UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TÊXTIL E MODA

FLAVIA SALVADOR CESA

Microplásticos têxteis: emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica

São Paulo

2017

FLAVIA SALVADOR CESA

Microplásticos têxteis: emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica

Versão corrigida

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Têxtil e Moda

Versão corrigida contendo as alterações solicitadas pela comissão julgadora em 23 de agosto de 2017. A versão original encontra-se no acervo da Biblioteca EACH/USP e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD) de acordo com a Resolução CoPGr 6018, de 13 de outubro de 2011.

Área de Concentração: Têxtil e Moda

Materiais e Processos Têxteis

Orientadora:

Profa. Dra. Júlia Baruque Ramos

Co-orientador:

Prof. Dr. Alexander Turra

São Paulo

2017

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Biblioteca)

Cesa, Flávia Salvador

Microplásticos têxteis : emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica / Flávia Salvador Cesa ; orientadora Júlia Baruque Ramos ; co-orientador Alexander Turra. – São Paulo, 2017

155 f. : il

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Têxtil e Moda, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo
Versão corrigida

1. Tecidos (Indústria têxtil) - Aspectos ambientais . 2. Resíduos. 3. Fibras têxteis. 4. Poluição ambiental. I. Baruque Ramos, Júlia, orient. II. Turra, Alexander, co-orient. III. Título.

CDD 22.ed. – 677.02

Nome: CESA, Flavia Salvador

Título: Microplásticos têxteis: emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências do Programa de Pós-Graduação em Têxtil e Moda.

Área de Concentração: Têxtil e Moda
Materiais e Processos Têxteis

Aprovado em: 23 / 08 / 2017

Banca Examinadora

Prof. Dr.	Júlia Baruque Ramos	Instituição:	USP
Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
Prof. Dr.	Camilla Borelli	Instituição:	Centro Universitário FEI
Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
Prof. Dr.	Luiz Felipe Mendes de Gusmão	Instituição:	UNIFESP
Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
Prof. Dr.	Marti Crespi Roselli	Instituição:	UPC
Julgamento:	_____	Assinatura:	_____

Agradecimentos

Aos meus pais Nicéia e Flavio e ao meu marido Vinícius, pelo apoio e incentivo.

Aos professores Dra. Júlia Baruque Ramos e Dr. Alexander Turra pela orientação, conhecimento e suporte.

Aos meus familiares, especialmente tias e avós pelo carinho.

Aos colegas da universidade, em especial Ivete Cattani e Mariana Laktim, pela cumplicidade.

À Bárbara Leonardi pela gentileza em realizar as análises FTIR na empresa Golden.

Ao Dr. Isaac Jamil Sayeg e Dra. Jordana Acuña Zampelli pelo auxílio nos laboratórios do Instituto de Geociências da USP.

Ao doutorando Kelliton José Mendonça Francisco pelo auxílio no laboratório da Escola de Artes Ciências e Humanidades.

Ao Robson Tiliaque da empresa Mesdan pelos esclarecimentos em relação ao torcímetero.

À Escola de Artes Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo pela oportunidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida.

RESUMO

CESA, Flavia Salvador. **Microplásticos têxteis:** emissão de fibras sintéticas na lavagem doméstica. 2017. 155 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. Versão corrigida.

Há tempos a ubiquidade dos materiais plásticos no meio ambiente é assunto de discussão, com destaque para as partículas menores, ditas microplásticos (< 5 mm). Fibras provenientes de materiais têxteis são um subgrupo dos microplásticos e têm origem em diversas fontes, incluindo lavagens domésticas, uma vez que filtros de lavadoras e sistemas de tratamento de esgoto não são desenhados especificamente para retê-las. Quando no meio ambiente, estes materiais podem alcançar concentrações até milhares de unidades por metro cúbico, ficando disponíveis a uma gama de espécies. Neste cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar parâmetros de lavagem, e características têxteis que pudessem influenciar no desprendimento de fibras em efluentes de lavadoras domésticas. Foram realizados experimentos com dez sucessivas lavagens individuais, com e sem detergente, para quatro tipos de artigo: algodão (como padrão de comparação), acrílico, poliéster e poliamida. Os efluentes foram então filtrados (< 1 mm, 500 μ m, 63 μ m, 8 μ m) e pesados. Resultados demonstram que todos os artigos têxteis liberaram fibras na lavagem. Dez sucessivas lavagens representaram queda na massa desprendida, bem como o uso de detergentes em comparação a lavagens sem detergente. Diferenças entre artigos sugeriram variação conforme características têxteis, onde algodão liberou mais fibras, seguido de acrílico, poliamida e poliéster. Em relação ao tamanho das fibras, a maioria ficou retida no filtro da lavadora (< 1 mm) e na peneira de 63 μ m, mostrando o potencial de diminuição de porosidade do filtro. A visualização de fibras em papel-filtro de 8 μ m sugere a existência de fibras micro e nano. Convertendo massa para número de unidades, a lavagem individual de um artigo têxtil mostrou desprender entre milhares e centenas de milhares de fibras. Para uma extrapolação mundial, cerca de 40,4 mil toneladas de algodão e 21,5 mil toneladas de fibras sintéticas seriam liberadas em efluentes de esgoto. No Brasil estes valores corresponderiam, respectivamente, a 1,6 mil e 860 toneladas ano. Caso fossem tratadas em estações de tratamento de esgoto em condições ideais, seriam liberadas, em um ano, cerca de 737 toneladas de fibras sintéticas em escala mundial e 29 toneladas em escala nacional. Uma vez em cursos d'água, estas fibras atingiriam, em última instância, o ambiente marinho, indicando a necessidade por soluções que combatam este tipo de poluição, sem antes deixar de explorar as lacunas do conhecimento, relacionadas, no âmbito têxtil, especialmente às diferenças metodológicas entre os estudos.

Palavras-chave: Microplásticos. Microfibras. Fibras sintéticas. Lavagem doméstica. Poluição ambiental.

ABSTRACT

CESA, Flavia Salvador. **Textile microplastics:** synthetic fibers' emission during domestic washings. 2017. Number of pages 155 p. Dissertation (Master of Science) – School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo, São Paulo, 2017. Corrected version.

Since decades, the ubiquity of plastic materials in the environment has been a matter of discussion. Smaller pieces, named microplastic (< 5 mm) gained more attention recently and are now the focus of several studies. Textile fibers are a subgroup of microplastics and can be originated from several sources, including domestic washings, once filters and sewage treatment plants are not specifically designed to retain them. In the environment, these materials can reach concentrations up to millions of units per cubic meter, being available to many species. The objective of the present study was to evaluate washing parameters and also textile characteristics, which could influence in fibers' emission from domestic washing machines. Experiments were done in ten successive times, with and without detergent, for four types of articles: cotton (as a pattern for comparison), acrylic, polyester and polyamide. Resulting effluents were then filtered in different porosities (< 1 mm, $500\text{ }\mu\text{m}$, $63\text{ }\mu\text{m}$, $8\text{ }\mu\text{m}$), weighted, related to mass of textile articles and simulated regarding number of fibers. Results demonstrated that all textile articles emitted fibers during domestic washings. Ten successive washings represented a decrease in the emitted mass, as well as the use of detergent in relation to washings without the product. Differences between articles suggested variation of results according to textile characteristics, where the ranking of emission was: cotton, acrylic, polyamide and polyester. When considering the size of fibers, the majority was retained in the filter of the washing machine (porosity < 1 mm) and in $63\text{ }\mu\text{m}$ sieve, when compared to $500\text{ }\mu\text{m}$ sieve, showing the importance of the filter of the washing machine and the potential to decrease its porosity. Fibers retained in the filter-paper of $8\text{ }\mu\text{m}$, couldn't be weighted because of its low mass, but their visualization suggests the existence of fibers in micro and nano scales. Converting mass to number of fibers, one individual washing was responsible for something between thousands and hundred of thousands of units. When extrapolating values to a global perspective, it reaches something around 40.4 thousand tonnes of cotton per year and 21.5 thousand tonnes of synthetic fibers per year. In a Brazilian perspective, these values correspond, respectively, to 1.6 thousand tonnes year and 860 tonnes year. If this effluents were all treated in sewage treatment plants, in ideal conditions, still they would release something like 737 tonnes of synthetic fibers per year in a global scale and 29 tonnes of synthetic fibers per year in a national scale. Once in water bodies, those fibers would reach the marine environment, indicating the necessity of solutions that could impair this kind of pollution, not before solving knowledge gaps, specially related, in the textile area, to methodology differences between studies.

