



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE CIÊNCIAS DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE**

JÉSSICA DE SOUSA SILVA

**SEMIQUANTIFICAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR
MICROPLÁSTICOS EM CERVEJAS COMERCIALIZADAS
NO DISTRITO FEDERAL**

Brasília – DF
2023

JÉSSICA DE SOUSA SILVA

**SEMIQUANTIFICAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR
MICROPLÁSTICOS EM CERVEJAS COMERCIALIZADAS
NO DISTRITO FEDERAL**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências da Saúde pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade de Brasília.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Claudio Gonçalves de Castro

Brasília – DF
2023

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE CIÊNCIAS DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE**

JÉSSICA DE SOUSA SILVA

**SEMIQUANTIFICAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM
CERVEJAS COMERCIALIZADAS NO DISTRITO FEDERAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a
obtenção do Título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Saúde da Universidade de Brasília.

Aprovada em 27/02/2023.

Banca examinadora

Professor Luiz Claudio Gonçalves de Castro (Presidente)
Faculdade de Medicina da Universidade de Brasília

Professora Angélica Amorim Amato (Membro Interno ao PPGCS)
Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade de Brasília

Dra. Cristiane Jeyce Gomes Lima (Membro Externo à UnB)
Secretaria de Estado da Saúde do Distrito Federal

Professora Mariana Machado Hecht (Membro Suplente)
Faculdade de Medicina da Universidade de Brasília

Silva, Jéssica de Sousa

Semiquantificação da contaminação por microplásticos em cervejas comercializadas no Distrito Federal. Brasília, 2023.

66p.:il.

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade de Brasília – UnB.

Área de concentração: Fisiopatologia Médica.

Orientador: Luiz Claudio Gonçalves de Castro.

1. Microplásticos
2. Cerveja
3. Meio ambiente
4. Distrito Federal
5. Saúde humana.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente ao meu amado Deus por me conceder saúde, graça e ânimo para continuar, pelo fortalecimento e ajuda em superar os medos e dificuldades e conseguir concluir mais essa etapa tão importante em minha vida.

Ao meu orientador Luiz Claudio, pela paciência, atenção, apoio e dedicação do seu valioso tempo para me orientar. Tenho muita admiração e respeito pelo seu trabalho.

À minha mãe amada que me deu muito amor, apoio, incentivo nas horas difíceis, de desânimo e cansaço, e compreendeu meus momentos de estresse.

À minha grande amiga Maria, que esteve sempre presente para escutar meus desabafos e sempre esteve me aconselhando e encorajando a continuar.

Aos meus familiares e demais amigos por todo incentivo.

Ao professor Riccardo Pratesi e professora Lorena, por toda contribuição no projeto anterior que infelizmente não demos continuidade, mas que permaneceram me ajudando sempre que possível.

Às professoras Lenora e Rosa por todo acolhimento e atenção durante o período do ambulatório de doença celíaca, assim como toda contribuição para o meu crescimento como profissional.

Ao Laboratório Interdisciplinar de Biociências da Universidade de Brasília por toda infraestrutura. Agradeço também ao Laboratório de Farmacognosia e todos os integrantes, onde trabalhamos e dividimos histórias durante o projeto anterior.

Agradeço também às minhas amigas Geysa e Laíse, que desde o início trabalhamos em conjunto, nos apoiamos, incentivamos, dividimos as dificuldades e hoje, completamos essa etapa juntas. Obrigada por todos os momentos em que fomos estudiosas, brincalhonas, conselheiras e cúmplices. Obrigada pela paciência, pelo sorriso, pelo abraço, pela mão que sempre se estendia quando eu precisava. Esta caminhada não seria a mesma sem vocês.

Agradeço a Danielle, Zenilda, Isabella e demais professores e alunos do LabIBC por me receberem tão bem e por toda ajuda e contribuição que recebi.

Às minhas amigas de trabalho e todos que direta ou indiretamente contribuíram para a construção e conclusão deste trabalho, o meu muito obrigada.

“Tudo tem o seu tempo determinado, e há tempo para todo o propósito debaixo do céu.”

Eclesiastes 3:1

“Ora, a fé é o firme fundamento das coisas que se esperam e a prova das coisas que não se veem.”

Hebreus 11:1

RESUMO

Os microplásticos (MPs) são estruturas sólidas caracterizadas como partículas de plástico com dimensões inferiores a cinco milímetros. Atualmente, a presença de MPs é registrada nos mais diversos ecossistemas do globo, em ambientes aquáticos e terrestres, independente da distância entre esses locais e as regiões que hospedam atividades humanas. São encontrados também em diversos tipos de alimentos e produtos de consumo que estão presentes na rotina das populações. A poluição por MPs não é uma preocupação recente, assim como os alertas sobre seu potencial impacto negativo ao meio ambiente e à saúde humana. Os estudos sobre a presença de MPs em alimentos e na água de consumo humano têm sido complementados por outros mais recentes que mostram que essa contaminação também se estende a produtos de consumo não nutricionais. Como a cerveja ocupa um lugar de destaque entre as bebidas não nutricionais consumidas por brasileiros adultos, este estudo foi desenhado com o objetivo de avaliar a presença de MPs em 20 diferentes marcas de cervejas produzidas no Brasil e comercializadas no Distrito Federal, utilizando-se amostras envasadas em lata e em garrafa de vidro de cada uma das marcas. As amostras foram submetidas a processo de filtragem com filtro de tela metálica com malhas de diâmetro de 25 micrometros e o líquido residual foi separado para análise qualitativa e semiquantitativa por contagem manual em câmara de Sedgewick Rafter. Utilizou-se corante Vermelho Nilo para reconhecimento dos fragmentos de MP à microscopia de fluorescência. O cálculo de porcentagem simples foi efetuado para determinar o número de partículas de MPs nos volumes de cada amostra. Os resultados mostraram a presença de MPs em todas as amostras de cervejas enlatadas e em apenas uma amostra de cerveja engarrafada. O número médio de partículas de MPs encontradas nas amostras de cerveja na apresentação em lata foi de 195 ± 136 MPs por lata, com um número mínimo e máximo respectivamente de 12 e 508 MPs. Considerando a média por litro de cerveja, as amostras em lata apresentaram média de 587 ± 422 partículas de MPs por litro (MPs/L), com variação de 44 a 1.516 MPs/L. A única amostra de cerveja engarrafada que apresentou microplástico continha 109 MPs/L. As análises posteriores mostraram que houve diferença estatística ($p < 0,001$) entre as marcas de cerveja em relação à concentração de MPs, com estratificação de marcas de acordo com valores significativamente acima e abaixo da proporção esperada (com intervalo de confiança de 95%). Em relação à localização geográfica de fabricação das marcas, observou-se que duas cidades sediavam tanto indústrias das marcas com as maiores como aquelas com as menores concentrações de MPs/L. O valor médio de MPs/L

encontrado neste estudo foi consideravelmente maior que os descritos em estudos anteriores. Apesar de as metodologias utilizadas nos estudos terem sido diferentes, o que gera limitações nas comparações dos resultados, os dados obtidos neste estudo representam o primeiro estudo com esse foco no Brasil, contribuem com novos dados sobre o tema, corroboram a presença de MPs em cervejas consumidas em território brasileiro e reforçam o alerta à ciência, às áreas de gestão de saúde pública, às indústrias e à população sobre a contaminação por MPs em cervejas fabricadas e comercializadas no Brasil.

Palavras-chave

Microplásticos; cerveja; contaminação; Distrito Federal; saúde humana; meio ambiente.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are solid structures characterized as plastic particles smaller than five millimeters. Recently, the presence of MPs has been recorded in the most diverse ecosystems around the globe, in aquatic and terrestrial environments, regardless of distance between those sites and the regions that host human activities. They are also found in various types of food and in daily-life consumer goods. MPs pollution is not a recent concern, neither are the warnings about their potential negative impact on the environment and on human health. Studies on the presence of MPs in food and drinking water have been complemented by more recent ones that show that the contamination also extends to non-nutritional consumer goods. Since beer holds a prominent rank among the non-nutritional beverages consumed by Brazilian adults, this study was designed to evaluate the presence of MPs in 20 different brands of beer produced in Brazil and commercialized at the Federal District region, using canned and glass-bottled samples for each of the studied brands. The samples were filtered using a metal mesh filter with diameter of 25 micrometer, and the residual liquid was separated for qualitative and semi-quantitative analysis by manual counting in a Sedgewick Rafter chamber. Nile Red dye was used for recognition of MPs fragments by fluorescence microscopy. Simple percentage calculation was performed to determine the number of MPs particles in the different volumes of each sample. The results showed the presence of MPs in all canned beer samples and in only one glass-bottled beer sample. The average number of MPs found in the canned beer samples was 195 ± 136 particles per can, ranging from 12 to 508 particles. Considering the average number of MPs per liter of beer, the canned samples averaged 587 ± 422 MPs particles per liter (MPs/L), ranging from 44 to 1,516 MPs/L. Only one glass-bottled beer sample showed microplastic contamination and contained 109 MPs/L. Further analyses showed significant difference ($p < 0.001$) between beer brands with respect to MPs concentration, with stratification of brands according to values significantly above and below the expected proportion (with 95% confidence interval). Regarding the geographic location where the brands were manufactured, it was observed that two cities hosted industries with the highest and with the lowest concentrations of MPs/L. The mean value of MPs/L found in this study was considerably higher than those described in previous studies. Although the methodologies used in the studies were different, which generates limitations in comparing results, the data obtained in this study represent the first study with this focus in Brazil, contributed with new data on this subject, corroborate the presence of MPs in beers in Brazilian territory and reinforce the alert

to science, public health management areas, industries and to the population about the MPs contamination in beers manufactured and sold in Brazil.

Key words

Microplastics; beer; contamination; Federal District; human health; environment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de obtenção de plásticos a partir do petróleo.

Figura 2. Distribuição da produção de materiais plásticos descartáveis, por continente.

Figura 3. Giros oceânicos relacionados ao acúmulo de plástico.

Figura 4. Visão esquemática das possíveis diferentes vias de contaminação da alimentação humana por microplásticos.

Figura 5. Diferentes rotas de exposição aos microplásticos e possíveis efeitos na saúde humana.

Figura 6. Acúmulo de diferentes tamanhos de MPs em tecidos de camundongos após exposição por 28 dias.

Figura 7. Equipamento de Ultrapurificação Milli-Q® do LabIBC/FM-UnB.

Figura 8. Câmara de Sedgewick Rafter – amostra controle negativo.

Figura 9. Etapas do processamento das amostras estudadas.

Figura 10. Microplásticos observados nas amostras estudadas.

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1. Tempo médio estimado de decomposição de itens de detritos marinhos típicos.

Tabela 1. Toxicidade em humanos associada a monômeros e aditivos plásticos.

Tabela 2. Características das cervejas estudadas.

Tabela 3. Número de marcas de cervejas utilizadas nos estudos disponíveis.

Tabela 4. Número de partículas de microplásticos por lata/garrafa e por litro nas marcas de cervejas estudadas.

Tabela 5. Frequências estatísticas observadas nas amostras estudadas.

Tabela 6. Marcas de cerveja com menores concentrações de microplástico na apresentação em lata.

Tabela 7. Marcas de cerveja com maiores concentrações de microplástico na apresentação em lata.

Tabela 8. Comparação das concentrações e características dos microplásticos entre os estudos.

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

BPA - Bisfenol A

EFSA - Autoridade europeia para a segurança de alimentos (*European Food Safety Authority*)

EPS - Poliestireno expandido

FTIR - Infravermelho por transformada de Fourier

IARC - Agência Internacional de Pesquisas em Câncer (*International Agency on Cancer Research*).

MP – Microplástico

mm – milímetros

µm - micrômetro

OMS - Organização Mundial de Saúde

OPAS - Organização Panamericana de Saúde

PAH- Hidrocarboneto aromático policíclico

PCB - Bifenil policlorado (*polychlorinated biphenyl*)

PE - Polietileno

PET - Politereftalato de etileno (*polyethylene terephthalate*)

POP – Poluente orgânico persistente (*persistent organic pollutants*)

PP - Polipropileno

PS - Poliestireno

PUR - Poliuretano

PVC - Policloreto de polivinila (*polyvinyl chloride*)

SIP/PIS - Sociedade da Indústria do Plástico / *Plastic Industry Society*

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
1.1 CONTEXTO HISTÓRICO DOS PLÁSTICOS.....	14
1.2 A IDADE DO PLÁSTICO.....	17
1.3 MICROPLÁSTICOS, MEIO AMBIENTE E SAÚDE HUMANA	20
1.3.1 Microplásticos e saúde humana: contaminação da água e dos alimentos.....	26
1.3.2 Presença de microplásticos em cerveja.....	29
1.4 JUSTIFICATIVA DO ESTUDO.....	31
1.5 HIPÓTESE DO ESTUDO.....	32
2. OBJETIVOS.....	33
2.1 OBJETIVO GERAL.....	33
2.2 OBJETIVOS SECUNDÁRIOS.....	33
3. MATERIAL E MÉTODOS	34
3.1 AMOSTRAGEM.....	35
3.2 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS.....	35
3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA	38
4. RESULTADOS	40
5. DISCUSSÃO	45
6. CONCLUSÃO	54
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

1. INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTO HISTÓRICO DOS PLÁSTICOS

O termo plástico é derivado do grego clássico *plastikós* (πλαστικός) e significa “adequado à moldagem”. Em seu contexto inicial definia qualquer material que pudesse ser moldado por calor ou pressão para criar outros objetos. Também é empregado para todo material constituído por resinas sintéticas que têm, por sua vez, a sua matéria-prima de origem natural, como o álcool, o petróleo, o gás natural e o carvão. Ao longo da história, a concepção original e as formas de se obter o material plástico foram sendo modificadas até chegar-se às tecnologias atualmente utilizadas em sua manufatura e ao conceito de como ele é entendido no presente (FREINKELL, 2011; GEYER, 2020).

Inicialmente, o plástico era obtido a partir de processos de transformação de substâncias naturais, como borracha, resinas e chifres de animais, em materiais com as características desejadas para suprir os desejos e necessidades de diferentes atividades humanas, desde ferramentas de trabalho até peças de decoração. No século XVI as antigas populações mesoamericanas (astecas, maias e incas) contribuíram com história da manufatura de novos materiais plásticos a partir do desenvolvimento de técnicas de processamento da borracha natural com o objetivo de criar artefatos, como estatuetas, bolas e bandas elásticas. Daquele período até o século XIX, inovações técnicas permitiram que se passasse a moldar também outras substâncias naturais, como chifres de animais e resinas vegetais para gerar uma quantidade maior de instrumentos utilizados nos vários cenários das sociedades (HOSLER *et al.*, 1999; ANDRADY, NEAL, 2009; FREINKELL, 2011; GEYER, 2020).

Do ponto de vista bioquímico essas substâncias provenientes da natureza, inicialmente utilizadas na moldagem do plástico, compõem um grande grupo de polímeros naturais, denominados biopolímeros polissacarídicos, polipeptídicos ou polinucleotídeos, que são macromoléculas de carboidratos, proteínas e peptídeos formadas durante o ciclo da vida de vegetais e animais. O termo polímero se origina do grego (*poli*, “muitas”; *meros*, “partes”) e designa macromoléculas, independente da composição química, que resultam da ligação de várias unidades de moléculas menores, os monômeros. (ANDRADY, NEAL, 2009; FREINKELL, 2011; GEYER, 2020).

No século XIX houve um grande impulso no desenvolvimento de novas técnicas de modificação desses materiais poliméricos naturais. Em 1839, o americano Charles Goodyear criou um processo denominado vulcanização, através do qual incorporava-se moléculas de

enxofre à borracha. A criação dessas pontes de sulfeto entre as cadeias do polímero tornava-os mais duráveis, elásticos e resistentes às mudanças de temperatura. Em 1862, Alexander Parkes propôs o termo "parkesina" para caracterizar uma resina desenvolvida a partir da nitrocelulose, que era mais macia, impermeável e resistente à moldagem quando aquecida, além de manter sua forma quando resfriada. Essa substância, considerada o primeiro plástico verdadeiro, foi entendida inicialmente como uma boa substituta da borracha, mas não prosperou devido ao seu alto custo de produção (BRASKEN, 2021).

Ainda no século XIX, havia um progressivo e contínuo uso de marfim na confecção das bolas de bilhar e nas teclas de piano, decorrente da crescente fama do esporte e da produção do instrumento musical à época e esse fato já ameaçava a população mundial de elefantes. Assim, para substituir o marfim, na década de 1870 o americano John Wesley Hyatt aperfeiçoou a nitrocelulose líquida e criou uma nitrocelulose sólida e estável, patenteada como “celuloide”, o que representou um importante avanço tecnológico na produção de plástico. No início da década mais uma contribuição aparece quando em 1900 Jacques Brandenberger, um engenheiro têxtil suíço, desenvolveu uma nova substância, o celofane, a partir da celulose, na tentativa de criar uma película protetora impermeável para toalhas de mesa. Entretanto, foi em 1909 que o químico belga Leo Baekeland deu início à grande revolução do plástico moderno, ao fabricar o primeiro plástico totalmente sintético e em escala comercial, a baquelite. Essa era uma resina fenólica, rígida, dura e resistente ao calor após a moldagem, comercializada como isolante de bobinas para substituir a goma-laca (GILBERT, 2016).

Entre as décadas de 1910 a 1950 se iniciou um processo industrial global de polimerização em massa, permitindo que a produção de plásticos se diversificasse em vários tipos de polímeros, como encontrados no mundo atual, como o Neoprene, poliéster, poliestireno expandido (EPS, *expanded polystyrene* - Isopor®), policloreto de vinila (PVC – *polyvinyl chloride*), poliuretano, nylon, politereftalato de etileno (PET - *polyethylene terephthalate*), teflon, silicone, polipropileno, polietileno, entre outros (FREINKELL, 2011; GEYER, 2020; BRASKEN, 2021).

