

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – UMA REVISÃO

\* Tainá da Conceição Pereira<sup>1</sup>  
Daniele Barcelos Araújo<sup>1</sup>  
Daniele Maia Bila<sup>1</sup>

### MICROPLASTICS IN WASTEWATER TREATMENT – A REVIEW

Recibido el 7 de abril de 2020; Aceptado el 4 de febrero de 2021

#### Abstract

*Although plastic pollution is an old problem, the concern about the presence of microplastics (MP) in environment is recent. MPs are plastics smaller than 5 mm and can be primary and secondary. These materials can be dispersed in large areas and have been found in seawater, beach sand and sediments. Due to presence in personal care products, the use of synthetic fabrics and the inappropriate disposal of plastics, this material has been found in Wastewater Treatment Plants (WWTPs). This may be one of the main sources of MP in the environment. WWTPs have the capacity to remove 70% to 99.9% of MP. Larger efficiencies were found in WWTPs with tertiary treatment. However, due to the large volume of WWTPs the amount of MP particles daily released into the aquatic environment can be a few thousand up to billions of particles per day. Thus, WWTPs are an important source of microplastics in aquatic environments. This pollutant can cause damage to the biota, can occur trophic transfer and transport other contaminants from one region to another through sorption.*

**Keywords:** environment pollution, microplastics, wastewater treatment plant.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente (DEAMB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua São Francisco Xavier, 524, Pavilhão Reitor João Lyra Filho, 5° andar, bloco F, sala 5029F, Campus Maracanã, Rio de Janeiro – RJ. CEP: 20943-000. Brasil. Email: [tainapereiraeq@gmail.com](mailto:tainapereiraeq@gmail.com)

## Resumo

Apesar da poluição por plásticos ser um problema antigo, a preocupação com a presença de microplásticos (MP) no ambiente é recente. Os MP são plásticos menores que 5 mm e podem ser primários ou secundários dependendo de sua fonte. Esses materiais podem se dispersar por grandes áreas, sendo encontrados em água do mar, areia de praia e sedimentos. Devido à sua presença em produtos de cuidado pessoal, ao uso de tecidos sintéticos e ao descarte inadequado dos plásticos, esse material tem sido encontrado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Esta pode ser uma das principais fontes de MP no ambiente. As ETEs têm a capacidade de remover de 70% a 99.9% de MP. As maiores eficiências de remoção foram encontradas nas ETEs com tratamento terciário. No entanto, devido ao grande volume de efluentes descartados pelas ETEs, a quantidade de partículas de MP lançadas nos corpos receptores diariamente pode ir de alguns milhares até bilhões de partículas por dia. Assim, as ETEs são uma fonte importante de MP em ambientes aquáticos e estes podem causar danos à biota, pode ocorrer transferência trófica e ainda transportar outros contaminantes de uma região para outra, através da sorção.

**Palavras chave:** microplásticos, poluição ambiental, estação de tratamento de esgoto.

## Introdução

O consumo de plástico vem crescendo constantemente nas últimas décadas, devido ao seu baixo custo, baixo peso e durabilidade, entre outros fatores. A produção mundial de plástico atingiu 359 milhões toneladas em 2018, sendo que aproximadamente 40% dessa produção destinada às embalagens (Plastic Europe, 2019), o que gera um problema relativo ao gerenciamento dos resíduos sólidos. Cerca de 30% dos resíduos plásticos coletados na Europa são destinados em aterros sanitários, além disso, a maioria dos resíduos encontrados no mar (60 - 80%) são materiais plásticos (Derraik, 2002; Vegter *et al.*, 2014). Segundo o levantamento lançado em 2019 pela WWF (2019), o Brasil é um dos maiores geradores de resíduos plásticos do mundo, totalizando 11.4 milhões de toneladas por ano, sendo somente 1.28% reciclado.

A poluição por plásticos tem sido estudada há algumas décadas. A presença de resíduos plásticos maiores que 5 mm, denominados macroplásticos, em ambientes marinhos e costeiros é relatada na literatura científica desde a década de 1970 (Moore, 2008). Ostle *et al.* (2019) constataram que a quantidade de plásticos nos oceanos aumentou significativamente de 1957 a 2016, acompanhando o aumento crescente da produção de plásticos. Entre os efeitos negativos à biota estão o enredamento e a ingestão, que podem ser fatais (Kuhn *et al.*, 2015).

A sexta edição do Global Environmental Outlook (Panorama Ambiental Global, livre tradução), lançada pela ONU em março de 2019, trouxe em seu sétimo capítulo "Oceanos e Costas" a problemática do lixo marinho como um dos principais problemas a serem enfrentados atualmente. Estima-se que cerca de 8 milhões de toneladas de plásticos tem como destino os oceanos anualmente e a fonte desses resíduos estão correlacionadas com o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos, ou a falta de gerenciamento e com a eficiência da coleta e tratamento de esgoto (Schmidt *et al.*, 2017).

Na última década, pequenas partículas plásticas conhecidas como microplásticos ganharam mais atenção dos pesquisadores (Andrady, 2011). Microplásticos são partículas de plásticos menores que 5 mm (Arthur *et al.*, 2009) que estão presentes nos oceanos, rios, águas superficiais, praias, sedimentos, esgoto e em regiões remotas (Ivar Do Sul, 2014). Devido a propriedades como baixa densidade e alto tempo de decomposição, o MP tem o potencial para se dispersar em ambiente aquático (Carvalho e Batista Neto, 2016). A ingestão de microplásticos tem sido relatada em vários organismos marinhos, tais como crustáceos (Beachler *et al.*, 2020), peixes (Ory *et al.*, 2017), mamíferos (Zantis *et al.*, 2020) e aves marinhas (O'Hanlon *et al.*, 2017).