Keywords: Microplastics. Microfibers. Synthetic Fibers. Domestic washing. Environment Pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Microplásticos de formato fibroso detectados em Plymouth, Reino Unido...	24
Figura 2	Dinâmica e fluxos entre os 5 compartimentos do ambiente marinho.....	38
Figura 3	Exemplos de diâmetro (em μm) de fibras comuns naturais e a microfibra....	51
Figura 4	Classificação das fibras têxteis. Em negrito, grupo com exemplos de fibras têxteis sintéticas que podem ser consideradas constituintes de microplásticos.....	52
Figura 5	Exemplo de formação de fios de: (a) filamentos e (b) fiados.....	54
Figura 6	Estrutura de um artigo têxtil e seus poros resultantes do espaço entre fios e fibras.....	57
Figura 7	Exemplo das medidas para artigo confeccionado: (a) frente; (b) verso.....	64
Figura 8	Aparelho medidor de espessura.....	66
Figura 9	Representação de: (a) carreiras; (b) colunas.....	67
Figura 10	Representação de: (a) <i>fang</i> (indicado pelas 3 setas); (b) não trabalha (indicado pelas 3 setas). O ponto tipo malha é representado pelas carreiras na cor branca, pelo 'x' no papel quadriculado ou pelo círculo em torno do ponto, no papel pontilhado. As imagens em formato quadriculado e pontilhado são a maneira de representar os diversos pontos.....	67
Figura 11	Sentido das torções de fios: (a) sentido 'Z'; (b) sentido 'S'.....	69
Figura 12	Mini lavadora: (a) vista frontal; (b) vista superior.....	71
Figura 13	Filtro da mini lavadora: (a) vista lateral em tamanho real; (b) porosidade (ampliada 80 vezes).....	72
Figura 14	Detergente líquido usado nos experimentos: (a) embalagem; (b) tampa dosadora.....	73
Figura 15	Exemplo de peneira granulométrica.....	74
Figura 16	Câmara de Neubauer: (a) vista completa; (b) ranhuras referentes a cada câmara.....	77
Figura 17	Sistema <i>Video Analyser</i> . Estéreo-microscópio (à direita), microscópio biológico (à esquerda).....	78
Figura 18	FTIR de amostra de camiseta de CO comparado com os padrões da biblioteca do aparelho (CO sem mercerizar – espectro central e CO mercerizado – espectro inferior).....	85
Figura 19	FTIR de amostra de blusa de PAC ('amarelo') comparada com o padrão da	

	biblioteca do aparelho.....	85
Figura 20	FTIR de amostra de camiseta de PES ('preto') comparado com o padrão da biblioteca do aparelho.....	86
Figura 21	FTIR de amostra de camiseta de PA ('verde') comparado com o padrão da biblioteca do aparelho.....	86
Figura 22	Fios de PA: acima, multifilamentos, abaixo monofilamento.....	89
Figura 23	Imagem do papel-filtro (8 μm) referente à filtragem final de 100 mL da primeira réplica da primeira lavagem da camiseta de PES, sem detergente...	93
Figura 24	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de CO: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	94
Figura 25	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de CO: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	95
Figura 26	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PAC: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	96
Figura 27	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PAC: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	97
Figura 28	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PES: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras	

	retidas na peneira de 63 μm	98
Figura 29	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PES: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (<1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	99
Figura 30	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PA: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	100
Figura 31	Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PA: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm). As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm	101
Figura 32	Papéis-filtro com fibras retidas no filtro da lavadora, contaminados pelas lavagens anteriores com outras fibras: (a) fibras de PAC contaminadas com as de CO; (b) fibras de PES contaminadas com as de PAC; (c) fibras de PA contaminadas com as de PES. Todos referentes a lavagens da primeira réplica de cada fibra, sem detergente.....	103
Figura 33	Câmara de Neubauer seca, visualizada em microscópio, com aumento de 640 vezes.....	111
Figura 34	Visualização de partículas a partir do efluente de lavagem das camisetas de CO, sem detergente: (a) micrografia da gota seca da lavagem de CO, ampliada 250 vezes; (b) micrografia de uma partícula aleatória da lavagem de CO, ampliada 5000 vezes, escala de 10 μm ; (c) micrografia de uma partícula aleatória de lavagem de PAC, ampliada 500 vezes, escala de 100 μm	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Resumo das fontes de microplásticos ao ambiente marinho (continua).....	26
Tabela 2	Massas específicas de alguns materiais plásticos.....	40
Tabela 3	Trabalhos de campo onde fibras foram consideradas majoritárias dentre outros microplásticos (MPs).....	50
Tabela 4	Características levantadas para cada artigo de vestuário.....	63
Tabela 5	Resumo da condução das lavagens com e sem detergente.....	70
Tabela 6	Resumo das etapas e duração da lavagem simples da mini lavadora.....	72
Tabela 7	Relação entre diâmetro e título das fibras de PAC, PES e PA.....	80
Tabela 8	Densidade das fibras (mg mm^{-3}).....	81
Tabela 9	Características levantadas, considerando os artigos como um todo.....	84
Tabela 10	Características levantadas, considerando o tecido dos artigos têxteis.....	87
Tabela 11	<i>Regain</i> das fibras.....	87
Tabela 12	Características levantadas, considerando o ligamento dos tecidos.....	88
Tabela 13	Características levantadas, considerando o fio dos artigos têxteis.....	89
Tabela 14	Características levantadas, considerando as fibras dos artigos têxteis.....	90
Tabela 15	Análises de condutividade elétrica e pH da água da rede de abastecimento..	91
Tabela 16	Resumo dos resultados dos experimentos com lavagens.....	102
Tabela 17	Diferenças de massa desprendidas entre artigos de PA e PES ao longo de 10 sucessivas lavagens.....	106
Tabela 18	Diferenças de percentuais desprendidos sem e com detergente para todos os artigos.....	106
Tabela 19	Resumo das características têxteis de cada tipo de artigo tratado nos experimentos.....	107
Tabela 20	Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 63 μm e percentuais em relação à massa total, em 10 lavagens.....	110
Tabela 21	Resultados referentes a 10 sucessivas lavagens (aproximadamente 200L, sendo 20 L de cada lavagem), para os artigos de CO, PAC, PES e PA.....	115
Tabela 22	Estudos com lavagens domésticas e emissão de (MPs).....	120

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	Gramatura (g m^{-2}).....	65
Equação 2	<i>Regain</i> (%).....	65
Equação 3	Título (Tex).....	68
Equação 4	Concentração Câmara de Neubauer.....	78
Equação 5	Num. de fibras por Pirc (n).....	80
Equação 6	Num. de fibras por Napper (n).....	81
Equação 7	Média.....	82
Equação 8	Desvio padrão.....	82
Equação 9	Coeficiente de variação.....	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACC	<i>American Chemistry Council</i>
BPA	Bisfenol A
CD	Com detergente
CO	Algodão
CRF	<i>Controlled-release fertilizers</i>
DDT	Pesticida organoclorado
DP	Grau de polimerização
EP	Epóxi
EPS	Poliestireno expandido
FTIR	<i>Fourier transform infrared spectroscopy</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISO	International Organization for Standardization
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MP	Microplástico
NP	Nonilfenol
NSA	Não se aplica
OCS	<i>Operation Clean Sweep</i>
PA	Poliamida
PAC	Acrílico
PAH	Hidrocarboneto aromático policíclico
PCB	Bifenila policlorada
PE	Polietileno
PES	Poliéster
PET	Politereftalato de etileno
pH	Potencial Hidrogeniônico
POP	Poluente orgânico persistente
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Poliuretano