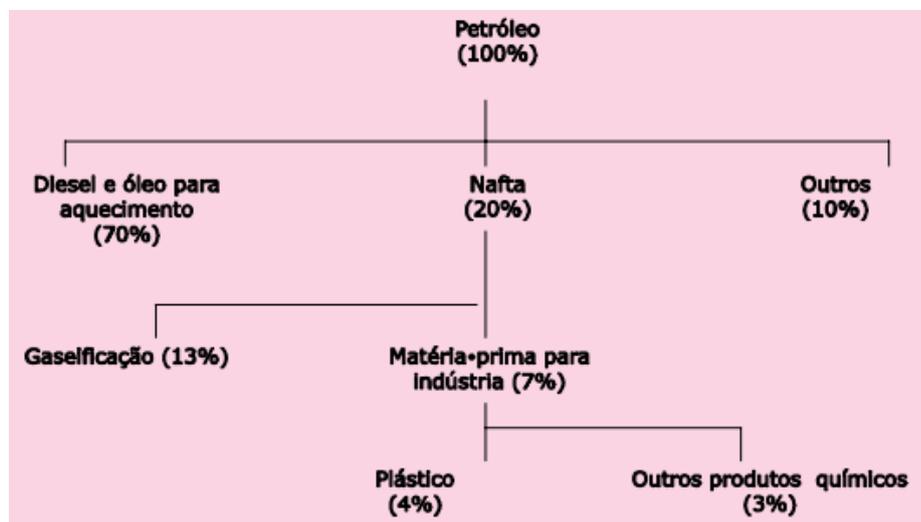
Dentro do contexto da grande quantidade de polímeros disponíveis, com distintas características físico-químicas e diferentes processos utilizados em sua manufatura, em 1988 a Sociedade da Indústria do Plástico (SIP) estabeleceu um sistema de classificação para ajudar os consumidores e recicladores a identificar facilmente os diferentes tipos de plásticos. Assim, os fabricantes passaram a indicar, obrigatoriamente, um código ou número SIP em seus produtos. Em 2016 a SIP teve seu nome alterado para Associação das Indústrias do Plástico (PLASTICS,

2022). Os códigos dessa classificação podem ser encontrados na página da referida associação na Internet, <https://www.plasticsindustry.org/advocacy/codes-standards>.

Os plásticos modernos são manufacturados a partir de uma grande variedade de matérias-primas e processos industriais. Nas últimas décadas os combustíveis fósseis passaram a ser a matéria-prima de eleição, apesar de eles poderem ser obtidos a partir de recursos renováveis, como da cana-de-açúcar e do milho (PLASTICS EUROPE, 2008).

Entre as substâncias fósseis utilizadas na preparação de plásticos está o petróleo. Por meio do processo de fracionamento do óleo cru são obtidas várias frações, como o gás liquefeito, a nafta, gasolina, querosene, diesel, graxa parafínica e alcatrão (**Figura 1**). A fração da qual os monômeros são obtidos é a nafta, que passa por um processo de craqueamento térmico (aquecimento na presença de um catalisador) para produzir várias substâncias denominadas petroquímicos básicos, como etileno, propileno, butadieno, buteno e isobutileno. Esses, por sua vez, são convertidos em petroquímicos finos, entre eles o polietileno, polipropileno e o PVC, os quais são posteriormente quimicamente modificados e entregues como produtos de consumo (ROSAS, CASTRO, 2018, PIATTI, RODRIGUES, 2005).

Figura 1. Esquema de obtenção de plásticos a partir do petróleo.



Fonte: adaptado de PIATTI e RODRIGUES, 2005.

Assim, o termo plástico, como entendido atualmente, engloba um grande número de materiais resultantes de diversas tecnologias de transformação de polímeros de diferentes origens e constituições químicas (SANCHES, 2020).

1.2 A IDADE DO PLÁSTICO

A escala internacional de tempo geológico divide a história da terra em eras, períodos, épocas e idades, que agrupam e descrevem grandes eventos geológicos que condicionaram a formação do planeta ao longo de propostos 4,6 bilhões de anos (WALKER *et al.*, 2013). A espécie humana surgiu em uma época extremamente recente dessa história geológica, iniciada há cerca de 11.500 anos, o holoceno. Ao longo dessa tão recente história do universo, a ação humana tem deixado marcas e moldado a história do planeta e seus habitantes em vários aspectos. Assim, a arqueologia e a antropologia reconheceram momentos da história humana que foram impactados pela fabricação e utilização de artefatos provenientes de materiais específicos, os quais foram denominados em um sistema de três importantes idades que marcaram nossa história: idade da pedra, idade do bronze e idade do ferro (KIPFER, 2000).

Mais recentemente nessa história, a presença de plásticos e de seus resíduos tornou-se tão presente nos vários cenários da vida moderna que alguns autores têm sugerido reconhecer o período corrente da história humana com sendo a idade do plástico (THOMPSON *et al.*, 2009; MOORE, MOSKO, 2017).

No contexto da idade do plástico, uma das situações mais debatidas é seu perfil de degradação no ambiente e suas consequências ambientais e à população mundial (BERTOCCHINI, ARIAS, 2023). Os plásticos podem ser decompostos a partir de quatro mecanismos de degradação: hidrolítica, fotodegradação, termo oxidação e biodegradação (WEBB *et al.*, 2012; QIN *et al.*, 2021)). O plástico biodegradável é obtido a partir de recursos renováveis, como celulose, amido e algas e em seu processo de decomposição origina biogases (H₂O e CO₂) e biomassa. O plástico sintético é resistente ao ataque de microrganismos, uma vez que esses seres não apresentam mecanismos bioquímicos eficientes para degradá-lo, como fazem com outras substâncias. Recentemente, novas tecnologias têm sido estudadas com o objetivo de conseguir-se a biodegradação de polímeros sintéticos (QIN *et al.*, 2021; THEW *et al.*, 2023).

No processo de decomposição do plástico, os polímeros resultantes atingem dimensões reduzidas e passam a ser considerados microplásticos (MP) e nanoplásticos. Atualmente, não há um consenso sobre as dimensões utilizadas para classificação dos resíduos em micro e nanoplásticos. Entre as classificações mais utilizadas, são considerados MPs quando suas dimensões ficam entre 0,1 e 1.000 µm (CÓZAR *et al.*, 2014) e nanoplásticos, quando iguais ou menores que 0,1 µm (LAMBERT, WAGNER, 2016). Outros autores ainda dividem os MPs em dois subgrupos, 1 a 500 µm e 500 µm a 5 mm (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Os MPs são

também distinguidos em primários e secundários. MPs primários representam os plásticos já fabricados em escalas microscópicas, como os plásticos usados em cosméticos, esfoliantes ou grânulos industriais usados como precursores para a fabricação de produtos plásticos maiores. Os MPs secundários são originados de fragmentos macroscópicos que gradualmente diminuem a tamanhos cada vez menores devido às forças mecânicas e processos de oxidação e fotoquímicos (SANCHÉS *et al.*, 2022; STRUNGARU *et al.*, 2019).

O termo nanoplástico ainda é motivo de debate, assim como sua subclassificação. Alguns autores estabelecem um limite superior de 0,1 μm , enquanto outros consideram o limite superior como 0,01 μm . Os nanoplásticos também são subclassificados em primários e secundários (GIGAULT *et al.*, 2018). Ao contrário dos nanoplásticos primários, os nanoplásticos secundários são mais propensos a formar agregados com outros materiais naturais e/ou artificiais, com maiores implicações negativas ambientais (HÜFFER *et al.*, 2017).

Outra característica do material plástico, a durabilidade, está diretamente relacionada à sua estrutura química. A ausência de ligações duplas em sua estrutura fornece grande estabilidade às suas moléculas. Apesar do plástico se decompor em partículas cada vez menores por diferentes mecanismos, suas estruturas moleculares fundamentais mudam muito pouco ao longo desse processo e também persistem na natureza por longos períodos. Esse fato, além de facilitar sua disseminação ambiental, permite que seja mais facilmente ingerido por organismos vivos nos diferentes ambientes, aquático e terrestre (VERT *et al.*, 2012; SHARMA, CHATTERJEE, 2017), o que também gera implicações ambientais, muitas vezes associadas à sua inserção nas diversas cadeias alimentares do mundo animal.

São reais os numerosos benefícios e aplicações dos materiais plásticos à sociedade moderna, em seus vários contextos. Eles estão presentes nos mais variados itens da vida das pessoas, como utensílios domésticos, vestimentas, em materiais das diferentes indústrias (eletrônica, transporte, construção civil, telecomunicações ...), agricultura, tecnologia de dispositivos das áreas da saúde humana e veterinária e em uma miríade de outros produtos (MULLAN, 2002, OLIVEIRA, ALMEIDA, 2019). Esses usos tão diversos decorrem, entre outros fatores, da capacidade dos materiais plásticos em atuar sobre o desempenho de materiais, versatilidade de desenho e moldagem, resistência à diferentes temperaturas de operação e à corrosão, isolamento térmico e elétrico eficiente, durabilidade e custo relativamente baixo quando comparado a outros materiais, naturais ou sintéticos.

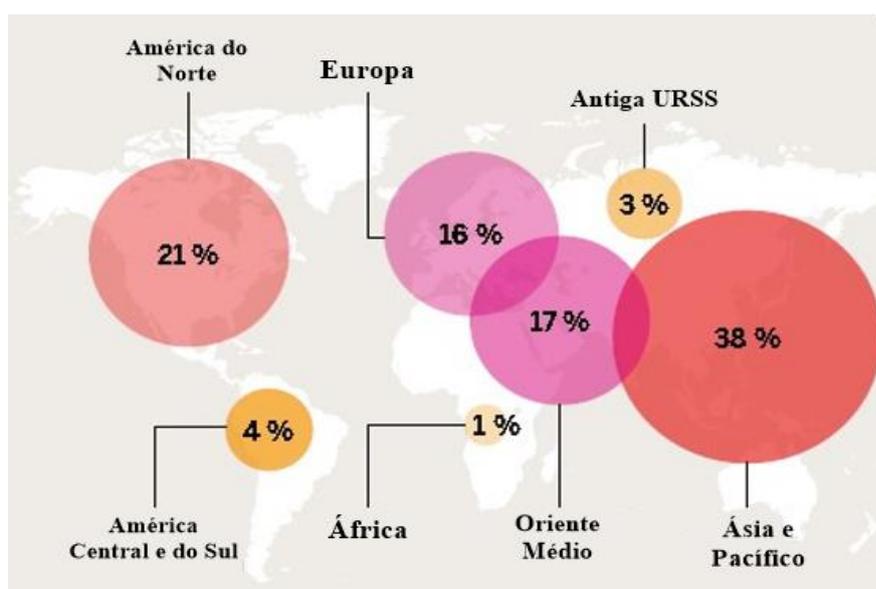
Assim, impulsionado por seu uso cada vez mais difundido e por suas inúmeras aplicações, a produção mundial de plásticos tem apresentado aumentos anuais em escala geométrica. Em 1950 a produção mundial de plásticos era dimensionada em 1,5 milhão de

toneladas/ano e no final da década de 2010 alcançou a cifra de 400 milhões de toneladas/ano (THE PLASTIC ATLAS, 2019). Futuras projeções preveem que a produção global de plásticos atinja um valor acumulado de 34 bilhões de toneladas em 2050 (STATISTA, 2020).

Dos cerca de 30.000 polímeros diferentes atualmente registrados para uso na União Europeia, os plásticos mais comuns são poliestireno (PS), o polietileno (PE), o politereftalato de etileno (PET), polipropileno (PP), o poliuretano (PUR) e o policloreto de vinila (PVC), os quais juntos representavam cerca de 81% da demanda europeia de plásticos em 2016 (PLASTICS EUROPE, 2017).

Esses aspectos relacionados à estrutura e utilização dos materiais plásticos, associados aos baixos custos de produção e aquisição e aos conceitos culturais de descartabilidade de produtos em algumas sociedades, fazem com que muitos itens plásticos sejam usados uma única vez e outros, apenas por um curto prazo de tempo. Esse fato tem gerado um crescente volume acumulado de lixo plástico, sendo a Ásia responsável por mais da metade da produção mundial de plástico (PLASTICS EUROPE, 2019). A **Figura 2** ilustra o percentual de produção de artigos plásticos com características descartáveis originados nas diferentes regiões do globo (THE PLASTIC ATLAS, 2019). Entre 1950 e 2015 estima-se que foram gerados 6,3 bilhões de toneladas de resíduos plásticos primários e secundários (reciclados) no mundo. Deste total, cerca de 9% foram reciclados, 12% incinerados e os 79% restantes depositados em aterros ou lançado diretamente no ambiente (RHODES, 2019).

Figura 2. Distribuição da produção de materiais plásticos descartáveis, por continente.



Fonte: adaptada de STATISTA, 2019.

1.3 MICROPLÁSTICOS, MEIO AMBIENTE E SAÚDE HUMANA

As mesmas propriedades que tornaram os plásticos tão úteis e difundidos, principalmente sua durabilidade e resistência, são consideradas ao mesmo tempo bênção e maldição. Precisamente por serem tão duráveis e resistentes, degradam-se lentamente, ao longo de dezenas e centenas de anos, acumulando-se no ambiente (ANDRADY e NEAL, 2009; ANDRADY, 2011; COZAR *et al.*, 2014; LAMBERT e WAGNER, 2016; SCHIMID *et al.*, 2020; LU *et al.*, 2023).

O **Quadro 1** mostra uma estimativa do tempo de decomposição de diferentes tipos de plásticos encontrados em ambiente marinho. Alguns materiais necessitam de exposição à luz solar e adequada oxigenação para o processo de degradação, e por isso o tempo de degradação passa a ser mais longo em ambiente marinho, assim como quando enterrados na superfície terrestre.

Quadro 1. Tempo médio estimado de decomposição de itens de detritos marinhos típicos.

Tempo médio de decomposição	Material
600 anos	Linha de pesca
400 – 500 anos	Fraldas descartáveis, escovas de dente, cápsulas de café
200 a 450 anos	Fralda descartável, garrafas plásticas
100 anos	Embalagem longa-vida
50 anos	Copo de isopor, boia de espuma, nylon
20 anos	Sacolas plásticas
6 meses	Porta-bebidas fotodegradável

Fonte: adaptado de MOTE MARINE, 2018

Micro e nanopartículas plásticas têm sido registradas nos mais variados ecossistemas terrestres, como oceanos, lagos (CARPENTER e SMITH, 1972; FREE *et al.*, 2014; LUSHER, 2015; MARTELLINI *et al.*, 2018), atmosfera (LIU *et al.*, 2019), solo (ZANG *et al.*, 2018) e inclusive na água de chuva (BRAHNEY *et al.*, 2020).

A poluição por MPs não é uma preocupação recente e por mais de cinco décadas cientistas e ambientalistas têm alertado os gestores públicos e à população sobre seu potencial impacto negativo ambiental e sobre a saúde humana. As evidências científicas mostram que mesmo que hipoteticamente seu crescimento fosse subitamente interrompido, suas consequências repercutiriam ainda durante imprecisos alguns séculos (BARNES *et al.*, 2009).

O número de fatores potencialmente prejudiciais ao meio ambiente secundários a detritos de plástico vem sofrendo contínua escalada, inclusive pelo entendimento de que os itens plásticos podem ser veículos de poluentes orgânicos persistentes (*persistent organic pollutants* – POPs) (MATO *et al.*, 2001). Eles podem ainda transportar espécies de seres vivos não autóctones para novos locais (BARNES *et al.*, 2009) e desencadear problemas ambientais, como é o caso de transporte de algas associadas ao fenômeno de marés vermelhas em algumas partes do mundo.

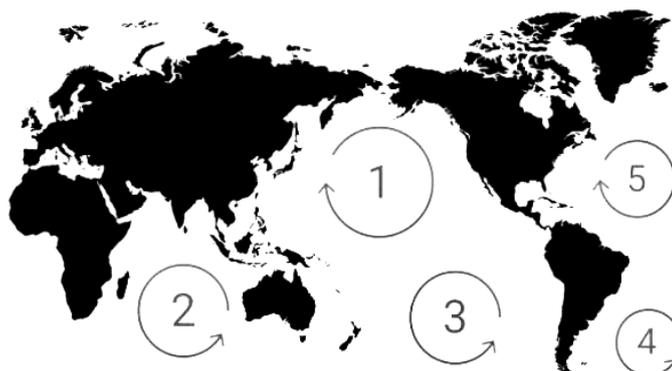
A real dimensão da poluição dos oceanos por resíduos plásticos é ainda desconhecida. Estudos mostram distribuição global dos MPs, não restritos às proximidades dos centros populacionais. Um número crescente de observações evidencia resíduos plásticos onipresentes e se acumulando progressivamente nos oceanos. As estimativas teóricas da quantidade de MPs na superfície dos oceanos ficam aquém das concentrações experimentalmente detectadas (ERIKSEN *et al.*, 2014), o que levanta a questão de “*para onde estão indo todos os plásticos?*”. Investigações sobre a distribuição vertical de MPs nas colunas de água sugerem que o destino de MPs não é apenas a superfície do oceano, mas o fundo do mar (WOODALL *et al.*, 2014), incluindo trincheiras remotas (JAMIESON *et al.*, 2019). Exemplificando a extensão dessa contaminação, fragmentos plásticos foram encontrados nas áreas continentais congeladas e em locais remotos do Mar Ártico, sendo que as concentrações de microplásticos encontradas nas áreas congeladas revelaram-se maiores do que as detectadas em águas superficiais oceânicas (OBBARD *et al.*, 2014).

Grande parte dos plásticos flutuantes são transportados pelas correntes oceânicas para determinadas áreas, os chamados giros oceânicos, regiões onde as correntes circulares levam ao acúmulo de grandes quantidades de detritos. Os grandes giros oceânicos (**Figura 3**) são: (1) Giro do Pacífico Norte; (2) Giro do Oceano Índico; (3) Giro do Pacífico Sul; (4) Giro do Atlântico Sul; (5) Giro do Atlântico Norte. O Giro do Pacífico Norte é o que apresenta maior acúmulo de detritos e impacto sobre o nível de poluição dos oceanos (THE OCEAN CLEANUP, 2020).