Browne *et al.* (2011) observaram que as regiões próximas às aglomerações urbanas apresentam maiores concentrações de microplásticos, sugerindo que pode haver influência dos sistemas de tratamento de esgoto na quantidade de microplásticos presentes em águas superficiais. Diversos trabalhos avaliaram a presença de microplásticos em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Murphy *et al.*, 2016; Carr *et al.*, 2016; Leslie *et al.*, 2017, Magnusson e Koren, 2014). Os MP encontrados em ETEs podem ser primários e secundários, principalmente provenientes de produtos de cuidado pessoal e da lavagem de roupas.

No entanto, devido ao seu pequeno tamanho nem todo material é removido pelos processos das ETEs e apesar de alguns estudos encontrarem eficiências de remoção de microplásticos superiores a 70% (Leslie *et al.*, 2017, Carr *et al.*, 2016), a quantidade de microplásticos lançados nos corpos hídricos pelos efluentes tratados pode ser uma das principais fontes de microplásticos em águas superficiais devido ao grande volume de efluente lançados pelas ETEs (Leslie *et al.*, 2017, Carr *et al.*, 2016).

As concentrações de microplásticos encontradas nos efluentes de ETEs apresentaram grande variação entre os estudos relatados na literatura. As concentrações de microplásticos em efluentes de ETE após o tratamento secundário ficou na faixa de 0.0009 MP/L a 0.25 MP/L (Carr *et al.*, 2016, Murphy *et al.*, 2016) e após o tratamento terciário ficou na faixa de 0.000002 a 1 MP/L (Browne *et al.*, 2011, Carr *et al.*, 2016). Murphy *et al.* (2016) encontraram 0.25 MP/L em uma ETE da Holanda operando com sistema de lodo ativado seguido de clarificação. A ETE avaliada no estudo de Murphy *et al.*, (2016) atende uma população de 650000 habitantes, lançando 260954 m<sup>3</sup>/dia de efluente, o que equivale a 6.5x10<sup>7</sup> MP/dia.

## Revisão

### Presença de Microplásticos no Esgoto

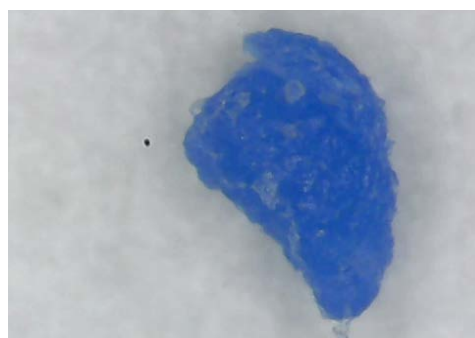
Microplásticos podem ser divididos em primários e secundários (Arthur *et al.*, 2009). Microplásticos primários são plásticos que foram projetados para possuírem tamanho microscópico, e podem ser encontrados em muitos produtos cosméticos e de cuidado pessoal, são usados em pasta de dentes, shampoo, sabonetes, espuma de banho, espuma de barbear e esfoliantes (Figura 1). Segundo Boucher & Friot (2017), 15 a 31% de todo plástico encontrado nos oceanos são microplásticos primário, o que equivale a cerca de 1.5 milhões de toneladas

por ano. Cerca de 93% das micropartículas usadas em cosméticos e produtos de cuidado pessoal são polietileno (PE), mas também podem ser fabricadas com outros materiais como por exemplo polipropileno (PP), politeraftalato de etileno (PET), polimetilmetacrilato (PMMA) e nylon (Gouin *et al.*, 2015). As partículas usadas nesses produtos têm tamanho entre 4 µm e 1 mm, com média de 250 µm (Gesamp, 2010). A Figura 2 apresenta partículas extraídas de pastas de dentes e esfoliantes que são vendidos comercialmente no Brasil.



**Figura 1.** Fontes de microplástico primário em produtos de cuidado pessoal.

Fonte: Autor, 2020.



**Figura 2.** Partícula de microplástico extraída de esfoliantes faciais. Fonte: Autor, 2020.

Os microplásticos provenientes de produtos de cuidado pessoal após o uso têm como destino o esgoto doméstico, e em seguida as ETEs. Vale salientar que no Brasil cerca de 45% da população não tem acesso a tratamento de esgoto (Ana, 2019), desta forma esse material tem como destino final os rios e oceanos. Estudos estimaram a quantidade de microplásticos proveniente de produtos de cuidado pessoal em diferentes países. Esses trabalhos foram

baseados em pesquisas com a população local ou em dados de consumo desses produtos na região. As micropartículas encontradas em todos os estudos avaliados foram de PE.

A Tabela 1 apresenta as estimativas de lançamento de microplásticos dos estudos avaliados. Pode-se observar que o consumo de produtos de cuidado pessoal que contém microplásticos pode variar bastante conforme a região avaliada. Nos EUA e Reino Unido os dados de mercado referentes a esses produtos são mais facilmente encontrados, quando comparado a Eslovênia. Em países em que esses dados não estão disponíveis, pesquisas sobre os hábitos da população local podem ser usadas para estimar o consumo. O lançamento de microplásticos nos corpos receptores são diretamente proporcionais a população da região e a eficiência de remoção de microplásticos pelas ETEs. A relação entre massa de microplásticos lançados no efluente e o número de partículas é diretamente relacionada ao tamanho das partículas nos produtos. Devido à baixa densidade do polietileno cada grama de microplástico equivale a milhares de partículas lançadas no meio ambiente.