PVC	Policloreto de vinila
RP	Réplica
R.P.M.	Rotações por minuto
SBR	Borracha de butadieno estireno
SPI	<i>Society of the Plastic Industry</i>
SD	Sem detergente
TPM	Torções por metro

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1. OBJETIVO GERAL	19
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3. JUSTIFICATIVA	20
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
4.1. PLÁSTICOS	21
4.1.1. DEFINIÇÃO, ORIGENS E TIPOS	21
4.1.2. MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO	22
4.2. MICROPLÁSTICOS	23
4.2.1. DEFINIÇÃO DE TAMANHO	24
4.2.2. CLASSIFICAÇÃO QUANTO À ORIGEM	25
4.3. FONTES DE MICROPLÁSTICOS PARA O AMBIENTE MARINHO	26
4.3.1. PRODUTORES E TRANSFORMADORES	27
4.3.2. SETORES CONSUMIDORES - FONTE TERRESTRE	28
4.3.2.1. AGRICULTURA	28
4.3.2.2. CONSTRUÇÃO	29
4.3.2.3. TRANSPORTE TERRESTRE	30
4.3.2.4. TURISMO	30
4.3.3. SETORES CONSUMIDORES - FONTE MARÍTIMA	31
4.3.3.1. PESCA	31
4.3.3.2. AQUICULTURA	32
4.3.3.3. NAVEGAÇÕES E INDÚSTRIA <i>OFFSHORE</i>	32
4.3.4. CONSUMIDORES INDIVIDUAIS	33
4.3.4.1. EMBALAGENS	33
4.3.4.2. COSMÉTICOS E PRODUTOS DE HIGIENE PESSOAL	34
4.3.4.3. TÊXTEIS E VESTUÁRIO	34
4.3.5. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS	35
4.3.5.1. RESÍDUOS SÓLIDOS	35
4.3.5.2. ÁGUA E ESGOTO	36
4.4. DISTRIBUIÇÃO NO AMBIENTE MARINHO	37
4.4.1. SUPERFÍCIE DO OCEANOS	38
4.4.2. COLUNA D'ÁGUA	39
4.4.3. FUNDO DO MAR	39
4.4.4. PRAIAS E LINHAS COSTEIRAS	40
4.4.5. BIOTA	41
4.5. IMPACTOS ECOLÓGICOS NO AMBIENTE MARINHO	42
4.5.1. IMPACTOS NOS ORGANISMOS MARINHOS	43
4.5.2. IMPACTOS RELACIONADOS AOS QUÍMICOS DOS PLÁSTICOS	44
4.5.3. TRANSPORTE DE ESPÉCIES NÃO NATIVAS	45
4.6. IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS	46
4.6.1. SAÚDE DOS SERES HUMANOS E SEGURANÇA ALIMENTAR	46
4.6.2. PERDA DE RENDA	47
4.7. ABORDAGENS PARA UMA ECONOMIA CIRCULAR	48
4.8. FIBRAS TÊXTEIS	49
4.8.1. FIBRAS NO CONTEXTO DOS MICROPLÁSTICOS	49
4.8.2. FONTES DE FIBRAS AO AMBIENTE MARINHO	53

4.8.3. LAVAGENS DOMÉSTICAS.....	54
4.8.3.1. ESTIMATIVAS GLOBAIS E HÁBITOS DE CONSUMO.....	54
4.8.3.2. DINÂMICAS ENVOLVIDAS NO PROCESSO DE LAVAGEM.....	56
4.8.3.3. INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE LAVAGEM SOBRE AS FIBRAS...	56
4.8.3.4. INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS TÊXTEIS SOBRE AS FIBRAS.....	59
5. METODOLOGIA.....	62
5.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ARTIGOS DE VESTUÁRIO.....	62
5.1.1. COMPOSIÇÃO DA PEÇA CONFECCIONADA POR FTIR.....	63
5.1.2. DIMENSÕES DA PEÇA CONFECCIONADA.....	63
5.1.3. PESO SECO DA PEÇA CONFECCIONADA.....	64
5.1.4. GRAMATURA DO TECIDO.....	64
5.1.5. <i>REGAIN</i> DO TECIDO.....	65
5.1.6. ESPESSURA DO TECIDO.....	66
5.1.7. CARREIRAS E COLUNAS DO TECIDO.....	66
5.1.8. LIGAMENTO DO TECIDO.....	67
5.1.9. TIPO DE FIO	68
5.1.10. DENSIDADE LINEAR DOS FIOS.....	68
5.1.11. TORÇÕES DOS FIOS.....	68
5.1.12. NÚMERO DE FILAMENTOS DOS FIOS.....	69
5.1.13. COMPRIMENTO DAS FIBRAS.....	69
5.2. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL DAS LAVAGENS	70
5.2.1. ANÁLISE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO.....	70
5.2.2. MATERIAIS E EQUIPAMENTO DE LAVAGEM.....	71
5.2.3. EXECUÇÃO DAS LAVAGENS.....	73
5.2.4. FILTRAGEM DOS EFLUENTES.....	74
5.2.5. ARMAZENAMENTO DOS EFLUENTES PARCIAIS.....	75
5.2.6. EMBORCAÇÃO E PESAGEM DAS FIBRAS.....	75
5.2.7. CONTAMINAÇÃO DE FIBRAS.....	76
5.3. CONTAGEM DAS FIBRAS.....	77
5.3.1. PRÉ-TESTES COM CÂMARA DE NEUBAUER E GOTA SECA SOBRE LÂMINA.....	77
5.3.2. PRÉ-TESTES COM MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA.....	79
5.3.3. CÁLCULOS DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS.....	80
5.4. EXTRAPOLAÇÃO DOS RESULTADOS.....	81
5.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	82
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	83
6.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ARTIGOS DE VESTUÁRIO.....	83
6.1.1. ESCOLHA DOS ARTIGOS TÊXTEIS.....	83
6.1.2. PEÇAS CONFECCIONADAS.....	84
6.1.3. TECIDO.....	86
6.1.4. FIO.....	88
6.1.5. FIBRA.....	90
6.2. EXPERIMENTOS DAS LAVAGENS.....	90
6.2.1. ANÁLISE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO.....	90
6.2.2. ESCOLHA DOS PARÂMETROS DE LAVAGEM.....	92
6.2.3. QUANTIFICAÇÃO DAS FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS.....	92
6.2.3.1. ALGODÃO	93
6.2.3.2. ACRÍLICO	95
6.2.3.3. POLIÉSTER	97
6.2.3.4. POLIAMIDA	99

6.2.3.5. SUMARIZAÇÃO DOS RESULTADOS.....	101
6.2.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE PARÂMETROS DE LAVAGEM.....	102
6.2.4.1. MECÂNICO TEMPORAIS.....	102
6.2.4.2. QUÍMICOS.....	104
6.2.5. CONSIDERAÇÕES SOBRE PARÂMETROS TÊXTEIS.....	105
6.2.6. DIMENSÕES DAS FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS.....	109
6.3. ESTIMATIVA DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS.....	111
6.3.1. PRÉ-TESTES EM CÂMARA DE NEUBAUER E GOTA SECA SOBRE LÂMINA.....	111
6.3.2. PRÉ-TESTES COM MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA.....	112
6.3.3. CÁLCULOS DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS.....	114
6.4. EXTRAPOLAÇÃO DOS RESULTADOS.....	117
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119
8. CONCLUSÃO.....	122
REFERÊNCIAS.....	123
NORMAS TÉCNICAS.....	140
APÊNDICE I	141
APÊNDICE II.....	150
APÊNDICE III.....	155