Aproximadamente 60% do plástico produzido é menos denso que a água do mar. Embora a densidade de certos detritos plásticos seja mais leve que a água do mar, é provável que sua quebra e a formação de MPs causem sua progressiva imersão dentro das colunas de água. Os fatores de imersão incluem não apenas a densidade de polímeros plásticos, mas a bioincrustação por outros materiais (ENGLER, 2012). Mesmo polímeros de baixa densidade como o polietileno e o polipropileno, quando incorporados à neve marinha, afundam, em média, mais de 800 metros por dia (NEWEEL *et al.*, 2005). As neves marinhas são formadas por

agregados de partículas ricas em matéria orgânica constituídos por resíduos fecais, larvários, fitoplâncton, matéria inespecífica, orgânica e inorgânica, e têm taxas de sedimentação muito mais altas do que suas partículas individuais, correspondendo às principais responsáveis pelo maciço fluxo de material orgânico das águas superficiais para as profundezas dos oceanos (NEWEEL *et al.*, 2005).

Figura 3. Giros oceânicos relacionados ao acúmulo de plástico.



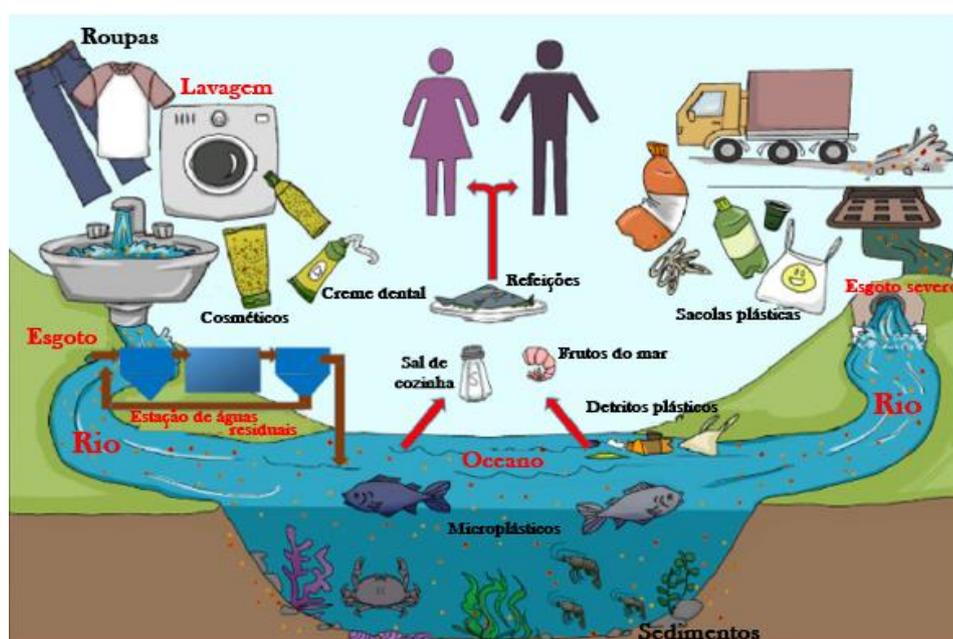
Fonte: adaptada de THE OCEAN CLEANUP, 2020.

Apesar dos plásticos representarem somente cerca de 10% do total de resíduos mundialmente descartados, eles representam uma proporção muito maior dos detritos que se acumulam no ambiente (BARNES *et al.*, 2009; SHARMA & CHATTERJEE, 2017). Entre as consequências ecológicas do acúmulo do plástico, estão as mudanças climáticas, acidificação dos oceanos e destruição da camada de ozônio (CHANG *et al.*, 2020). Micro e nanoplásticos apresentam também um risco potencial à saúde humana por permearem grande parte da cadeia alimentar, dos microrganismos marinhos, aos moluscos, crustáceos e peixes utilizados na alimentação humana (BROWNE *et al.*, 2011; THOMPSON *et al.*, 2004; ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2011).

As concentrações de MPs detectados nos diversos ambientes aquáticos (CHATTERJEE & SHARMA, 2019; CERA *et al.*, 2020) chegam a 100.000 partículas por metro cúbico, de origem predominantemente secundária (WRIGHT *et al.*, 2013) e proveniente dos vários ambientes terrestres (BROWNE *et al.*, 2011; DUIS & COORS, 2016; EFSA, 2016; ZHANG *et al.*, 2020). A **Figura 4** ilustra as diferentes fontes de partículas microplásticas (secundárias ao uso doméstico, industrial, agrícola, pesqueiro e à produção e consequente desperdício de produtos contendo MPs) e as possíveis rotas pelas quais essas partículas são liberadas no meio ambiente e eventualmente podem entrar na cadeia alimentar (TOUISSANT *et al.*, 2019).

As estações de tratamento de água removem efetivamente os MPs e as fibras sintéticas das águas residuais, prendem as partículas no lodo e evitam que elas entrem no ambiente aquático. No entanto, a prática muito comum de usar esse lodo como fertilizante agrícola após a secagem tem resultado em um acúmulo gradativo de MPs e fibras nos solos agrícolas, que pode ser detectado até mais de 5 anos após a aplicação (ZUBRIS *et al.*, 2005; CORRADINI *et al.*, 2019).

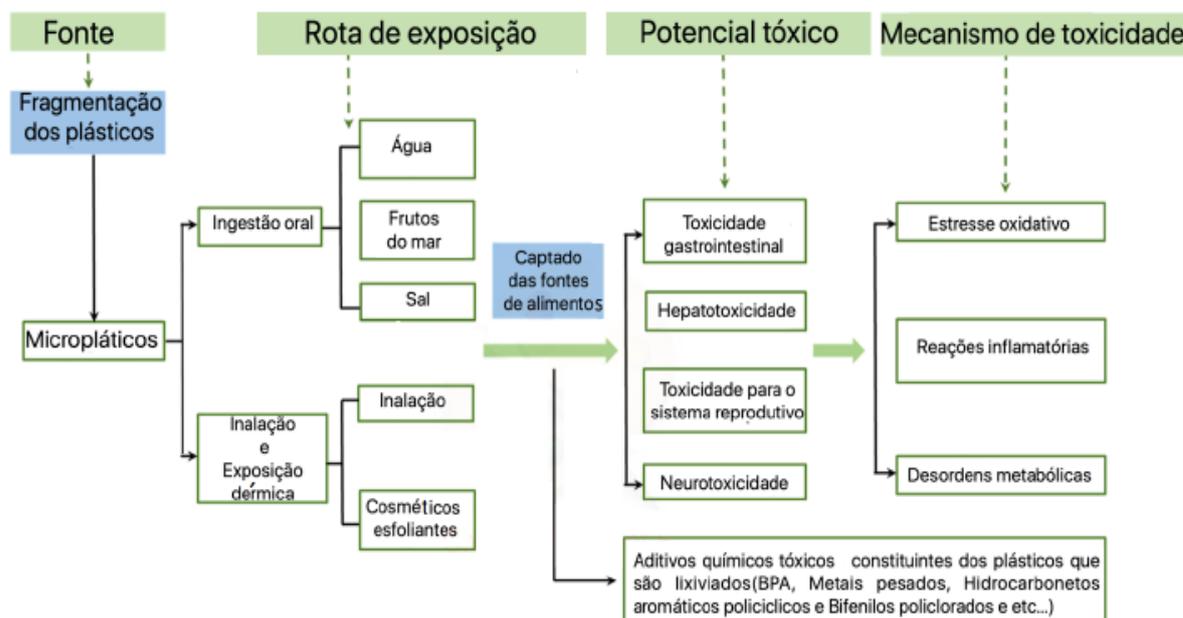
Figura 4. Visão esquemática das possíveis diferentes vias de contaminação da alimentação humana por microplásticos.



Fonte: adaptada de TOUISSANT *et al.*, 2019.

A **Figura 5** ilustra uma abordagem objetiva das principais rotas de exposição humana aos MPs, sendo a ingestão oral a principal via de exposição, os tecidos potencialmente vulneráveis e respectivos mecanismos fisiopatológicos (CHANG *et al.*, 2020).

Figura 5. Diferentes rotas de exposição aos microplásticos e possíveis efeitos à saúde humana.



Fonte: adaptada de CHANG *et al.*, 2020.

A partir de estudos em animais, considera-se que, após a ingestão de MPs, partículas menores que 1,5 μm podem passar pela barreira intestinal e translocar-se para outros órgãos. Em relação à saúde humana, estudos de materiais plásticos que têm sido utilizados em próteses ortopédicas provaram a translocação de partículas plásticas para órgãos como o fígado, baço e nódulos linfáticos (URBAN *et al.*, 2000; MINODA *et al.*, 2003). Os consequentes efeitos das partículas de MPs sobre a saúde humana dependem de seu tamanho, tipo de polímero, aditivos (plastificantes) associados, produtos químicos absorvidos do meio ambiente e da topografia de sua deposição no corpo humano (WRIGHT & KELLY, 2017). Outro ponto importante é que os detritos de plástico podem estar associados a um “coquetel de produtos químicos”, adicionados durante a fabricação e/ou adsorvidos no ambiente (ROCHMAN *et al.*, 2015), o que amplifica seus potenciais efeitos deletérios sobre a saúde humana. Entre os principais elementos adicionados estão os metais pesados, níquel e o chumbo, de alto peso molecular, e cujo acúmulo tecidual está relacionado à reconhecidos efeitos à saúde humana. (ROCHMAN *et al.*, 2013; ROCHMAN *et al.*, 2014; ROCHMAN *et al.*, 2015).

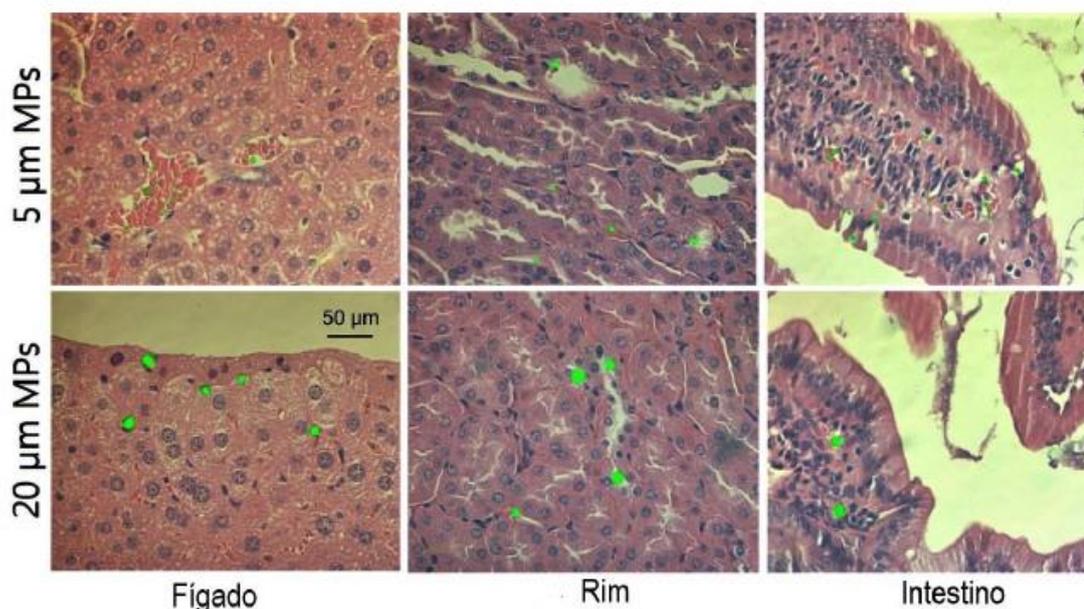
Em teoria, a absorção intestinal de microplásticos no corpo em grandes quantidades parece ser limitada e por isso a absorção de partículas inertes através do trato intestinal tem sido extensivamente estudada (O'HAGAN, 1996). Acredita-se que MPs com tamanho igual ou superior a 150 μm provavelmente não sejam absorvidos enquanto MPs menores que 150 μm poderiam se translocar da cavidade intestinal para a linfa e para o sistema circulatório,

consequentemente causando uma exposição sistêmica. No entanto, considera-se que a absorção desses MPs seja limitada, da ordem de menos de 0,3%. Adicionalmente, apenas MPs com tamanho igual ou inferior a 20 μm seriam capazes de penetrar em órgãos, enquanto a fração menor, com tamanho inferior a 10 μm seria capaz de acessar não somente todos os órgãos, mas também atravessar as membranas celulares, a barreira hematoencefálica e a placenta (BROWNE *et al.*, 2008; VON MOSS *et al.*, 2012; BOUWMEESTER *et al.*, 2015; GALLOWAY, 2015; EFSA, 2016). Uma importante questão são as interações dos micros e nanoplásticos com o sistema imunológico e seu real potencial de imunotoxicidade, imunossupressão, ativação imune e respostas inflamatórias anormais (WRIGHT *et al.*, 2017).

Alguns estudos mostram que microesferas de poliestireno de 50 a 100 nm passam mais rapidamente através da placa de Peyer e vilosidades intestinais do que partículas maiores, de aproximadamente 300 a 3000 nm (FLORENCE E HUSSAIN, 2001). No entanto, a dimensão das partículas não é o único fator decisivo, pois além do tamanho, sua afinidade pela água (hidrofilicidade) e sua carga elétrica superficial também contribuem para a translocação (AWAAD *et al.*, 2012).

DENG *et al.*, (2017) administraram partículas fluorescentes de poliestireno de dois diâmetros (5 μm e 20 μm) a camundongos durante 28 dias a fim de avaliar a distribuição tecidual, o acúmulo de partículas e os riscos específicos à saúde dos animais. A maioria dos estudos sobre a contaminação por MPs em organismos vivos era até então realizada em moluscos ou peixes, mas o estudo de DENG *et al.*, (2017) avaliou mamíferos. Os resultados mostraram o acúmulo de MPs no fígado, rins e intestino (**Figura 6**). A cinética de acúmulo tecidual e os padrões de distribuição foram fortemente dependentes do tamanho das partículas de MPs. Os camundongos foram expostos a MPs por um período de tempo relativamente curto, mas os resultados obtidos levantam questões sobre as consequências da exposição em humanos, mesmo diminuta, mas diária e por tempo extremamente prolongado, derivando de diversas fontes (DENG *et al.*, 2017).

Figura 6. Acúmulo de diferentes tamanhos de MPs em tecidos de camundongos após exposição por 28 dias.



As partículas de diferentes tamanhos de MPs aparecem como pontos fluorescentes bem marcados nos tecidos hepático, renal e intestinal dos camundongos. *Fonte: adaptada de DENG et al., 2017.*

1.3.1 Microplásticos e saúde humana: contaminação da água e alimentos

Vários estudos têm mostrado que a água potável, seja a consumida *in natura* ou pelo consumo de bebidas industrializadas, tem sido um importante meio de introdução de MPs no corpo humano (WHO, 2019). Estudos que pesquisaram a presença de MPs em água de torneira em diferentes continentes mostram que os números máximos de MPs por litro (MPs/L) de amostra chegam a 628 MPs/L na Europa (PIVOKONSKY *et al.*, 2018), 440 MPs/L na Ásia e 18 MPs/L nos Estados Unidos (SHRUTI *et al.*, 2020).

Estudos com água engarrafada também mostram a presença de MPs. KANKANIGE & BABEL (2020), ao estudarem a contaminação por MPs em garrafas PET de uso único na Tailândia, encontraram concentrações de 140 ± 19 MPs/L em água de garrafas plásticas e 52 ± 4 MPs/L em água de garrafas de vidro.

Uma possível via adicional de exposição ainda não devidamente investigada é a derivada do uso de água contaminada com MPs no preparo e incorporação de alimentos. De acordo com as estimativas da OMS, 7,5 litros de água per capita por dia (WHO, 2017) são usados em média, ao redor do mundo, para hidratação, preparo e incorporação dos alimentos. Este é um problema complexo, pois não está claro até que ponto os MPs pré-existentes na água poderiam potencialmente ser absorvidos pelos alimentos. O grau de contaminação dependeria

do método de preparo dos alimentos e, conseqüentemente, de variações geográficas e culturais (DANOPOULOS *et al.*, 2020).

Estudos com foco na contaminação por MPs de alimentos utilizados na dieta humana ainda são relativamente escassos, possivelmente devido à ausência de uma definição de micro e nanoplásticos internacionalmente aceita e à heterogeneidade de metodologias e desenhos experimentais aplicados nos estudos, o que resulta em dificuldades na interpretação e reprodutibilidade dos dados (TOUISSANT *et al.*, 2019).

A maior parte dos estudos até o momento concentrou-se em espécies comestíveis: peixes de água doce e salgada, moluscos, crustáceos e tartarugas. Estudos com foco na contaminação de alimentos processados e bebidas industrializadas são mais escassos. Organismos não comestíveis, que não entram normalmente na dieta humana, como por exemplo, aves e mamíferos marinhos têm um papel negligenciável no potencial de contaminação humana (TOUISSANT *et al.*, 2019).

Em relação às espécies marinhas, a contaminação por MPs decorre da ingestão direta e por transferência trófica. MPs suspensos na água do mar são ingeridos por muitas espécies (BROWNE *et al.*, 2008). BOERGER *et al.* (2010) encontraram fragmentos de plástico em escala centimétrica no estômago de 35% dos peixes que se alimentam de plânctons capturados no Giro do Pacífico Norte e encontraram, em média, 2,1 fragmentos de plástico para cada peixe examinado.

Descobertas semelhantes foram relatadas em estudos em estuários brasileiros onde 18% a 33% de bagres recolhidos para exames apresentaram presença de partículas de plástico em seus estômagos. Apesar do estômago e intestinos desses peixes serem normalmente removidos antes do consumo humano, o uso desses órgãos no preparo de ração animal (aves e suínos) tem sido motivo de preocupação (MALAWEERA, WIJESUNDARA, 2015; TOUISSANT *et al.*, 2019).

Moluscos bivalves ou pequenos peixes representam importante fonte de potencial contaminação por serem consumidos por inteiro. Em 2016, a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA) publicou uma revisão geral sobre a presença de micro e nanoplásticos em alimentos, com um foco particular sobre frutos do mar (EFSA, 2016). O relatório indicava que o mexilhão comum (*M. edulis*), cultivado para consumo humano, pode ingerir partículas de MP com tamanhos que variam de 2 µm a 10 µm. Isso já havia sido demonstrado experimentalmente por BROWNE *et al.* (2008) que evidenciaram o acúmulo de microesferas de poliestireno (3 e 10 µm) no intestino de *M. edulis* e sua translocação para o

sistema circulatório, levantando à hipótese que esta translocação e para outros órgãos poderia acontecer em outros organismos, incluindo o ser humano.

