



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UNB
FACULDADE DE MEDICINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MÉDICAS

GEYSA STÉFANNE CUTRIM PAZ

**PRESENÇA DE PARTÍCULAS DE POLÍMEROS
SINTÉTICOS (MICROPLÁSTICOS) EM AMOSTRAS DE
AÇÚCAR COMERCIALIZADOS EM SUPERMERCADOS
DE BRASÍLIA (DISTRITO FEDERAL)**

Brasília – DF

2021

GEYSA STÉFANNE CUTRIM PAZ

**PRESENÇA DE PARTÍCULAS DE POLÍMEROS
SINTÉTICOS (MICROPLÁSTICOS) EM AMOSTRAS DE
AÇÚCAR COMERCIALIZADOS EM SUPERMERCADOS
DE BRASÍLIA (DISTRITO FEDERAL)**

Dissertação apresentada como requisito à
obtenção do grau Mestre em Ciências
Médicas, Programa de Pós-graduação em
Ciências Médicas, Universidade de
Brasília-UnB.

Orientador: Prof. Dr. Riccardo Pratesi

Brasília-DF

2021

GEYSA STÉFANNE CUTRIM PAZ

**PRESENÇA DE PARTÍCULAS DE POLÍMEROS
SINTÉTICOS (MICROPLÁSTICOS) EM AMOSTRAS DE
AÇÚCAR COMERCIALIZADOS EM SUPERMERCADOS
DE BRASÍLIA (DISTRITO FEDERAL)**

Dissertação apresentada como requisito à
obtenção do grau Mestre em Ciências
Médicas, Programa de Pós-graduação em
Ciências Médicas, Universidade de
Brasília-UnB.

Brasília – DF, 20 de setembro de 2021

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

PP348p Paz, Geysa Stéfanne Cutrim
Presença de partículas de polímeros sintéticos
(microplásticos) em amostras de açúcar comercializados em
supermercados de Brasília (Distrito Federal) / Geysa
Stéfanne Cutrim Paz; orientador Riccardo Pratesi. --
Brasília, 2021.
76 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Médicas) --
Universidade de Brasília, 2021.

1. Microplástico. 2. Açúcar. 3. Contaminação . 4.
Plástico. I. Pratesi, Riccardo, orient. II. Título.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Riccardo Pratesi
Matricula 094641
RM-DF 408

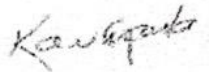
Prof. Dr. Riccardo Pratesi (Orientador/Presidente)

Universidade de Brasília- UnB



Dr.ª Rosa Harumi Uenishi (Membro)

Universidade de Brasília- UnB

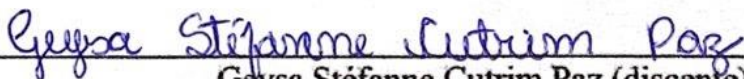


Prof.ª Dra. Karina Nascimento Costa (Membro)

Universidade de Brasília- UnB

Prof.ª Dr.ª Lenora Gandolfi (Suplente)

Universidade de Brasília- UnB



Geysa Stéfanne Cutrim Paz (discente)

Universidade de Brasília- UnB

DEDICATÓRIA

Dedico o presente trabalho a Deus e a minha família por todo amor e paciência que depositaram em mim.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo gostaria de demonstrar toda minha gratidão e amor a Deus, pois Ele foi o que primeiro acreditou em mim, mesmo quando duvidei de minhas habilidades. Porque Ele sempre esteve me acompanhando e me fortalecendo em todos os meus momentos de fraqueza e felicidade.

Agradeço a Deus pelas pessoas maravilhosas com quem pude trabalhar ao longo dessa caminhada, pois sou imensamente grata pelas grandes e pequenas coisas que pude aprender com elas.

Ao meu querido professor orientador Dr. Riccardo Pratesi, o qual sempre se mostrou paciente, firme e confiante em mim para desempenhar este trabalho. Por ser mais que apenas um professor orientador, ser um exemplo de profissional e uma pessoa extremamente simpática, humilde, alegre, em meio a tantas adversidades, está sempre com um sorriso no rosto e motivando todos ao seu redor.

À minha querida professora Dr^a Lorena Albernaz, a qual teve paciência e disposição a me ensinar práticas laboratoriais e acadêmicas. Por ser uma pessoa afável e atenciosa, qualidades que a tornam um ser humano excepcional.

A meus amados pais Antonio Carlos e Maria de Jesus, os quais abdicaram de tantas coisas para si mesmos para fornecerem o melhor para mim e a minha irmã. Por todo amor, carinho e ensinamentos que proporcionaram, pois pude me tornar a pessoa que sou hoje.

A minha amada irmã que sempre está a meu lado me apoiando e me incentivando a ser uma pessoa melhor.

Aos alunos e professores do Laboratório Interdisciplinar de Biociências que sempre se mostraram atenciosos e solícitos a ajudarem no que era preciso. Por terem me dado várias oportunidades de aprender e ensinar sobre diversos assuntos. Particularmente as alunas Nicole Selleski,

Fernanda Coutinho e Aline Moraes por passarem seus conhecimentos de maneira tão agradável e didático.

Ao Laboratório de Farmacognosia que abriu suas portas gentilmente para mim e me acolheu em seu ambiente. Obrigado pela parceria e ensinamentos passados, em especial a Laís Moraes e Sophia Motta, duas mestrandas que me cederam um pouco de seus tempos para me ensinarem e incentivarem no meu trabalho.

A parceria das minhas queridas amigas Ana Carolina, Hanid Versiani, Laise Ananias, Jéssica Silva, Danielle Marques, Zenilda Amorim, Isabella Teotônio e Ana de Cássia pois ajudaram, apoiaram e me incentivaram sempre com trocas de conhecimentos, boas conversas e risadas.

Aos meus queridos estagiários Jefferson Melo e Ian Lima, os quais se tornaram grandes amigos e que levarei para a vida toda.

Agradeço pelos conselhos e desabafos que tive com a professora Dr^a Rosa Uenishi e a professora Dr^a Eliana Leandro, a qual sempre me mostraram o lado positivo dos percalços da vida, e em como podemos crescer mediante a eles.

RESUMO

Introdução: Os plásticos são onipresentes na vida moderna. O êxito do plástico como material de uso recorrente em nosso cotidiano tem sido de grande valia, pois sua versatilidade é um dos grandes atrativos para o uso indiscriminado. A contaminação de produtos alimentícios, que passam por um certo grau de processamento, é uma questão que requer atenção.

Objetivo: Determinar a possível presença de microplásticos em diferentes marcas de açúcares utilizados no Distrito Federal, e comparar o grau de contaminação dos diferentes açúcares produzidos por diferentes produtores e originários do mesmo ou de diferentes estados do país. **Métodos:** Foram utilizadas 10 marcas de açúcar, os quais foram comprados em março de 2020 em 6 supermercados em Brasília (Distrito Federal, Brasil). As amostras foram selecionadas com base na região de sua origem, detalhada no rótulo de cada produto, sendo analisados os dois tipos de açúcares mais consumidos pela população: cristal e refinado. As amostras de açúcar foram processadas individualmente da seguinte forma: a totalidade de cada amostra (1 kg) foi dissolvida em 2 litros de água milliQ, com o auxílio de agitador magnético e a seguir filtrada, por gravidade, utilizando um filtro de tela metálica com malhas de diâmetro equivalente a 25 μm . A malha do filtro foi a seguir cuidadosamente lavada com água milliQ e 800 μL do líquido residual foram coletados na lateral do filtro 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 $\mu\text{g/mL}$. 1, em eppendorf de 1 ml, em seguida a solução foi transferida para a câmara de sedgewick rafter e analisada usando o microscópio de fluorescência Nikon Eclipse Ni-U usando o filtro FITC (comprimento de onda: 475-625 nm). **Resultados:** Foram encontrados microplásticos em todas as amostras investigadas, independentemente do tipo de açúcar. O número médio de MPs

encontrados em cada amostra de 1 kg de açúcar foi de 649 ± 736 com máximo e mínimo respectivamente de 2084 e 28, um dado impressionante e além do esperado. É difícil supor se as partículas micro e nanoplásticas já estavam nos alimentos antes do processamento ou se sua presença é condicionada ao próprio processamento. Um único estudo analisou a possível contaminação do açúcar por MPs com resultados não confiáveis por não ter utilizado técnica de espectroscopia e nem cor apropriada. Esses autores encontraram fragmentos e fibras, mas os níveis encontrados provavelmente não ultrapassaram os padrões-limite da União Européia.

Conclusão: Mediante análise do estudo, foi possível levantar o tópico de uma possível contaminação ambiental por MPs, reforçando a visão da existência de grave e progressivo problema de comprometimento ambiental por crescente volume de resíduos plásticos.

Palavras-chaves: microplástico, açúcar, contaminação.

ABSTRACT

Introduction: Plastics are ubiquitous in modern life. The success of plastic as a recurrent material in our daily lives has been of great value, as its versatility is one of the great attractions for indiscriminate use. Contamination of food products, which undergo a certain degree of processing, is an issue that requires attention. **Objective:** To determine the possible presence of microplastics in different brands of sugars used in the Brasília (Distrito Federal, Brazil), and to compare the degree of contamination of different sugars produced by different producers and originating in the same or different states of the country. **Methods:** 10 brands of sugar were used, which were purchased in March 2020 in six supermarkets in Brasília (Distrito Federal, Brazil). The samples were selected based on their region of origin, detailed on the label of each product, and the two types of sugar most consumed by the population were analyzed: crystal and refined. The sugar samples were processed individually as follows: the entirety of each sample (1 kg) was dissolved in 2 liters of milliQ water, with the aid of a magnetic stirrer and then filtered, by gravity, using a wire mesh filter with meshes with a diameter equivalent to 25 μm . The filter mesh was then carefully washed with milliQ water and 800 μL of the residual liquid was collected on the side of the filter and added to 200 μL of a Nile Red (9-diethylamino-5H-benzo[a]phenoxazine-5 dye solution) -one - N3013, Sigma Aldrich) diluted in methanol, at the concentration of 10 $\mu\text{g}/\text{mL}$ -1, in 1 ml eppendorf, then the solution was transferred to the sedgewick rafter chamber and analyzed using the Nikon Eclipse Ni fluorescence microscope -U using FITC filter (wavelength: 475-625 nm). **Results:** Microplastics were found in all investigated samples, regardless of the type of sugar. The average number of MPs found in each sample of 1 kg of sugar was 649 ± 736 with maximum and minimum respectively of 2084

and 28, an impressive figure and beyond expectations. It is difficult to assume whether micro particles were already in food before processing or whether their presence was conditioned by the processing itself. A single study analyzed the possible contamination of sugar by MPs with unreliable results because it did not use the spectroscopy technique or appropriate colorimetric method. These authors found fragments and fibers, but the levels found probably did not exceed the European Union limit standards.

Conclusion: By analyzing the study, it was possible to raise the topic of a possible environmental contamination by MPs, reinforcing the view of the existence of a serious and progressive problem of environmental damage due to the growing volume of plastic waste.

Keywords: microplastic, sugar, contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Distribuição da produção global de plásticos.	2
Figura 2.	Acumulação de plástico.	4
Figura 3.	Giro Subtropical do Pacífico Norte.	5
Figura 4.	Ilha do lixo no oceano pacífico.	6
Figura 5.	Tempo médio necessário para os itens de uso comum se decomporem no ambiente.	7
Figura 6.	Microplásticos de diferentes tamanhos podem ser ingeridos por ampla gama zooplâncton.	13
Figura 7.	Biomagnificância de produtos químicos na cadeia alimentar.	14
Figura 8.	Coquetel de contaminantes.	15
Figura 9.	As diferentes possíveis fontes de partículas de plástico e rotas de entrada na cadeia alimentar.	19
Figura 10.	Coleta de microplásticos após filtração	27
Figura 11.	Visualização das diferentes dimensões e formatos dos microplásticos encontrados em quatro diferentes campos utilizando microscópio de fluorescência Nikon Eclipse Ni-U com filtro FITC (comprimento de onda: 475-625 nm) e magnificação de 40-400.	28
Figura 12.	Exemplos adicionais dos diferentes formatos das partículas microplásticas encontradas. Foi utilizado mesmo filtro e mesma magnificação do exemplo anterior.	29
Figura 13.	Recirculação proposta para as nanopartículas poliméricas, após administração oral em camundongos.	35
Figura 14.	A captação de MPs através das junções paracelulares.	36
Figura 15.	Acúmulo de MPs em fígado, rins e intestino em camundongos, após a administração de esférulas plásticas fluorescentes de 5 e 20 µm de diâmetro, por um período de 28 dias.	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Tipo e estado de origem das amostras de açúcares analisados.	25
Tabela 2.	Média, desvio padrão, mínimo e máximo de MPs encontrados em 1kg de açúcar cristal e refinado.	28
Tabela 3.	Cidade, estado de origem e quantidades de MPs detectados nas diferentes amostras de açúcar do tipo cristal.	29
Tabela 4.	Cidade, estado de origem e quantidades de MPs detectados nas diferentes amostras de açúcar do tipo refinado.	30

LISTA DE ABREVIATURAS

ABS	Acrilonitrila Butadieno Estereno
BPA	Bisfenol A
EPA	Environmental Protection Agency
MPs	Microplásticos
Ni	Níquel
PAHs	Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos
Pb	Chumbo
PBDEs	Ésteres Pentabromo Difenílias
PCBs	Bifenílos Policlorados
PE	Polietileno
PET	Politereftalato de Etileno
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinila

SUMÁRIO

I. INTRODUÇÃO	1
1. Microplástico	1
2. Açúcar.....	23
II. JUSTIFICATIVA	26
III. OBJETIVO	27
1. Objetivo Geral	27
2. Objetivos Específicos	27
IV. METODOLOGIA	28
1. Amostragem	28
2. Obtenção do microplástico	28
2.1 Limpeza dos instrumentos	28
2.2 Processamento das amostras.....	29
2.3 Visualização e contagem do microplástico	30
V. RESULTADOS	31
VI. DISCUSSÃO.....	34
VII. CONCLUSÃO	44
VIII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

I. INTRODUÇÃO

1. Microplástico

Os plásticos são onipresentes na vida moderna. Existem evidência de seu uso por civilizações pré-históricas, da Mesoamérica (inca, asteca, maia), por volta de 1600 a.C., quando borracha natural foi moldada por mãos humanas em objetos de utilidade, tais como estatuetas, bandas elásticas e bolas. O jogo de bola, disputado em quadra especial, com uma bola sólida, era um evento-chave nas antigas sociedades mesoamericanas (Hosler *et al.*, 1999). Em épocas subsequentes a humanidade fez uso crescente de materiais plásticos e de borracha, inicialmente experimentando os polímeros naturais, como os derivados de chifres, ceras e borracha natural, até o século XIX, quando se iniciou a produção dos modernos termoplásticos. Em 1839, a Goodyear inventou a borracha vulcanizada e Eduard Simon, um farmacêutico alemão, descobriu o poliestireno. Ainda no século XIX surgiram novos polímeros naturais e sintéticos tais como a celuloide para bolas de bilhar, o cloreto de polivinila (PVC), usado em inúmeras aplicações e o rayon para roupas. A produção dos plásticos modernos se deu realmente na primeira metade do século XX, com pelo menos 15 novas classes de polímeros sendo sintetizados (Andrady *et al.*, 2009). O primeiro polímero verdadeiramente sintético, a baquelite, foi produzido na Bélgica em 1907. No entanto, a grande explosão de produção em massa de itens plásticos para uso no dia a dia iniciou-se verdadeiramente nas décadas de 1940 e 1950 e continuou se expandindo desde então (Thompson *et al.*, 2009).