1. INTRODUÇÃO

Desde o surgimento da primeira resina sintética, o baquelite, no início do século XX, o plástico tornou-se um produto indispensável ao nosso modo de vida, de tal forma que, atualmente tudo ou quase tudo o que consumimos é composto por este material (COLE et al., 2011; SIVAN, 2011). Produzido a partir de polímeros sintéticos, derivados principalmente de combustíveis fósseis, consegue aliar importantes propriedades como leveza, durabilidade e isolamento térmico e elétrico a baixo custo (GESAMP, 2015b; BARNES et al., 2009; THOMPSON et al., 2009). Em substituição a materiais como couro, madeira, metais e fibras naturais, tornou-se uma alternativa viável para setores como o de vestuário, embalagens, armazenamento e transporte, produzindo inúmeros benefícios sociais (EPA, 1990; GESAMP, 2015b; SIVAN, 2011). Plásticos como componentes de veículos, por exemplo, em função de sua baixa massa, reduzem a quantidade de combustível consumido durante o transporte. Na área hospitalar, permitem maior segurança e menor custo para vestuário e equipamentos como máquinas de diálise. Na tecnologia e nas telecomunicações, produzem bens economicamente mais acessíveis aos consumidores (THOMPSON, 2006).

Desde o início de sua fabricação em massa, em 1950 (UNEP, 2016), a produção global de plástico saltou de inexpressivos 1,7 milhão de toneladas (PLASTIC EUROPE, 2013) para mais de 300 milhões em 2014 (PLASTIC EUROPE, 2015). Conforme Thompson et al. (2009), produzimos na primeira década do nosso século a mesma quantidade de todo o século anterior. Se prognósticos dos anos 40 previam um planeta mais limpo, livre de bolor e ferrugem, mais colorido e prático pela presença de material sintético (DERRAIK, 2002; THOMPSON et al., 2009), estudos posteriores voltaram-se a uma visão mais realista, preocupando-se com as consequências práticas deste tipo de consumo.

Estima-se que o processo de manufatura do plástico consuma cerca de 8 % de todo o petróleo do mundo, onde metade seja transformada em matéria-prima e outra metade, utilizada como energia no processo (HOPEWELL et al., 2009). Além da questão do esgotamento das reservas de combustíveis fósseis, a maioria dos produtos sintéticos é preenchida com substâncias por vezes consideradas tóxicas. Esses compostos, a exemplo de retardantes de chamas, corantes e plastificantes, além de melhorarem o desempenho do produto final, lidam com efeitos colaterais, tanto em animais quanto em humanos, causados por ingestão, inalação ou contato dérmico (UNEP, 2016).

Além de constituírem um risco para a saúde dos indivíduos, materiais sintéticos representam uma crescente ameaça ao ecossistema. Neste sentido, pesquisas recentes têm se

voltado à presença de itens plásticos de diferentes tipos, cores, formatos e dimensões nos mais diversos habitats ao redor do globo (HIDALGO-RUZ et al., 2012). Seja por liberações não intencionais ou descartes indiscriminados (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013), materiais deste tipo têm acumulado especialmente no ambiente marinho (MOORE, 2008), onde representam até 95 % dos detritos encontrados em linhas costeiras, superfície dos oceanos e no fundo do mar (GALGANI et al., 2015). Com uma durabilidade estimada entre décadas a milhares de anos, mas ainda desconhecida precisamente em função da recente história desta indústria (BARNES et al., 2009; DERRAIK, 2002; ZALASIEWICZ et al., 2015), acredita-se que, à exceção do que foi incinerado, a maioria dos plásticos introduzidos ao meio ambiente, permaneça até o momento, desmineralizada, em sua forma integral ou como fragmentos (THOMPSON et al., 2005).

Com um corpo de publicações recentes sugerindo maior abundância de microplásticos (partículas ou fragmentos < 5 mm) (BROWNE et al., 2010; ERIKSEN et al., 2014; LAW; THOMPSON, 2014), associado a maiores lacunas no conhecimento (THOMPSON et al., 2004; COLE et al., 2011), instituições como a União Europeia e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente defendem a necessidade de compreender melhor as questões ligadas a estes materiais (BROWNE et al., 2011). Diante do fato de que fibras sintéticas liberadas de lavadoras de roupa domésticas são parte significativa dos resíduos encontrados em campo (CARR, 2017; BROWNE et al., 2011; LI; TSE; FOK, 2016; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013), avaliadas com um grau de prioridade de 7/10 dentre outras fontes de microplásticos (VERSCHOOR et al., 2014), há que se compreender quais são as particularidades desta fonte poluidora, que permanece pouco explorada (CARR, 2017; SUNDT, SCHULZE, SYVERSEN, 2014). Além do mais, perspectivas no crescimento do consumo de fibras sintéticas e na frequência de lavagens domésticas (LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011) agravam esta situação.

Desta forma, o presente estudo pretende analisar lavagens domésticas de artigos de vestuário como fontes de microplásticos ao ambiente marinho, avaliando a influência de parâmetros mecânicos e químicos da lavagem, bem como as características dos artigos têxteis que possam ocasionar maior ou menor desprendimento. Neste sentido, destaca-se que informações complementares, referentes principalmente aos resultados da pesquisa, encontram-se no CD-ROM que acompanha o presente trabalho.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral é avaliar fatores mecânicos, químicos e têxteis que possam influenciar na emissão de fibras sintéticas ao meio ambiente, a partir de lavagens de vestuário em máquina doméstica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos compreendem:

- a) verificar a influência mecânica das lavagens domésticas, quantificando as fibras emitidas de uma a dez lavagens sucessivas, em artigos de vestuário novos (sem uso ou lavagem prévios);
- b) verificar a influência química das lavagens domésticas, quantificando as fibras emitidas em lavagens com e sem detergente;
- c) verificar a influência das características têxteis na lavagem doméstica, quantificando as fibras emitidas de diferentes artigos previamente caracterizados.

3. JUSTIFICATIVA

A crescente atenção que os materiais plásticos, especialmente aqueles de dimensões menores, ganharam do público e da mídia em geral, aponta para a necessidade de exploração de inúmeros fatores que permanecem desconhecidos. Uma das possibilidades reside na detecção e compreensão das fontes de microplásticos, a fim de mitigar e possivelmente eliminar este tipo de poluição.

Há uma escassez de estudos sobre estimativas de microplásticos, especialmente aqueles relacionados à indústria têxtil e à perspectiva nacional. Até o momento, somente alguns trabalhos foram dedicados a explorar a lavagem doméstica como uma fonte emissora de microplásticos. Nesse sentido, inúmeras questões ligadas às características dos têxteis e aos parâmetros de lavagem permanecem desconhecidas.