Um outro nutriente em foco quanto à contaminação por MPs é o sal marinho. MPs foram encontrados em amostras comerciais de sal de diferentes países, como Espanha (IÑIGUEZ *et al.*, 2017) e Turquia (GÜNDOĞDU, 2018). Como os sais comerciais são usados diariamente pela maior parte das populações, a longo prazo eles parecem se constituir uma importante fonte de contaminação da população em geral (PEIXOTO *et al.*, 2019). KARAMI *et al.* (2018) testaram e detectaram MPs em 17 marcas de sal comercializadas em oito diferentes países e na avaliação de seus resultados concluíram que apesar da contaminação estar presente em quase todas as amostras a quantidade de MPs detectadas era negligenciável (1 a 10 MPs/kg), devendo consequentemente ter um efeito mínimo sobre a saúde humana.

Atualmente, não há dados suficientes na literatura que permitam um conhecimento preciso do risco associado à saúde humana decorrente da exposição a MPs advindos de produtos ingeridos. Os polímeros plásticos são considerados bioquimicamente inertes. Entretanto, como as reações de polimerização raramente são completas, alguns monômeros residuais podem ser encontrados no material plástico e eles podem ser liberados da matriz plástica (ARAÚJO *et al.*, 2002). Alguns desses monômeros apresentam toxicidade e risco carcinogênico, consensualmente definido pela Agência Internacional de Pesquisas em Câncer - IARC (**Tabela 1**). No caso dos aditivos, como são misturados fisicamente e não ligados quimicamente aos polímeros, eles podem se deslocar dos polímeros em determinadas condições físico-químicas, interagir com reações químicas do metabolismo do indivíduo e provocar alterações físico-químicas.

Tabela 1. Toxicidade em humanos associada a monômeros e aditivos plásticos.

Monômero ou Aditivo	Potencial efeito tóxico	Referência
Cloreto de vinil	Carcinógeno 1 Angiossarcoma hepático	IARC, 2008
Estireno	Carcinógeno 2A	IARC, 2018
Ftalato de dibutila (DBP)	Carcinógeno 2B Hepatocarcinoma Tumor testicular	IARC, 2013 NTP, 1982 VOSS <i>et al.</i> , 2005
Ftalato de dietil-hexil (DEHP)	Resistência insulínica Hipertensão arterial Menopausa precoce	GRINDLER <i>et al.</i> , 2018

Classificação das substâncias carcinogênicas segundo a IARC: tipo 1- carcinógenos para humanos (evidências suficientes e causalidade reconhecida); tipo 2A – prováveis carcinógenos para humanos (evidências limitadas em humanos mas suficientes em animais); tipo 2B – possível carcinógeno para humanos (evidências limitadas como carcinógenos para humanos e evidências pouco suficientes em animais); tipo 3 – carcinogênese não classificada (evidências inadequadas em humanos e animais); tipo 4 – prováveis não carcinógenos (evidências não sugerem carcinogenicidade em humanos ou animais).

Fonte: IARC, 2022.

No atual estágio do conhecimento ainda não se conhece a verdadeira extensão do impacto de MP advindos da ingestão de diferentes produtos na saúde humana. Entre os hiatos que devem ser preenchidos para que respostas mais acuradas sejam alcançadas estão a necessidade de padronização de metodologias e ensaios laboratoriais que permitam análises quantitativas e qualitativas mais precisas de MPs na água, alimentos, produtos ingeridos não dietéticos e nas amostras biológicas (sangue, tecidos, urinas, fezes), melhor entendimento dos efeitos da preparação dos alimentos (cozimento, armazenamento, congelamento) sobre a biodisponibilidade dos MPs e na possível liberação de aditivos ou monômeros residuais nos produtos finais ingeridos, seu impacto na microbiota intestinal e na absorção real dessas substâncias, e uma melhor compreensão da toxicocinética e dos efeitos da exposição a longo prazo a esses materiais (SANCHÉS *et al*, 2022; SHRUTI *et al*, 2020; BAI *et al*, 2022).

1.3.2 Presença de microplásticos em cerveja

Dentro da conjuntura de grande dispersão de MPs nos vários cenários e ecossistemas mundiais e que permeiam as diversas atividades humanas, é natural questionar-se sobre o risco

potencial de contaminação de produtos ingeridos não dietéticos (não nutricionais), como bebidas não alcoólicas (refrigerantes, repositórios eletrolíticos, energéticos) e alcoólicas que fazem parte dos hábitos de uma significativa parte da população mundial. Essa preocupação se dá tanto pelo fato de a água ser entendida como um veículo de dispersão dos MPs como pelo fato de alguns vasilhames utilizados no engarrafamento dessas bebidas poderem ter materiais plásticos em sua composição, devido a algumas de suas propriedades já discutidas e que o fazem ser tão utilizado no mundo moderno.

No que tange ao consumo de bebidas alcoólicas, seu padrão de ingestão tem sido uma preocupação da Organização Mundial de Saúde (OMS) e pela Organização Panamericana de Saúde (OPAS), em âmbito mundial, frente às várias consequências à saúde física, psíquica e social do indivíduo e das populações, conforme demonstrado em um grande número de estudos (ANDERSON, 2021; OSORIO PAZ *et al.*, 2020; STĂTESCU C *et al.*, 2020). Esse aspecto do impacto do álcool e seus metabólitos na saúde humana, apesar de substancial importância em saúde pública, não será abordado neste trabalho, pois fugiria ao seu escopo.

O aspecto aqui focado diz respeito à taxa de consumo de bebidas alcoólicas no mundo. Segundo dados da OMS, 57,7% da população adulta do Brasil tomam algum tipo de bebida alcoólica em sua rotina. Destes, 34% optam pela bebida destilada, enquanto 60% pela cerveja e 4% pelo vinho (STATISTA, 2020; STATISTA, 2022)

Nesse contexto, os dados mostram que a cerveja é a terceira bebida (entre as nutritivas e não nutritivas) mais consumidas pela população mundial, atrás do chá e do café. A fabricação e comercialização da cerveja correspondem ao maior segmento do mercado de bebidas alcoólicas em todo o mundo. Estima-se que o valor das vendas mundiais seja de US\$587 bilhões alcançados em 2019 e aumentará para US\$867 bilhões em 2025 (STATISTA, 2022).

A população adulta brasileira é a terceira que mais ingere cerveja no mundo, sendo responsável por 7% do consumo do planeta, seguindo a população chinesa (27% do consumo mundial) e a dos Estados Unidos (13% do consumo mundial). Estima-se que o consumo de cerveja no Brasil tenha sido de 11,4 milhões de litros em 2020 (STATISTA, 2022).

No contexto do alto consumo de cerveja no mundo e o risco potencial de haver contaminação por MPs nessa bebida, os primeiros dos poucos estudos sobre esse tema se iniciaram na década de 2000. HARTMANN (2006), em sua dissertação de Mestrado na cadeira de Tecnologia de Cervejaria da Universidade Técnica de Munique (Alemanha), foi o primeiro a descrever a presença de partículas de polivinil polipirrolidona em cervejas daquele país, partículas essas também reportadas em amostras de cervejas alemãs por STEINER *et al.* (2010), atribuindo-se, naquele momento, defeitos no processo de filtração da bebida. Também na

Alemanha, alguns anos após, LIEBEZEIT, LIEBEZEIT (2014) realizaram um estudo maior sobre a contaminação por MPs em 24 marcas de cervejas alemãs, com contaminação descrita em todas elas. A partir de então alguns poucos trabalhos com o mesmo foco surgiram em outros países. KOSUTH *et al.*, 2018 encontraram partículas de MPs nas 12 marcas de cerveja analisadas, todas manufaturadas com água proveniente de um dos cinco Grandes Lagos Laurentianos (Superior, Michigan, Huron, Erie e Ontário), com uma média de 4,05 MPs/L, com comprimento médio das fibras de 0,98 mm (variação 0,1 a 5 mm). O estudo também mostrou, ao comparar a contaminação da água proveniente dos Grandes Lagos com MPs, que não havia correlação entre a contaminação das cervejas com a origem da água utilizada na sua fabricação, levando a hipótese de haver correlação com alguma outra etapa do processo de fabricação. No estudo de DIAZ-BASANTES *et al.* (2020) os autores descreveram a presença de fibras de MPs em cervejas industrializadas e artesanais no Equador, na apresentação em garrafa, em concentrações médias de 40 MPs/L (18 a 98 MPs/L) e 45 MPs/L (12 a 56 MPs/L), respectivamente.

HABSCHIED *et al* (2022) publicaram recentemente um estudo que traz à tona um outro aspecto sobre a contaminação de cervejas por MPs ao avaliarem cervejas comercializadas em recipientes PET na Croácia. Eles descreveram a presença de compostos químicos que potencialmente podem estar associados e refletir a contaminação por MPs devido ao processo de fabricação das garrafas PET, como a β -ciclodextrina (utilizada na confecção do filme plástico que reveste o vasilhame PET) e o L(-)-gliceraldeído (um substituto para o formaldeído tóxico originalmente utilizado na manufatura de plásticos biodegradáveis à base de caseína). A mensagem deste estudo acende um novo olhar nessa questão da contaminação, abordando não apenas a existência do fragmento contaminante em si, mas rastros de sua presença, e o potencial impacto desses compostos na saúde humana.

Como em nossa pesquisa bibliográfica não encontramos estudos em território brasileiro que tenham focado a pesquisa de MPs em cervejas consumidas no país, entendemos que o desenho e a execução de um estudo com esse objetivo poderiam contribuir com essa lacuna no conhecimento científico nesta área, em especial no melhor entendimento do que acontece em nosso país.

1.4 JUSTIFICATIVA DO ESTUDO

Considerando os aspectos de produção, degradação, dispersão e contaminação do plástico nos vários ecossistemas terrestres e sua potencial incorporação nas cadeias alimentares

através da contaminação em produtos nutricionais e não nutricionais ingeridos pela população humana, do significativo e crescente consumo de cerveja pela população brasileira adulta, do potencial risco de contaminação desse grupo de bebidas por MPs e por não termos encontrado estudos prévios que focaram na avaliação dessa questão em território brasileiro, entendemos que seria importante desenharmos e desenvolvermos um estudo para analisar a existência ou não de contaminação da cerveja comercializada em nosso meio.

Os resultados deste estudo podem contribuir com dados ao melhor entendimento da contaminação de uma das bebidas mais consumidas por nossa população adulta e embasar futuros estudos sobre as consequências dessa contaminação na saúde global da população.

1.5 HIPÓTESE DO ESTUDO

A hipótese nula (H_0) deste estudo é que haja contaminação por microplásticos nas cervejas comercializadas no Distrito Federal, em suas duas apresentações, recipientes em lata e em garrafas de vidro, mas que não haja diferenças na concentração das contaminações entre as marcas.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar a presença de microplásticos em amostras de cervejas, em apresentação em lata e em garrafa de vidro, produzidas no Brasil e comercializadas no Distrito Federal.

2.2 OBJETIVOS SECUNDÁRIOS

2.2.1 Realizar determinação semiquantitativa da presença de microplásticos nas amostras de cervejas estudadas.

2.2.2 Comparar a quantidade de microplásticos entre as duas apresentações das cervejas analisadas.

2.2.3 Comparar a quantidade de microplásticos entre as diferentes marcas de cervejas avaliadas.

2.2.4 Discutir as potenciais implicações dos microplásticos na cerveja à saúde humana dentro do atual estado de evidências científicas disponíveis.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 AMOSTRAGEM

Para a realização do estudo foram utilizadas amostras de 20 marcas diferentes, todas produzidas em território brasileiro e comercializadas no Distrito Federal. Para cada marca foram utilizadas uma amostra de apresentação em lata e uma amostra de apresentação em garrafa de vidro (**Tabela 2**).

Tabela 2. Características das cervejas estudadas.

Pares de amostras	Volume Lata (mL)	Validade Lata	Volume Garrafa (mL)	Validade Garrafa	Origem (cidade, Estado)	Marca
1	350	04/04/21	355	10/05/21	Teresópolis - RJ	Petra®
2	350	02/04/21	600	04/03/21	Jaguariúna - SP	Antarctica Original®
3	350	14/01/21	600	16/06/21	Petrópolis - RJ	Império®
4	269	14/04/21	330	06/12/20	Jaguariúna - SP	Budweiser®
5	350	16/06/21	330	07/07/21	Jacareí - SP	Heineken®
6	350	14/08/21	355	16/05/21	Blumenau - SC	Eisenbahn®
7	410	13/05/21	330	13/12/20	Jaguariúna - SP	Stella Artois®
8	350	30/01/21	330	04/04/21	Cândido Mota - SP	Almada®
9	269	28/04/21	355	16/01/21	Jaguariúna - SP	Bohemia®
10	350	21/03/21	330	18/06/21	Cândido Mota - SP	Moinho Real®
11	269	17/01/21	330	14/03/21	Cândido Mota - SP	Burguesa®
12	269	19/02/21	1000	22/02/21	Petrópolis - RJ	Itaipava®
13	350	20/03/21	330	19/03/21	Jaguariúna - SP	Brahma®
14	350	04/05/21	330	12/04/21	Piraí - RJ	Beck's®
15	350	05/02/21	275	22/01/21	Sete Lagoas - MG	Skol Puro Malte®
16	269	31/05/21	300	14/06/21	Jaguariúna - SP	Antarctica®
17	350	11/12/22	600	05/12/22	Campos de Jordão - SP	Baden Baden Cristal®
18	350	16/09/22	355	24/10/22	Jaguariúna - SP	Spaten®
19	269	15/08/22	330	26/06/22	Petrópolis - RJ	Hoegaarden®
20	410	24/08/22	600	27/07/22	Ribeirão Preto - SP	Colorado®

Todas as cervejas foram adquiridas em estabelecimentos comerciais de quatro Regiões Administrativas do Distrito Federal (RA-DF), no período compreendido entre setembro de 2020 e março de 2022. As RA-DF foram Santa Maria, Gama, Taguatinga e Asa Norte.

3.2 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras foram analisadas no Laboratório Interdisciplinar de Biociências (LabIBC), da Faculdade de Medicina da Universidade de Brasília - UnB.

Todos os cuidados foram adotados no manuseio das amostras durante a preparação e análise, para evitar, ou ao menos minimizar, o risco de contato com qualquer material plástico e interferência de contaminação pré-analítica.

Antes da análise das amostras, toda a vidraria utilizada no estudo foi lavada e rigorosamente enxaguada com água Milli-Q®, utilizando o sistema de purificação Milli-Q® Direct 8/16 (Milipore SAS, França) (**Figura 7**) do LabIBC/FM-UnB.

Figura 7. Equipamento de Ultrapurificação Milli-Q® do LabIBC/FM-UnB.



Fonte: próprio autor.

A água ultrapura tipo 1 Milli-Q® resulta de processo de ultrapurificação que envolve as seguintes etapas:

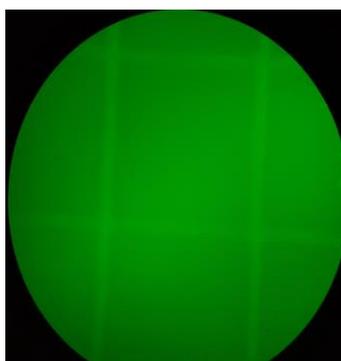
- (1) Pré-filtração: a água da torneira é inicialmente modificada para água tipo 3 no equipamento RiOs® acoplado, onde sofre remoção de coloides, partículas e diversos através de filtro plissado e carvão mineral.
- (2) Osmose Reversa: remoção de 95-99% dos contaminantes (íons, partículas, bactérias e compostos orgânicos com peso molecular > 200 kDa).

- (3) Eliminação de bactérias: uso de lâmpada ultravioleta bactericida (265 nm), livre de mercúrio.
- (4) Armazenamento de água pura em tanque específico com filtro de ventilação protetor contra contaminantes transportados pelo ar e módulo de sanitização automática que previne a formação de biofilme.
- (5) Foto-oxidação: através de uma lâmpada ultravioleta com comprimento de onda duplo de longa duração para degradação de moléculas orgânicas.
- (6) Purificação: realizada através de um cartucho específico que gera resistividade de 18,2 M Ω .cm (25°C) e TOC (carbono orgânico total) abaixo de 5 ppb.
- (7) Recirculação em alça.
- (8) Dispensação: disponibilização da água ultrapura de tipo 1 armazenada e com remoção contínua de contaminantes.

A água tipo 3 corresponde ao menor grau de purificação aceitável para uso em laboratórios e é recomendada para uso no enxague de vidraria, banho-maria, autoclaves ou para alimentar sistemas de purificação de água. A água tipo 1 representa a melhor qualidade possível de ser obtida com as tecnologias disponíveis atualmente para tratamento e purificação de água.

Todos os instrumentos e as superfícies de trabalho foram limpos com álcool a 100% e limpos com água Milli-Q® antes e após a análise de cada amostra a fim de evitar contaminação. Jalecos (material de algodão) e luvas de nitrilo foram usados durante o experimento. Uma capela de fluxo laminar foi usada durante o processo de análise (Pachane Biotechnology Pa410®, Piracicaba, SP, Brasil). Para garantir e descartar qualquer possível contaminação durante a preparação ou análise das amostras, no início de cada sequência de análises foi preparado um controle negativo utilizando água Milli-Q® (**Figura 8**). O controle negativo foi analisado usando o mesmo procedimento das amostras em estudo.

Figura 8. Câmara de Sedgewick Rafter – amostra controle negativo.



Fonte: Próprio autor.

As amostras de cerveja foram processadas individualmente da seguinte forma: cada garrafa ou lata foi cuidadosamente aberta na capela de fluxo laminar onde todo o processo foi levado a termo. Os diferentes volumes de cada amostra foram a seguir filtrados, por gravidade, utilizando um filtro de tela metálica com malhas de diâmetro equivalente a 25 μm (peneira para análise granulométrica, Bertel Indústria Metalúrgica Ltda., São Paulo, Brasil) (**Figura 9-A**). A malha do filtro foi cuidadosamente lavada a seguir, com aproximadamente 100 mL de água Milli-Q®, e 800 μL do líquido residual foram coletados na lateral do filtro (**Figura 9-B**) e adicionados a 200 μL de uma solução de corante Vermelho Nilo (9-dietilamino-5H-benzo [a] fenoxazina-5-ona - N3013, Sigma Aldrich) diluída em metanol, na concentração de 10 $\mu\text{g/mL}$ (ERNI-CASSOLA *et al.*, 2017).