**Tabela 1:** Estimativa de lançamento de microplásticos com base no consumo de produtos de cuidado pessoal compiladas de estudos da literatura.

País	População* (milhões)	Produto	Consumo (mg pessoa <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Lançamento (ton ano <sup>-1</sup> )	Referência
EUA	308	Sabonete líquido	2.4 <sup>a</sup>	263	Gouin <i>et al.</i> , 2011
Reino Unido	64.1	Esfoliante Facial	40 – 215 <sup>a</sup>	16 – 86	Napper <i>et al.</i> , 2015
Eslovênia	0.29	Esfoliante Facial	15.2 <sup>b</sup>	0.36	Kalcikova <i>et al.</i> , 2017
União Europeia	508	Sabonete líquido	2.4 <sup>a</sup>	450	Prata, 2018

\*População da região na época do estudo; a – dados de consumo de sabonete líquido; b – pesquisa com a população local.

Os microplásticos secundários são formados a partir da degradação de produtos plásticos (Thompson *et al.*, 2004) ainda durante o uso, por exemplo, tintas, pneus e têxteis, ou pelo intemperismo (Gesamp, 2015). Outra fonte de microplásticos secundários são as fibras de roupas geradas durante a lavagem (Browne *et al.*, 2011, Thompson *et al.*, 2004). As fibras representam cerca de 35% dos microplásticos encontrados nos oceanos e são provenientes da lavagem de roupas (Boucher e Friot, 2017). As fibras encontradas no mar podem ser naturais (lã, linho e algodão) ou sintéticas (poliéster, poliamida e poliacrílica) (Mathalon e Hill, 2014). O lançamento de microplásticos proveniente de tecidos sintéticos é causado pelos processos químicos e mecânicos durante o processo de lavagem em uma máquina de lavar (De Falco *et al.*, 2017). A Figura 3 apresenta fibras provenientes da lavagem de roupas.

Diversos trabalhos avaliaram a liberação de microplásticos provenientes da lavagem de roupas em diferentes condições de uso. O lançamento dessas partículas foi reportado em número de fibras descartados durante a lavagem (Browne *et al.*, 2011; Napper & Thompson, 2016; De Falco *et al.*, 2017) ou em percentual mássico da massa de roupa lavada (Hartiline *et al.*, 2016; Pirc *et al.*, 2016). A Tabela 2 apresenta a estimativa de lançamento de fibras em número de partículas durante a lavagem de roupas compiladas de estudos da literatura.



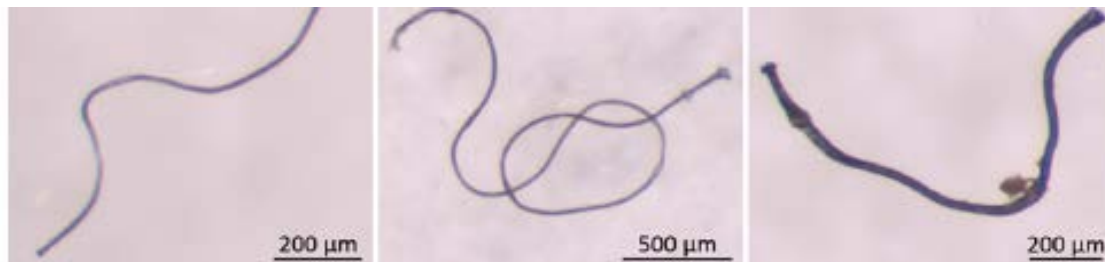


Figura 3. Fibras de poliéster. Fonte: Lares et al., 2018.

Tabela 2. Estimativa de lançamento de microplásticos em número de fibras por lavagem relatada em estudos da literatura.

Tamanho mínimo de MP	Tamanho da máquina de lavar	Tipo de fibra	Lançamento (nº. de fibras/lavagem)	Referência
-	-	-	>1900	Browne et al., 2011
25 µm	6 kg	Acrílico	138000 – 728800	Napper & Thompson, 2016
5 µm	5 kg	Poliéster	6000000 – 17700000	De Falco et al., 2017
1.2 µm	5 kg	Poliéster	87300 – 131200	Almroth et al., 2018

Dentre os tecidos sintéticos avaliados o poliéster foi o que apresentou maior lançamento de fibras durante a lavagem (Almroth *et al.*, 2018; Napper e Thompson, 2016). O tecido poliéster é o nome comercial do polímero polietileno tereftalato (PET) e é uma das fibras sintéticas mais utilizadas em tecidos juntamente com o nylon (poliamida) (Napper e Thompson, 2016).

Hartline *et al.* (2016) avaliou a quantidade de fibras descartadas em máquinas de lavar com abertura superior e frontal. Foi constatado que durante o processo de lavagem as máquinas com abertura superior lançam cerca de 7 vezes mais fibras que as máquinas com abertura frontal, devido à diferença no modo de agitação que ocorre entre os dois tipos de máquinas.

Estudos reportam que a quantidade de fibras lançadas durante uma lavagem possui alta dependência das propriedades dos tecidos, das condições de lavagens, tais como tempo e velocidade da lavagem e temperatura, e do uso e tipo de detergente e amaciante utilizado (Almroth et al, 2018; Napper e Thompson, 2016; De Falco *et al.*, 2017).