Diante do interesse relacionado a este tipo de poluição, com instituições públicas e privadas voltadas ao tema, o presente trabalho pretende contribuir com o conhecimento desse tema, quantificando fibras emitidas de lavagens domésticas a partir de diferentes composições e qualidades de artigos têxteis e diferentes condições de lavagem, analisando influências mecânicas, químicas e têxteis.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. PLÁSTICOS

4.1.1. DEFINIÇÃO, ORIGENS E TIPOS

O termo ‘plástico’ é uma diminuição da palavra ‘termoplástico’ que refere-se ao tipo de material que, quando aquecido sob determinada temperatura, torna-se moldável sem fraturar, a exemplo do polietileno (PE) e do polipropileno (PP) (UNEP, 2015; 2016). No âmbito da poluição marinha, entretanto, o termo também é utilizado para designar os chamados termorrígidos, que são materiais que, uma vez formados, não podem ser remodelados, a exemplo das espumas de poliuretano (PUR) e resinas epóxi (EP) (GESAMP, 2015b; UNEP, 2015). O que é comum, a ambos os casos, é a origem nos polímeros sintéticos. Polímeros são longas cadeias moleculares orgânicas que ocorrem naturalmente no meio ambiente e podem ser sintetizadas (UNEP, 2016). São formados por unidades menores, ditas monômeros e, em função de sua arquitetura, possuem alto peso molecular (GESAMP, 2015b; UNEP, 2016). Quando formados por unidades idênticas são chamados de homopolímeros e no caso de unidades diferentes, em diversas sequências, são chamados de copolímeros (GESAMP, 2015b).

A origem dos polímeros sintéticos está basicamente nos combustíveis fósseis, entretanto, fontes de biomassa, como os resíduos orgânicos e o óleo vegetal, tornaram-se uma alternativa, principalmente nos anos mais recentes. Uma vez que o polímero é sintetizado, independentemente da fonte, as características do plástico serão as mesmas. Para os derivados de resíduos orgânicos, ocorre uma aproximação em relação à economia circular, fechando o ciclo de recurso-manufatura-uso-descarte. No caso dos derivados de plantações, em tempos de insegurança alimentar e preservação da biodiversidade, pode ocorrer menor viabilidade. De qualquer forma, plásticos manufaturados a partir de biomassa são mais caros e ainda representam uma pequena parcela da produção (UNEP, 2015; 2016).

Em termos de volume, atualmente os polímeros sintéticos mais comuns são: polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET) que é um tipo de poliéster (PES), poliuretano (PUR) e poliestireno (PS). (PLASTIC EUROPE, 2015; UNEP, 2015; 2016). Por outro lado, há um crescente emprego de novos polímeros e copolímeros onde predomina a combinação de monômeros existentes. Neste sentido, apesar de as características dos materiais serem bem conhecidas em relação a sua

aplicação, o mesmo não se pode dizer sobre seu comportamento no meio ambiente (UNEP, 2015). Além do mais, não é esperado que os volumes de produção individuais reflitam no padrão de lixo plástico observado em campo, mas, de outra forma, demonstrem a diversidade de polímeros, uma vez que estão envolvidos fatores sociais, econômicos, técnicos e ambientais (GESAMP, 2015b).

4.1.2. MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO

A durabilidade nos plásticos é uma das características mais fortemente apreciadas e seu domínio está mais relacionado aos estágios durante a vida útil de um produto do que às fases após o uso (GESAMP, 2015b; 2016). Neste sentido, há que se considerar que a produção massiva de mercado dos polímeros sintéticos só foi iniciada por volta de 1950, o que implica que as primeiras observações datem desta época e pouco se saiba fora do ambiente laboratorial (GESAMP, 2016). Até o momento não existem metodologias capazes de determinar a idade ou duração à exposição dos plásticos coletados em campo, onde os trabalhos geralmente tratam de submeter os materiais sintéticos a condições naturais, para posteriormente avaliar sua integridade física em laboratório (GESAMP, 2015b).

A degradação dos plásticos está diretamente ligada às propriedades do polímeros e às condições físicas, químicas e biológicas aos quais são submetidos ao longo do tempo (UNEP, 2015; 2016). Qualquer ação degradante sobre o material está relacionada à redução de seu peso molecular e consequentemente à perda de sua integridade mecânica (ANDRADY, 2011). Em estágios avançados de degradação, o plástico tipicamente desenvolve traços em sua superfície, tornando-se frágil e quebradiço. Qualquer força mecânica, nesta etapa, pode transformá-lo em fragmentos (GESAMP, 2015b). Estes últimos continuam degradando, geralmente pela ação de micro-organismos (biodegradação), até que o carbono do polímero seja convertido em gás carbônico, água e outros compostos orgânicos simples. Quando esta ação é completa, dá-se o nome de mineralização (ANDRADY, 2011; UNEP, 2016).

Em ambientes ao ar livre, para polímeros comuns como o PE, o PP e a poliamida (PA), a principal ação degradativa é a foto-oxidativa, que ocorre pela incidência dos raios solares (ANDRADY, 2011; GESAMP, 2015b). Enquanto houver oxigênio no sistema, durante algum tempo, a termo-oxidação, que ocorre por temperatura moderada, pode continuar sem ação direta da luz solar. Comparativamente, outros tipos de degradação, como a hidrólise (reação com a água) e a ação de micro-organismos são significativamente inferiores (ANDRADY, 2011; GESAMP, 2016). Neste sentido, um estudo com bactérias do

mar Arábico verificou que após 30 dias de biodegradação em laboratório, a taxa de redução de massa de filmes de PE ficou apenas entre 1 % e 1,75 % (HARSHVARDHAN; JHA, 2013).

Especificamente no ambiente marinho, a degradação iniciada pela radiação solar ultravioleta é extremamente eficiente em locais onde o plástico está exposto ao ar ou na superfície das praias. Entretanto, quando o material encontra-se flutuando ou afundado na água, a degradação é severamente retardada. Isto ocorre em função das baixas temperaturas e pouca concentração de oxigênio, piores nas condições mais profundas. Ademais, a desaceleração da degradação também ocorre em função da incrustação de pequenas colônias e organismos que protegem o material das intempéries e, eventualmente, acarretam no seu afundamento (ANDRADY, 2011).

Para polímeros que sofrem intensiva degradação, o peso molecular se mantém na ordem de 1000 a 10000 gramas por mol, o que na prática equivale a dizer que estes materiais não biodegradam. Estudos mostram que alguns tipos de oligômeros (compostos por unidades finitas de monômeros) precisam estar próximos a 500 gramas por mol para serem biodegradados (ANDRADY, 2011; UNEP, 2015). Espécies microbiológicas capazes de metabolizar os polímeros são raras na natureza e mesmo aquelas comprovadas como eficientes não estão suficientemente disponíveis no ambiente marinho (ANDRADY, 2011). Como consequência, poucos plásticos sofrem completa degradação (mineralização) nestes locais (GESAMP, 2015b). Para aqueles desenhados como biodegradáveis, GESAMP (2016) alerta para o fato de que as normas que certificam este tipo de material implicam em condições muito específicas, que podem não corresponder à variabilidade de condições nos habitats naturais. Finalmente, a degradação incompleta dos materiais plásticos no ambiente marinho gera fragmentos que, gradualmente vão se transformando em pedaços menores (GESAMP, 2016).

4.2. MICROPLÁSTICOS

Em termos gerais, microplásticos são partículas ou fragmentos sintéticos encontrados no meio ambiente e responsáveis por diversos impactos ecológicos e socioeconômicos (BROWNE, 2015; GESAMP, 2016). Não obstante a etimologia desconhecida, o uso do termo é inicialmente atribuído a Ryan e Moloney (1990) e posteriormente a Thompson et al. (2004). Os primeiros referindo-se a artefatos diversos, com menos de 20 mm de diâmetro, encontrados em praias da África do Sul. Os últimos tratando de partículas sintéticas, com aproximadamente 20 µm de diâmetro, majoritariamente em formato fibroso (**Figura 1**),

encontradas na coluna d'água e sedimentos da região de Plymouth, Reino Unido (THOMPSON et al., 2004).

Figura 1 – Microplásticos de formato fibroso detectados em Plymouth, Reino Unido.

Fonte: Adaptado de Thompson et al. (2004).