O sucesso do plástico como material de uso corrente tem sido substancial. O plástico é extremamente versátil e pode ser usado em grande variedade de tipos e de formas, incluindo polímeros naturais, polímeros naturais modificados, plásticos termo endurecidos, termoplásticos e, mais recentemente, plásticos biodegradáveis. Os plásticos apresentam uma gama

de propriedades vantajosas e únicas. Eles são muito fortes e robustos, mas podem ser facilmente moldados a quente e ser usados sob variáveis níveis de temperatura; são resistentes a uma grande variedade de produtos químicos e à luz. Em consequência dessas inúmeras qualidades vantajosas aliadas ao seu baixo custo de produção, tanto a demanda como a produção mundial cresceram desmesuradamente durante as últimas décadas (Andrady *et al.*, 2009).

Impulsionada pelo contínuo advento de novas aplicações a produção de plásticos tem tido um aumento anual mundial de cerca de 9%. De 1,5 milhão de toneladas em 1950 chegou, em 2018, a uma produção global de 359 milhões de toneladas. Desse total a Europa foi a responsável pela produção de 61.8 milhões de toneladas. Na figura 1 pode ser visualizada a produção mundial de plásticos por região em 2018. Os principais produtores de materiais plásticos são China, Europa e América do Norte (PlasticsEurope, 2019).

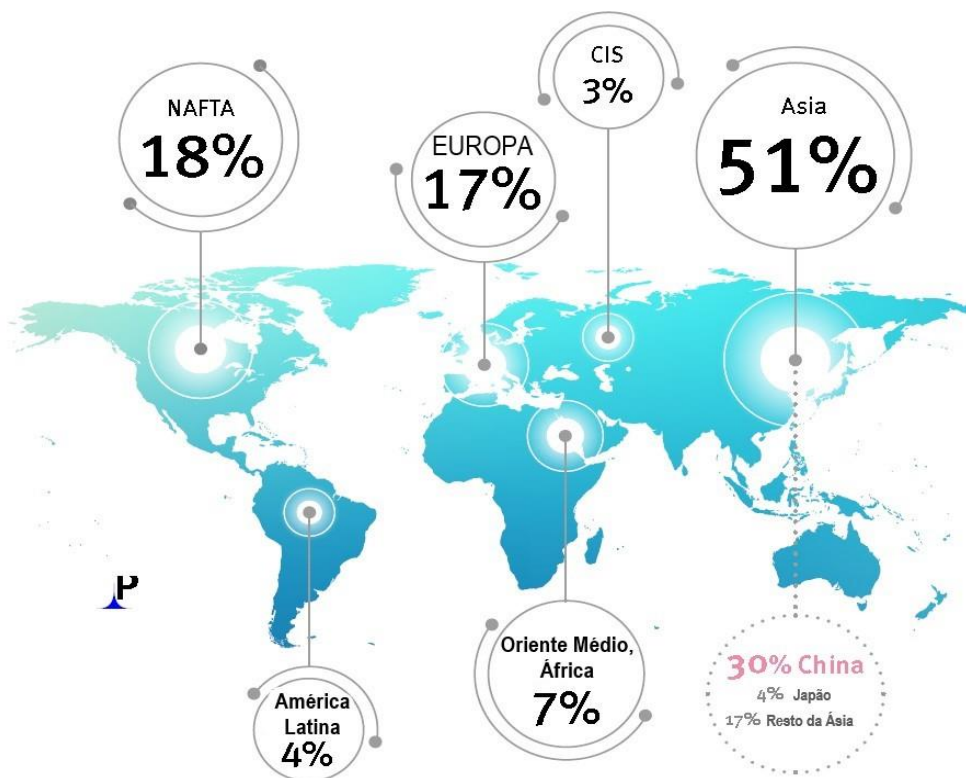


Figura 1. Distribuição da produção global de plásticos (Fonte: PlasticsEurope, 2019).

Embora literalmente centenas de materiais plásticos estejam comercialmente disponíveis, apenas alguns deles são de uso mais frequente devido às suas qualidades e ao seu preço relativamente baixo (Andrady *et al.*, 2009). Exemplificando, dos aproximadamente 30.000 polímeros diferentes registrado para uso na União Europeia, os plásticos mais comuns, que representaram cerca de 81% da demanda europeia de plástico em 2016, são o poliestireno (PS), o politereftalato de etileno (PET), o poliuretano (PUR), policloreto de vinila (PVC), o polietileno (PE) e o polipropileno (PP). Os materiais poliméricos foram projetados para atender às diferentes necessidades de milhares de produtos finais, materiais de embalagem (39,9%), em construção civil (19,7%), componentes automotivos (10%), aparelhos eletrônicos (6,2%), eletrodomésticos e equipamentos esportivos (4,2%) e materiais agrícolas (3,3%), com o restante incluindo componentes de móveis, suprimentos médicos etc. (PlasticsEurope, 2017).

Concomitantemente, o aumento expressivo da produção de plásticos houve um resultante aumento de detritos plásticos. Muita ênfase tem se dado à poluição por plásticos de rios, lagos e principalmente os oceanos. No entanto a poluição provocada por resíduos plásticos é muito mais ubíqua. Plásticos estão contaminando não tão somente a água, mas também o solo e o ar que respiramos. De fato, tem sido detectado detritos de plásticos no ar (Panko *et al.*, 2013), oceanos (Barnes *et al.*, 2009; Andrady, 2011), solos (Zubris *et al.*, 2005; Nizzetto *et al.*, 2016) sedimentos (Thompson *et al.*, 2004; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012) e águas superficiais em todo o mundo (Dris *et al.*, 2015a; Dris *et al.*, 2015b).

Os oceanos são sem dúvida os maiores acumuladores de detritos plásticos. Poluição aérea, erosão do solo, desague dos rios e a intensa poluição da área litorânea contribuem para que os oceanos se tornem o destino final da maior parte dos detritos plásticos. Como resultado do uso

generalizado de produtos plásticos estima-se que aproximadamente 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos entrem anualmente no oceano a partir da terra (Jambeck *et al.*, 2015).

Cerca de 60% do plástico produzido é menos denso que a água do mar. Quando chega aos oceanos, o plástico flutuante é disperso pelas correntes de superfície e pelos ventos e pode eventualmente voltar orla marítima, ou pode ser degradado em pedaços cada vez menores pela ação do sol, das variações de temperatura, pela ação mecânica das ondas e pela atividade da fauna marinha, ou então perder sua flutuabilidade e afundar. Boa parte desses plásticos flutuantes, no entanto, é transportada por correntes marinhas para determinadas regiões, os chamados giros oceânicos, regiões onde correntes circulares provocam uma grande concentração de detritos. Dentre os vários giros existentes (Figura 2) a maior acumulação de detritos dá-se no chamado Giro Subtropical do Pacífico Norte.



Figura 2. Acumulação de plástico. Os grandes giros ou manchas de detritos plásticos existentes no oceano: (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 um maior impacto sobre o nível de poluição do oceano (Fonte: The Ocean Cleanup, 2020).

O Giro Subtropical do Pacífico Norte, localizado a meio caminho entre o Havaí e a Califórnia, pela sua extensão já foi descrito como "um giro dentro de um giro" sendo comumente referido como a "grande mancha de lixo do Pacífico" (Fig. 3)(Lebreton *et al.*, 2018).



Figura 3. Giro Subtropical do Pacífico Norte. Comumente usualmente denominado de "A grande mancha de lixo do Pacífico" (Fonte: IguiEcologia, 2020).

As concentrações relativamente altas de plástico oceânico que ocorrem nessa região são atribuídas principalmente à sua relação próxima com fontes substanciais de descartes plásticos originários da Ásia, bem como à intensa a atividade pesqueira desenvolvida no Oceano Pacífico. O lixo é predominantemente constituído por garrafas, embalagens, redes de pesca, sacolas e milhares de fragmentos de materiais, formando uma camada que atinge, em alguns pontos, até 10 metros de profundidade (Fig. 4).

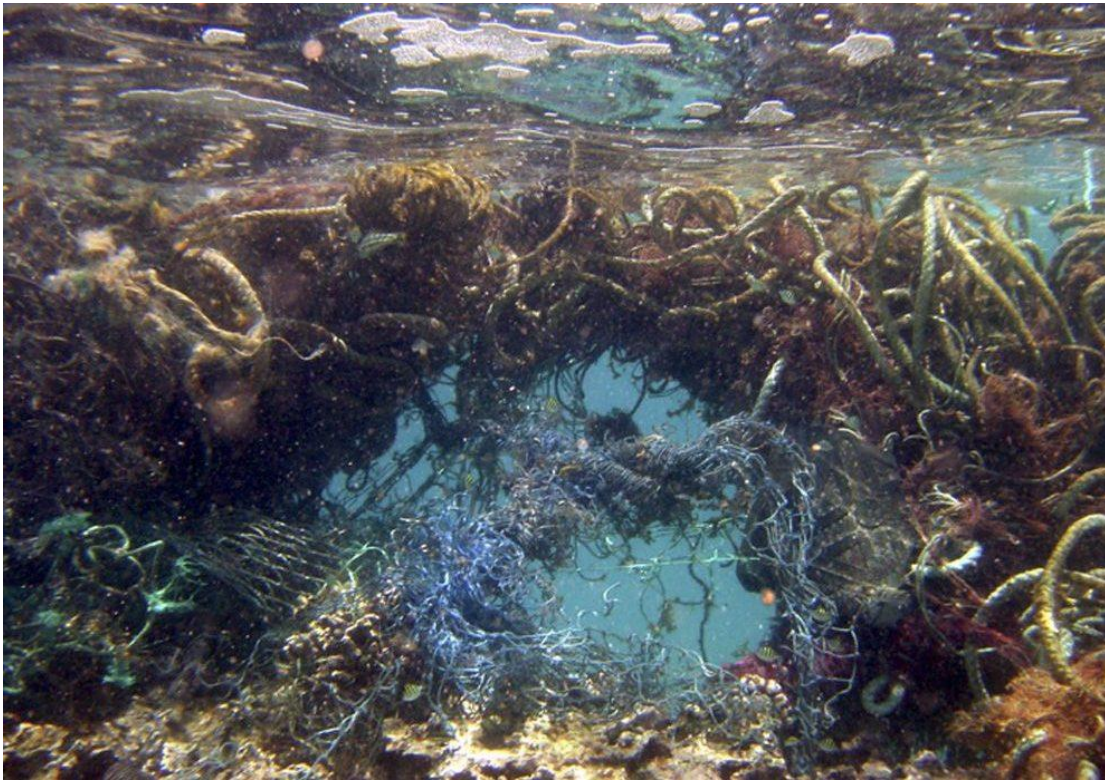


Figura 4. Ilha de lixo no oceano pacífico. A figura demonstra a visão abaixo da superfície de detritos plásticos acumulados na grande mancha de lixo do Pacífico (Fonte: IguiEcologia, 2020).

Atualmente, quase 40% da produção global de plásticos é usado sob forma de embalagens que são geralmente descartadas de imediato após o uso, o que resulta em enorme quantidade de resíduos plásticos (PlasticsEurope, 2019). Portanto, o uso generalizado de produtos plásticos que são usados uma única vez veio a agravar ainda mais o sério e crescente problema ambiental (Strungaru *et al.*, 2019). O plástico é muito leve, permitindo que seja facilmente transportado por longas distâncias, e é durável, sendo resistente a quebra e biodegradação. Sua durabilidade é inerentemente conectada à sua estrutura química, sendo composta em grande parte, se não inteiramente, de cadeias de hidratos de carbono. A ausência de ligações duplas ou de outros grupos funcionais fornece grande estabilidade às suas moléculas e sua natureza sintética significa que a grande maioria dos

micro-organismos não são capazes de utilizar o plástico como fonte de alimento. Portanto, à medida que o plástico se decompõe em partículas cada vez menores por mecanismos foto-oxidativos, suas estruturas moleculares fundamentais mudam muito pouco. Os plásticos se tornam microplásticos (MPs), se reduzem a nano plásticos, mas continuam sendo basicamente plásticos de tamanho cada vez menor e permanecem no ambiente por um tempo bastante prolongado (Mason *et al.*, 2018). Pode-se afirmar que, de uma forma ou de outra, quase todo artefato de plástico já fabricado ainda se encontra no planeta. A Figura 5 mostra o tempo de permanência no ambiente de alguns itens de uso comum.