Os estudos citados corroboram a hipótese de que a lavagem de roupas sintéticas é uma importante fonte de microplásticos em águas superficiais, uma vez que o efluente da máquina de lavar tem como destino o esgoto sanitário. Além disso, trabalhos realizados em águas superficiais, sedimentos e esgoto identificaram a presença de fibras entre os microplásticos encontrados nessas matrizes (Browne *et al.*, 2011; Carvalho e Batista Neto, 2016; Murphy *et al.*, 2016).

Browne *et al.* (2011) observaram que a densidade populacional e a concentração de microplásticos apresentam uma correlação positiva, com isso pode-se inferir que o sistema de esgoto é uma fonte importante de microplásticos.

### Microplásticos em Estações de Tratamento de Esgoto

Altas concentrações de microplásticos são descartadas diariamente no esgoto e conseqüentemente lançadas nas ETE. Embora algumas ETEs consigam remover grande parte dos microplásticos, elas não foram projetadas com esse objetivo específico (Browne *et al.*, 2011; Carr *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016).

Carr *et al.* (2016) avaliaram 8 ETEs na Califórnia (USA), sendo 7 com tratamento terciário e 1 com tratamento secundário. O menor tamanho de partícula retido foi de 45 µm e a maior parte dos microplásticos coletados são de partículas de polietileno azul similares as encontradas na formulação de pastas de dente. Nas ETEs com tratamento terciário foram utilizados adição de químicos e filtração após o processo de lodo ativado e não foram encontrados microplásticos no efluente, contudo na ETE somente com o processo de lodo ativado, apesar da eficiência de remoção ser de 99.9% houve um lançamento diário para o corpo receptor de cerca de 93000 micropartículas, o que em 1 ano representa quase 34 milhões de micropartículas.

Murphy *et al.* (2016) observaram uma remoção de 98.41% de microplásticos no processo de lodo ativado. No entanto, Murphy *et al.* (2016) salientaram que apesar da alta eficiência de remoção apresentada pela ETE, uma grande quantidade de microplásticos foi lançada diariamente no corpo receptor devido aos altos volume de efluente tratados. Leslie *et al.* (2017) avaliaram 7 ETEs em Amsterdam (Holanda), onde uma eficiência média de retenção de microplásticos de 72% ( $\pm 61\%$ ) foi alcançada, concluindo que o efluente de ETE é uma das principais rotas de entrada de microplásticos em ambientes aquáticos. Carr *et al.*, (2016) relataram que os microplásticos encontrados no esgoto estavam revestidos por biofilme, que são colônias de microrganismos que ficam aderidas a superfície dos microplásticos (Rummel *et al.*, 2017). Esse biofilme é formado quando o material plástico está em ambiente aquático e pode afetar as propriedades físicas dos plásticos, como a flutuabilidade, e ser um meio de transporte para bactérias e vírus que estão presentes no esgoto (Carr *et al.*, 2016, Rummel *et al.*, 2017).

Todos os estudos encontrados sobre microplásticos em ETEs foram realizados na Europa ou na América do Norte. Existe uma lacuna de conhecimento sobre esse tema em países em desenvolvimento, visto que as tecnologias e tratamentos de esgoto utilizados nesses países podem ser potencialmente diferentes dos utilizados em países desenvolvidos. A Tabela 3 apresenta uma compilação dos resultados encontrados por diversos autores sobre a presença, remoção e descargas diárias de microplásticos em ETEs. A partir desses dados é possível verificar que grande quantidade de microplástico entra no sistema de esgoto diariamente. As ETEs apresentam boa eficiência de remoção de microplásticos, na faixa de 72 a 99.9% (Leslie *et al.*, 2017; Carr *et al.*, 2016; Magnusson e Koren, 2014) e as maiores remoções ocorreram em ETEs que possuem tratamento terciário. No entanto, a vazão de efluente lançada no corpo receptor é normalmente alta nos grandes centros urbanos (milhares de metros cúbicos por dia) e quantidade de partículas de microplásticos lançadas diariamente no corpo receptor vai de alguns milhares até bilhões de partículas por dia (Dris *et al.*, 2015; Michielssen *et al.*, 2016).