Desde então, o termo ‘microplásticos’ ganhou crescente notoriedade, com o histórico sobre poluição marinha apontando para uma maior abundância de trabalhos referentes aos plásticos maiores (COLE et al., 2011; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014; THOMPSON et al., 2004). Neste sentido, Ivar do Sul e Costa (2014), constataram que, de 101 artigos pesquisados em 2014, sobre as partículas menores, cerca de 80 % eram referentes aos últimos 15 anos e mais de 60 % aos últimos 5.

4.2.1. DEFINIÇÃO DE TAMANHO

A palavra ‘microplásticos’ está associada a uma classificação baseada em tamanho, no entanto, atualmente não existe consenso geral sobre os valores adotados, com relativa variação entre os estudos (COLE et al., 2011; HIDALGO-RUZ et al., 2012). Em relação aos limites superiores, em geral, pesquisas aceitam dimensões abaixo de 20 mm (HIDALGO-RUZ et al., 2012) e se por um lado valores menores do que 1 mm são mais intuitivos pois referem-se à escala micrométrica, valores abaixo de 5 mm são mais comuns (CLAESSENS et al., 2013). De fato, esta última dimensão foi proposta por um *workshop* realizado pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009) e posteriormente adotada pelo *Joint Group of Experts on the Scientific Aspect of Marine Environmental Protection* (GESAMP, 2015b) e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2016). De qualquer forma, limites inferiores nestas publicações permanecem pouco claros, especialmente porque a definição ‘< 5 mm’ compreende uma

gama extensa de tamanhos. Além do mais, é reconhecido que diferentes metodologias e amostragens levaram à adoção de diversos valores (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; GESAMP, 2015b), trazendo à tona uma necessidade urgente de padronização, ainda não estabelecida (COLE et al., 2011; GESAMP, 2015b).

Analogamente, a dimensão do microplástico, isto é, diâmetro, largura ou comprimento, considerado para o limite de tamanho (< 5 mm), também não é consensual. Valores variam conforme o autor, onde alguns descrevem, precisamente, a maior dimensão (DRIS et al., 2016b; LEE et al., 2015), outros consideram o diâmetro (GESAMP, 2010; 2015a; NAPPER; THOMPSON, 2016; UNEP, 2016) ou não especificam qual a dimensão atribuída (GESAMP, 2015b; ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009). Evidentemente esta discussão é irrelevante para formas esféricas onde o diâmetro e a maior dimensão coincidem. Por outro lado, em se tratando de formas não circulares, deixar de mencionar qual lado é atribuído, ou alternativamente considerar dimensões diferentes, pode gerar confusão e problemas de estimativa nos resultados (CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017). Este é o caso típico das fibras, onde, enquanto a seção transversal normalmente é da ordem de alguns micrômetros, dificilmente ultrapassando 1 mm, o comprimento comum de manufatura inicia na escala milimétrica (NEEDLES, 1986).

4.2.2. CLASSIFICAÇÃO QUANTO À ORIGEM

Além do tamanho, geralmente, microplásticos são catalogados em função de sua origem, primária ou secundária. Utilizando a terminologia das ciências atmosféricas, Arthur, Baker e Bamford (2009) definem microplásticos primários como aqueles intencionalmente produzidos em dimensões pequenas para uso direto, ou, alternativamente, como precursores de outros produtos. Microplásticos secundários, por outro lado, são formados no meio ambiente, especialmente o marinho, pela degradação de pedaços maiores (ver item 4.1.2). De acordo com Sundt, Schulze e Syversen (2014), esta conceitualização está alinhada à definição clássica de poluição geral, onde fontes primárias são novas emissões, geralmente de origem manufaturada, e secundárias são definidas como poluentes presentes no meio ambiente, movidos e reinseridos neste. Ainda segundo os últimos autores, ocorre uma confusão de certas publicações que usam o termo ‘microplásticos secundários’ para todas as partículas que não aquelas desenhadas em dimensões micro. Alguns estudos, por exemplo, atribuem as fibras desprendidas de lavagens domésticas à fonte secundária, uma vez que os detritos foram fragmentados após o uso. Entretanto, de acordo com Sundt, Schulze e Syversen (2014), é

mais adequado classificá-las como fontes primárias, uma vez que foram introduzidas pela sociedade na ‘origem do cano’ (tradução livre de *start of the pipe*) e suas emissões são resultado de materiais fragmentados por humanos, antes de entrar no meio ambiente. Após, nos oceanos, essas fibras podem degradar produzindo pedaços menores, que seriam classificados como microplásticos secundários. De qualquer forma, Browne (2015) defende que os adjetivos ‘primário’ e ‘secundário’ podem confundir governo, indústria e o público em geral, sugerindo que microplásticos sejam classificados de acordo com suas fontes de emissão.

4.3. FONTES DE MICROPLÁSTICOS PARA O AMBIENTE MARINHO

Atualmente reconhece-se que tanto a fase produtiva, quanto o uso e descarte de material sintético contribuem para a poluição ambiental por microplásticos (BROWNE, 2015; GESAMP, 2016; UNEP, 2016; VERSCHOOR et al., 2014). Dentro de cada fase, para cada fonte, existem portas de entrada ao ambiente marinho, que compreendem: rios, linhas costeiras, atmosfera e águas marinhas propriamente ditas (GESAMP, 2016). Neste sentido, a **Tabela 1** apresenta um panorama geral das fontes de microplásticos por fase do ciclo de vida, com os principais pontos de entrada para o ambiente marinho, onde cada uma é aprofundada nos itens a seguir.

Tabela 1 – Resumo das fontes de microplásticos ao ambiente marinho (continua).

Categoria	Fonte por setor	Descrição	Pontos de entrada
produtores e transformadores	produtores de plástico, fabricantes, recicladores	<i>pellets</i> , fragmentos	rios, linhas costeiras, atmosfera, águas marinhas
setores consumidores – fonte terrestre	agricultura	canos, geotêxteis, filmes, CRFs (<i>controlled-released fertilizers</i>)	rios, linhas costeiras, atmosfera
	construção	embalagens, abrasivos, coberturas, isolamentos, revestimentos	rios, linhas costeiras, atmosfera
	transporte terrestre	<i>pellets</i> , pneus, lixo em geral, poeira	rios, linhas costeiras, atmosfera
	turismo	utensílios descartáveis	rios, linhas costeiras, águas marinhas

Tabela 1 – Resumo das fontes de microplásticos ao ambiente marinho (continuação e conclusão).

Categoria	Fonte por setor	Descrição	Pontos de entrada
setores consumidores – fonte marítima	pesca	equipamentos de pesca, itens auxiliares, embalagens, lixo de embarcações	rios, linhas costeiras, águas marinhas
	aquicultura	equipamentos de pesca, materiais auxiliares e flutuantes	rios, linhas costeiras, águas marinhas
	navegações e indústria <i>offshore</i>	cargas de contêineres, utensílios descartáveis, abrasivos, equipamentos de plataformas	rios, águas marinhas
consumidores individuais	embalagens	recipientes, sacolas plásticas e embalagens plásticas em geral	rios, linhas costeiras
	cosméticos e produtos de higiene pessoal	‘ <i>microbeads</i> ’, embalagens	rios, linhas costeiras, águas marinhas
	têxteis e vestuário	fibras	rios, linhas costeiras, atmosfera, águas marinhas
gerenciamento de resíduos	resíduos sólidos	resíduos em geral	rios, linhas costeiras, atmosfera
	água e esgoto	‘ <i>microbeads</i> ’, fibras, fragmentos	rios, linhas costeiras

Fonte: Adaptado de GESAMP (2016).