Figura 5. Tempo médio necessário para os itens de uso comum se decomporem no ambiente. (Fonte: WWF - World Wildlife Fund Australia, 2018).

Ainda não existe um consenso geral entre os inúmeros pesquisadores da área a respeito da classificação de micro- e nano plásticos, mas geralmente considera-se que as partículas de plástico podem ser classificadas por sua forma em pellets, fragmentos, fibras e filmes e, por seu tamanho, em macro

plásticos (> 25 mm), mesoplásticos (entre 5 e 25 mm) e microplásticos (<5 mm). Adicionalmente, os MPs podem ainda ser subdivididos em subgrupos de 1 a 500 µm e de 500 µm a 5 mm (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Uma distinção pode também ser realizada entre MPs primários e MPs secundários. Os MPs primários compreendem os plásticos originalmente já manufaturados em tamanho microscópico, por exemplo, aqueles usados em cosméticos e esfoliantes ou esférulas industriais que servem como precursoras de produtos plásticos manufaturados. Por outro lado, são considerados MPs secundários os derivados de detritos macroscópicos que, devido à influência de forças mecânicas, oxidação e processos fotoquímicos reduzem-se progressivamente a dimensões cada vez menores (Strungaru *et al.*, 2019). O termo nanoplástico encontra-se ainda em debate. Alguns autores estabelecem um limite superior de 1000 nm, outros consideram esse limite da ordem de 100 nm. De forma geral, podem ser considerados nanoplásticos partículas medindo entre 1 e 1000 nm, resultantes da degradação de objetos plásticos industriais. Existe uma diferença entre os nanoplásticos originados pela degradação de objetos plásticos maiores e os nanoplásticos primários, intencionalmente produzidos para fins comerciais que têm propriedades e composição e dimensões específicas e predeterminadas (Gigault *et al.*, 2018). Diferentemente dos nanoplásticos primários, os nanoplásticos secundários produzidos involuntariamente a partir da degradação de lixo plástico, têm uma probabilidade muito maior de vir a formar agregados com outros materiais naturais e/ou antropogênicos (Hüffer *et al.*, 2017).

Os plásticos, sejam eles macro, micro ou nanoplásticos, são basicamente polímeros, são geralmente considerados inertes e, apesar de ser um tópico ainda muito controverso, são ingeridos e expelidos sem maiores consequências pelos seres humanos. Seus possíveis riscos para a saúde são atribuídos à presença da ampla gama de aditivos que eles podem conter,

juntamente com a presença de monômeros residuais que podem ter sido retidos dentro da estrutura do polímero. Os plásticos são sintetizados a partir de monômeros, que são polimerizados para formar cadeias macromoleculares. As reações de polimerização raramente são completas e podem resultar na presença de monômeros residuais no material polimerizado, o que tanto pode vir a afetar a qualidade do polímero como apresentar certo grau de toxicidade (Araujo *et al.*, 2002). Adicionalmente, uma grande variedade de produtos químicos pode ser adicionada durante o processo de fabricação, incluindo iniciadores, catalisadores e solventes. Dentre os aditivos que podem alterar a natureza final do plástico temos estabilizadores, plastificantes, retardantes de chama e pigmentos. Os aditivos não se encontram ligados à matriz polimérica e, devido ao seu baixo peso molecular, essas substâncias tendem a lixiviar do polímero plástico transvazando para o ambiente circundante, inclusive para o ar, para a água, para os alimentos ou para os tecidos do corpo (Galloway, 2015). Milhares de aditivos são rotineiramente usados na síntese de produtos plásticos e certos tipos de plásticos contém normalmente mais aditivos que outros (Lithner *et al.*, 2011). O cloreto de polivinil (PVC) é o polímero associado ao uso de maior quantidade de aditivos, incluindo estabilizadores de calor para manter o polímero estável durante a produção e plastificantes como o ftalato para permitir flexibilidade (Lithner *et al.*, 2011). O PVC é largamente usado na construção civil, principalmente em encanamentos, é usado na fabricação de embalagens de todo tipo, incluindo embalagens para alimentos, e também em produtos de saúde e higiene pessoal. A porcentagem de plastificantes tende a ser bastante alta podendo chegar a constituir até 80% do peso do produto final (Buchta *et al.*, 2005). Outros produtos químicos que podem lixiviar dos plásticos incluem o nonilfenol, considerado provável disruptor endócrino, devido à sua capacidade para imitar estrogênio, o acrilonitrila butadieno estereño (ABS) como retardador de chama e o bisfenol A (BPA),

este também considerado um disruptor endócrino. A velocidade com que essas substâncias são liberadas do plástico para o meio ambiente é dependente de muitos fatores, incluindo o tamanho e a volatilidade do aditivo, a permeabilidade do polímero (a migração é maior para polímeros altamente permeáveis) e a temperatura e pH do meio circundante (ar, água, solo, tecidos corporais) (Galloway, 2015).

A maioria das pesquisas até o presente preocupou-se com a poluição provocada por microplásticos principalmente no contexto do ambiente marinho. Os MPs estão sendo considerados os principais constituintes de detritos marinhos antropogênicos. Em sua maioria eles são constituídos por pequenos itens de plástico, muitos deles extremamente pequenos como esfoliantes em cosméticos ou abrasivos em pasta de dente, ou então por fragmentos maiores, incluindo fibras de poliéster de tecidos, fragmentos de polietileno de sacos plásticos e partículas de poliestireno de boias e flutuadores (Cole *et al.* 2011). A poluição dos oceanos é grande. Como já citado, considera-se que 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos entrem anualmente no oceano a partir do continente terrestre (Jambeck *et al.*, 2015). Os detritos de superfície constituem somente uma pequena parcela de todo o plástico presente nos oceanos. Considera-se que 97 a 99 % de todo o plástico descartado é constituído por microfibras e nanoplásticos que permeiam as planícies abissais dos oceanos, principalmente em suas gargantas onde está mais concentrado (Kane & Clare, 2019).

Bem menos estudos foram efetuados sobre a presença de microplásticos em outros ambientes além dos oceanos, por exemplo, em solos terrestres ou em fontes de água doce (rios e lagos) e ainda menos enfocando a poluição atmosférica. A presença de MPs e de fibras de polímeros sintéticos tem sido observada em tanto em resíduos de esgoto como nos solos em que esses resíduos foram aplicados. Estações de tratamento de águas removem eficientemente MPs e fibras sintéticas do

esgoto aprisionando as partículas no lodo e impedindo sua entrada em ambientes aquáticos, ou seja, as estações de tratamento retiram os MPs das águas residuais e o concentram no lodo. No entanto, a prática bastante comum de usar este lodo, após secagem, como fertilizante na agricultura resultou em progressivo acúmulo de MPs e fibras em solos agrícolas, onde puderam ser detectados mais de 5 anos após sua aplicação (Zubris *et al.*, 2005; Corradini *et al.*, 2019). Em extensiva pesquisa, em 18 diferentes locais, representando seis continentes, dos polos ao equador, Browne *et al* (2011) demonstraram que amostras de solo da orla costeira revelaram abundância de MPs e fibras sintéticas. A análise dos MPs encontrados nos sedimentos mostrou que as proporções de fibras de poliéster e acrílico utilizadas nas roupas se assemelhavam às encontradas em habitats que recebem descargas de esgoto e efluente de esgoto. Por estas razões sugere-se que efluentes de esgoto representam uma fonte significativa de microfibras da lavagem de roupas e que elas não seriam totalmente retidas durante o tratamento de águas residuais. Estima-se que mais de 700.000 fibras possam ser liberadas a partir de uma carga média de 6 kg de lavagem de roupas de tecido contendo acrílico. Isso sugere que uma grande proporção de fibras microplásticas encontradas em sedimentos da orla marinha pode ser derivada do esgoto como consequência da lavagem de roupas (Napper *et al.*, 2016).

Estudos sobre a ocorrência de nanoplásticos em ambientes aquáticos de água doce também são mais limitados dos que os efetuados em ecossistemas marinhos. No entanto, estudos tem mostrado que MPs, tanto de origem primária como secundária e microfibras estão abundantemente presentes em rios e lagos, em estuários urbanos e em efluentes de estações de tratamento de águas residuais. A escala de poluição dos grandes rios é grande. Como exemplo, estima-se que 1500 toneladas, ou seja, aproximadamente 4.2 toneladas por dia de MPs entrem no Mar Negro a cada ano, provenientes do desague do rio Danúbio. A massa e abundância de itens

de plástico à deriva no Danúbio austríaco excede à massa de larvas de peixe (Lechner *et al.*, 2014).

Estudos de poluição atmosférica por MPs são ainda mais escassos, provavelmente devido às dificuldades inerentes à sua pesquisa. MPs foram observados em precipitação atmosférica coletada em várias cidades e, embora os estudos sejam limitados, algumas pesquisas demonstraram que têxteis são a principal fonte de microplásticos no ar e as fibras são a forma dominante de MPs na atmosfera. Devido ao seu pequeno tamanho, os MPs transportados pelo ar podem ser diretamente inalados, gerando riscos à saúde das pessoas, principalmente de trabalhadores da indústria. As condições meteorológicas e atividades humanas afetam a distribuição e deposição de MPs no ar. Além disso, os MPs transportados pelos ventos contribuem para poluição microplástica em ambientes aquáticos remotos (Chen *et al.*, 2020).

Em termos de riscos para a saúde humana, a contaminação do ambiente por MPs representa um real, crescente e imediato problema e a contaminação dos oceanos, sendo estes os derradeiros e principais receptores da maior parte dos resíduos plásticos mundialmente produzidos, tem importante impacto sobre a saúde humana e animal (Browne *et al.*, 2011).

Foi amplamente demonstrado que detritos plásticos, tanto macro como e principalmente microplásticos podem ser ingeridos por ampla gama de organismos aquáticos, tanto marinhos quanto de água doce. Ingestão de MPs já foi documentada praticamente em toda a gama de organismos componentes da cadeia alimentar, incluindo tartarugas, aves marinhas, peixes, crustáceos e vermes (Wright *et al.*, 2013). Vários estudos de laboratório evidenciaram que muitos organismos marinhos têm a capacidade para ingerir MPs, incluindo zooplâncton (Cole *et al.*, 2013), à exemplo do observado na Figura 6.



Figura 6. Microplásticos de diferentes tamanhos podem ser ingeridos por ampla gama de zooplâncton, podendo serem visualizados usando microscopia de fluorescência. Na imagem um copépode *Centropages typicus* contendo 7,3 μm de contas de poliestireno (Fonte: Cole *et al.*, 2013).

Conseqüentemente, a ingestão de MPs e dos aditivos a eles associados, por peixes e outros organismos marinhos, têm o potencial de provocar progressivo acúmulo na cadeia alimentar (biomagnificação) tanto dos detritos plásticos como dos aditivos químicos a eles associados, até chegar ao ser humano (Figura 7).

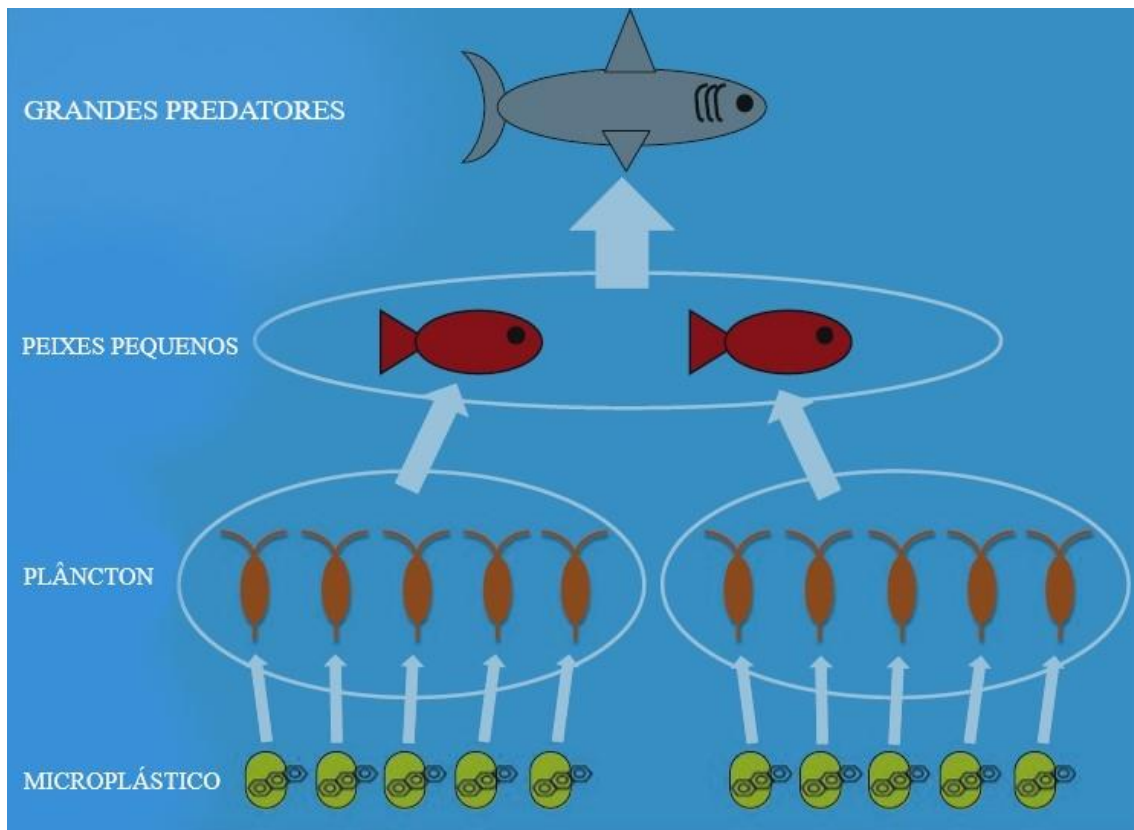


Figura 7. Biomagnificação de produtos químicos na cadeia alimentar. Produtos químicos orgânicos do plástico podem ser transferidos para organismos de nível trófico inferior (por exemplo, zooplâncton) por ingestão e se acumularem em concentrações muito maiores por biomagnificação em organismos de nível trófico superior (por exemplo, peixes e tubarões pequenos). O tamanho das setas mostra como a carga corporal (ou seja, bioacumulação de produtos químicos) pode aumentar nos predadores em comparação com suas presas. (Fonte: Rochman, 2015).