**Tabela 3.** Tipo de tratamento, presença, remoção e descarga diárias de microplásticos em ETEs.

País	Tipo de tratamento	Processo de Tratamento	MP no afluente (partículas L <sup>-1</sup> )	MP no efluente final (partículas L <sup>-1</sup> )	MP no lodo biológico	Remoção (%)	Lançamento diário de MP (partículas.dia <sup>-1</sup> )	Referência
Finlândia	Terciário	Lodo ativado seguido de filtro biológico	430 partículas e 180 fibras	8,6 (±2,5) partículas e 4.9 (±1.4) fibras	7.2 (±4.9) partículas kg <sup>-1</sup> e 1.7 (±1.0) fibras kg <sup>-1</sup>	98% partículas e 97% para fibras	-	Talvitie <i>et al.</i> , 2015
França	Primário e secundário	Filtro biológico	260-320	14 – 50	-	83 - 95%	3.36 a 12 x 10 <sup>9</sup> -	Dris <i>et al.</i> , 2015
Escócia	Secundário	Lodo ativado	15.70 (±5.23)	0.25 (±0.04)	-	98.4%	6.5 x 10 <sup>7</sup>	Murphy <i>et al.</i> , 2016
USA (3 ETEs)	Secundário e terciário	Lodo biológico e biorreator de membrana	133 (±35.6)	0.5 – 5.9	-	93.8 – 99.4 %	1.25 x 10 <sup>9</sup> – 15 x 10 <sup>9</sup>	Michielssen <i>et al.</i> , 2016
USA (8 ETEs)	Secundário (1) e terciário (7)	Lodo ativado, seguido de filtração	1	~0.0009 - secundário 0 – terciário	10 <sup>3</sup> partículas kg <sup>-1</sup>	99.9%	0.93 x 10 <sup>6</sup>	Carr <i>et al.</i> , 2016
USA (17 ETEs)	Primário, secundário e terciário (dependendo da ETE)	Lodo ativado e filtro biológico em uma ETE	-	0.05 (±0.024)	-	-	5 x 10 <sup>4</sup> a 15 x 10 <sup>6</sup>	Mason <i>et al.</i> , 2016
Suécia	Mecânica, química e biológica	Não informado	15.1 (±0.89)	0.008 (±0.008)	16.7 (± 1.96) x 10 <sup>3</sup> partículas kg <sub>(seco)</sub> <sup>-1</sup>	99.9%	-	Magnusson & Koren, 2014
Austrália (2 ETEs)	Terciário	Não informado	-	1	-	-	-	Browne <i>et al.</i> , 2011
Alemanha (12 ETEs)	Primário, secundário e terciário (dependendo da ETE)	Filtração e lagoa de maturação	-	> 500 µm: 0 – 0.05 <500 µm: 0.01 – 9 de partículas /L	10 <sup>3</sup> – 2.4 x 10 <sup>4</sup> partícula kg <sub>(seco)</sub> <sup>-1</sup>	-	9 x 10 <sup>7</sup> – 4 x 10 <sup>9</sup> (anual)	Mintenig <i>et al.</i> , 2017



País	Tipo de tratamiento	Proceso de Tratamiento	MP no afluente (partículas L <sup>-1</sup> )	MP no efluente final (partículas L <sup>-1</sup> )	MP no lodo biológico	Remoção (%)	Lançamento diário de MP (partículas.dia <sup>-1</sup> )	Referência
Holanda (7 ETEs)	NR	Não informado	68 – 910	51 – 81	510 – 760 partículas kg <sub>(úmido)</sub> <sup>-1</sup>	72%	-	Leslie <i>et al.</i> , 2017
Austrália (3 ETEs)	Primário, secundário e terciário	Lodo ativado, ultrafiltração e osmose reversa	-	0.21 – 1,5	-	-	1x 10 <sup>7</sup> a 4.6 x 10 <sup>9</sup>	Ziajahromi <i>et al.</i> , 2017
Finlândia	Primário e secundário	Lodo ativado e Reator biológico de membrana (MBR)	57.6 (±12.4)	1 e 0.4	170.9 x 10 <sup>3</sup> partícula kg <sub>(seco)</sub> <sup>-1</sup>	98.3%	1x 10 <sup>7</sup>	Lares <i>et al.</i> , 2018
Finlândia	Terciário	Lodo ativado e filtro biológico	Amostra pontual: 380 – 636.7 Amostra composta 24h: 630 – 900	Amostra pontual: 0.7 – 3.5 Amostra composta 24h: 1.4 – 2.8	186.7 (±26) x 10 <sup>3</sup> partícula.kg <sub>(seco)</sub> <sup>-1</sup>	>99%	1.7 X 10 <sup>6</sup> e 1.4 X 10 <sup>8</sup>	Talvitie <i>et al.</i> , 2017 <sup>a</sup>
Dinamarca (10 ETEs)	Biológico	Lodo ativado	7216	54	-	99.3%	3000 kg.ano <sup>-1</sup>	Simon <i>et al.</i> , 2018
Canadá	Secundário	Filtro biológico percalador	31.1 ± 6.7	0.5 ±0.2 o	Lodo primário: 14.9 x 10 <sup>3</sup> ± 6.3 Lodo secundário: 4.4 x 10 <sup>3</sup> ±2.9	97.1 a 99.1%	1.1 a 2.7 x 10 <sup>8</sup>	Gies <i>et al.</i> , 2018
USA (3 ETEs)	Secundário	Lodo Ativado	86 - 243	2.2 – 27.8	-	74.8 – 98.1%	0,5 a 1 x 10 <sup>9</sup>	Conley <i>et al.</i> , 2019
China	Terciário	Lodo ativado, ultrafiltração	12.03 (±1,19)	0.59 (±0.22)	-	95.16%	0.59 (±0.22) x 10 <sup>9</sup>	Yang <i>et al.</i> , 2019
Austrália	Secundário	Lodo Ativado	11.8 (±1,1)	2.76 (±0.11)	7.91 (±0.44)	76.61%	1.07 a 1.16 x 10 <sup>8</sup>	Raju <i>et al.</i> , 2020
Espanha (2 ETEs)	Secundário	Reator biológico de membrana (MBR) e filtração	4.4 (±1.01)	0.92 (± 0.21) MBR 1.08 (± 0.28) filtração	-	79.01% MBR 75.49% filtração	-	Bayo <i>et al.</i> , 2020

### Impactos dos Microplásticos no Meio Ambiente

A presença de microplásticos em ambientes aquáticos vêm sendo relatada por diversos autores nas mais diferentes localizações geográficas, tendo sido o primeiro relato em ambiente marinho na década de 70 (Carpender *et al.*, 1972). Nos últimos anos, além do ambiente marinho, foram relatados também microplásticos em água doce e na atmosfera (Horton *et al.*, 2017, Rowley *et al.*, 2020, Gasperi *et al.*, 2018).