O Vermelho Nilo foi inicialmente sugerido como possível marcador fluorescente de MPs (ANDRADY, 2011) e teve sua utilidade confirmada para esse fim em posteriores publicações (SHIM *et al.*, 2016; COLE, 2016). O Vermelho Nilo é comumente dissolvido em acetona, mas o metanol foi preferido por serem os plásticos mais comuns resistentes à sua ação (ERNI-CASSOLA *et al.*, 2017). Esta solução final foi transferida para um tubo Eppendorf de 1 mL e mantida no escuro antes da análise em microscópio de fluorescência. A solução foi transferida para uma câmara de contagem Sedgewick Rafter (**Figura 9-C**), que é composta por 1.000 quadrantes, compreendendo um volume total de 1 mL, cada quadrante correspondendo a 1 μl .

A presença de partículas de MPs foi analisada usando o microscópio de fluorescência Nikon Eclipse Ni-U® usando o filtro FITC® (comprimento de onda: 475-625 nm) (**Figura 9-D**). A visualização foi feita com aumento de 20-200X. Foram contados cem quadrantes aleatórios, correspondentes a 10% da área total da câmara. Um cálculo de porcentagem simples foi efetuado para determinar o número final de partículas de MPs nos diferentes volumes de cada amostra.

Figura 9. Etapas do processamento das amostras estudadas.



(A) Visualização do método utilizado na filtragem das amostras de cervejas. (B) Método utilizado na coleta das partículas de plástico após filtragem. (C) Visualização da lâmina de Sedgewick Rafter pronta para leitura. (D) Microscópio de fluorescência utilizado.

Fonte: Próprio autor.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O número definido de marcas de cerveja utilizados no estudo não seguiu nenhum critério estatístico de cálculo amostral, tratando-se assim de uma amostra de conveniência e baseado no número de marcas utilizados nos poucos estudos descritos na literatura (**Tabela 3**).

Para informação adicional, o número de cervejarias brasileiras registradas no Ministério da Agricultura do Brasil em setembro de 2022 era de 1.549, conforme divulgado no Anuário da Cerveja do Ministério (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2022), as quais contavam, em conjunto, com um total de 35.741 produtos comercializados.

Tabela 3: Número de marcas de cervejas utilizadas nos estudos disponíveis.

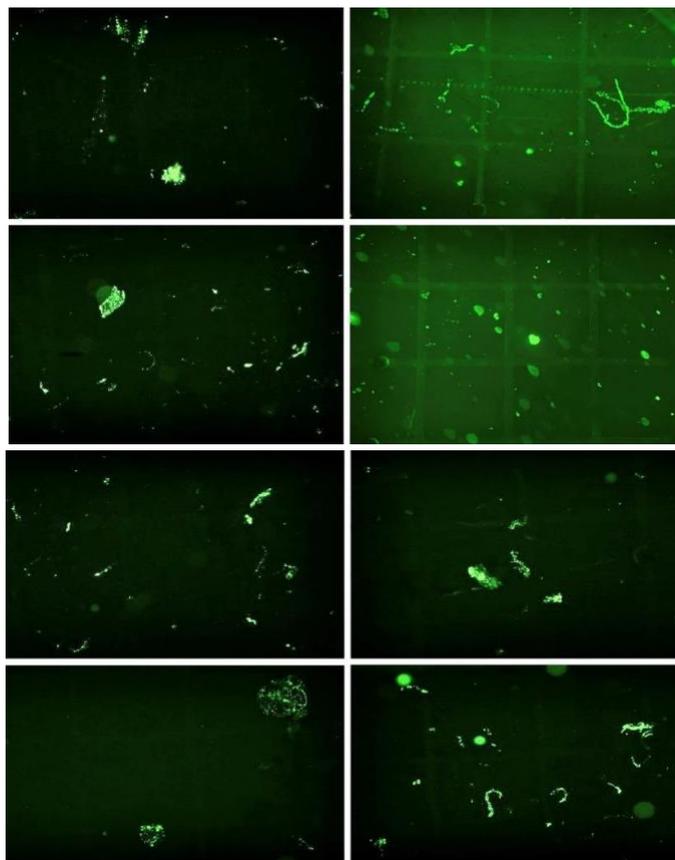
Estudo	Número de marcas	País
Hartman (2006)	3	Alemanha
Steiner et al (2010)	Não especificado	Alemanha
LIEBEZEIT, LIEBZEIT (2014)	24	Alemanha
KOSUTH <i>et al.</i> (2018)	12	Estados Unidos
DIAZ-BASANTES <i>et al.</i> (2020)	14	Equador

Uma tabela de frequência foi criada para comparar frequências e proporções observadas de microplásticos entre as marcas de cerveja analisadas. As proporções esperadas e intervalos de confiança de 95% foram estimadas. Foi realizado um teste de Qui-quadrado para investigar se as proporções eram significativamente diferentes entre as amostras. Outras comparações de proporções observadas com suas correspondentes proporções esperadas foram conduzidas usando testes Z para avaliar a sub-representação ou super-representação de grupos, quando o teste do Qui-quadrado foi considerado significativo. Um nível de 5% de significância foi usado para avaliar a significância estatística, correspondendo significância estatística para valores de p inferiores a 0,05. As análises foram conduzidas usando o programa estatístico Statulator *online* (DHAND E KHATKAR, 2014).

4. RESULTADOS

Neste estudo, encontrou-se MPs em todas as amostras (100%) de cervejas enlatadas, com partículas e fibras em diferentes formatos (**Figura 10**).

Figura 10. Microplásticos observados nas amostras estudadas.



Fotomicrografias de oito amostras diferentes utilizando microscópio de fluorescência Nikon Eclipse Ni-U® com filtro FITC® (comprimento de onda: 475-625 nm) e magnificação de 40-400X.

O número médio de MPs encontrados nas amostras de cerveja na apresentação em lata foi de 195 ± 136 (por lata), com um número mínimo e máximo respectivamente de 12 e 508 (**Tabela 4**). Na apresentação de cerveja engarrafada, apenas em uma amostra foram encontradas partículas de MPs.

Como latas e garrafas de cada marca continham diferentes volumes, variando de 269 a 410 mL para as latas e 275 a 1.000 mL para as garrafas, a contagem absoluta de partículas em cada recipiente foi dividida pelo volume de amostra para calcular a densidade de partícula por litro (MPs/L) (**Tabela 4**). Considerando a média por litro, as amostras enlatadas apresentaram

média de 587 ± 422 MPs/L (variação 44 a 1.516). A única amostra de cerveja engarrafada que apresentou microplástico (amostra 7) continha 109 partículas por litro de cerveja.

Tabela 4. Número de partículas de microplásticos por lata/garrafa e por litro nas marcas de cervejas estudadas.

Pares de marca	Volume lata (mL)	Partículas de MPs por lata	Número de MPs por litro (latas)	Volume garrafa (mL)	Partículas de MPs por garrafa	Número de MPs por litro (garrafas)
1	350	52	148	355	0	0
2	350	159	454	600	0	0
3	350	508	1.454	600	0	0
4	269	139	516	330	0	0
5	350	224	640	330	0	0
6	350	355	1.014	355	0	0
7	410	295	719	330	36	109
8	350	213	608	330	0	0
9	269	150	557	355	0	0
10	350	18	51	330	0	0
11	269	29	107	330	0	0
12	269	408	1.516	1.000	0	0
13	350	222	634	330	0	0
14	350	62	177	330	0	0
15	350	254	725	275	0	0
16	269	247	918	300	0	0
17	350	271	774	600	0	0
18	350	46	131	355	0	0
19	269	12	44	330	0	0
20	410	230	560	600	0	0

MPs: microplásticos

Na prova de igualdade de várias amostras, encontrou-se um valor de Qui-quadrado de 6561.2839, com p-valor = 0. Esse dado é uma forte evidência contra a hipótese nula, ou seja, a hipótese que refere não haver diferença entre as marcas no que tange à concentração de MPs.

As frequências estatísticas observadas e seus intervalos de confiança de 95%, juntamente com suas correspondentes frequências e proporções esperadas referentes às marcas em suas apresentações em lata estão apresentadas na **Tabela 5**.

Tabela 5. Frequências estatísticas observadas nas amostras estudadas.

Marca em lata	Proporção observada	95% CI	Proporção esperada	Z Valor	P Valor
Marca 1	148 (0,01)	0,01 - 0,01	587 (0,05)	-18,60	<0,001
Marca 2	454 (0,04)	0,04 - 0,04	587 (0,05)	-5,65	<0,001
Marca 3	1.454 (0,12)	0,12 - 0,13	587 (0,05)	36,69	<0,001
Marca 4	516 (0,04)	0,04 - 0,05	587 (0,05)	-3,02	0,003
Marca 5	640 (0,05)	0,05 - 0,06	587 (0,05)	2,23	0,026
Marca 6	1.014 (0,09)	0,08 - 0,09	587 (0,05)	18,06	<0,001
Marca 7	719 (0,06)	0,06 - 0,07	587 (0,05)	5,57	<0,001
Marca 8	608 (0,05)	0,05 - 0,06	587 (0,05)	0,87	0,382
Marca 9	557 (0,05)	0,04 - 0,05	587 (0,05)	-1,28	0,199
Marca 10	51 (0,00)	0,00 - 0,01	587 (0,05)	-22,71	<0,001
Marca 11	107 (0,01)	0,01 - 0,01	587 (0,05)	-20,34	<0,001
Marca 12	1.516 (0,13)	0,12 - 0,14	587 (0,05)	39,31	<0,001
Marca 13	634 (0,05)	0,05 - 0,06	587 (0,05)	1,97	0,048
Marca 14	177 (0,02)	0,01 - 0,02	587 (0,05)	-17,37	<0,001
Marca 15	725 (0,06)	0,06 - 0,07	587 (0,05)	5,83	<0,001
Marca 16	918 (0,08)	0,07 - 0,08	587 (0,05)	14,00	<0,001
Marca 17	774 (0,07)	0,06 - 0,07	587 (0,05)	7,90	<0,001
Marca 18	131 (0,01)	0,01 - 0,01	587 (0,05)	-19,32	<0,001
Marca 19	44 (0,00)	0,00 - 0,00	587 (0,05)	-23,00	<0,001
Marca 20	560 (0,05)	0,04 - 0,05	587 (0,05)	-1,16	0,247

O teste do Qui-quadrado aplicado à essa análise foi significativo (p-valor < 0,001), sugerindo proporções significativamente diferentes entre os grupos. Outras comparações múltiplas pelo teste Z indicaram que as marcas de cerveja 3, 5, 6, 7, 12, 13, 15, 16 e 17

apresentaram valores significativamente superiores, enquanto as marcas 1, 2, 4, 10, 11, 14, 18 e 19 estavam significativamente abaixo da média (**Tabelas 6 e 7**), 587 ± 422 MPs/L. As marcas 8, 9 e 20 encontraram-se dentro da faixa da proporção esperada.

Tabela 6. Marcas de cerveja com menores concentrações de microplástico na apresentação em lata.

Amostra	Proporção de MP (MP/L)	Validade Lata	Origem (cidade, Estado)	Marca
1	148 (0,01)	04/04/21	Teresópolis - RJ	Petra®
2	454 (0,04)	02/04/21	Jaguariúna - SP	Antarctica Original®
4	516 (0,04)	14/04/21	Jaguariúna - SP	Budweiser®
10	51 (0,00)	21/03/21	Cândido Mota - SP	Moinho Real®
11	107 (0,01)	17/01/21	Cândido Mota - SP	Burguesa®
14	177 (0,02)	04/05/21	Piraí - RJ	Beck's®
18	131 (0,01)	16/09/22	Jaguariúna - SP	Spaten®
19	44 (0,00)	15/08/22	Petrópolis - RJ	Hoegaarden®

Tabela 7. Marcas de cerveja com maiores concentrações de microplástico na apresentação em lata.

Amostra	Proporção de MP (MP/L)	Validade Lata	Origem (cidade, Estado)	Marca
3	1.454 (0,12)	14/01/21	Petrópolis - RJ	Império®
5	640 (0,05)	16/06/21	Jacareí - SP	Heineken®
6	1.014 (0,09)	14/08/21	Blumenau - SC	Eisenbahn®
7	719 (0,06)	13/05/21	Jaguariúna - SP	Stella Artois®
12	1.516 (0,13)	19/02/21	Petrópolis - RJ	Itaipava®
13	634 (0,05)	20/03/21	Jaguariúna - SP	Brahma®
15	725 (0,06)	05/02/21	Sete Lagoas - MG	Skol Puro Malte®
16	918 (0,08)	31/05/21	Jaguariúna - SP	Antarctica®
17	774 (0,07)	11/12/22	Campos de Jordão - SP	Baden Baden Cristal®

As cidades de Petrópolis (RJ) e Jaguariúna (SP) apresentaram marcas de cerveja que figuraram tanto no grupo de maiores (duas e três marcas, respectivamente) como no grupo de menores concentrações de MPs/L (uma e três marcas, respectivamente). Em uma perspectiva geográfica maior, os Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, principais localizações das fábricas das cervejas analisadas, também apresentaram marcas de cerveja nos grupos de maiores (duas e cinco, respectivamente) e menores (três e cinco, respectivamente) concentrações de MPs/L.

A **Tabela 8** ilustra a comparação das concentrações de MPs encontradas neste estudo com as descritas nos estudos anteriores.

Tabela 8. Comparação das concentrações e características dos microplásticos entre os estudos.

Estudo	Concentração de microplásticos
Este estudo	Por lata: 195 ± 136 MPs
. Brasil	Média das amostras em lata (n: 20): 587 ± 422 MPs/L
.20 marcas: 20 em latas de alumínio	Em garrafa (n: 1): 109 MPs/L
20 em garrafas de vidro	(n:19): não encontrado MP
	Tamanho das partículas: não aferido
LIEBEZEIT, LIEBEZEIT (2014)	Média das amostras (n:24): 22,6 MPs/L
. Alemanha	Variação: 2 a 79 fibras/L
.24 marcas	12 a 109 fragmentos/L
	Tamanho das partículas: não apresentado
KOSUTH <i>et al.</i> (2018)	Média de todas as amostras (n:12): 4,05 MPs/L
. Estados Unidos	Variação: 0 a 14,3 partículas/L
.12 marcas: 8 em garrafa de vidro	Tamanho das partículas:
4 em latas de alumínio	.0,98 mm, variação: 0,1 a 5 mm (fibras)
DIAZ-BASANTES <i>et al.</i> (2020)	Cervejas artesanais (n:8): 32 MPs/L
. Equador	Cervejas industriais (n:6): 47 MPs/L
.14 marcas: 6 industriais	Tamanho das partículas:
8 artesanais	.13,45 a 6.742,48 μ m (fibras)
	.2,48 a 247,54 μ m (fragmentos)

Obs.: As fibras são definidas como partículas de estruturas unidimensionais cujo comprimento excede em muito o seu diâmetro. Fragmentos correspondem a partículas sem formato definido cuja relação entre suas dimensões é mínima.

5. DISCUSSÃO

A presença de partículas microplásticas em todas as amostras de cervejas examinadas neste estudo foi considerável e superou a concentração imaginada pela autora inicialmente, ao desenhar este estudo. É provável que esses valores sejam ainda maiores, pela possibilidade de uma proporção considerável de micro e nanoplásticos poderem ter escapado à análise.

Até o momento, poucos são os estudos sobre contaminação por MPs de produtos alimentares e produtos não nutricionais, sólidos ou líquidos. Uma extensa revisão deste tópico revelou que, tanto quanto se pode saber, este é o primeiro estudo avaliando a presença de MPs em cervejas comercializadas no Brasil. No nosso país, a cerveja é a bebida alcoólica mais consumida, chegando a 11,1 bilhões de litros consumidos em 2021 (STATISTA, 2022). Considerando esse consumo, a ingestão anual per capita de MPs contida somente nas latas de cerveja seria, em média, de 34.560 partículas e poderia chegar a 78.516 partículas de MPs. Este resultado é muito superior ao relatado por KOSUTH *et al* (2018) que analisaram 12 diferentes marcas de cervejas americanas (8 em garrafa de vidro e 4 em lata) e encontraram uma média de 4,05 partículas/L. O número de partículas detectadas nas cervejas brasileiras é também superior ao relatado por LIEBEZEIT, LIEBEZEIT (2014) em cervejas alemãs, no qual foram detectadas de 2 a 79 partículas por litro (predominantemente fibras) com uma média de 22,6 partículas por litro.

Outro estudo efetuado no Equador (DIAZ-BASANTES *et al.*, 2020), realizado com 15 amostras de cerveja engarrafada (8 de origem industrial e 7 de origem artesanal) mostrou uma média de 32 MPs/L na cerveja engarrafada artesanal e 47 MPs/L na cerveja engarrafada industrial. Diferente de nossos resultados em que apenas uma amostra de cerveja engarrafada apresentou MP, seus resultados mostraram MPs em todas as amostras. Nesse estudo equatoriano, os autores também encontraram que havia marcas com as menores e as maiores concentrações de MPs sediadas em algumas mesmas cidades, tanto para cervejas artesanais como industriais. Autores têm sugerido que a provável fonte de MPs seriam os materiais utilizados no processo de produção, principalmente a fonte da água. Os nossos resultados tenderiam a excluir a água como possível fonte de contaminação. Cada marca de cerveja analisada foi adquirida tanto em lata como em garrafa. Se a água fosse o principal fator contaminante seria de se esperar que o grau de contaminação fosse similar tanto nas latas como nas garrafas. No entanto, com exceção da amostra número 7, todas as marcas restantes apresentaram MPs na amostra enlatada, mas não na amostra engarrafada. Este resultado tenderia a excluir a água utilizada na fabricação como fonte de contaminação. Essa constatação

também foi referida por KOSUTH *et al* (2018), pois esses autores não encontraram correlação entre a contaminação das cervejas e as respectivas fontes de água utilizadas em sua manufatura.