4.3.1. PRODUTORES E TRANSFORMADORES

Pellets de resinas plásticas são materiais empregados na manufatura de plástico, geralmente transportados para instalações conversoras onde a matéria-prima é transformada em produto de consumo (COLE et al., 2011; GESAMP, 2016; SUNDT, SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Apresentam-se basicamente como esferas, discos ou cilindros, compreendendo entre 1 a 5 mm, em coloração clara ou transparente (EPA, 1990). Não obstante alguns autores preferem classificá-los como mesoplásticos (ANDRADY, 2011; COLE et al., 2011), outros nomeiam-nos como microplásticos de maiores dimensões (TURRA et al., 2014).

Os primeiros registros de *pellets* em regiões costeiras surgiram nos anos 70 e, desde então, esses materiais tornaram-se um indicador de más condições de transporte e práticas de transbordo (GESAMP, 2010). Neste sentido, milhares de produtores de plástico utilizam *pellets* em sua manufatura, onde, em menor escala, plantas recicladoras também são fornecedoras (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). As principais rotas de emissão destes materiais são perda acidental no transporte, em terra ou água, liberação direta de

plantas de processamento e poeira na atmosfera (COLE et al., 2011; GESAMP, 2016; MOORE, 2008). Como consequência, *pellets* são abundantes em áreas industrializadas, geralmente localizadas próximas a cursos d'água (GESAMP, 2015b, SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Por outro lado, estudos como o de Ivar do Sul, Spengler e Costa (2009) mostram a presença de *pellets* inclusive em áreas remotas, distantes de fábricas e rotas comerciais, como é o caso do arquipélago de Fernando de Noronha, localizado no oeste do oceano Atlântico, próximo à linha do Equador.

Considerando os *pellets* como uma fonte importante de emissão de microplásticos, especialistas estimam que, ações preventivas de contaminação, especialmente nas indústrias, reduziriam em mais de 90 % a chance de liberação ao meio ambiente (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Isto inclui a utilização de superfícies pavimentadas, recipientes e sistemas a vácuo para o carregamento ou descarregamento de veículos de transporte. Uma vez nas fábricas, boas práticas de processamento e limpeza dos equipamentos também ajudariam a prevenir perdas (GESAMP, 2016). Nesse sentido, operações como a *Operation Clean Sweep* (OCS), uma iniciativa conjunta do *American Chemistry Council* (ACC) e *Society of the Plastics Industry* (SPI) pretendem comprometer as indústrias a zero perda de *pellets* durante suas operações (MOORE, 2008; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014).

4.3.2. SETORES CONSUMIDORES - FONTE TERRESTRE

4.3.2.1. AGRICULTURA

De acordo com Zalasiewicz et al. (2015), o uso de plástico na agricultura cresce desde os anos 60, onde atualmente, apenas na Europa, corresponde a um consumo de mais de 3 % do total produzido (PLASTIC EUROPE, 2015). As aplicações são diversas e compreendem: canos de irrigação (GESAMP, 2016; UNEP, 2016; ZALASIEWICZ et al., 2015), geotêxteis (WIEWEL; LAMOREE, 2016), filmes para separação e proteção do solo (SUNDT, SCHULZE, SYVERSEN, 2014) e recipientes para plantas (UNEP, 2016; ZALASIEWICZ et al., 2015). Principalmente quando expostos ao sol, estes materiais degradam e uma vez influenciados por ações como colheitas e irrigações, podem fragmentar gerando microplásticos (GESAMP, 2016). Neste sentido, mesmo onde ocorre o uso de plásticos biodegradáveis, há o risco de degradação parcial (VERSCHOOR et al., 2014). Uma vez fragmentados, tais materiais são mais facilmente transportados pela ação das chuvas e vento

ou pelo próprio escoamento da água utilizada na agricultura, atingindo em última instância, o ambiente marinho (GESAMP, 2016; VERSCHOOR et al., 2014).

Ainda em relação ao uso de plástico na agricultura, especialistas destacam o recente uso da tecnologia CRF ou *controlled-release fertilizers* ('fertilizantes de liberação controlada', em tradução livre). Tal método consiste em polímeros encapsulados com elementos compostos de nitrogênio, fosfato e fósforo que gradualmente são liberados para solos pouco fertilizados. Como a ação é gradual, a utilização de CRFs reduz custos e a quantidade de nutrientes escoados para corpos d'água. Entretanto, após a liberação destas substâncias, o polímero não degrada permanecendo vulnerável à transferência para outros ambientes. Ademais, como as reaplicações são contínuas, geralmente com frequência anual, ocorre maior potencial de poluição (GESAMP, 2016).

4.3.2.2. CONSTRUÇÃO

Responsável por cerca de 20 % da produção europeia (PLASTIC EUROPE, 2015), a construção civil é um dos setores que mais utiliza plástico em suas atividades (UNEP, 2016). De acordo com Sundt, Schulze e Syversen (2014), os polímeros mais comuns compreendem o PVC, o PUR e o PS, para aplicações como cobertura de tetos, isolamento e revestimento de paredes. Apesar de boa parte destes materiais ter vida útil longa, estima-se que, tanto a fase de construção, quanto a de uso e demolição sejam responsáveis por emissões de polímeros sintéticos ao meio ambiente (GESAMP, 2015b; 2016).

Operações de limpeza, abrasão ou trituração são comuns durante as fases de construção e manutenção, representando potenciais fontes de microplásticos (GESAMP, 2016). Concreto, metais, madeira e outros materiais são comumente tratados com uma camada polimérica em prédios, pontes e outros tipos de infraestrutura e, quando trabalhadas, acabam liberadas em solo local, transportadas pela ação do vento ou escoadas para plantas de tratamento de esgoto ou cursos d'água naturais (SUNDT, SCHULZE, SYVERSEN, 2014). Além do mais, itens como geotêxteis de isolamento e proteção e espuma de preenchimento de paredes podem sofrer algum tipo de ação degradativa, gerando microplásticos ao meio ambiente (GESAMP, 2016; WIEWEL; LAMOREE, 2016). Este também é tipicamente o caso de embalagens que, uma vez descartadas ou abandonadas em ambientes externos, podem transformar-se em fragmentos (GESAMP, 2016).

Por outro lado, a fase de demolição das construções também representa uma fonte poluidora em potencial, seja pelo que é incorretamente descartado, seja pela reciclagem do

que é demolido. Neste último caso, ultrapassada a dificuldade de separação, o retalhamento do material para processamento, pode gerar microplásticos (GESAMP, 2016).

4.3.2.3. TRANSPORTE TERRESTRE

Pesquisadores apontam que a poeira proveniente de pneus de veículos de transporte, estimada em dimensões próximas a 100 µm, é um dos principais poluentes encontrados no ambiente marinho (GESAMP, 2016; UNEP, 2016; VERSCHOOR et al., 2014). Para Alemanha, Holanda, Suécia e Noruega, as estimativas encontram-se em torno de 110000, 17000, 10000 e 4500 toneladas ano, respectivamente (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014; VERSCHOOR et al., 2014).

De fato, as partículas emitidas não são totalmente compostas por polímeros sintéticos, neste caso borracha de butadieno estireno (SBR), mas constituídas em cerca de 40 % por borracha natural e outros aditivos (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014; UNEP, 2016). De qualquer forma, o desgaste destes componentes de veículos, majoritariamente os comerciais como caminhões e ônibus (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014), se deposita no próprio asfalto ou terrenos adjacentes (GESAMP, 2016). Também pode ocorrer o transporte pela atmosfera ou escoamento pelas chuvas, destinando os microplásticos a superfícies aquáticas ou sistemas de tratamento (GESAMP, 2016; UNEP, 2016; VERSCHOOR et al., 2014). Neste sentido, Verschoor et al. (2014) sugerem que a varredura de estradas e drenagem de águas pluviais auxiliariam a diminuir este tipo de emissão. Analogamente, medidas de controle sobre o descarte ilegal em malhas viárias, mitigariam a quantidade de lixo sintético nas rodovias (GESAMP, 2016).