A maioria dos estudos documentou microplásticos no intestino de vários organismos. Em sendo o intestino é um órgão que não é geralmente consumido diretamente pelos seres humanos considerava-se ser o risco de contaminação menor, apesar de ser usual o consumo por inteiro de pequenos peixes, moluscos, como mexilhões, ostras e alguns camarões. No entanto, pesquisa recentes evidenciaram presença de MPs em órgãos e tecidos de peixes maiores utilizados na alimentação humana.

Karami *et al* (2017) identificaram, usando o método de espectroscopia micro-Raman, substancial presença de polímeros plásticos em tecido de

peixes secos, destacando que a evisceração não elimina o risco de ingestão de MPs pelo consumidor. Outros estudos também detectaram a presença de MPs em tecido muscular de espécies comercialmente importantes de peixes (Akhbarizadeh *et al.*, 2018; Abassi *et al.*, 2018) e de um crustáceo (Abassi *et al.*, 2018). Esses estudos reforçam as preocupações sobre possíveis implicações para os consumidores humanos ao ingerirem alimentos provenientes de organismos marinhos.

Além do risco decorrente da presença de MPs em organismos marinhos que servem de alimento aos seres humanos, existe ainda o já citado, risco da presença de contaminantes associados aos detritos plásticos. Os detritos plásticos marinhos estão associados a um "coquetel de produtos químicos", incluindo produtos químicos adicionados ou produzidos durante a fabricação (Lithner *et al.*, 2011) e aqueles já presentes no ambiente marinho e que se acumulam nos detritos plásticos a partir da água do mar do mar circundante (Mato *et al.*, 2001; Ogata *et al.*, 2009). Um sumário dos principais contaminantes pode ser visualizado na Figura 8.

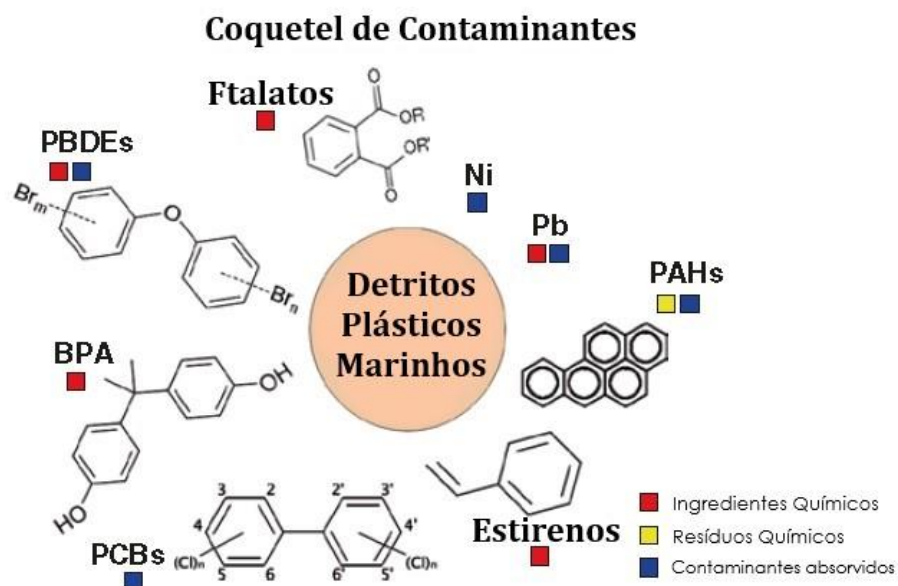


Figura 8. Coquetel de contaminantes. Quando associados a detritos plásticos marinhos incluem ingredientes químicos (quadrados vermelhos), subprodutos da fabricação (quadrados amarelos) e aqueles que acumulam nos detritos plásticos a partir da água do

oceano que os rodeia (quadrados azuis). Ni – Níquel; Pb – Chumbo; PAHs – Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; PCBs – Bifenilos policlorados; BPA – Poli-acrilatos de butilo; PBDEs - Éteres pentabromodifenílicos (aditivo retardador de chama) (Fonte: Rochman, 2015).

Estes contaminantes químicos são geralmente persistentes, bioacumulativos e tóxicos. Dos produtos químicos listados pela EPA (Environmental Protection Agency - Agência de Proteção Ambiental) dos Estados Unidos como sendo poluentes prioritários 78% estão associados à detritos plásticos (Rochman, 2015).

A indústria de plásticos é extremamente heterogênea e um amplo número de diferentes tipos de plásticos são produzidos para fazer frente a crescente demanda da grande diversidade de produtos. Cada plástico é produzido polimerizando monômeros individuais, formando a espinha dorsal do polímero. Nesse processo são utilizados solventes e outros produtos químicos que irão funcionar como iniciadores e catalisadores. Em seguida são adicionados vários aditivos (por exemplo, retardadores de chama, estabilizadores, pigmentos) que irão fornecer as características peculiares de cada produto plástico (por exemplo, flexibilidade, resistência e cor (Lithner *et al.*, 2011). Estes produtos químicos, além de seus subprodutos, podem ser liberados durante a produção, uso e descarte do produto, vários dos quais podendo ser prejudiciais ao meio ambiente, à saúde animal e humana. Considera-se que >50% dos plásticos produzidos são reputados como perigosos com base em seus monômeros constituintes, seus aditivos e subprodutos liberados (Lithner *et al.*, 2011). A estrutura principal dos plásticos, derivada de longas cadeias de monômeros, é considerada bioquimicamente bastante estável devido ao seu grande tamanho molecular (Teuten *et al.*, 2009; Lithner *et al.*, 2011). No entanto, vários destes produtos demonstram ter efeitos adversos para o meio ambiente (Halden, 2010; Lithner *et al.*, 2011). Como exemplo, o bisfenol A, usado na produção de

policarbonato, pode ter efeitos desreguladores endócrinos (Halden, 2010); o estireno e o polivinil monômero de cloreto, usado na produção de poliestireno e de cloreto de polivinil (PVC), pode ser cancerígeno e/ou mutagênico e são listadas como substâncias tóxicas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Xu *et al.*, 2004; Lithner *et al.*, 2011).

A poluição ambiental por micro ou nanoplásticos e por seus aditivos, seja ela proveniente de contaminação dos oceanos ou dos lagos e cursos de água, seja por poluição do solo ou da atmosfera, acaba obviamente contaminando a água e os alimentos ingeridos tanto por animais silvestres ou domesticados, como pelo ser humano.

O impacto sobre a saúde humana causado pela ingestão de micro e nanoplásticos é um tópico de intensa investigação científica e ainda não completamente elucidado. Seu possível efeito deletério pode ser decorrente tanto da natureza físico-química das partículas como consequente ao fato que muitas dessas partículas podem carrear substâncias químicas potencialmente tóxicas (Teuten *et al.*, 2009; Hahladakis *et al.*, 2018).

Apesar do crescente número de investigações científicas enfocando os potenciais efeitos deletérios dos MPs sobre a saúde humana os dados presentemente disponíveis sobre a presença de micro e nanoplásticos na dieta humana são ainda escassos. Micro e nanoplásticos estão presentes em todos os componentes do meio ambiente: água, ar e solo. Portanto, compreender as rotas de contaminação pelas quais os MPs chegam até os alimentos e bebidas é um elemento-chave para a avaliação da extensão da contaminação dos produtos alimentares. A Figura 9 ilustra concomitantemente as diferentes fontes de partículas microplásticas (oriundas de uso doméstico, industrial, agrícola, pesca e, também, da produção e do descarte de produtos contendo partículas de plástico) e as possíveis rotas pelas quais essas partículas são liberadas no meio ambiente e podem eventualmente entrar na

cadeia alimentar, principalmente através da água e do ar (Toussaint *et al.*, 2019).

No entanto, é necessário reconhecer que o esquema gráfico visualizado na Figura 9 é uma simplificação da questão, porque os MPs encontrados em determinado setor ambiental não acabam obrigatoriamente em produtos alimentícios. Somente um pequeno número de partículas de plástico originárias de um determinado setor é encontrada no produto final de consumo. Uma cadeia de produção alimentar típica é composta de muitos procedimentos intermediários, desde o processamento até a distribuição e cada um desses passos pode potencialmente resultar em contaminação adicional por MPs. As rotas expostas na Figura 9 tão somente procuram facilitar o entendimento da contaminação potencial da cadeia alimentar humana com base em estudos descritos na literatura (Toussaint *et al.*, 2019).



Figura 9. As diferentes possíveis fontes de partículas de plástico e rotas de entrada na cadeia alimentar (Fonte: Toussaint *et al.*, 2019).

Várias rotas são postuladas na contaminação da cadeia alimentar: contaminação da água do mar (Lusher, 2015), contaminação do solo por descarte do lodo das estações de tratamento de água (Zubris *et al.*, 2005; Browne *et al.*, 2011; Mason *et al.*, 2016) e, secundariamente, contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Zentner *et al.*, 2015). A água potável vem principalmente da depuração e tratamento de águas subterrâneas e águas superficiais, como lagos e rios. Contudo, a contaminação de lagos e rios com microplásticos foi demonstrada por vários estudos sendo um problema sobejamente conhecido (Eriksen *et al.*, 2013;

Eerkes-Medrano *et al.*, 2015). Portanto, é plausível supor que juntos com os outros contaminantes, partículas plásticas e fibras também acabem em águas subterrâneas. No entanto, somente foi possível encontrar um único estudo focando a contaminação de águas subterrâneas utilizadas como água potável (Mintening *et al.*, 2019) que encontraram uma contaminação extremamente baixa, da ordem de 0,7 partículas plásticas por m³ em média.

Outra via de contaminação da cadeia alimentar humana é o ar. Fibras têxteis, incluindo microplásticos (33%), estão presente no ar, tanto em interiores como em exteriores em concentrações variando, dependendo do ambiente, entre 0,3 a 1,5 fibras por m³ e 1,0 a 60,0 fibras por m³ respectivamente (Dris *et al.*, 2017). Pauly *et al* (1988), investigando o impacto da poluição aérea nos seres humanos por meio de exames histopatológicos de tecido pulmonar, detectaram, presença de fibras de plantas (por exemplo, algodão) e fibras plásticas em 87% dos pulmões examinados.

A contaminação por micro e nanoplásticos de diferentes espécies é surpreendentemente alto e já foi comprovada contaminação em mais de 690 espécies marinhas, comestíveis e não comestíveis (Carbery *et al.*, 2018). Duzentas e uma espécies comestíveis (200 espécies marinhas e 1 espécie terrestre), que entram cadeia alimentar humana, já foram descritas como estando afetadas pela presença de micro e/ou nanoplásticos. O fato da grande maioria ser de espécies marinhas pode ser explicado pelo maior foco em poluição marinha. O único relato de animal terrestre contaminado foi de galináceos. Huerta Lwanga *et al* (2017) comprovaram contaminação de galinhas e frangos que serviam de alimento a populações locais mexicanas.

No que diz respeito às espécies marinhas, a contaminação pelo microplástico é explicado por ingestão direta e por transferência trófica. Microplásticos suspensos em água do mar são facilmente ingeridos por muitas espécies, pois muitos deles têm tamanho que coincide com o tamanho

de ovos de peixes e plâncton (Browne *et al.*, 2008; Boerger *et al.*, 2010). Peixes e outros organismos marinhos contaminados por MPs, entrando na cadeia alimentar, por transferência trófica podem levar as partículas plásticas até o ser humano.

Outra fonte potencial de contaminação é o uso de resíduos de peixe (cabeças, ossos, pele e vísceras) para o preparo de ração animal, por exemplo, produção de aves e porcos (Bouwmeester *et al.*, 2015). Apenas 40% dos produtos derivados de peixe são utilizados para consumo humano (Malaweera *et al.*, 2014) e a indústria de processamento de peixes e moluscos pode produzir mais de 60% de subprodutos como resíduos. Esses subprodutos representam uma enorme quantidade de nutrientes (proteínas e minerais) e, em vez de serem descartados, esses produtos são frequentemente transformados em ingredientes alimentares ricos em proteínas para alimentação de animais. A farinha de peixe é misturada com outros ingredientes, desse modo, a contaminação dos alimentos por micro e nanoplásticos não pode ser ignorada. Não existem, no entanto, estudos enfocando este tema e, portanto, não é possível avaliar o impacto deste fator sobre a saúde humana (Toussaint *et al.*, 2019).

Já a contaminação de produtos alimentares, submetidos a um certo grau de processamento, é uma questão mais preocupante. É difícil julgar se partículas micro e nanoplásticos já estavam no alimento antes do processamento ou se a presença deles é consequência do próprio processamento. Pergunta similar se aplica ao caso da água potável e bebidas. Presentemente, os poucos estudos existentes que enfocaram contaminação por microplásticos de produtos alimentícios, visaram principalmente mel, açúcar, sal, cerveja, água engarrafada, água de torneira, sardinhas em lata e peixes defumados e/ou salgados.

Não foram encontrados estudos em humanos sobre um possível efeito de acumulação nem qualquer efeito toxicológico provocado pela ingestão de

MPs após consumo desses produtos alimentares. Embora a água da torneira não seja realmente um produto alimentar, desde que não comercializada em garrafas, mesmo assim foi incluída por sofrer um processo de purificação e vendida aos usuários.

Análise de amostras de mel de diferentes países, tanto à nível de distribuidores como de produtores (Liebezeit *et al.*, 2013, 2015) evidenciaram variável grau de contaminação, em média 166 ± 147 fibras/kg de mel e 9 ± 9 fragmentos/kg em um segundo estudo e 40 a 660 fibras e 0 a 38 fragmentos/kg.