Outro dado importante em nosso estudo é que cervejas fabricadas em uma mesma cidade apresentavam concentrações bastante díspares de MPs/L, como aconteceu em cervejas fabricadas nas cidades de Petrópolis, RJ (amostras 3, 12 e 19) e em Jaguariuna, SP (amostras 2, 4, 7, 13, 16 e 18), apesar de pertencerem a indústrias diferentes. Entretanto não se teve acesso à informação se as indústrias de uma mesma cidade utilizam a mesma fonte de água na produção da cerveja, não se podendo vincular ou desvincular a correlação entre contaminação e fonte de água utilizada. Um aspecto interessante é que a região de Petrópolis é frequentemente afetada por enchentes caudalosas associadas a desastres ambientais e humanos nos meses de verão e essa situação é um potencial fator de risco de contaminação das águas que abastecem a população. Nesse contexto, pode-se conjecturar sobre o risco de as fontes de água utilizadas na fabricação de cervejas nesse local também poderem ser afetadas. Entretanto, não se teve acesso a estudos deste tema para ser detalhado no trabalho.

A partir desses dados e ao tentar explicar esta discrepância em nossas amostras e a grande diferença encontrada entre nossos resultados e os resultados obtidos por outros autores, dois fatores precisam ser avaliados. O primeiro é a qualidade da água utilizada na produção da cerveja. Aparentemente, a filtragem prévia da água a ser utilizada no processamento da cerveja não é uma exigência obrigatória e permanece a critério de cada produtor, pelo menos na Alemanha (LIEBEZEIT, LIEBEZEIT, 2014). Não conseguimos dados concernentes às exigências sanitárias no Brasil e é possível que, em sua maioria, as cervejas sejam processadas utilizando água provenientes de estações municipais de tratamento de água. Se esse for o caso e Brasília puder ser considerada um modelo para o resto do Brasil, um estudo recente efetuado em Brasília mostrou grande contaminação por MPs da água de torneira distribuída em zona central e residencial desta capital. Nesse estudo o número de partículas de plástico variou entre um mínimo de 48 e um máximo de 1.194 partículas por litro (PRATESI *et al.*, 2021). Se, dependendo de cada fabricante, a água utilizada no processamento da cerveja for utilizada sem prévia filtragem, ela pode ser considerada um fator importante, mesmo não sendo o único, de contaminação do produto final por MPs.

Outro plausível fator de contaminação que possa explicar o maior comprometimento das latas, quando comparado às garrafas é a utilização de um revestimento interno com plástico das latas usadas como recipientes, tanto de alimentos como de bebidas, com o intuito de criar uma barreira entre o metal e seu conteúdo (KARAMI *et al.*, 2018). Por outro lado, em garrafas de vidro, o revestimento de plástico não é usado, sendo utilizado somente para revestir as

tampas de metal usadas para selar as garrafas, potencialmente contaminando a cerveja. No entanto, no Brasil, as cervejas armazenadas em garrafas de vidro geralmente são armazenadas na vertical para reduzir o contato da cerveja com o oxigênio presente no gargalo da garrafa, o que poderia induzir um sabor metálico na cerveja. Quando a cerveja engarrafada é armazenada deitada, este efeito no sabor é acentuado devido ao aumento da superfície de contato entre a cerveja e o ar presente na garrafa. Portanto, o fato de os frascos serem armazenados em pé no transporte e no mercado pode ser uma explicação associada à redução de chance de contaminação por MPs.

Ainda assim é difícil justificar a completa ausência de partículas plásticas em quase a totalidade das garrafas examinadas neste estudo e isso torna necessário o reconhecimento das limitações metodológicas.

Uma das limitações é a falta de informações sobre as diferenças no processo de fabricação de cerveja pelos produtores das diferentes marcas de cerveja, um fator que poderia explicar, mesmo que parcialmente, as diferenças nos resultados.

Outra limitação importante foi a questão da disponibilidade de equipamentos e a metodologia utilizada. Não tivemos à disposição equipamentos que possibilitassem uma identificação mais precisa das partículas, tais como a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) (DUTRA *et al.*, 1995) e a espectroscopia de Raman (SCHYMANSKI *et al.*, 2018). De modo geral, a metodologia utilizada para detecção e identificação das partículas não teve uma precisão que possa ser definida como absoluta. É provável que o uso do filtro e o método de captação do líquido residual contendo as partículas deixou de detectar partículas muito pequenas, especialmente as nanopartículas. A coloração pelo corante Vermelho Nilo identifica indubitavelmente o que é plástico, apesar de não identificar qual o polímero, o que poderia ser efetuado pela aplicação da espectroscopia de Raman ou FTIR (ERNI-CASSOLA *et al.*, 2017). Apesar da coloração pelo Vermelho Nilo identificar satisfatoriamente os MPs, na análise microscópica torna-se difícil visualizar e contar partículas diminutas. Autores têm usado softwares sofisticados, como por exemplo o *Galaxy Count Software*, que é um sistema capaz de enumerar todas as partículas fluorescentes, por pequenas que sejam, em relação ao fundo preto, não-fluorescente (MASON *et al.*, 2018).

Neste trabalho não foi possível a caracterização da presença de nanoplásticos nas amostras de cerveja. De um modo geral, o conhecimento sobre a ocorrência de nanoplásticos em produtos alimentícios para consumo humano é muito limitado e não há estudos relatando essas partículas em bebidas embaladas devido à falta de métodos padronizados para separação e caracterização de nanoplásticos nessas substâncias. Seu tamanho menor em relação à

superfície/volume torna difícil o isolamento e caracterização (GIGAULT *et al.*, 2018), além dos fatos de que as técnicas são mais demoradas e de custo elevado (SCHWAFERTS *et al.*, 2019) e o problema da agregação de nanoplásticos com a mudança na força iônica da solução que torna muito mais desafiadora sua caracterização (RIST *et al.*, 2017; MINTENIG *et al.*, 2018). Assim, a determinação qualitativa e quantitativa de nanoplásticos continua sendo um grande desafio para pesquisadores e profissionais científicos.

Para minimizar os riscos de contaminação pré-analíticas neste estudo, medidas rigorosas de controle de qualidade foram adotadas durante cada etapa de processamento e análise devido à possível ocorrência de contaminação secundária de várias fontes, como aerotransportados, jaleco e equipamentos utilizados no laboratório. Antes do processamento da amostra todos os materiais usados no experimento foram cuidadosamente limpos com água deionizada pré-filtrada e etanol 50%. De forma mais eficaz, o uso do detergente SDS na limpeza dos materiais de vidraria seria o mais adequado na remoção de microplásticos da superfície do vidro do que a água pura, o que já se provou na literatura científica (OBMANN *et al.*, 2018).

As soluções e reagentes foram pré-filtrados utilizando uma malha de filtro de 0,2 mm antes de sua utilização e o processamento no laboratório ocorreu em fluxo laminar com a capela de exaustão desligada, pois ligada poderia aumentar a contaminação por microplásticos nas amostras ao puxar o ar. O uso de jaleco 100% algodão e luvas de nitrilo sem pó foi seguido para evitar a contaminação com o polímero da roupa. Outros cuidados também foram adotados para reduzir o risco de contaminação das amostras coletadas, como a limpeza e lavagem com água deionizada pré-filtrada da superfície externa das garrafas ou latas de bebidas coletadas e o rótulo da embalagem foi removido antes de análise posterior.

A filtração é um processo de separação mecânica descomplicado para remover partículas de líquidos. Este é um método econômico (financeiro e de tempo) baseado em uma membrana (filtração ou ultrafiltração) que não requer nenhum equipamento especial. Os requisitos básicos para a filtração são uma força motriz, como um diferencial de pressão que movimenta o fluido, e um dispositivo mecânico (filtro) que retém o meio filtrante, permitindo que a força seja aplicada. O método de filtração tem sido a escolha para extração de microplásticos na maioria dos estudos recentemente publicados. A vantagem deste método está em sua capacidade de processar maiores quantidades de amostras em menos tempo. Existem filtros diferentes que podem ser utilizados na separação de microplásticos, sendo os mais comumente utilizados nos estudos aqueles de nitrato de celulose, éster de celulose misto, fibra de vidro, policarbonato, policarbonato banhado a ouro e filtro de policarbonato revestido de alumínio. Além da separação de microplásticos, filtros como policarbonato banhado a ouro e

poli-carbonato revestido de alumínio podem facilitar a identificação de microplásticos sob técnicas espectroscópicas e imagens de microscopia eletrônica (OBMANN *et al.*, 2018; SCHYMANSKI *et al.*, 2018).

É sabido que o tamanho dos poros dos filtros determina grandemente a concentração de microplásticos retidos e estabelece um limite de faixa de detecção. Portanto, o indicado seria utilizar filtros com poros variando entre 0,22 e 11 mm para aumentar a chance de retenção dessas partículas durante o processo de filtração (BRANDER *et al.*, 2020).

O método de filtração aplicado neste estudo foi semelhante ao utilizado por KOSUTH *et al.* (2018). Aqueles autores optaram pela filtração seguida da coloração dos resíduos no próprio filtro pelo corante Rosa do Bengala e posterior visualização direta em microscópio de dissecação. O Rosa do Bengala cora matéria orgânica, mas não cora o plástico e, portanto, não tem como distinguir o plástico de outras partículas inorgânicas. A modificação realizada neste estudo foi a coleta de detritos no próprio filtro, coloração com Vermelho Nilo e posterior visualização na câmara de contagem de Sedgewick Rafter seguida de análise por microscopia de fluorescência.

A coloração por fluorescência é uma técnica rápida e de baixo custo para objetos ou estruturas específicas de alta iluminação em estudos biológicos e médicos, e seu uso está se tornando difundido para identificação de microplásticos. Acerca disso, pesquisas disponíveis validaram a marcação de corantes como Vermelho Nilo, Vermelho de óleo EGN, Eosina B, Amarelo de Hostasol 3G, Rosa do Bengala e DAPI contra uma variedade de tipos de microplásticos (por exemplo, PE, PET, PP) (MAES *et al.*, 2017; LV *et al.*, 2019; KARAKOLIS *et al.*, 2019). Na maioria dos estudos atuais o Vermelho Nilo e o Rosa do Bengala são os corantes escolhidos, porém apresentam funções diferentes. O Rosa do Bengala é utilizado para excluir fibras naturais/materiais orgânicos de partículas sintéticas (LIEBEZEIT, LIEBEZEIT, 2014; KOSUTH *et al.*, 2018), enquanto o Vermelho Nilo é aplicado para identificação e quantificação de microplásticos de água engarrafada e vinho branco (MASON *et al.*, 2018; STANTON *et al.*, 2019; KANKANIGE, BABEL, 2020). Além disso, a escolha da adição de corantes de coloração variou dentro de alguns estudos da seguinte forma: a) solução de corante é injetada diretamente na amostra e incubada por um período de tempo antes da filtração (MASON *et al.*, 2018), b) solução de corante é adicionada no filtro após o escoamento da amostra (LIEBEZEIT E LIEBEZEIT, 2014; LACHENMEIER *et al.*, 2015; KOSUTH *et al.*, 2018) e, c) solução de corante é adicionada à água deionizada da lavagem que contém as partículas do filtro (KANKANIGE, BABEL, 2020).

A solução de corante pode ser preparada utilizando diferentes solventes de extração, como acetona, metanol e n-hexano. A crescente evidência da literatura demonstra que o Vermelho Nilo é mais vantajoso em comparação com outros corantes devido ao seu comportamento solvato crômico (moléculas mudam de cor em função da polaridade do solvente) que possivelmente permite a classificação de microplásticos em grandes grupos químicos com base no deslocamento fluorescente (SHIM *et al.*, 2016; MAES *et al.*, 2017; GAGNE *et al.*, 2019). Dessa forma, o Vermelho Nilo surgiu como o corante de coloração mais promissor para investigações de microplásticos. O ajuste da ampla gama de filtros no microscópio garante uma melhor detecção e quantificação de microplásticos ao usar o Vermelho Nilo. À luz dos avanços recentes, a coloração de microplásticos com corantes provou ser uma abordagem eficaz no tempo para a quantificação de microplásticos.

Em diversos estudos tem-se adotado protocolos para remover a fração orgânica/material biogênico da matriz da amostra e, assim, permitir uma extração que apresente o mínimo possível de interferências durante a quantificação ou identificação de microplásticos. Várias abordagens incluem a digestão ácida/alcalina (por exemplo, NaOH, KOH, HNO₃ e HCl), o uso de agentes oxidantes (por exemplo H₂O₂ e reagente de Fenton) e o uso de enzimas (por exemplo, Proteinase K, celulase e quitinase) nesse processo (PFEIFFER; FISCHER, 2020). Sabe-se que o agente oxidante, H₂O₂, tem o benefício de ser mais eficaz na destruição de matéria orgânica do que NaOH e HCl, sem impactos nos microplásticos.

Além disso, eles podem ser combinados com uma ou mais metodologias para melhorar a separação de microplásticos. No estudo de DIAZ-BASANTES *et al.* (2020) os autores desenvolveram uma abordagem que compreende uma combinação de filtração usando aço inoxidável e digestão para tratar amostras de bebidas embaladas de leite, refrigerantes e cervejas para extração de microplásticos. Posteriormente, foi realizada a digestão em H₂O₂ utilizando o decantador do processo de peneiramento. Os autores permitiram que as amostras permanecessem em 30% de H₂O₂ por três dias, antes de mais análises.

De modo geral, a utilização de protocolos de digestão envolvendo amostras de bebidas embaladas raramente é considerada na literatura sobre microplásticos. As principais razões parecem ser: (1) as amostras de bebidas utilizadas, incluindo água engarrafada, refrigerantes e cervejas, são consideradas de baixo teor orgânico (gordura) e de carga de partículas quando comparadas a amostras de ambientes, como aquelas provenientes de estações de tratamento de águas marinhas e de águas residuais (MASURA *et al.*, 2015); (2) a menor viscosidade (próxima à da água) em comparação com outros produtos alimentícios como o mel permite uma filtração

rápida em condições de laboratório, com menor tempo de processamento da amostra e, portanto, sem a necessidade de passar pela etapa de digestão.

Assim, essa revisão mostra que desenvolver métodos padronizados de avaliação de micro e nanoplasticos é uma abordagem necessária para coletar dados sistemicamente e permitir a reprodutibilidade, comparação e análise conjunta dos dados de diferentes estudos.

No contexto das evidências sobre o real impacto da contaminação de MPs à saúde humana, apesar de novos dados surgirem ao longo das últimas décadas, ainda há um número grande de perguntas sem respostas. Como já referido, a contaminação por MPs é preocupante não só pelo impacto ecológico, mas também por poder comprometer a segurança alimentar e, conseqüentemente, a saúde humana (BARBOZA *et al.*, 2018). Mesmo que as evidências científicas demonstrem a presença de MPs em diversos produtos alimentícios, não há suficientes informações disponíveis sobre o destino dos MPs no corpo humano após sua ingestão (WRIGHT *et al.*, 2017; RIST *et al.*, 2018). Há dois aspectos a se considerar em relação aos possíveis efeitos nocivos dos microplásticos na saúde humana. O primeiro envolve a ingestão das próprias partículas plásticas e suas possíveis conseqüências na absorção intestinal e difusão sistêmica. O segundo refere-se aos potenciais efeitos toxicológicos dos aditivos químicos a eles associados.

Quanto aos efeitos toxicológicos da ingestão de MPs, como mencionado anteriormente, os plásticos podem conter misturas complexas de aditivos para melhorar suas propriedades físicas, que podem eventualmente vazar para o meio ambiente. Eles podem atuar como veículos para produtos químicos, incluindo aqueles que foram intencionalmente adicionados durante seu processo de fabricação, bem como os contaminantes ambientais que podem ter sido absorvidos em sua superfície durante seu uso e permanência no ambiente, tais com estireno, metais tóxicos, ftalatos, bisfenol A (BPA), bifenilos policlorados (PCBs) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) (TEUTEN *et al.*, 2009; ROCHMAN *et al.*, 2014; BARBOZA *et al.*, 2018; HAHLADAKIS *et al.*, 2018). Também deve ser enfatizado que uma ampla gama dos produtos químicos usados na fabricação de plástico, são reconhecidos como tóxicos para animais e humanos, sendo muitos deles considerados carcinógenos, desreguladores endócrinos e neurotóxicos (THOMPSON *et al.*, 2009; HAHLADAKIS *et al.*, 2018; ROCHMAN *et al.*, 2013; WRIGHT *et al.*, 2017). A lixiviação ocorrerá principalmente na superfície das partículas de plástico, e os produtos químicos podem se difundir continuamente do núcleo da partícula para a superfície. Portanto, a lixiviação de partículas plásticas pode ser uma fonte de exposição prolongada a produtos químicos em tecidos e fluidos corporais, apesar de muitos desses

produtos químicos não serem persistentes e terem meia-vida curta no organismo (ENGLER, 2012).

Além disso, vários dos produtos químicos associados aos MPs podem-se acumular progressivamente na cadeia alimentar, sofrendo um processo de biomagnificação, principalmente no ambiente marinho (KELLY *et al.*, 2007). Isso aumenta consideravelmente o risco dos efeitos tóxicos desses produtos químicos, especialmente para os principais predadores e humanos que consomem espécies contaminadas por microplásticos ou por produtos químicos liberados por essas partículas após sua ingestão (HARTMANN *et al.*, 2017). Neste contexto, devem receber atenção especial os ftalatos e o bisfenol A, já que sua toxicidade foi comprovada em estudos em animais (THOMPSON *et al.*, 2009; KOELMANS *et al.*, 2016).

Ainda em relação aos produtos químicos presentes no ambiente e potencialmente adsorvidos pelos MPs, é necessário citar a capacidade dessas partículas de adsorver metais tóxicos, como já demonstrado em alguns estudos (ASHTON *et al.*, 2010). Entre esses metais, o mercúrio é de especial relevância por ser um poluente global e contaminante comum no ambiente marinho. O mercúrio é altamente tóxico para animais e humanos e em algumas de suas formas, particularmente o metilmercúrio, ocorre grande biomagnificação na cadeia alimentar (EAGLES-SMITH *et al.*, 2018).