A interação dos microplásticos com a biota marinha ocorre quando essas partículas são confundidas com alimentos e consumidas (Boerger *et al.*, 2010; Browne *et al.*, 2013). Quando consumidas essas partículas podem levar a óbito pela obstrução intestinal ou pela falta de nutrientes (Boerger *et al.*, 2010). A ingestão de microplásticos foi observada em peixes planctívoros, ou seja, que se alimentam de plânctons, em 80% dos indivíduos analisados do *Decapterus muroadsi* (Ory *et al.*, 2017) e em 14% peixe voador *Cheilopogon rapanouienesis* (Ghagnon *et al.*, 2018).

Boerger *et al.* (2010) avaliou a presença de microplásticos no conteúdo estomacal de peixes no Pacífico Norte (Califórnia, USA). Observou que cerca de 35% dos peixes estudados haviam ingerido plástico. Uma análise qualitativa constatou que os fragmentos representavam 94% do material plástico ingerido. As cores mais encontradas foram branco, transparente e azul. Estas cores são parecidas com as dos plânctons que são as fontes de alimentação primárias desses peixes, o que pode justificar a ingestão desses materiais (Boerger *et al.*, 2010; Ory *et al.*, 2017; Chagnon *et al.*, 2018).

A ingestão de microplásticos por aves marinhas também tem sido avaliada. O'Hanlon *et al.* (2017) reportaram que das 34 espécies de aves marinhas examinadas no oceano Atlântico Nordeste, área que compreende a costa da Dinamarca, Finlândia, Noruega, Suécia, Irlanda e Reino Unido, 74% haviam ingerido microplásticos.

Outro impacto que os microplásticos podem causar é a contaminação por poluentes adsorvidos devido à afinidade com o plástico (Bakir *et al.*, 2016; Browne *et al.*, 2013). Esses poluentes podem ser orgânicos persistentes, desreguladores endócrinos, metais, ou ainda aditivos químicos do próprio plástico que podem ser liberados (Teuten *et al.*, 2009). A capacidade de sorção dos microplásticos de diversos tipos de polímeros tem sido avaliada recentemente. Estudos avaliaram a sorção de micropoluentes como bisfenol A, nonilfenol, fenantreno, nitrobenzeno, ftalatos, 17- $\beta$ -estradiol entre outros em microplásticos de PVC, PE e PP (Wu *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019, Wang *et al.*, 2019, Browne *et al.*, 2013). A capacidade de sorção variou dependendo do polímero e do contaminante, outros fatores que afetaram a sorção dos poluentes em microplásticos foram o pH e a salinidade do meio (Liu *et al.*, 2019, Guo *et al.*, 2019). A adsorção de poluentes por microplásticos pode servir como transporte de poluentes de uma região para outra e aumentar a

toxicidade dos microplásticos para os organismos (Wu *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019, Wang *et al.*, 2019, Browne *et al.*, 2013).

Browne *et al.* (2013) avaliaram o impacto de microplásticos em organismo de solo, como a minhoca. Nesse estudo, a espécie *Arenicola Marina* foi exposta a areia com 5% de microplástico previamente contaminado com nonilfenol, fenantreno e triclosan, o objetivo foi avaliar se a presença de outros contaminantes juntamente com o microplásticos aumentam a toxicidade. Os resultados encontrados foram que em presença de nonilfenol, 60% dos organismos reduziram a capacidade de remover bactérias patogênicas e na presença de triclosan, 55% dos organismos diminuíram a capacidade de manipular os sedimentos e causou mortalidade, enquanto que o PVC sem contaminantes deixou mais de 30% dos organismos com estresse oxidativo.

Estudos apontam a presença de microplásticos em produtos consumidos por seres humanos tais como sal, cerveja e água mineral (Kosuth *et al.*, 2018). A contaminação do sal vendido comercialmente por microplásticos foi avaliada por Kosuth *et al.* (2018) nos EUA e por Yang *et al.* (2015) na China. Os valores encontrados nos EUA foram na faixa de 46.7 a 806 partículas/kg sendo 99.3% de fibras, na China a faixa de contaminação foi de 7 a 681 partículas/kg sendo a maioria fibras e fragmentos. Na cerveja a contaminação por microplásticos foi avaliada em 12 marcas de cerveja por Kosuth *et al.* (2018) e os valores encontrados foram na faixa de 0 a 14,3 microplásticos/L com valor médio de 4.05 microplásticos/L. No estudo de Kosuth *et al.* (2018) a água mineral de 14 países foi avaliada em um total de 159 amostras, das quais 81% estavam contaminadas por microplásticos. A faixa de contaminação de microplásticos na água mineral foi de 0 a 61 partículas/L com um valor médio de 5.45 partículas/L, sendo que 98.3% das partículas encontradas foram caracterizadas como fibras.

Os estudos apontam que humanos estão expostos diariamente a contaminação por microplásticos, contudo seus efeitos em seres humanos ainda são incertos (Gesamp, 2015; Yang *et al.*, 2015, Ragusa *et al.*, 2021).

### Perspectivas Futuras

Muitos países têm proibido o uso de microplásticos em produtos de cuidado pessoal, tais como Reino Unido, Canadá, EUA e Nova Zelândia (Carr *et al.*, 2016). A substituição desse material plástico por outros de origem orgânica, como sementes, são uma tendência mundial.