Contaminação do sal de cozinha foi comprovada em vários estudos e considera-se ser direta consequência da contaminação do ambiente marinho apesar da contaminação ter sido observada, em menor grau, também em sais de origem rochosa e nos provenientes de lagos salgados (Yang *et al.*, 2015; Gündoğdu, 2018; Kosuth *et al.*, 2018). Em outro estudo, Karami *et al* (2017) analisaram 17 amostras de sal provenientes de diferentes países encontrando entre 46,7 a 806 partículas de plástico por quilograma.

Um único estudo analisou a possível contaminação de açúcar por MPs (Liebezeit *et al.*, 2013) com resultados pouco confiáveis por não ter usado nem técnica de espectroscopia e nem coloração apropriada. Esses autores encontraram fragmentos e fibras, mas os níveis encontrados provavelmente não excediam as normas limites da União Europeia (Toussaint *et al.*, 2019).

Alguns estudos comprovaram moderada contaminação de cervejas, tanto de origem alemã (Liebezeit *et al.*, 2014), como também de cervejas provenientes dos Estados Unidos (Kosuth *et al.*, 2018). Outros estudos evidenciaram contaminação por MPs em sardinhas em conserva e em no tecido de peixes eviscerados e secos (Karami *et al*, 2017, 2018). Também foi comprovada contaminação por MPs tanto de água engarrafada (Mason *et al.*, 2018; Schymanski *et al.*, 2018), como de água de torneira (Kosuth *et al.*, 2018).

Apesar dos MPs terem sido amplamente estudados no contexto do ambiente marinho, pesquisas focando as potenciais vias de exposição do ser humano à essas micropartículas estão ainda em seu início. Atualmente não há ainda informações sobre os prováveis efeitos biológicos consequentes a essa exposição diária e prolongada. Após a exposição, seja pela dieta, seja por inalação, a absorção de partículas e fibras é plausível como foi evidenciado pela observação de microfibras de plástico em tecido pulmonar (Pauly et al, 1998). A concentração dessas micropartículas é aparentemente baixa, mas possivelmente isso seja devido às atuais limitações técnicas dos processos de detecção e identificação dos MPs.

Os níveis de exposição humana atualmente considerados são provavelmente uma subestimativa. Uma melhor compreensão dos reais níveis de exposição torna-se urgentemente necessária, assim como ter certeza se MPs são absorvidos e são capazes de translocar para órgãos e tecidos. Isso permitirá maior compreensão dos potenciais mecanismos toxicológicos dos MPs e de seus possíveis efeitos para a saúde humana (Wright et al, 2017).

2. Açúcar

O açúcar é um produto alimentício de amplo consumo cotidiano, de uso comum, tanto nas famílias mais humildes como entre pessoas abastadas. Desde os primórdios de seu uso, o açúcar tornou-se praticamente indispensável nas mais diversas culinárias mundiais, devido principalmente à sua grande disseminação facilitada pela expansão marítima, tornando-o produto de fácil aquisição (Sousa, 2020). No Brasil, o açúcar chegou ao mercado por intermédio da colônia portuguesa, e a partir de então o país tornou-se progressivamente grande produtor e exportador de açúcar (Queiroz, 2020).

O açúcar que não passa por processo de refinamento, conhecido como açúcar não refinado, é obtido basicamente pelo processo de evaporação da água presente no caldo de cana. O açúcar não refinado já era utilizado por diversas culturas antigas, sendo que seus tipos mais usais são o açúcar mascavo e gur (Sul da Ásia), açúcar mascavo panela (América Latina), açúcar mascavo líquido orgânico (muscovado) (Filipinas), rapadura e açúcar mascavo (Brasil) e kokuto (Japão) (Jaffé, 2012).

O açúcar obtido da cana-de-açúcar possui basicamente fibras e substâncias nutritivas, o que pode ocasionar um grande ganho calórico na alimentação. No entanto, os procedimentos utilizados na obtenção do açúcar podem causar perda desses componentes nutricionais, pois tendem a diminuir não somente a quantidade de açúcar, mas também a quantidade de fibras e de outros constituintes nutritivos. Isso é mais nítido no açúcar refinado que apresenta um maior índice de pureza em comparação como açúcar mascavo, mas apresenta um inferior valor nutricional (Lee *et al.*, 2018). No intuito de obter um produto mais rico em nutrientes, minimizando as perdas existe no mercado o açúcar mascavo minimamente refinado, o qual possui baixo índice glicêmico e apresenta valores nutricionais elevados em relação ao açúcar refinado. Tanto o açúcar mascavo minimamente refinado e o açúcar mascavo comum possuem teores elevados de potássio e manganês em relação a outro tipo de açúcar, apresentando também alto teor de selênio, o qual não é encontrado nos açúcares comuns (Azlan *et al.*, 2020).

As etapas habituais para obtenção do açúcar são: higienização da cana, extração, purificação, cristalização, secagem e embalagem (Lee *et al.*, 2018). A etapa de extração resulta na produção do caldo da cana-de-açúcar, caldo este ainda cheio das impurezas provenientes do plantio, o que torna necessária uma etapa de purificação para a remoção das impurezas. A etapa de purificação compreende, entre outros, peneiramento do produto e tratamento químico. As etapas seguintes são a de cristalização e secagem,

durante as quais dá-se a evaporação da água presente no caldo. A etapa de evaporação resulta em um xarope e o subsequente processo de cozimento deste acarreta a cristalização do produto, permitindo a obtenção um maior teor de sacarose. O cozimento é seguido pela etapa de centrifugação que vai separar o mel do açúcar, com auxílio de vapor e água, desse processo resulta um subproduto que leva à produção de etanol. Por último, vem a secagem final para a qual existe um vasto número de diferentes tecnologias, que secam a massa obtida da centrifugação a convertem no açúcar branco popularmente conhecido, posteriormente embalado e comercializado para o consumo (Vivaçúcar, 2020).

Os derivados da cana-de-açúcar mais populares são: o açúcar, álcool combustível, melado e aguardente. Porém, existem muitos outros produtos provenientes da cana como melaço, papéis, alguns tipos de fármacos, pó de celulose entre outros (UFRGS, 2020). Além disso, podem ser empregados para geração de biocombustíveis e bioeletricidade. Há uma constante busca pelos produtores de cana-de-açúcar em busca de melhora da qualidade do produto, principalmente por meio de cruzamentos genéticos e com base em ferramentas computacionais biotecnológicas, buscando desenvolver de alta performance (Diniz *et al.*, 2019).

Como pode-se deduzir do exposto, as possíveis vias de contaminação do açúcar por MPs, são inúmeras, sejam pelo solo, em nível de plantação e colheita, sejam atmosféricas ou mesmo durante a etapas de sua produção e embalagem final para o consumo. Pelo seu uso cotidiano e onipresença na cozinha e na mesa, o açúcar torna-se um importante veículo de poluição alimentar por MPs.

II. JUSTIFICATIVA

Estudos avaliando a contaminação de alimentos usados pelos seres humanos e sua possível absorção e repercussão sistêmica são ainda escassos. A escolha do açúcar como objetivo do estudo foi consequente à quase inexistência de estudos focando esse alimento, de amplo uso diário. Em comparação, vários estudos focalizaram o sal de cozinha, outro alimento de uso diário, mas poucos avaliaram a contaminação do açúcar que, a nosso ver, tem uma maior importância, desde que usado em quantidade significativamente maior.

III. OBJETIVO

1. Objetivo Geral

Apresentar rápida revisão do problema causado pelo crescente acúmulo de detritos plásticos no mundo atual, da conseqüente contaminação da cadeia alimentar e da sua potencial repercussão sobre a saúde humana.

2. Objetivos Específicos

Determinar a possível presença de microplásticos em diferentes marcas de açúcares utilizados no Distrito Federal, provenientes de diferentes produtores e diferentes estados do país.

Determinar e comparar o grau de contaminação dos diferentes açúcares elaborados por diferentes produtores e originários do mesmo ou de diferentes estados do país.

IV. METODOLOGIA

1. Amostragem

Foram analisadas 10 marcas de açúcar, compradas em março de 2020 em seis supermercados em Brasília (Distrito Federal, Brasil). As amostras foram selecionadas com base na região de sua origem, detalhada no rótulo de cada produto. Esforço foi feito para selecionar marcas originárias de diferentes regiões do Brasil. Conseguiu-se representar quatro estados brasileiros e 10 diferentes produtores. O tipo de açúcar e sua origem são visualizados na tabela 1.

Tabela 1. Tipo e estado de origem das amostras de açúcares analisados

Amostras	Tipo de açúcar	Origem da amostra
1	Cristal	Aparecida de Goiânia - GO
2	Cristal	Guaraci – SP
3	Cristal	Anápolis – GO
4	Cristal	Brasília – DF
5	Cristal	Anápolis – GO
6	Cristal	Conceição das Alagoas – MG
7	Refinado	Barra Bonita – SP
8	Refinado	Brasília – DF
9	Refinado	Barra Bonita – SP
10	Refinado	Guaraci – SP

2. Obtenção do microplástico

2.1 Limpeza dos instrumentos

Um grande cuidado foi tomado para prevenir possível contaminação das amostras. As amostras não entraram em contato com nenhum material

plástico durante a coleta, preparação e análise. Antes da coleta das amostras, toda a vidraria utilizada foi lavada e a seguir enxaguada com água ultrapura Milli-Q. Os instrumentos e as superfícies de trabalho foram limpos com álcool a 100%. Jalecos (material de algodão) e luvas nitrílicas foram usados durante o estudo. Todos os instrumentos e superfícies foram limpos com água ultrapura Milli-Q após a análise de cada amostra para evitar contaminação. Uma capa de fluxo laminar foi usada durante o processo de análise (Pachane Biotechnology Pa410, Piracicaba, SP, Brasil). Para detectar uma possível contaminação durante a preparação ou análise das amostras, foram utilizados controles negativos (água milliQ) para cada análise, sendo submetidos a todos os procedimentos preparatórios para a análise. Tanto as amostras como os controles negativos foram identificados com adesivo e código e, posteriormente, analisados.

2.2 *Processamento das amostras*

As amostras de açúcar foram processadas individualmente da seguinte forma: a totalidade de cada amostra (1 kg) foi dissolvida em 2 litros de água milliQ, com o auxílio de agitador magnético e a seguir filtrada, 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). A malha do filtro foi a seguir cuidadosamente lavada com água milliQ e 800 μL do líquido residual foram coletados na lateral do filtro (Figura 10A) 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 $\mu\text{g}/\text{mL}$ -1 (Erni-Cassola *et al.*, 2017). O Vermelho Nilo foi 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. A seguir, a solução foi transferida para uma câmara de contagem Sedgewick Rafter (Figura 10B). A câmara do Sedgewick Rafter é composta por 1000 quadrantes, compreendendo um volume total de 1 mL, cada quadrante correspondendo a 1 μ L.

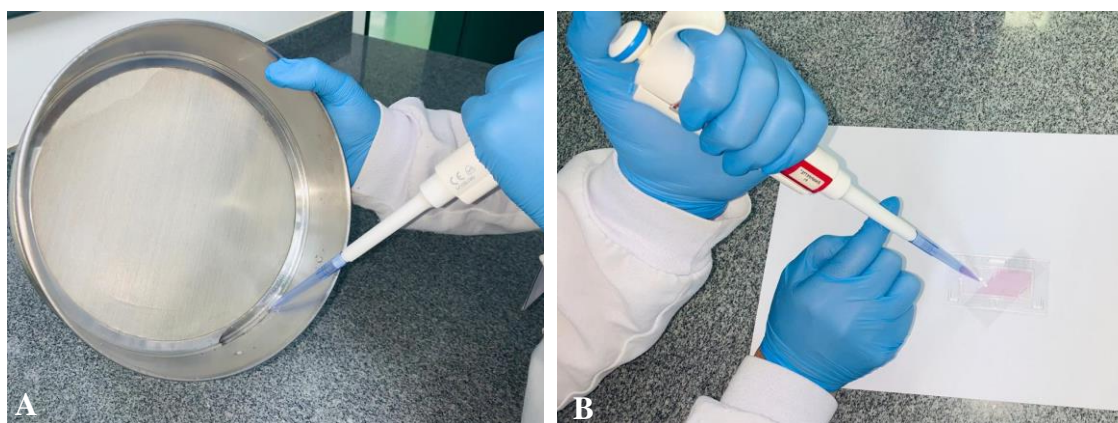


Figura 10. Coleta de microplásticos após filtração. A figura demonstra o método utilizado para coleta das partículas de plástico após filtragem (A) e sua transferência, depois da adição da solução de corante Vermelho Nilo, para a lâmina de Sedgewick Rafter (B), para posterior visualização no microscópio de fluorescência.

2.3 Visualização e contagem do microplástico

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). A visualização foi realizada com magnificação 40-400, contando aleatoriamente 100 quadrantes, o que corresponde a 10% da área total da câmara. Um simples cálculo percentual permitiu determinar o número final de partículas de MPs em 1 Kg de cada amostra de açúcar, dissolvida em 2 L de água milliQ.

V. RESULTADOS

Em todas as 10 amostras de produtos comercialmente disponíveis examinadas foram encontrados microplásticos e seus diferentes formatos (Figura 11 e 12). O número médio de MPs encontrados em cada amostra de 1 kg de açúcar foi de 649 ± 736 com máximo e mínimo respectivamente de 2084 e 28 (tabela 2).