Além de produtos químicos, micróbios e outros organismos também foram encontrados em detritos de plástico. Esse conjunto de detritos é descrito como "plastisfério", termo usado para se referir a um ecossistema que evoluiu para proliferar em ambientes plásticos produzidos pelo homem. Os detritos plásticos se constituem em um meio de transporte mais durável do que outros materiais biodegradáveis para carrear organismos por longas distâncias (ZETLER *et al.*, 2013). Já foi constatado que algumas dessas comunidades carregam organismos patogênicos, como *Vibrio spp.* (KESWANI *et al.*, 2016; KIRSTEIN *et al.*, 2016), *Escherichia coli*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Bacillus cereus* e *Aeromonas salmonicida* (VIRSEK *et al.*, 2017). Consequentemente, tem sido sugerido que os detritos plásticos podem aumentar o risco global de doenças humanas e animais por meio de novas rotas de contaminação e infecção, pela introdução de patógenos e de seus vetores em novas áreas, ou por migrações de organismos contaminados com os patógenos (KESWANI *et al.*, 2016). Além disso, a plastisfera pode também incluir espécies exóticas invasoras (patógenos ou não) que podem contribuir à perda de biodiversidade e para o aparecimento de outros fatores ecológicos e econômicos de impacto negativo sobre a biosfera (ZETLER *et al.*, 2013).

Os principais aditivos plásticos alarmantes à saúde humana incluem bisfenol A, ftalatos, retardadores de chama, bromado, triclosan, bisfenonas e organoestânicos. A potencial migração

dos elementos constituintes dos polímeros e dos aditivos adicionados a eles para alimentos e bebidas, é considerada uma das principais vias de exposição humana.

Há pouca informação sobre a lixiviação direta de aditivos em tecidos orgânicos, mas um monômero químico que devido à sua frequência e potenciais efeitos adversos à saúde humana têm apresentado grandes preocupações é o bisfenol A (BPA). O BPA é um monômero amplamente utilizado na produção de plásticos de policarbonato e resinas epóxi para revestimentos de latas de alimentos e bebidas. Numerosos estudos mostraram que o BPA pode migrar do policarbonato e contaminar alimentos e bebidas (GUART *et al.*, 2013). A ingestão oral de BPA é considerada a principal via de exposição humana. Outras vias de exposição são a inalação de poeira doméstica e a absorção pela pele ao manusear materiais impressos. O BPA é indubitavelmente absorvido pelo organismo e estudos mostraram que mais de 95% da população nos Estados Unidos, Europa e Ásia já foi exposta ao BPA (GALLOWAY *et al.*, 2010; VANDENBERG *et al.*, 2010).

O BPA exerce sua atividade biológica principalmente pela interação com receptores de hormônios esteroides, exibindo atividades estrogênicas e antiandrogênicas (LEE *et al.*, 2003). Há evidências crescentes de estudos epidemiológicos e laboratoriais de que a exposição ao BPA está associada a efeitos adversos à saúde humana, incluindo doenças cardiovasculares, alterações no sistema reprodutor masculino e cânceres mediados por hormônios, como câncer de mama e câncer de próstata, além de alterações neurocomportamentais (MA *et al.*, 2022; MICHAŁOWICZ, 2019). Devido às fortes evidências do potencial deletério do BPA à saúde humana e como ele era utilizado na composição de mamadeiras plásticas, seu uso em mamadeiras produzidas e comercializadas no Brasil foi proibido pela Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA) em setembro de 2011 (RDC n. 41/2011, ANVISA).

Dentro desse contexto, na atual fase de conhecimento científico, apesar de incipientes, as evidências que mostram haver contaminação das cervejas em alguns países, incluindo o Brasil, são um importante alerta de âmbito social e científico, que envolve e se direciona às indústrias produtoras, aos gestores em saúde pública, aos cientistas e à população brasileira e mundial, que representam o ponto final dessa cadeia de manufatura-comércio-consumo. Neste aspecto, este estudo corrobora a importância de a sociedade científica desenvolver novos estudos que permitam aprofundar o conhecimento sobre o real impacto dos MPs nos vários aspectos da saúde humana, a curto, médio e longo prazo, pois não envolve apenas a questão da cerveja, mas todos os demais produtos, nutricionais ou não, que fazem parte da rotina da população mundial. Conhecer o problema é um dos passos essenciais para a proposta de soluções factíveis e resolutivas.

6. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo mostram a presença de microplásticos em todas as marcas de cerveja comercializadas no Distrito Federal. Entretanto, a contaminação foi observada na totalidade das marcas em seu envasamento em lata, mas apenas em uma marca com envasamento em garrafa de vidro. Na análise quantitativa, a concentração média de partículas de microplásticos/litro de cerveja em lata foi superior aos valores descritos em outros estudos.

Não foi possível analisar a existência ou não de correlação entre potencial de contaminação por MPs e fonte de água utilizada na produção das 20 diferentes marcas de cerveja estudadas.

Houve significativa variação nos níveis de contaminação entre as marcas pesquisadas, mas diferentes níveis de contaminação foram encontrados em marcas manufaturadas em uma mesma cidade. Entretanto não se teve acesso à informação se as indústrias de uma mesma cidade utilizam a mesma fonte de água na produção da cerveja, não se podendo vincular ou desvincular a correlação entre contaminação e fonte de água utilizada nesses casos.

As variações de métodos, aquisição de dados e tipos de instrumentos utilizados na análise de MPs dificultam a comparação dos nossos resultados com outros estudos.

Os dados deste estudo e a revisão da literatura corroboram o alerta e a importância de se realizar mais estudos em âmbito nacional e mundial, e que possam ser compartilhados e agregados, nas várias instâncias da pesquisa clínica e pesquisa básica, para se entender o real impacto dos MPs na saúde humana.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2011/res0041_16_09_2011.html. Último acesso em 5/12/2022.

ANDERSON, P. **The Impact of Alcoholic Beverages on Human Health**. *Nutrients*, v. 13(10), p. 4417.2021. doi: 10.3390/nu13124417.

ANDRADY, A; NEAL, M. A. **Applications and societal benefits of plastics**. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, p. 1977–84. 2009. Doi: 10.1098/rstb.2008.0304

ANDRADY, A. L. **Microplastics in the marine environment**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62: p. 1596-1605. 2011. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.

ARAÚJO, P.H.H; SAYER, C; GIUDICI, R; Poço, J.G.R. **Techniques for reducing residual monomer content in polymers: a review**. *Polym Eng. Sci.*, v. 42, p. 1442-1468. 2002. Doi: 10.1002/pen.11043.

ASHTON, K. *et al.* **Association of Metals with Plastic Production Pellets in the Marine Environment**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n° 11, p. 2050–2555. 2010. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.014

AWAAD, A.; NAKAMURA, M.; ISHIMURA, K. **Imaging of size-dependent uptake and identification of novel pathways in mouse Peyer's patches using fluorescent organosilica particles**. *Nanomedicine*, v. 8, p. 627–636. 2012. Doi: 10.1016/j.nano.2011.08.009.

BAI, C. L. *et al.* **Microplastics: A review of analytical methods, occurrence and characteristics in food, and potential toxicities to biota**. *Sci Total Environ*. v. 806(Pt 1):150263, 2022. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150263.

BARBOZA, L. G. A. *et al.* **Marine Microplastic Debris: An Emerging Issue for Food Security, Food Safety and Human Health**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 133, p. 336–348. 2018. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.047.

BARNES, D. K. *et al.* **Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments**. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, v. 364, p. 1985–1998. 2009. Doi: 10.1098/rstb.2008.0205.

BERTOCCHINI F, ARIAS CF. **Why have we not yet solved the challenge of plastic degradation by biological means?** *PLoS Biol.* v. 21(3), p:e3001979. 2023. Doi: 10.1371/journal.pbio.3001979.

BOERGER, C. M. *et al.* **Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, p. 2275-2278. 2010. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.08.007.

BOUWMEESTER, H.; HOLLMAN, P. C. H.; PETERS, R. J. **Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology**. *Environmental Science & Technology*, v. 49, p. 8932-8947. 2015. Doi: 10.1021/acs.est.5b01090.

BRANDER S.M., RENICK V.C., FOLEY M.M., ET AL. **Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices**. *Applied Spectroscopy*. v. 74(9), p. 1099-1125. 2020. Doi:10.1177/0003702820945713

BRASKEN. (2021). **O plástico no planeta: o uso consciente torna o mundo sustentável - 2017**. Último acesso em 15/12/2022, disponível em: <https://www.braskem.com.br/busca?q=Cartilha+Braskem>.

BROWNE, M. A. *et al.* **Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks**. *Environmental Science & Technology*, v. 45, p. 9175-9179. 2011. Doi: 10.1021/es201811s.

BROWNE, M. A. *et al.* **Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.)**. *Environmental Science & Technology*, v. 42, p. 5026-5031. 2008. Doi: 10.1021/es800249a.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. **Plastics on the Sargasso Sea Surface**. *Science*, v. 175, n° 4027, p. 1240–1241. 1972. Doi: 10.1126/science.175.4027.1240.

CERA, A. *et al.* **Microplastics in Freshwater: What Is the News from the World?** *Diversity*, v. 12, n° 7, p. 276. 2020. Doi: 10.3390/d12070276.

CHALMIN, P. **The history of plastics: from the Capitol to the Tarpeian Rock**. *Field Actions Science Reports*. The journal of field actions, p: 6-11. 2019.

CHANG, X. *et al.* **Potential Health Impact of Environmental Micro- and Nanoplastics Pollution**. *Journal of Applied Toxicology*, v. 40, n° 1, p. 4–15. 2020. Doi: 10.1002/jat.3915.

CHATTERJEE, S.; SHARMA, S. **Microplastics in our oceans and marine health**. *Field Actions Science Reports*, The Journal of Field Actions, n° Special Issue 19, p. 54–61. 2019. journals.openedition.org, <https://journals.openedition.org/factsreports/5257>.

COLE, M. *et al.* **Microplastics as contaminants in the marine environment: a review**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 2588-2597. 2011. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

CORRADINI, F. *et al.* **Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal**. *Science of the Total Environment*, v. 671, p. 411-420. 2019. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.368.

CÓZAR, A. *et al.* **Plastic Debris in the Open Ocean**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n° 28, p. 10239–10244. 2014. Doi: 10.1073/pnas.1314705111.

DHAND, N. K.; KHATKAR, M. S. **Statulator: An online calculator that conducts statistical analyses and interprets the results**. <http://statulator.com>.

DANOPOULOS, E. *et al.* **Microplastic Contamination of Drinking Water: A Systematic Review.** PLOS ONE, organizado por Amitava Mukherjee, v. 15, n° 7, p. e0236838. 2020. Doi: 10.1371/journal.pone.0236838.

DENG, Y. *et al.* **Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure.** Scientific Reports, v. 7, n. 46687, p. 1-10. 2017. Doi: 10.1038/srep46687.

DIAZ-BASANTES, M. F. *et al.* **Microplastics in Honey, Beer, Milk and Refreshments in Ecuador as Emerging Contaminants.** Sustainability, v. 12, n° 14, p. 5514. 2020. Doi: 10.3390/su12145514.

DUIS, K.; COORS, A. **Microplastics in the Aquatic and Terrestrial Environment: Sources (with a Specific Focus on Personal Care Products), Fate and Effects.** Environmental Sciences Europe, v. 28, n° 1, p. 2. 2016. Doi: 10.1186/s12302-015-0069-y.

DUTRA, R. C. L. *et al.* **Importância da Preparação de Amostras em Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FT-IR) na Investigação de Constituintes em Materiais e Compostos.** Polímeros: Ciência e Tecnologia, v. 5, p. 41-47. 1995.

EAGLES-SMITH, C. A.; *et al.* **Modulators of Mercury Risk to Wildlife and Humans in the Context of Rapid Global Change.** Ambio, v. 47, n° 2, p. 170–197. 2018. Doi: 10.1007/s13280-017-1011-x

EFSA - European Food Safety Authority. **Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood.** EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA Journal. v. 14, n° 6. 2016. Doi: 10.2903/j.efsa.2016.4501.

ENGLER, R. E. **The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean.** Environ Sci Technol, v. 46, p. 12302–12315. 2012. Doi: 10.1021/es3027105.

ERIKSEN, M. *et al.* **Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea.** PLoS ONE, organizado por Hans G. Dam, v. 9, n° 12, p. e111913. 2014. Doi: 10.1371/journal.pone.0111913.

ERNI-CASSOLA, G. *et al.* **Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 µm) in Environmental Samples.** Environ Sci Technol, v. 51, p. 13641–13648. 2017. Doi: 10.1021/acs.est.7b04512.

FLORENCE, A. T.; HUSSAIN, N. **Transcytosis of nanoparticle and dendrimer delivery systems, evolving vistas.** Adv Drug Deliv Ver, v. 50, p. S69–S89. 2001. Doi: 10.1016/s0169-409x(01)00184-3.

FREE, C. M. *et al.* **High-Levels of Microplastic Pollution in a Large, Remote, Mountain Lake.** Marine Pollution Bulletin, v. 85, n° 1, p. 156–163. 2014. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.

FREINKELL, S. **Plastic: A Toxic Love Story**. New York: Houghton Mifflin Harcourt. 2011.

GAGNÉ F, AUCLAIR J, QUINN B. **Detection of polystyrene nanoplastics in biological samples based on the solvatochromic properties of Nile red: application in *Hydra attenuata* exposed to nanoplastics**. Environmental Science and Pollution Research International, v. 26(32), p. 33524-33531. 2019. Doi: 10.1007/s11356-019-06501-3.

GALLOWAY, T. S. **Micro- and Nano-plastics and Human Health**. In: **Melanie Bergmann M, Gutow L, Klages M, editores. Marine Anthropogenic Litter**. Springer International Publishing, p. 343-366. 2015. Doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_13.

GEYER, R. **A Brief History of Plastics**. In: STREIT-BIANCHI, M., CIMADEVILA, M., TRETTNAK, W. (eds) **Mare Plasticum - The Plastic Sea**. Combatting Plastic Pollution Through Science and Art. Springer, Cham. 2020. Capítulo 2. Doi: 10.1007/978-3-030-38945-1_2.

GIGAULT, J. *et al.* **Current opinion: What is a nanoplastic?** Environmental Pollution, v. 235, p. 1030-1034. 2018. Doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.024.

GILBERT, M. **Plastics Materials**. In: Brydson's Plastics Materials. 8th ed. Chapter 1. Plastics Materials: Introduction and Historical Development, pp. 1–18. Butterworth-Heinemann. 2016.

GUART, A. *et al.* **Migration of plasticisers from Tritan and polycarbonate bottles and toxicological evaluation**. Food Chemistry, v. 141, p. 373-380. 2013. Doi: 10.1016/j.foodchem.2013.02.129.

GÜNDOĞDU, S. **Contamination of table salts from Turkey with microplastics**. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess, v. 35, p. 1006-1014. 2018. Doi: 10.1080/19440049.2018.1447694.

HABSCHIED, K.; MASTANJEVIĆ, K.; ŠIBALIĆ, M.; KRSTANOVIĆ, V.; GALIĆ, V. A. **Survey on Detection of Plastic-Related Chemicals in Beer Packaged in PET Using FT-IR Technology**. *Beverages*, v. 8, p. 73. 2022. Doi: 10.3390/beverages8040073

HAHLADAKIS, J. N. *et al.* **An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling**. J Hazard Mater, v. 344, p. 179-199. 2018. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.10.014.

HARTMANN, K. **Bedeutung rohstoffbedingter Inhaltsstoffe und produktionstechnologischer Einflüsse auf die Trübungsproblematik im Bier** [Ph.D. Thesis]. Technical University Munich; 142 p. 2006.

HARTMANN, N. B. *et al.* **Microplastics as Vectors for Environmental Contaminants: Exploring Sorption, Desorption, and Transfer to Biota: Microplastics as Contaminant Vectors: Exploring the Processes**. Integrated Environmental Assessment and Management, v. 13, n° 3, p. 488–493. 2017. Doi: 10.1002/ieam.1904.

HIDALGO-RUZ, V. *et al.* **Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification**. Environmental Science & Technology, v. 46, p. 3060-3075. 2012. Doi: 10.1021/es2031505.

HOSLER, D. *et al.* **Prehistoric polymers: rubber processing in ancient Mesoamerica.** *Science*, v. 284, p. 1988-1991. 1999. Doi: 10.1126/science.284.5422.1988.

HÜFFER, T. *et al.* **Microplastic exposure assessment in aquatic environments: learning from similarities and differences to engineered nanoparticles.** *Environmental Science & Technology*, v. 51, p. 2499-2507. 2017. Doi: 10.1021/acs.est.6b04054.

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. **1,3-butadiene, ethylene oxide and vinyl halides (vinyl fluoride, vinyl chloride and vinyl bromide).** IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum. v. 97, p.:3-471. 2008.

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. **Some chemicals present in industrial and consumer products, food and drinking water.** IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum, v.101, p. 9–549. 2013.

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. **Styrene, styrene-7,8-oxide, and quinoline.** IARC Work. Group Eval. Carcinogen. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum, v. 121, p. 37–296. 2018.

IARC. **IARC Monographs on the identification of carcinogenic hazards to humans.** 2022. Disponível em: <https://monographs.iarc.who.int/>. Último acesso em 15/12/2022.

IÑIGUEZ, M. E. *et al.* **Microplastics in Spanish Table Salt.** *Scientific Reports*, v. 7, p. 1-7. 2017. Doi: 10.1038/s41598-017-09128-x.

JAMIESON, A. J. *et al.* **Microplastics and Synthetic Particles Ingested by Deep-Sea Amphipods in Six of the Deepest Marine Ecosystems on Earth.** *Royal Society Open Science*, v. 6, nº 2, p. 180667. 2019. Doi: 10.1098/rsos.180667.

KANKANIGE, D.; BABEL, S. **Smaller-Sized Micro-Plastics (MPs) Contamination in Single-Use PET-Bottled Water in Thailand.** *Science of The Total Environment*, v. 717, p. 137232. 2020. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137232.

KARAKOLIS, E; NGUYEN, B.; YOU, JAE; ROCHMAN, C.; SINTON, D. **Fluorescent Dyes for Visualizing Microplastic Particles and Fibers in Laboratory-Based Studies.** *Environmental Science & Technology Letters*, v. 6(6), p. 334-340. Doi: 10.1021/acs.estlett.9b00241.