Muitos estudos avaliaram a presença de microplásticos em diferentes matrizes, no entanto cada estudo utiliza uma metodologia diferente o que pode impactar fortemente os resultados encontrados. Assim, faz-se necessária uma padronização na metodologia a ser utilizada para quantificação e identificação de microplásticos em diferentes matrizes.

Além disso, faltam estudos na América Latina sobre a eficiência das Estações de Tratamento de Água e Esgoto na remoção dos microplásticos, bem como a contaminação por esse material em produtos de consumo humano. Faz-se necessário avaliar se as tecnologias usadas nesses países têm a mesma eficiência das encontradas nos outros países.

Os efeitos toxicológicos estão sendo estudados para identificar os impactos causados nas diferentes espécies da biota marinha, bem como sua possível transferência trófica.

Estudos são necessários para identificar os mecanismos de sorção e desorção dos microplásticos tanto na forma de fragmentos como na forma de fibras com diferentes poluentes químicos emergentes.

### Conclusão

A presença de microplásticos é uma realidade atual em diversas matrizes ambientais, como oceanos, águas superficiais, ar atmosférico, sedimentos e esgoto. Os microplásticos descartados diariamente no esgoto doméstico é proveniente do uso de produtos de cuidado pessoal que contenham microplásticos, a lavagem de roupas sintéticas e ao descarte inadequado de produtos plásticos.

As ETEs apesar de não terem sido concebidas para a remoção de microplásticos apresentam boa remoção desse material, na faixa de 72 a 99.9%. As ETEs com tratamento terciário apresentam as maiores eficiências de remoção. Entretanto, as ETEs normalmente tratam milhares de litros de esgoto diariamente e conseqüentemente descartam uma grande quantidade de microplásticos no meio ambiente. A quantidade de partículas lançadas diariamente no corpo receptor chega a bilhões de partículas de microplásticos. Assim, as ETEs de tratamento são uma das principais fontes de microplásticos no meio ambiente.

### Referencias bibliográficas

- Agência Nacional de Águas (ANA). (2019) *Atlas Esgotos*. Acessado em: 02 set. 2019. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- Almroth, B. M. C., Astrom, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., Persson, N.-K. (2018) Quantifying shedding of synthetic fiber from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science Pollution Research*, **25**, 1191-1199. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>
- Andrady, A. L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1596-1605. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Arthur, C, Baker, J., Banford, H. (2009) Proceeding of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R30, *NOAA Marine Debris Program, National Oceanic and Atmospheric Administration*, U.S. Department of Commerce: Silver Spring, USA, 49 pp.

- Bakir, A., O'Connor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., Thompson, R. C. (2016) Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemical to marine life. *Environmental Pollution*, **219**, 56-65. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.046>
- Baechler, B. R., Stienbarger, C. D., Horn, D. A., Joseph, J., Taylor, A. R., Granek, E. F., Brander, S. M. (2020) Microplastic occurrence and effects in commercially harvested North American finfish and shellfish: Current knowledge and future directions. *Limnology and Oceanography Letters*, **5**, 113-136. doi: <https://doi.org/10.1002/lol2.10122>
- Bayo, J., López-Castellanos, J., Olmos, S. (2020) Membrane biorreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, **156**, 111211. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211>
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore S. L., Moore, C. J. (2010) Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 2275-2278. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- Boucher, J., Friot, D. (2017) Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. Suíça: IUCN, 43 pp.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E. L., Tonkin, A., Galloway, T. (2011) Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science Technology*, **45**, 9175-9179. doi: <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013) Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, **13**, 2388-2392. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., Peck, B. B. (1972) Polystyrene spherules in coastal waters. *Science: American association for the advancement of science*, **178**(4062), 749-750.
- Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, **91**, 174-182. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Carvalho, D. G., Batista Neto, J. A. (2016) Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, **128**, 10-17. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>
- Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., Beckingham. (2019) Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over a year. *Water Research*, **3**, 100030. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030>
- Chagnon, C., Thiel, M., Antunes, J., Ferreira, J. L., Sobral, P., Ory, N. C. (2018) Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellow tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environmental Pollution*, **243**, 127-133. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.042>
- De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnesa, M., Rovira A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignani, S., Tonin, C., Avella, M. (2018) Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, **236**, 916-925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodriguez, D. (2011) Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais ans d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1836-1841. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.003>
- Derraik, J. G. B. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 842-852. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. (2015) Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, **12**, 592-599. <http://dx.doi.org/10.1071/EN14167>
- Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F., Tassin, B. (2018) Microplastics in air: Are we breathing it in? *Environmental Science & Health*, **1**, 1-5. doi: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>