Tabela 2. Média, desvio padrão, mínimo e máximo de MPs encontrados em 1kg de açúcar cristal e refinado

	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Quantidade de MP encontrado	649	736	28	2084

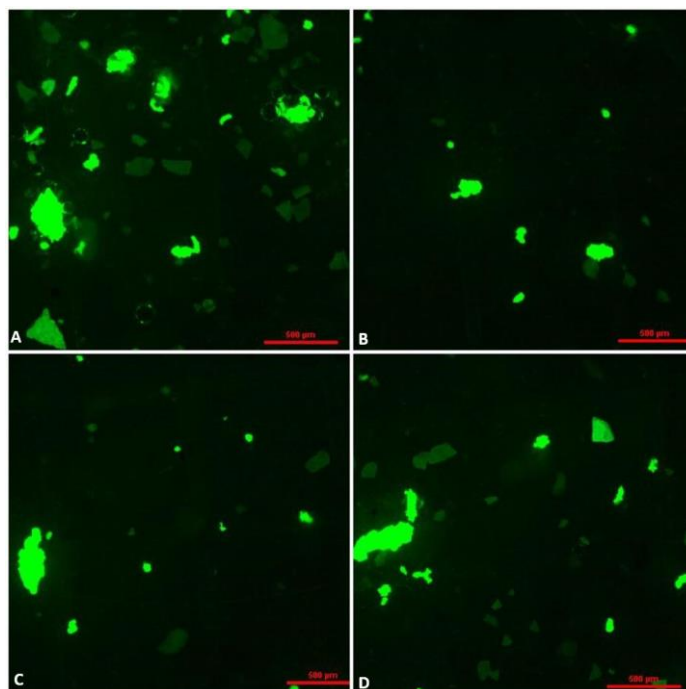


Figura 11. Visualização das diferentes dimensões e formatos dos microplásticos encontrados em quatro diferentes campos utilizando microscópio de fluorescência Nikon Eclipse Ni-U com filtro FITC (comprimento de onda: 475-625 nm) e magnificação de 40-400.

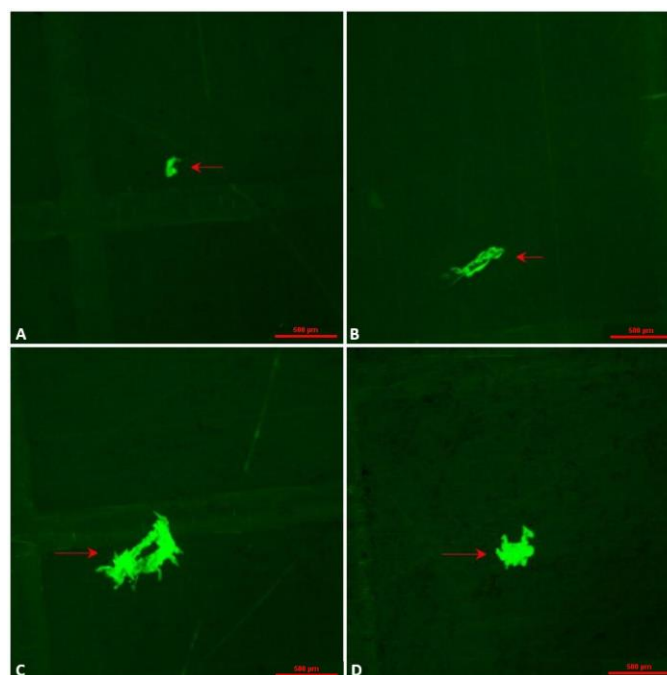


Figura 12. Exemplos adicionais dos diferentes formatos das partículas microplásticas encontradas. Foi utilizado mesmo filtro e mesma magnificação do exemplo anterior.

Os resultados da análise das diferentes amostras de açúcar obtidas no comércio local, no Distrito Federal podem ser visualizados nas tabelas 3 e 4 e no gráfico 1. A quantidade de MPs encontrada em cada localidade em amostras de açúcar cristal e amostras de açúcar refinado é apresentada em ordem decrescente.

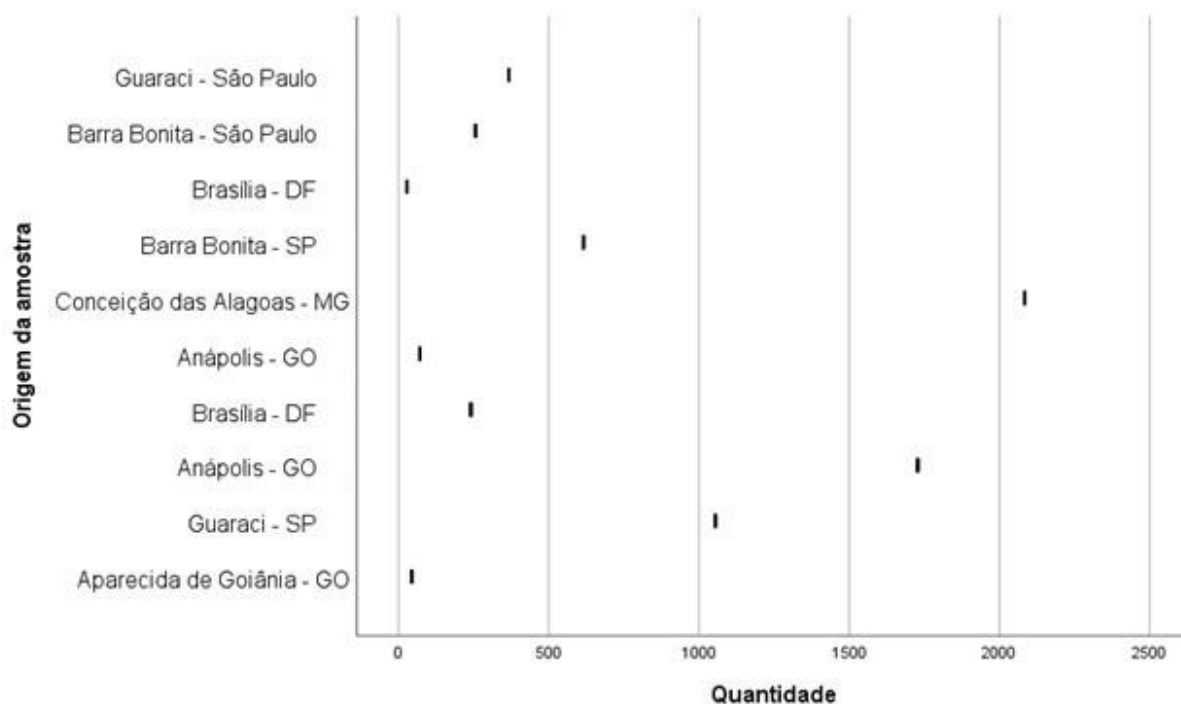
Tabela 3. Cidade, estado de origem e quantidades de MPs detectados nas diferentes amostras de açúcar do tipo cristal.

Açúcar do tipo cristal		
Amostra	Localidade	MPs por Kg de açúcar
6	Conceição das Alagoas - MG	2084
3	Anápolis – GO	1728
2	Guaraci – SP	1055
4	Brasília – DF	241
5	Anápolis – GO	71
1	Aparecida de Goiás - GO	44

Tabela 4. Cidade, estado de origem e quantidades de MPs detectados nas diferentes amostras de açúcar do tipo refinado.

Açúcar do tipo refinado		
Amostra	Localidade	MPs por Kg de açúcar
7	Barra Bonita - SP	616
10	Guaraci – SP	367
9	Barra Bonita – SP	256
8	Brasília – DF	28

Gráfico 1. Quantidade de MPs encontrados nas amostras provenientes de diferentes produtores e estados de origem.



Os valores máximo e mínimo das localidades de origem do açúcar tipo cristal foram de 2084 e 44 respectivamente (tabela 3). E os valores máximo e mínimo das localidades de origem do açúcar tipo refinado foram de 616 e 28 respectivamente (tabela 4).

VI. DISCUSSÃO

O número de partículas de plástico encontradas em todas as amostras de açúcar examinadas foi impressionante e além do esperado. O método utilizado, não é de precisão absoluta e é provável que com o procedimento adotado uma percentagem significativa de micro e, com certeza, de nanoplásticos tenha escapado a análise. Os nanoplásticos são geralmente indetectáveis com a utilização de filtros comuns de malha e mesmo quando detectados por outros métodos sua contagem visual é extremamente difícil e justificadamente inexata.

Alguns autores têm usado um sofisticado programa de software intitulado 'Galaxy Count' desenvolvido por astrofísico, originalmente desenvolvido para contar estrelas e adaptado para o propósito específico de contar micropartículas. O programa é capaz de enumerar o número de micropartículas (como pontos brilhantes), a fim de quantificar o número de microplásticos menores, convertendo as imagens do quadrante para fundo preto (filtro de fundo) e branco (partículas fluorescentes). O software então capaz de contar digitalmente o número de pontos brancos ("estrelas") contra o fundo escuro fundo ("o céu noturno") (Mason *et al.*, 2018).

Existem vários estudos focalizando a contaminação de sal de cozinha por microplásticos (Yang *et al.*, 2015; Karami *et al.*, 2017; Kosuth *et al.*, 2018; Iñiguez *et al.*, 2018; Kim *et al.*, 2018; Gündoğdu; 2018; Renzi & Blaskovic, 2018; Lee *et al.*, 2019), mas somente foi possível identificar um único e pequeno estudo em língua inglesa, cobrindo o tópico da contaminação do açúcar por micropartículas, possivelmente MPs (Liebezeit *et al.*, 2013). Este autor analisou as amostras de açúcar por meio de visualização direta do filtro contendo as partículas, em microscópio de dissecação, sem uso de qualquer método de coloração. Não foi

consequentemente possível diferenciar os MPs de outras partículas de origem orgânica ou inorgânica.

O método adotado neste estudo foi similar ao empregado por Kosuth *et al* (2018) que pesquisaram a contaminação de sal marinho por MPs. Estes autores optaram por filtragem seguida por 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, consequentemente não há como diferenciar o que é plástico de outras partículas não orgânicas. A modificação feita neste estudo foi a da coleta dos detritos no próprio filtro, coloração pelo Vermelho Nilo e posterior visualização em câmara de contagem de Sedgewick Rafter seguida da análise em microscópio de fluorescência.

O grau de contaminação encontrado é preocupante, levando-se em conta que o açúcar, quantitativamente é muito mais usado do que o sal. A contaminação desses itens essenciais e de uso cotidiano levanta a questão de quantos outros alimentos possam também estar contaminados.

De fato, concomitantemente com a crescente preocupação com o impacto da atividade da população mundial sobre o ambiente, e existe uma justificável preocupação de que micro e nanoplásticos, em consequência de sua progressiva bioacumulação e transferência trófica, venham cronicamente contaminar a população humana. No entanto, em contraste com a visível presença de grandes quantidades de detritos plásticos, há atualmente muita pouca compreensão e, principalmente conscientização da extensão da contaminação ambiental provocada por material plástico em geral e por micro- e nanoplásticos em particular. Apesar dos potenciais efeitos adversos provocados pela sua ingestão por períodos prologado de tempo as consequências dessa crônica contaminação em humanos ainda não foram bem elucidadas (Toussaint *et al.*, 2019).

Dois aspectos precisam ser considerados quanto aos possíveis efeitos deletérios dos micros e neoplásticos sobre a saúde humana. O primeiro refere-se às consequências da ingestão das próprias partículas plásticas e sua possível absorção intestinal e difusão sistêmica. O segundo refere-se aos potenciais efeitos toxicológicos dos aditivos químicos a eles associados.

Embora a existência micro e nanoplásticos em itens alimentares é uma real possibilidade, já documentada por numerosos estudos, atualmente não existem muitas evidências comprovando a translocação subsequente e absorção de micropartículas plásticas no corpo humano por meio da dieta. Existe, no entanto, um grande interesse na elucidação da possível, se não provável, migração de Nano polímeros de materiais de embalagem para alimentos (EFSA 2011). Outro campo relevante e de interesse mundial é o do uso de micro e nanoesferas como sistemas de administração de fármacos por via oral, intravenosa ou transcutânea (Kim *et al.*, 2010).

Após a ingestão oral, qualquer substância se depara com a barreira da mucosa intestinal que evoluiu para permitir a absorção eficiente de itens nutritivos, excluindo substâncias ou organismos potencialmente prejudiciais. Captação significativa de microplásticos no organismo através desta rota é, em teoria, limitada. Após ingestão oral, captação de partículas inertes através do intestino tem sido amplamente estudada (O'Hagan, 1996). A absorção de partículas de amido de até 150 μm através das pontas das vilosidades foram descritas em detalhes por Volkheimer (1974). Segundo suas observações as partículas absorvidas eram detectáveis em vasos linfáticos e sanguíneos em questão de minutos e eram a seguir eliminada na urina, confirmando assim a translocação de partículas relativamente grandes e inertes do intestino para outros fluidos corporais (Volkheimer, 1974). O tamanho das partículas parece ser o fator mais importante neste processo, sendo a passagem de partículas menores facilitada em comparação com as maiores. Por exemplo, microesferas de poliestireno de 50 a 100 nm foram absorvidas mais

rapidamente através das placas Peyer e vilosidades intestinais do que partículas maiores, da ordem de 300 a 3000 nm (Florence e Hussain, 2001). No entanto, o tamanho das partículas não é o único fator decisivo sendo que além das dimensões das partículas, sua afinidade por água (hidrofilicidade) e da sua carga elétrica superficial também contribuem para a translocação (Awaad *et al.*, 2012).

Duas vias foram previstas para a captação de MPs através do trato gastrointestinal. A primeira seria via endocitose pelas células M das placas de Peyer. Esta via foi documentada em estudo de Garrett *et al.*, (2012) que usaram uma nova técnica de bio-imagem, para evidenciar a captação de nanopartículas poliméricas pelas células M em camundongos *in vivo*. Estes autores administraram partículas de 30 a 50 nm de diâmetro de um novo polímero projetado especificamente para administração de medicamentos, demonstrando que após a captação pelos enterócitos as partículas se acumulavam na base das vilosidades, passavam pela corrente sanguínea, para chegar ao fígado onde puderam ser detectadas em hepatócitos e espaços intracelulares, recirculando a seguir através da biliar para o intestino delgado, para serem finalmente excretada com a matéria fecal (Figura 13).