KARAMI, A. *et al.* **Microplastic and Mesoplastic Contamination in Canned Sardines and Sprats.** *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 1380–1386 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.005.

KELLY, B. C. *et al.* **Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants.** *Science (New York, N.Y.)*, v. 317, nº 5835, p. 236–239. 2007. Doi: 10.1126/science.1138275

KESWANI, A. *et al.* **Microbial Hitchhikers on Marine Plastic Debris: Human Exposure Risks at Bathing Waters and Beach Environments.** *Marine Environmental Research*, v. 118, p. 10–19. 2016. Doi: 10.1016/j.marenvres.2016.04.006.

KIRSTEIN, I. V. *et al.* **Dangerous Hitchhikers? Evidence for Potentially Pathogenic *Vibrio* Spp. on Microplastic Particles.** *Marine Environmental Research*, v. 120, p. 1–8. 2016. Doi: 10.1016/j.marenvres.2016.07.004.

KOELMANS, A. A. *et al.* **Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies.** *Environmental Science & Technology*, v. 50, n° 7, p. 3315–3326. 2016. Doi: 10.1021/acs.est.5b06069.

KOSUTH, M. *et al.* **Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt.** *Plos One*, v. 13. 2018. Doi: 10.1371/journal.pone.0194970.

KIPFER, B. A. **Encyclopedic Dictionary of Archeology.** New York: Springer Science & Business Media (published 2000). p. 564.

LAMBERT, S.; WAGNER, M. **Characterisation of Nanoplastics during the Degradation of Polystyrene.** *Chemosphere*, v. 145, p. 265–268. 2016. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.078.

LEE, H. J. *et al.* **Antiandrogenic effects of bisphenol A and nonylphenol on the function of androgen receptor.** *Toxicology Scientific*, v. 75, p. 40-47. 2003. Doi: 10.1093/toxsci/kfg150

LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. **Synthetic particles as contaminants in German beers.** *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, v. 31, p. 1574-1578. 2014. Doi: 10.1080/19440049.2014.945099.

LIU, K. *et al.* **Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere.** *Environmental Science & Technology*, v. 53, n° 18, p. 10612–10619. 2019. Doi: 10.1021/acs.est.9b03427.

LU Q, ZHOU Y, SUI Q, ZHOU Y. **Mechanism and characterization of microplastic aging process: A review.** *Front Environ Sci Eng*. V.17(8), p:100. 2023. Doi: 10.1007/s11783-023-1700-6.

LUSHER, A. 2015. **Microplastics in the Marine Environment: distribution, Interactions and Effects.** In: Bergmann M, Gutow L, Klages M, editors. *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer; 2015: p. 245–307.

MA, Y. *et al.* **The adverse health effects of bisphenol A and related toxicity mechanisms.** *Environ Res*, v. 176, p. 108575. 2019. doi: 10.1016/j.envres.2019.108575.

MAES, T., JESSOP, R., WELLNER, N. *et al.* **A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile red.** *Scientific Reports*. v. 7, p. 44501. 2017. Doi: 10.1038/srep44501.

MALAWEERA, B. O.; WIJESUNDARA, W. M. N. M. **Use of seafood processing by-products in the animal feed industry.** In: Kim SK, editor. *Seafood processing by-products*. New York, Springer, p. 315–339. 2015.

MARTELLINI, T. *et al.* **A Snapshot of Microplastics in the Coastal Areas of the Mediterranean Sea.** *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 109, p. 173–179. 2018. Doi: 10.1016/j.trac.2018.09.028.

MASON, S. A. *et al.* **Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water.** *Frontiers in Chemistry* v. 6, p. 407. 2018. Doi: 10.3389/fchem.2018.00407.

MASURA, J., *et al.* **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.** Silver Spring, MD, NOAA Marine Debris Division, 31pp. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48).2015. Doi: 10.25607/OBP-604

MATO, Y. *et al.* **Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment.** *Environment Scientific & Technology*, v. 35, p. 318-324. 2001. Doi: 10.1021/es0010498.

MICHAŁOWICZ, J. **Bisphenol A--sources, toxicity and biotransformation.** *Environ Toxicol Pharmacol*, v37, no 2, p. 738-58. 2019. doi: 10.1016/j.etap.2014.02.003

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO DO BRASIL. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias-2022/numero-de-cervejarias-registradas-no-brasil-cresce-12-em-021#:~:text=Em%20n%C3%ADvel%20nacional%2C%20o%20Brasil,registrada%20para%20cada%20137.713%20habitantes.&text=Em%202021%2C%20o%20n%C3%BAmero%20de,alcan%C3%A7ou%20a%20marca%20de%2035.74>. Último acesso em 5/12/2022.

MINTENIG, S.M.; BÄUERLEIN, P.S.; KOELMANS, A. A.; DEKKER, S.C.; VAN WEZEL, A.P. **Closing the gap between small and smaller: towards a framework to analyse nano- and microplastics in aqueous environmental samples.** *Environmental Science: Nano*, v. 5(7), p. 1640-1649. 2018.

MINODA, Y. *et al.* **Polyethylene Wear Particles in Synovial Fluid After Total Knee Arthroplasty.** *Clinical Orthopaedics & Related Research*, v. 410, p. 165–172. 2003. Doi: 10.1097/01.blb.0000063122.39522.c2.

MOORE, C.; MOSKO, S. S. **The Plastic Age: Worldwide Contamination, Sources of Exposure, and Human Health Consequences'**, in Aly Cohen, Frederick S. vom Saal, and Andrew Weil (eds), *Integrative Environmental Medicine*, Weil Integrative Medicine Library (New York, 2017; online edn, Oxford Academic, 1 Mar. 2017), <https://doi.org/10.1093/med/9780190490911.003.0002>, accessed 22 Aug. 2022.

MOTE MARINE LAB, U.S. National Park Service; Sarasota, FL; National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. **Decomposition rates of marine debris (years).** 2018. Disponível em: <https://ourworldindata.org/grapher/decomposition-rates-marine-debris>. Último acesso em 04/01/2023.

MULLAN, W. M. A. **Science and technology of modified atmosphere packaging**. 2002. Disponível em: <https://www.dairyscience.info/index.php/packaging/117-modified-atmosphere-packaging.html>. Último acesso em 04/01/2023.

NEWELL, C. R. *et al.* **The Contribution of Marine Snow to the Particle Food Supply of the Benthic Suspension Feeder, *Mytilus Edulis***. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 321, n° 2, p. 109–124. 2005. Doi: 10.1016/j.jembe.2005.01.006.

OBBARD, R. W. *et al.* **Global Warming Releases Microplastic Legacy Frozen in Arctic Sea Ice**. *Earth's Future*, v. 2, n° 6, p. 315–320. 2014 Doi: 10.1002/2014EF000240.

OBMANN, B. E. *et al.* **Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water**. *Water Res*, v. 141, p. 307-316. 2018. Doi: 10.1016/j.watres.2018.05.027.

O'HAGAN, D. T. **The intestinal uptake of particles and the implications for drug and antigen delivery**. *Journal of Anatomy*, v. 189, p. 477-482. 1996.

OLIVEIRA, M.; ALMEIDA, M. **The why and how of micro(nano)plastic research**. *TrAC Trends Anal. Chem.*, v. 114, pp. 196-201. 2019.

OSORIO-PAZ, I.; BRUNAUER, R.; ALAVEZ, S. **Beer and its non-alcoholic compounds in health and disease**. *Crit Rev Food Sci Nutr*, v. 60(20), p.3492-3505. 2020. doi: 10.1080/10408398.2019.1696278.

PEIXOTO, D. *et al.* **Microplastic Pollution in Commercial Salt for Human Consumption: A Review**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 219, p. 161–168. 2019. Doi: 10.1016/j.ecss.2019.02.018.

PFEIFFER F., FISCHER E.K. **Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction**. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8. 2020. Doi: 10.3389/fenvs.2020.572424.

PIATTI, T. M. RODRIGUES, R. A. F. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. *Conversando sobre ciências em Alagoas - Maceió: EDUFAL*, 2005. 51p.

PIVOKONSKY, M. *et al.* **Occurrence of Microplastics in Raw and Treated Drinking Water**. *Science of The Total Environment*, v. 643, p. 1644–1651. 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.

PLASTICS. *Plastics Industry Association*. <https://www.plasticsindustry.org/advocacy/codes-standards>. 2022. Último acesso em 22/12/2022.

PLASTICS EUROPE, **Plastics the Facts 2017-An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, 2017**. *PlasticsEurope*. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/274-plastics-facts-2017>. Último acesso em 22/12/2022.

PLASTICS EUROPE. **Plastics - the Facts 2019 - An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, 2019**. *PlasticsEurope*. Disponível em:

https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf. Último acesso em 22/12/2022.

PLASTICS EUROPE. The compelling facts about plastics, analysis of plastics production, demand and recovery for 2006 in Europe, January 2008. Belgium: PlasticsEurope

PRATESI, C. B. et al. Presence and Quantification of Microplastic in Urban Tap Water: A Pre-Screening in Brasilia, Brazil. Sustainability, v. 13, nº 11, p. 6404. 2021. Doi: 10.3390/su13116404

RIST, S. et al. A Critical Perspective on Early Communications Concerning Human Health Aspects of Microplastics. Science of The Total Environment, v. 626, p. 720–726. 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.092

ROCHMAN, C. M. The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. Marine Anthropogenic Litter, p. 117–140. 2015. Doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_5.

ROCHMAN, C. M. et al. Ingested Plastic Transfers Hazardous Chemicals to Fish and Induces Hepatic Stress. Scientific Reports, v. 3, nº 1, p. 3263. 2013. Doi: 10.1038/srep03263.

ROCHMAN, C. M. et al. Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. PLoS ONE, organizado por James P. Meador, v. 9, nº 1, p. e85433. 2014. Doi: 10.1371/journal.pone.0085433.

RHODES, C. J. Plastic pollution and potential solutions. Sci Prog. V. 101, n 3, p.207-260. 2018 doi: 10.3184/003685018X15294876706211

ROSAS, A. L. G.; CASTRO, R. F. Prática experimental como estratégia de aprimorar a aprendizagem significativa sobre polímeros sintéticos utilizando materiais alternativos. Scientia Amazonia, v. 7, n.2, E11-E22, 2018.

SÁNCHEZ, C. Fungal potential for the degradation of petroleum-based polymers: An overview of macro- and microplastics biodegradation. Biotechnol Adv.; v. 40:107501. 2020. doi: 10.1016/j.biotechadv.2019.107501.

SÁNCHEZ, A, et al. Dietary microplastics: Occurrence, exposure and health implications. Environ Res. V.212(PtA):113150, 2022. Doi: 10.1016/j.envres.2022.113150.

SCHMID C, COZZARINI L, ZAMBELLO E. Microplastic's story. Mar Pollut Bull. v. 162, p:111820. 2020. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111820.

SCHYMANSKI, D. et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water. Water Research, v. 129, p. 154-162. 2018. Doi: 10.1016/j.watres.2017.11.011.

SCHWAFERTS, C.; NIESSNER, R.; ELSNER, M.; IVLEVA, N. Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. TrAC Trends in Analytical Chemistry. v. 112, p. 52-65. 2019. Doi: 10.1016/j.trac.2018.12.014.

SHARMA, S.; CHATTERJEE, S. **Microplastic Pollution, a Threat to Marine Ecosystem and Human Health: A Short Review**. Environmental Science and Pollution Research, v. 24, n° 27, p. 21530–21547. 2017. Doi: 10.1007/s11356-017-9910-8.

SHIM, W. J. *et al.* **Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining**. Marine Pollution Bulletin, v. 113, p. 469-476. 2016. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.049.

SHRUTI, V. C. *et al.* **Metro Station Free Drinking Water Fountain- A Potential 'Microplastics Hotspot' for Human Consumption**. Environmental Pollution, v. 261, p. 114227. 2020. Doi: 10.1016/j.envpol.2020.114227.

SHRUTI, V. C. *et al.* **Toward a unified framework for investigating micro(nano)plastics in packaged beverages intended for human consumption**. Environ Pollut, v. 268(Pt A):115811, 2020. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115811.

STANTON T, JOHNSON M, NATHANAIL P, MACNAUGHTAN W, GOMES RL. **Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres**. The Science of the Total Environment, v. 666, p. 377-389. 2019. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.278.

STĂTESCU, C. *et al.* **Consensus and Controversy in the Debate over the Biphasic Impact of Alcohol Consumption on the Cardiovascular System**. Nutrients, v. 13(4), p.1076. 2021. doi: 10.3390/nu13041076.

STATISTA. **Beer – Brazil (2020)**. Disponível em: <https://www.statista.com/outlook/10010000/115/beer/brazil#market-arpu>. Último acesso em 22/12/2022.

STATISTA. **Brazil: beer consumption 2020-2024**. November 2, 2022. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/727090/beer-consumption-brazil>. Último acesso em 22/12/2022.

STATISTA. **Distribution of global plastic materials production in 2019**. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/281126/global-plastics-production-share-of-various-countries-and-regions>. Último acesso em 22/12/2022.

STEINER, E.; BECKER, T.; GASTL, M. Turbidity and haze formation in beer – insights and overview. J Inst Brew, v. 116, p.360–368. 2010. doi.org/10.1002/j.2050-0416.2010.tb00787.x

STRUNGARU, A. S. *et al.* **Micro-(nano) plastics in freshwater ecosystems: abundance, toxicological impact and quantification methodology**. TrAC Trends in Analytical Chemistry, v. 110, p. 116-128. 2019. Doi: 10.1016/j.trac.2018.10.025.

TEUTEN, E. L. *et al.* **Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife**. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 364, p. 2027-2045. 2009. Doi: 10.1098/rstb.2008.0284.

THE OCEAN CLEANUP. **The great pacific garbage patch**. The Ocean Cleanup. Disponível em: <https://theoceancleanup.com/great-pacific-garbage-patch/>. Último acesso em 22/12/2022.

THE PLASTIC ATLAS, 2019. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico>. Último acesso em 22/12/2022.

THEW CXE, LEE ZS, SRINOPHAKUN P, OOI CW. **Recent advances and challenges in sustainable management of plastic waste using biodegradation approach**. *Bioresour Technol.* V.374, p: 128772. 2023. Doi: 10.1016/j.biortech.2023.128772.

THOMPSON, R. C. *et al.* **Our plastic age**. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, v. 364, p. 1973-1976. 2009. Doi: 10.1098/rstb.2009.0054.

THOMPSON, R. C. *et al.* **Lost at sea: Where is all the plastic?** *Science*, v. 304, p. 838. 2004. Doi: 10.1126/science.1094559.

TOUSSAINT, B. *et al.* **Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain**. *Food Additives & Contaminants: Part A*, v. 36, p. 639-673. 2019. Doi: 10.1080/19440049.2019.1583381.

URBAN, R. M. *et al.* **Dissemination of Wear Particles to the Liver, Spleen, and Abdominal Lymph Nodes of Patients with Hip or Knee Replacement**. *The Journal of Bone and Joint Surgery-American*, v. 82, n° 4, p. 457–477. 2000. Doi: 10.2106/00004623-200004000-00002.

VANDENBERG, L. N. *et al.* **Urinary, circulating and tissue biomonitoring studies indicate widespread exposure to bisphenol A**. *Environmental Health Perspectives*, v. 118, p. 1055-1070. 2010. Doi: 10.1289/ehp.0901716.

VERT, M. *et al.* **Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012)**. *Pure and Applied Chemistry*, v. 84, n. 2, p. 377-410, 2012.

VIRŠEK, M. K. *et al.* **Microplastics as a Vector for the Transport of the Bacterial Fish Pathogen Species *Aeromonas Salmonicida***. *Marine Pollution Bulletin*, v. 125, n° 1–2, p. 301–309. 2017. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.024.

VON MOOS, N. *et al.* **Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus Edulis L.* after an Experimental Exposure**. *Environmental Science & Technology*, v. 46, n° 20, p. 11327–11335. 2012. Doi: 10.1021/es302332w.

WALKER, J. D. *et al.* **The Geological Society of America Geologic Time Scale**. *GSA Bulletin*; March/April, v. 125; no. 3/4; p. 259–272. 2013. Doi:10.1130/B30712.1.

WEBB, H. K. *et al.* **Plastic Degradation and Its Environmental Implications with Special Reference to Poly(ethylene terephthalate)**. *Polymers*. 5. 1-18. 2012. DOI: 10.3390/polym5010001.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality, fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: World Health Organization, 2017.

WHO. **Microplastics in drinking-water**. Geneva: World Health Organization, 2019 Report No.: 9241516194

WOODALL, L. C. *et al.* **The Deep Sea Is a Major Sink for Microplastic Debris.** Royal Society Open Science, v. 1, n° 4, p. 140317. 2014. Doi: 10.1098/rsos.140317.

WRIGHT, S. L. *et al.* **Plastic and Human Health: A Micro Issue?** Environmental Science & Technology, v. 51, p. 6634-6647. 2017. Doi: 10.1021/acs.est.7b00423.

WRIGHT, S. L. *et al.* **The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review.** Environmental Pollution, v. 178, p. 483-492. 2013. Doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.

ZETTLER, E. R. *et al.* **Life in the ‘Plastisphere’: Microbial Communities on Plastic Marine Debris.** Environmental Science & Technology, v. 47, n° 13, p. 7137–7146. 2013. Doi: 10.1021/es401288x.

ZHANG, Q. *et al.* **A Review of Microplastics in Table Salt, Drinking Water, and Air: Direct Human Exposure.** Environmental Science & Technology, v. 54, n° 7, p. 3740–3751. 2020. Doi: 10.1021/acs.est.9b04535.

ZHANG, S. *et al.* **A Simple Method for the Extraction and Identification of Light Density Microplastics from Soil.** Science of The Total Environment, v. 616–617, p. 1056–1065. 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.213.

QIN ZH *et al.* **Biotechnology of Plastic Waste Degradation, Recycling, and Valorization: Current Advances and Future Perspectives.** ChemSusChem. V. 14(19), p:4103-4114. 2021. Doi: 10.1002/cssc.202100752.

ZUBRIS, K. A. V. *et al.* **Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge.** Environmental Pollution, v. 138, p. 201–211. 2005. Doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.013.