propileno</b>	
	Copolímeros de etileno-propileno
	Borracha de monômero de etileno-propileno-dieno
	Elastômeros termoplásticos à base de etileno-propileno
<b>Resinas Estirênicas</b>	

	Polímeros de Estireno em formas primárias
	Expansible Polystyrene in primary forms
	Poliestireno (PS)
	Poliestireno expandido
	Poliestireno de alto impacto
	Acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)
	Copolímero de estireno-acrilonitrila
<b>Polímeros Clorados</b>	
	Cloreto de Polivinila (PVC)
	PVC não plastificado misturado com qualquer outra substância em formas primárias
	PVC plastificado misturado com qualquer outra substância em formas primárias
	Cloreto de polivinilideno
	Copolímeros de cloreto de vinila-acetato de vinila e outros copolímeros de cloreto de vinila em formas primárias
<b>Poliésteres</b>	
	Tereftalato de Polietileno (PET)
	Policarbonatos (PC)
	Ácido polilático
	Tereftalato de polibutileno
	Outros PET

	Policaprolactona
	Poliglicólido
	Polímeros cristalinos líquidos (aromáticos)
	Adipato de polietileno (PEA)
	Tereftalato de politrimetileno
	Naftalato de polietileno
	Vectran
	Resinas alquídicas
<b>Resinas Acrílicas</b>	
	Poliacrilonitrila (PAN) e copolímeros
	Polimetilmetacrilato (PMMA)
	PMMA em formas primárias
	Polímeros acrílicos em formas primárias
<b>Fluoropolímeros</b>	
	Politetrafluoretileno
	Fluoreto de polivinilideno
<b>Poliâmidas (PA) alifáticas, Nylons</b>	
	Poliâmida 6 – Nylon 6
	Poliâmida 6,6 – Nylon 6.6
	Poliâmida 6.6 – Nylon 6.6

	Poliamida 6.9 – Nylon 6.9
	Poliamida 6.10 – Nylon 6.10
	Poliamida 6.12 – Nylon 6.12
	Poliamida 11 – Nylon 11
	Poliamida 12 – Nylon 12
	Outras poliamidas alifáticas
<b>Poliamidas (aromáticas), Aramidas</b>	
	Poli(m-fenilenoisofalamida) (Nomex®)
	Poli(p-fenilenotereftalamida) (Kevlar® e Twaron®)
<b>Polímeros Vinílicos</b>	
	Acetato de etileno vinil e álcool etileno vinílico
	Acetato de polietileno Vinil (PVA)
	Acetato de polivinila em formas primárias
	Álcool polivinílico (PVOH)
	Acetato de polivinila em dispersão aquosa em formas primárias
	Poliacrilonitrila (PAN)
	Polímeros de ésteres vinílicos ou outros polímeros vinílicos em formas primárias
<b>Poliacetais</b>	
	Poliacetais em formas primárias

	Polioximetileno e copolímeros
<b>Elastômeros Termoplásticos</b>	
	Poliuretanos termoplásticos (PU) (poliuretanos lineares)
	Copolímeros em bloco de estirênico
	Misturas de poliolefinas
	Ligas elastoméricas
	Copoliésteres termoplásticos
	Poliâmidas termoplásticas
	Bloco de poliéter amida PEBA
<b>Polímeros de troca iônica</b>	
	PolyAPTAC, (poli (cloreto de acrilamido-N-propiltrimetilamônio)
	PoliMAPTAC, )poli[(3-(metacriloilamino)-propil] trimetilamônio cloreto)
	Náfion
<b>Resinas de petróleo</b>	
	Resina de petróleo C5
	Resina de petróleo C9
	Copolímero C5/C9
	Cumarona-indeno
	Politerpenos

	Polissulfuretos
	Polissulfonas
<b>Polímeros conjugados e condutores</b>	
	Poliacetileno
	Polianilina
	Polypyrrole
	Polidiacetilenos
	Grafeno (já sujeito a registo no REACH)
	Nanotubos de Carbono (já sujeitos a registo no REACH)
	Carbono amorfo (já sujeito a registo no REACH)
<b>Outros termoplásticos</b>	
	Éter de polifenileno, também chamado de óxido de polifenileno
	Sulfureto de polifenileno
	Outros polímeros de olefinas halogenadas em formas primárias
<b>Polímeros Termofixos</b>	
<b>Poliuretanos N/A (PU)</b>	
	Borracha de látex sintética
	Polibutadieno
	Policoroprene (Neoprene)

	Borracha butílica
	Borracha de estireno butadieno
	Borracha de nitrilo butadieno
	Fluoroelastômeros
<b>Poliésteres Insaturados</b>	
	Poliéster líquido insaturado em formas primárias
	Poliéster insaturado em formas primárias
<b>Resinas Aminadas</b>	
	Resinas amino em formas primárias
<b>Resinas melamínicas</b>	
	Melamine-formaldehyde resins
	Resinas melamínicas em formas primárias
<b>Resinas de uréia e tiouréia</b>	
	Resina de ureia-formaldeído
	Resinas de uréia e tiouréia em formas primárias
<b>Resinas fenólicas</b>	
	Resinas de fenol formaldeído
	Resinas fenólicas em formas primárias
<b>Poliimidas</b>	
	Poliimidas

	Bismaleimidas
<b>Resinas epóxi</b>	
	Éter Diglicidílico de Bisfenol-A
	Resinas Epóxi Fenólicas (Novolac)
	Resinas epóxidas em formas primárias
<b>Polieletrólito</b>	
	Ácido poliacrílico, polímero superabsorvente
<b>Celulose e Celulósicos</b>	
	Celulose e seus derivados químicos em formas primárias
	Acetato de celulose

Legenda: Polímeros ordenados por categoria abrangente (termoplástico ou termofixo), depois por família de polímeros (polímeros que compartilham características químicas semelhantes, como estrutura de polímero ou grupo funcional reativo). Fonte: Adaptado de EUROPEAN COMMISSION DG ENVIROMENT, 2012.