- GESAMP (2010) Proceedings of the GESAMP International Workshop on plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. Bowmer, T. and Kershaw, P.J., (Eds.), GESAMP Rep. Stud. No. 82, 68 pp.
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment, (Kershaw, P. J. Ed.) IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 pp.
- Gies, E. A., Lenoble, J. L., Noel, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., Ross, P. S. (2018) Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 553-561. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.006>
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011) A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science Technology*, **45**, 1466-1472. doi: <https://doi.org/10.1021/es1032025>
- Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., Graaf, De, J., Kaumanns, J., Konong, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., Welie, Van, R., Wolf, T. (2015) Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal*, **3**, 40-46.
- Guo, X., Chen, C., Wang, J. (2019) Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. *Chemosphere*, **228**, 300-308. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.155>
- Hartiline, N. L., Bruce, N. K., Karba, S. N., Ruff, E. O., Sonar, S. U., Holden, P. A. (2016) Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. *Environmental Science & Technology*, **50**, 11532-11539. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03045>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017) Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, **586**, 127-141. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Ivar Do Sul, J. A. (2014) *Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade*. Tese de Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 75 pp.
- Kalcikova, G., Alic, B., Skalar, T., Bundschuh, M., Gotvajn, Z. (2017) Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. *Chemosphere*, **188**, 25-31. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.131>
- Kosuth, M., Mason, S. A., Wattenberg, E. V. (2018) Anthropogenic contamination of tap water, beer, sea salt. *Plos One*, **13**(4). doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>
- Kühn S., Bravo Rebollo E.L., van Franeker J.A. (2015) Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4)
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpaa, M., Sillanpaa, M. (2018) Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, **133**, 236-246. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Leslie, H. A., Brandsma, S. H., Van Venzel, M. J. M., Vethaak, A. D. (2017) Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environmental international*, **101**, 133-142. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Liu, X., Xu, J., Zhao, Y., Shi, H., Huang, C.-H. (2019) Hydrophobic sorption behaviors of 17 $\beta$ -estradiol on environmental microplastics. *Chemosphere*, **226**, 726-735. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.162>
- Mathalon, A., Hill, P. (2014) Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, **81**, 69-79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D. (2016) Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, **218**, 1045-1054. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>



- Magnusson, K., Norén, F. (2014) Screening of microplastics particles in and down-stream a wastewater treatment plant, Report CS5, *Swedish Environmental Research Institute*, 22 pp.
- Michelssen, M. R., Michelssen, E. R., Ni, J., Duhaime, M. B. (2016) Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit process employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, **2**, 1064-1073. doi: <https://doi.org/10.1039/C6EW00207B>
- Mintening, S. M., Int-Veen, I., Loder, M. G. J., Pimpke, S., Gerdt, G. (2017) Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, **108**, 365-372. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Moore, C. J. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108**, 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016) Wastewater treatment works (WwTW) as source of microplastics in the environment. *Environmental Science & Technology*, **50**, 5800-5808. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. Thompson, R. (2015) Characterization, quantity and sortive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, **99**, 178-185. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- Napper, I. E., Thompson, R. C. (2016) Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, **112**, 39-45. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>
- O'halon, N. J., James, N. A., Masden, E. A., Bond, A. L. (2017) Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: A Synthesis and recommendations for monitoring and research. *Environmental Pollution*, **231**, 1291-1301. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.101>
- Organização Das Nações Unidas (ONU). (2019) Global Environmental Outlook. Acessado em 20 out. 2019. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-environment-outlook-6>
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., Thiel, M. (2017) Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastic resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, **586**, 430-437. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Ostle, C., Thompson, R. C., Broughton, D., Gregory, L., Wootton, M., Johns, D. G. (2019) The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, **10**, 8-13. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09506-1>
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Krzan, A. (2016) Emissions of microplastic fiber from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**, 22206-22211. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0>
- Plastics Europe. (2019) Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- Prata, J. C. (2018) Microplastic in wastewater: State of the knowledge on sources, fate and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, **129**, 262-265. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.046>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Giorgini, E. (2021) Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, **146**, 106274. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., Palanisami, T. (2020) Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water Research*, **173**, 115549. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115549>

- Rowley, K., Cucknell, A.-C., Smith, B. D., Clark, P. F., Morrit, D. (2020) London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Science of The Total Environment*, **740**, 140018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140018>
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kuhnel, D., Schmitt-Jansen, M. (2017) Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastics in the environment. *Environmental Science & Technology Letters*, **4**, 258-267. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S. (2017) Export of plastic debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, **52**, 12246-12253. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Simon, M., Van Alst, N., Vollertsen, J. (2018) Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, **142**, 1-9. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>
- Talvitie, J., Heinonen, M., Paakkonen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R. (2015) Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science & Technology*, **72**(9), 1495-1504. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A. (2017) How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, **109**, 164-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada H. (2009) Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of Royal Society B*, **364**, 2027-2045. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G. (2004) Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, **304**(5672), pp.838. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Vegter, A. C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M. L., Eriksen, M., Eriksson, C., Estrades, A., Gilardi, K.V. K., Hardesty, B. D., Assuncao, J., Do Sul, I., Lavers, J. L., Lazar, B., Lebreton, L., Nichols, W. J., Ribic, C. A., Ryan, P. G., Schuyler, Q. A., Smith, S. D. A., Takada, H., Townsend, K., Wabnitz, C. C. C., Wilcox, C., Young, L. C., Hamann, M. (2014) Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research*, **25**, 225-247. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00623>
- Wang, J., Liu, X., Liu, G., Zhang, Z., Wu, H., Cui, B., Bai, J., Zhang, W. (2019) Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, **173**, 331-338. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.037>
- Wu, P., Cai, Z., Jin, H., Tang, Y. (2019) Adsorption mechanism of five bisphenol analogues on PVC microplastics. *Science of the Total Environment*, **650**, 671-678. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6121-7>
- World Wide Fund For Nature (WWF) (2019) *Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico*. Acessado em: 20 out. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K., Kolandhasamy, P. (2015) Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, **49**, 13622-13627. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>
- Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., Lei, K. (2019) Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research*, **155**, 175-181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>
- Zantis, L. J., Carroll, E. L., Nelms, S. E., Bosker, T. (2021) Marine mammals and microplastics: A systematic review and call standardisation. *Environmental pollution*. **269**, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116142>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., Leusch, F. D. L. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample (2017) wastewater-based microplastics. *Water Research*, **112**, 93-99. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>