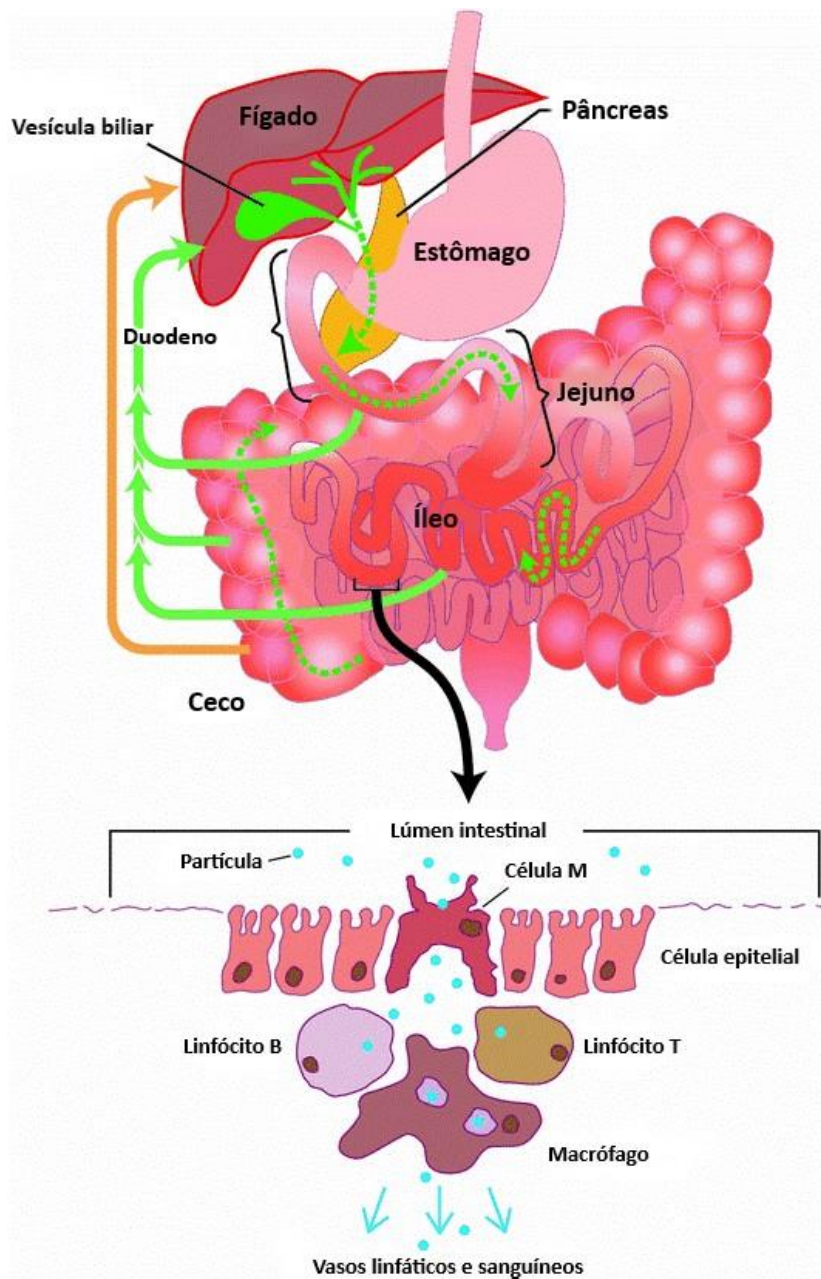


Figura 13. Recirculação proposta para as nanopartículas poliméricas, após administração oral em camundongos. As nanopartículas são absorvidas pelo sangue a partir do intestino (via células M das placas de Peyer), passam para o sistema linfático (em amarelo) e alcançam o fígado e a seguir passam para a vesícula biliar. As partículas são então relançadas no intestino juntamente com a bile (mostrada em verde) antes de sua excreção nas fezes (Fonte: Garrett *et al.*, 2012).

A segunda via pressuposta seria a da transferência de nanopartículas através das junções paracelulares (Figura 14). Apesar das junções paracelulares serem extremamente eficientes na prevenção de entrada de

substâncias estranhas, sua integridade pode ser afetada, potencialmente permitindo a entrada de micropartículas. Após sua entrada essas micropartículas seriam fagocitadas por células dendríticas, passariam para os vasos linfáticos e veias subjacentes e poderiam ser distribuídas para tecidos secundários (Powell *et al.*, 2010).

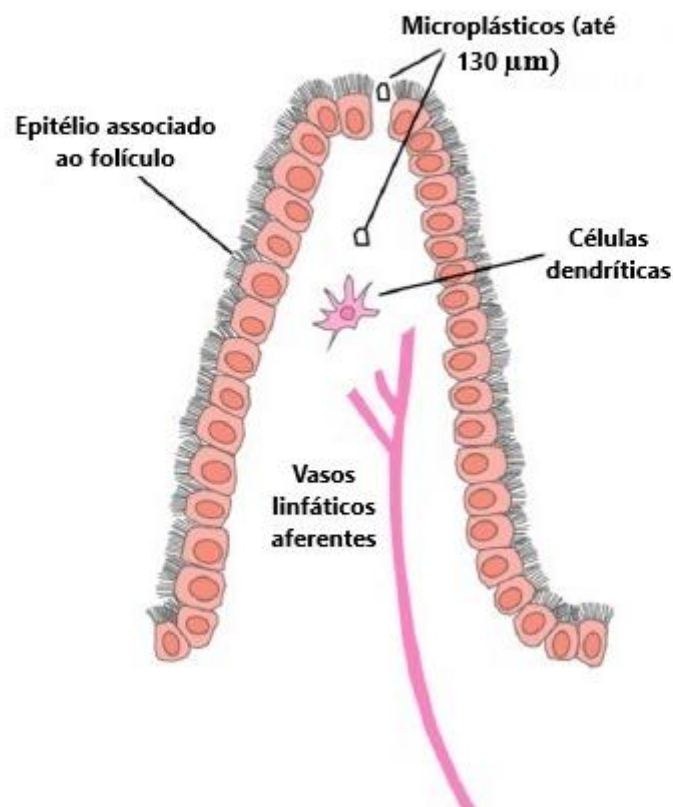


Figura 14. A captura de MPs através das junções paracelulares. Micropartículas não degradáveis podem transpassar a monocamada epitelial através das junções paracelulares e invadir tecidos subjacentes. As células dendríticas são capazes de fagocitar tais partículas, transportando-as para os vasos linfáticos e veias subjacentes (Fonte: Wright *et al.*, 2017).

Finalmente, Deng *et al.*, (2017) administraram partículas de poliestireno fluorescente com dois diâmetros (5 µm e 20 µm) a camundongos durante um período de 28 dias para investigar a distribuição tecidual, o acúmulo e o risco específico para a saúde dos animais. Interessante ressaltar

que maioria dos estudos acerca da contaminação por MPs em organismos vivos foram efetuados em moluscos ou peixes, mas o estudo de Deng et al (2017) foi realizado em mamíferos. Os resultados de Deng e colaboradores (2017) indicaram que os MPs se acumularam no fígado, rim e intestino (Figura 15), sendo a cinética de acúmulo tecidual e o padrão de distribuição fortemente dependente do tamanho das partículas de MPs.

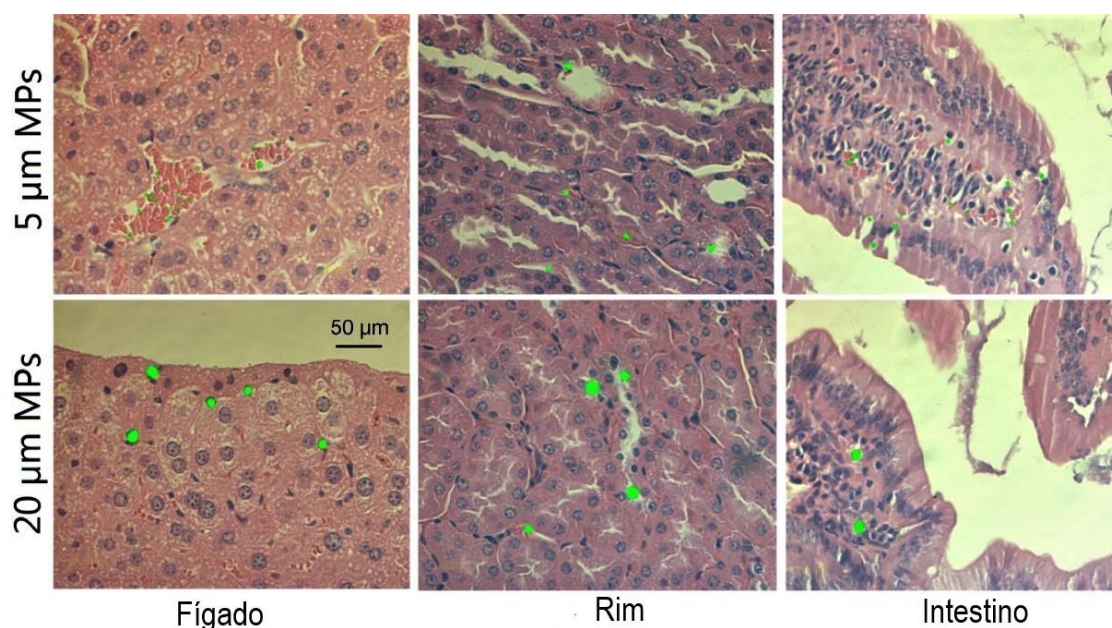


Figura 15. Acúmulo de MPs em fígado, rins e intestino em camundongos, após a administração de esférulas plásticas fluorescentes de 5 e 20 µm de diâmetro, por um período de 28 dias (Fonte: Deng *et al.*, 2017).

Adicionalmente, as análises de múltiplos biomarcadores bioquímicos e perfis metabólicos sugeriu que a exposição dos MPs induziu distúrbios no metabolismo energético e lipídico, bem como estresse oxidativo. Os resultados obtidos por esses colaboradores, ressaltam os potenciais riscos da poluição por MPs para a saúde dos mamíferos em geral e do ser humano em particular. A exposição dos camundongos aos MPs foi por um tempo relativamente curto, mas os resultados obtidos levantam a questão das consequências para o ser humano de uma exposição, mesmo diminuta, mas diária e por tempo extremamente prolongado (Deng *et al.*, 2017).

Quanto aos efeitos toxicológicos dos MPs ingeridos, conforme previamente citado, os plásticos podem conter misturas complexas de aditivos para melhorar suas propriedades físicas, que podem eventualmente vazarem para o meio ambiente circundante. A lixiviação ocorrerá principalmente na superfície da partícula de plástico, com a possibilidade de difusão constante de produtos químicos do núcleo da partícula para a superfície. Consequentemente, a lixiviação de partículas de plástico pode representar uma fonte de exposição prolongada de produtos químicos em tecidos e fluidos corporais, apesar do fato de que muitos desses produtos químicos não são persistentes e têm meias-vidas curtas no organismo (Engler, 2012).

Aditivos plásticos preocupantes para a saúde humana incluem ftalatos, bisfenol A, bromado, retardadores de chama, triclosan, bisfenona e organoestênicos. A potencial migração dos elementos constituintes do polímero e dos aditivos a ele agregados para alimentos e bebidas é considerada uma das principais vias de exposição da população humana e como pode ser esperado está sujeita a extensa legislação.

Existe pouca informação quanto à lixiviação direta de aditivos para tecidos orgânicos, mas um monômero químico que pela sua frequência e potencial efeito adverso sobre a saúde humana é o bisfenol A (BPA). O BPA é um monômero largamente usado na produção de plástico policarbonato e nas resinas epóxi que revestem latas de alimentos e bebidas. Existem numerosos estudos mostrando que o BPA pode migrar para fora do policarbonato e contaminar alimentos e bebidas (Guart *et al.*, 2013). A ingestão oral de BPA é considerada a principal via de exposição da população humana. Outras vias de exposição são a inalação de poeira doméstica e a absorção cutânea a partir do manuseio de materiais impressos. O BPA é sem dúvida absorvido pelo corpo humano e estudos mostram que

> 95% das populações dos EUA, Europa e Ásia já foi exposta ao BPA (Galloway *et al.*, 2010; Vandenberg *et al.*, 2010).

O BPA exerce sua atividade biológica predominantemente por meio de interação com receptores de hormônios esteroides, mostrando atividade estrogênica e antiandrogênica (Lee *et al.*, 2003). Evidências crescentes de estudos epidemiológicos e laboratoriais tem evidenciado que a exposição ao BPA está associada a efeitos adversos à saúde humana, incluindo obesidade e doenças cardiovasculares, alterações no sistema reprodutivo no homem, aumento de cânceres mediados por hormônios, incluindo câncer de mama e de próstata e alterações, neurocomportamentais (Rochester, 2013).

Resumindo, considerando o atual estágio de conhecimento sobre a dinâmica dos resíduos plásticos no meio ambiente pode-se concluir que a poluição por material plástico é um problema ambiental global com provável repercussão sobre a saúde humana. Inumeros estudos comprovaram sua ubíqua presença no meio ambiente, seja nos oceanos e em rios e lagos, seja na atmosfera ou até mesmo no solo. A progressiva degradação dos resíduos plásticos em partículas cada vez menores permite sua dispersão e disseminação para os mais diversos ambientes. A poluição ambiental por detritos plásticos não é um problema estático, mas uma crise em evolução. Com o crescente aumento mundial de sua produção e consumo o plástico tende a se acumular no ambiente e não desaparece. É provável que todo o plástico já produzido, de uma forma ou de outra continue no ambiente. De forma similar a muitas outras crises causadas pelo homem em sistemas naturais. O problema causado pelo plástico, apesar de amplamente reconhecido, está aumentando exponencialmente e mesmo se imediatamente sustado ainda persistirá por muitos séculos (Barnes *et al.*, 2009).

No presente estudo foi comprovado a existência de contaminação por MPs de um alimento de uso cotidiano e foi efetuada breve exposição dos efeitos deletérios dos MPs sobre o ambiente em geral e sobre a saúde humana

em particular. Importante salientar os benefícios dos plásticos em todas as áreas da sociedade humana como apontado por Andrady et al (2009), além disso, não seria realístico imaginar qualquer cenário futuro sem a presença dos plásticos. É necessário o controle sobre a produção dos plásticos (restringindo-a a produtos essenciais) e o equilíbrio com a capacidade de dispor dos resíduos de forma eficiente e segura (como a substituição do plástico por um material mais biodegradável e com impactos menores sobre o meio ambiente).

Apesar de ter alcançado os objetivos propostos este estudo teve limitações. As duas principais deficiências foram as relacionadas à disponibilidade de equipamentos e à metodologia utilizada na pesquisa, ambas decorrentes da falta de recursos necessários. Faltaram equipamentos, que são de alto custo, que poderia permitir a 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). Além disso, o método na detecção e identificação das partículas não teve uma precisão que possa ser definida como absoluta. O uso do filtro e o método de captação do líquido residual contendo as partículas provavelmente não detectou partículas diminutas, principalmente as nanopartículas. Apesar da coloração pelo Vermelho Nilo identificar incontestavelmente as partículas plásticas, ela não tem a capacidade de identificar qual é o polímero. Essa identificação poderia ser efetuado por meio de equipamentos tais como os acima citados. Outrossim, na análise microscópica tornou-se difícil visualizar e contar partículas diminutas. Nesse intuito pesquisadores tem usado softwares sofisticados, como, por exemplo o “Galaxy Count Software”, que é um sistema capaz de visualizar e enumerar todas as partículas fluorescentes, por pequenas que sejam, em relação ao fundo preto não-fluorescente (Mason *et al.*, 2018).

VII. CONCLUSÃO

A revisão do tópico da contaminação ambiental por MPs reforçou a visão da existência de grave e progressivo problema de comprometimento ambiental por crescente volume de resíduos plásticos.

A análise de diferentes marcas de açúcar, provenientes de diferentes localidades e produtores revelou significativa contaminação de todos os produtos por partículas plásticas.

Foi observada considerável variabilidade do nível de contaminação entre as várias marcas pesquisadas e entre as várias localidades de produção, provavelmente dependente da metodologia utilizada no processamento do açúcar.

VIII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI S, SOLTANI N, KESHAVARZI B, MOORE F, TURNER A, HASSANAGHAEI M. **Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf.** Chemosphere, v. 205, p. 80-87. 2018. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.04.076.

AKHBARIZADEH R, MOORE F, KESHAVARZI B. **Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf.** Environ Pollut, v. 232, p. 154-163.2018. Doi: 10.1016/j.envpol.2017.09.028.

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

ANDRADY A, NEAL MA. **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.

ARAUJO P. *et al.* **Techniques for reducing residual monomer content in polymers: A review.** Polymer Engineering and Science, v. 42, p. 1442–1468. Doi: 10.1002/pen.11043.

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.

AZLAN, A., *et al.* **Antioxidant activity, nutritional and physicochemical characteristics, and toxicity of minimally refined brown sugar and other sugars.** Food Science Nutricion, v. 8, p. 5048-5062. 2020. Doi: 10.1002/fsn3.1803.

BARNES DK, GALGANI F, THOMPSON RC, BARLAZ M. **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.

BOERGER CM, LATTIN GL, MOORE SL, MOORE CJ. **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 PCH, PETERS RJ. **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.

BROWNE MA, CRUMP P, NIVEN S., *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 MA, DISSANAYAKE A, GALLOWAY TS, LOWE DM, THOMPSON RC. **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.

BUCHTA C, BITTNER C, HEINZL H, *et al.* **Transfusion-related exposure to the plasticizer di(2-ethylhexyl) phthalate in patients receiving plateletpheresis concentrates.** Transfusion, v. 45, p. 798-802. 2005. Doi: 10.1111/j.1537-2995.2005.04380.x.

CHEN G, FENG Q, WANG J. **Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans.** Science of the Total Environment 2020, v. 703, p. 135504. 2020. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135504.

COLE MA. **A novel method for preparing microplastic fibers.** Scientific Reports, v. 6 p. 34519. 2016. Doi: 10.1038/srep34519.

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.

COLE, M., *et al.* **Microplastic Ingestion by Zooplankton.** Environmental Science Technology, v. 47, p. 6646–6655. 2013. Doi: 10.1021/es400663f.

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.

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.

DINIZ, AL., *et al.* **Genomic resources for energy cane breeding in the post genomics era.** Comput Struct Biotechnol J., v. 17, p. 1404-1414. 2019. Doi: 10.1016/j.csbj.2019.10.006.

DRIS, R. *et al.* **Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris.** Environmental Chemistry, v. 12, p. 592. 2015a. Doi: 10.1071/EN14167.

DRIS, R. *et al.* **A first overview of textile fibres, including microplastics, in indoor and outdoor environments.** Environmental Pollution, v. 221, p. 453–458. 2017. Doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.

DRIS, R. *et al.* **Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles.** Environmental Chemistry, v. 12, p. 539-550. 2015b. Doi: 10.1071/EN14172.

DUTRA, RCL. *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.

EERKES-MEDRANO D, *et al.* **Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs.** Water Research, v. 75, p. 63–82. 2015. Doi: 10.1016/j.watres.2015.02.012.

ENGLER, RE. **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.

EFSA. **Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs.** EFSA Journal, v. 13, p. 3978. 2015. Doi: 10.2903/j.efsa.2015.3978.

ERIKSEN M, MASON S, WILSON S., *et al.* **Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes.** Mar Pollut Bull, v. 77, p. 177–182. 2013. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.

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 AT, 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.

GALLOWAY, TS. **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.

GARRETT NL., *et al.* **Exploring uptake mechanisms of oral nanomedicines using multimodal nonlinear optical microscopy.** J Biophotonics, v. 5, p. 458-468. 2012. Doi: 10.1002/jbio.201200006.

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.

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.

HAHLADAKIS JN, *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.

HALDEN RU. **Plastics and health risks.** *Annual Review of Public Health*, v. 31, p. 179-194. 2010. Doi: 10.1146/annurev.publhealth.012809.103714.

HIDALGO-RUZ, V; GUTOW, L; THOMPSON, RC; THIEL, M. **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.

Igui Ecologia. **Ilha de Lixo no oceano pacífico.** Disponível em:<<https://www.iguiecologia.com/ilha-de-lixo-no-oceano-pacifico/>>. Acesso em: 06 de jul. de 2020.

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

JAFFÉ, WR. **Health Effects of Non-Centrifugal Sugar (NCS): A Review.** *Sugar Tech*, v. 14, p. 87–94. 2012. Doi:10.1007/s12355-012-0145-1.

JAMBECK, JR; GEYER, R; WILCOX, C. *et al.* **Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean.** *Science*, v. 347, p. 768-771. 2015. Doi: 10.1126/science.1260352.

Kane IA, Clare MA. **Dispersion, Accumulation, and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions.** *Frontiers in Earth Science*, v. 7, p. 1-27. 2019. Doi: 10.3389/feart.2019.00080.

KARAMI A, *et al.* **Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish.** *Scientific Reports*, v. 7, p. 1-9. 2017. Doi: 10.1038/s41598-017-05828-6.

KARAMI A, *et al.* **Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats.** *Scientific of the Total Environment*, v. 612, p. 1380-1386. 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.005.

KARAMI A, *et al.* **The presence of microplastics in commercial salts from different countries.** *Scientific Reports*, v. 7. n. 46173, p. 1-9. 2017. Doi: 10.1038/srep46173.

KIM JS, *et al.* **Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution.** *Environment Scientific Technology*. v. 52. p. 12819–12828. 2018. Doi: 10.1021/acs.est.8b04180.

KIM, B.*et al.* **Nanomedicine.** *New England Journal of Medicine*, v. 363, p. 2434-2443. 2010. Doi: 10.1056/NEJMra0912273.

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

LEBRETON, L. *et al.* **Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic.** *Scientific Reports*, v. 8. 2018. Doi: 10.1038/s41598-018-22939-w.

LECHNER A, *et al.* **The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbered fish larvae in Europe's second largest river.** *Environment Pollution*, v. 188, p. 177-181. 2014. Doi: 10.1016/j.envpol.2014.02.006.

LEE HJ, *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.

LEE H, *et al.* **Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review.** *Scientific Reports*, v. 9, n. 10145. 2019. Doi: 10.1038/s41598-019-46417-z.

LEE, JS., *et al.* **Comparative study of the physicochemical, nutritional, and antioxidant properties of some commercial refined and non-centrifugal sugars.** *Food Research International*, v. 109, p. 614-625. 2018. Doi: 10.1016/j.foodres.2018.04.047.

LIEBEZEIT G, *et al.* **Non-pollen particulates in honey and sugar.** *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, v. 30, p. 2136-2140. 2013. Doi: 10.1080/19440049.2013.843025.

LIEBEZEIT G, *et al.* **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.

LIEBEZEIT G, *et al.* **Origin of synthetic particles in honeys.** *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, v. 65, p. 143-147. 2015. Doi: 10.1515/pjfns-2015-0025.

LITHNER, D. *et al.* **Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition.** *Science of The Total Environment*, v. 409, p. 3309-3324. 2011. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.038.

LUSHER A. **Microplastics in the Marine Environment: distribution, Interactions and Effects.** In: Bergmann M, Gutow L, Klages M, editors. **Marine Anthropogenic Litter.** Springer International Publishing, Switzerland, p. 245-307. 2015. Doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_10.

MALAWEERA BO, WIJESUNDARA WMNM. **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.

MASON SA, *et al.* **Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent.** *Environment Pollution*, v. 218, p. 1045-1054. 2016. Doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.056.

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

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.

MINTENIG SM, *et al.* **Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources.** *Scientific of the Total Environment*, v. 648, p. 631-635. 2019. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.178.

NAPPER IE, *et al.* **Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing**

conditions. Marine Pollution Bulletin, v. 112, p. 39-45. 2016. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.

NIZZETTO L, *et al.* **A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments.** Environment Scientific Process Impacts, v. 18, p. 1050-1059. 2016. Doi: 10.1039/c6em00206d.

OGATA Y, *et al.* **International pellet watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs.** Marine Pollution Bulletin, v. 58, p. 1437-1446. 2009. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.06.014.

O'HAGAN DT. **The intestinal uptake of particles and the implications for drug and antigen delivery.** Journal of Anatomy, v. 189, p. 477-482. 1996.

PANKO, JM; CHU, J; MARISA L; KREIDER, ML; UNICE, KM. **Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States.** Atmospheric Environment, v. 72, p. 192-199. 2013. Doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.01.040.

PAULY JL, *et al.* **Inhaled Cellulosic and Plastic Fibers Found in Human Lung Tissue.** Cancer Epidemiol Biomarkers Prev, v. 7, p. 419-428. 1988.

PLASTICSEUROPE, **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>>. Acesso em 27 de jun. 2020.

PLASTICSEUROPE. **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>. Acesso em 21 de abril de 2020.

POWELL JJ, *et al.* **Origin and fate of dietary nanoparticles and microparticles in the gastrointestinal tract**. *Journal Autoimune*, v. 34, p. 226-233. 2010. Doi: 10.1016/j.jaut.2009.11.006.

QUEIROZ, T. **Ciclo do açúcar**. *Mundo Educação*. Disponível em: <<https://mundoeducacao.uol.com.br/historiadobrasil/economia-acucareira.htm>>. Acesso em 23 de set. de 2020.

RENZI M, BLAŠKOVIĆ A. **Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 135, p. 62-68. 2018. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.065.

ROCHMAN, CM. **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.

ROCHESTER JR. **Bisphenol A and human health: A review of the literature.** Reproductive Toxicology, v. 42C, p. 132-155. 2013. Doi: 10.1016/j.reprotox.2013.08.008.

SHIM, WJ. *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.

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.

SOUSA, RG. **História do açúcar.** Brasil Escola. Disponível em: <<https://brasilecola.uol.com.br/curiosidades/historias-acucar.htm>>. Acesso em 23 de set. de 2020.

STRUNGARU, AS. *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 EL, *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/>>. Acesso em 07 de jul. de 2020.

THOMPSON, RC; OLSEN, Y; MITCHELL, RP *et al.* **Lost at sea: Where is all the plastic?** Science, v. 304, p. 838. 2004. Doi: 10.1126/science.1094559.

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

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.

UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). **Derivados da cana.** UFRGS. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/afeira/materias-primas/outros/cana-de-acucar/derivados-da-cana>>. Acesso em 19 de set. de 2020.

VANDENBERG LN, *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.

VOLKHEIMER, G. **Passage of particles through the wall of the gastrointestinal tract.** Environmental Health Perspectives, v. 9, p. 215-225. 1974. Doi: 10.1289/ehp.749215.

VIVAÇÚCAR. **5 etapas do processo de produção do açúcar.** Vivaçúcar. Disponível em: <<https://vivacucar.com.br/5-etapas-do-processo-de-producao-do-acucar/#:~:text=Basicamente%2C%20a%20produ%C3%A7%C3%A3o%20de%20a%C3%A7%C3%BAcar,tratamento%20qu%C3%ADmico%2C%20decenta%C3%A7%C3%A3o%20e%20peneiramento>>. Acesso em 19 de set. de 2020.

WRIGHT SL, *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.

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

WORLD WILDLIFE FUND AUSTRALIA. **The lifecycle of plastics,** 19/06/2018. WWF. Disponível em: <<https://www.wwf.org.au/news/blogs/the-lifecycle-of-plastics>>. Acesso em 10.11.2020.

XU H, *et al.* **Pulmonary toxicity of polyvinyl chloride particles after repeated intratracheal instillations in rats. Elevated CD4/CD8 lymphocyte ratio in bronchoalveolar lavage.** Toxicology and Applied Pharmacology, v. 194, p. 122-131. 2004. Doi: 10.1016/j.taap.2003.09.003.

YANG D, *et al.* **Microplastic Pollution in Table Salts from China.** Environmental Science & Technology, v. 49, p. 13622- 13627. 2015. Doi: 10.1021/acs.est.5b03163.

ZENTNER E, *et al.* **Deep penetration of pharmaceuticals and personal care products through the vadose zone of effluent-irrigated land.** Vadose Zone Journal, v. 14, p. 1-7. 2015. Doi: 10.2136/vzj2014.09.0115.

ZUBRIS KAV, *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.