4.3.2.4. TURISMO

A indústria do turismo é uma das maiores do mundo, onde costas, como a do Mediterrâneo, respondem pelos destinos mais frequentados (GESAMP, 2016). Neste sentido, o turismo costeiro representa uma fonte direta de plástico ao ambiente marinho, com consequências negativas não apenas aos ecossistemas, mas, contraditoriamente, à própria atividade turística, que se prejudica pela falta de estética (COLE et al., 2011; MOORE, 2008).

De acordo com GESAMP (2016), locais turísticos concentram maior quantidade de pessoas, que por sua vez consomem mais utensílios descartáveis e possuem menor preocupação ambiental com os locais que apenas visitam. Por outro lado, tornam-se foco de

atenção uma vez que devem ser mantidos limpos e visualmente agradáveis (GESAMP, 2016). De qualquer forma, é comum haver lixo plástico em áreas costeiras, seja aquelas mais conhecidas como altamente visitadas, seja aquelas de áreas remotas, cada vez mais populares entre os novos destinos turísticos (GESAMP, 2016).

4.3.3. SETORES CONSUMIDORES - FONTE MARÍTIMA

4.3.3.1. PESCA

Materiais provenientes de atividades pesqueiras, perdidos acidentalmente, abandonados ou deliberadamente descartados, são considerados uma das maiores fontes marítimas de lixo para os oceanos, seja em termos de volume, seja em termos de impacto. Neste último caso, não apenas a pesca comercial é prejudicada, como também outras espécies e habitats que não são alvo da atividade (UNEP, 2016).

Os materiais responsáveis pela poluição proveniente de práticas pesqueiras compreendem tanto os equipamentos de pesca propriamente ditos, a exemplo de redes, linhas e cordas, quanto itens auxiliares, como tiras de amarração, luvas e caixas (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Incluem também embalagens, recipientes de comida e outros tipos de lixo provenientes das embarcações (GESAMP, 2016).

Além de práticas industriais, atividades de pesca artesanal também contribuem para emissões de lixo sintético no ambiente marinho, muito em função da falta de regulação e práticas adequadas (GESAMP, 2016). Ademais, estruturas e equipamentos antigos, típicos de atividades não industriais, possuem maior potencial de fragmentação (GESAMP, 2016). Ainda em relação aos participantes da poluição por atividades pesqueiras, há que se considerar a contribuição da pesca ilegal, principalmente no que diz respeito ao descarte deliberado de materiais (GESAMP, 2016).

Para o que não é deliberadamente descartado ou abandonado, mas pelo contrário, perdido acidentalmente nos oceanos, especialistas apontam as principais causas de emissão dos materiais, que incluem: conflito com outros setores, trabalho em águas profundas, em condições de tempo adversas, com equipamentos muito longos e utilização de mais equipamentos do que é possível transportar (BROWN et al., 2005). Ainda que todo o material coletado não seja proveniente apenas de pesca, mas igualmente de aquicultura, estima-se que, desde a década de 80, já foram removidos mais de 18000 equipamentos sintéticos totalizando 500 km de comprimento, apenas na Noruega (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014).

Neste sentido, mais de 100 países ratificaram o Anexo V do MARPOL 73/78, ‘convenção internacional para prevenção de poluição de embarcações’ (tradução livre de *International Convention for the Prevention of Pollution from Ships*), que trata, dentre outros temas, da proibição da liberação de lixo plástico, incluindo cordas e redes de pesca (DERRAIK, 2002; GESAMP, 2010).

4.3.3.2. AQUICULTURA

Assim como para a pesca, praticamente todos os equipamentos utilizados na aquicultura são feitos de materiais sintéticos como o poliestireno expandido (EPS), a PA, o PE e o PP (ANDRADY, 2011; SUNDT, SCHULZE; SYVERSEN, 2014; UNEP, 2015). Dividida entre 2 setores, esta atividade compreende, em maior parte, a aquicultura de águas terrestres, com o restante atribuído à chamada maricultura, produção associada à suspensão na superfície dos oceanos (entre 10 e 50 m de profundidade) ou zonas mais profundas (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

A maioria das atividades de maricultura usam linhas e gaiolas suspensas por estruturas flutuantes (GESAMP, 2016), perdidas em função do desgaste das cordas das âncoras, por causa de tempestades ou relacionadas a acidentes/conflitos com outros usuários marítimos (UNEP, 2016). Neste sentido, equipamentos de aquicultura em geral, podem ser perdidos pelos mesmos motivos de atividades pesqueiras e, em condições climáticas severas, fragmentarem em pedaços menores (UNEP, 2016). Se por um lado países como Coreia do Sul produzem esforços no sentido de diminuir a liberação destes itens em ambiente marinho (LEE et al., 2015), por outro, há poucos dados quantitativos em relação a este tipo de emissão, dificultando o controle sobre a fonte (GESAMP, 2016).

4.3.3.3. NAVEGAÇÕES E INDÚSTRIA *OFFSHORE*

Atividades relacionadas à navegação compreendem tanto navios mercantis, quanto linhas de cruzeiros (GESAMP, 2016). Para os transportes comerciais, além do descarte ilegal, proibido de acordo com o Anexo V da convenção MARPOL (ver item 4.3.3.1), pode haver a perda de cargas, particularmente containers transportando *pellets* (ver item 4.3.1) (UNEP, 2016). Neste sentido, algumas das causas apontadas incluem: excesso de carregamento e má fixação dos contêineres, colocação de contêineres mais pesados sobre mais leves, condições climáticas severas e falta de cuidado da tripulação (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

Por outro lado, cruzeiros turísticos transportam milhares de pessoas, que funcionam como uma pequena comunidade e, apesar de alguns navios possuírem um sistema sofisticado de gerenciamento de resíduos, as condições de descarte em terra são desfavoráveis (UNEP, 2016). Além do mais, para ambos os casos, considera-se que a limpeza dos cascos, realizadas a partir de materiais plásticos abrasivos, propulsionados por ações centrífugas ou jatos de água ou ar, contribui com uma quantidade considerável de microplásticos despejados diretamente nos oceanos (BROWNE, 2015; GESAMP, 2016; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014).

Adicionalmente, atividades em plataformas de gás e petróleo também são geradoras de lixo sintético ao ambiente marinho. Alguns dos itens possivelmente descartados ou acidentalmente liberados incluem: luvas, capacetes, instrumentos de medição, itens pessoais e caixas de armazenamento. Abaixo do nível do mar, a extração de recursos também pode ocasionar a geração de detritos (GESAMP, 2016).

4.3.4. CONSUMIDORES INDIVIDUAIS

4.3.4.1. EMBALAGENS

Embalagens plásticas fazem parte do grupo que compreende a maior produção de plástico no mundo (cerca de 40 %), com os principais polímeros constituídos por PP e PE (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Uma parte substancial deste tipo de material é destinado para a indústria alimentícia e de bebidas, sendo comumente descartadas após um único uso (GESAMP, 2016; MATHALON; HILL, 2014; UNEP, 2016). A preferência por materiais sintéticos para proteger alimentos e bebidas se dá muito em função da conveniência e durabilidade, além do que, também evitam desperdício de comida e contaminação (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

Como consequência da popularidade de seu uso, embalagens plásticas são consideradas uma das maiores fontes de macroplásticos, com potencial de degradação em micro (GESAMP, 2016; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014; UNEP, 2016). Diante das projeções de aumento no consumo, impulsionadas por um crescimento do setor de embalagens (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016), iniciativas relacionadas ao gerenciamento destes resíduos encontram-se na agenda de diversos países (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014).

4.3.4.2. COSMÉTICOS E PRODUTOS DE HIGIENE PESSOAL

Parte dos cosméticos e produtos de higiene pessoal, presentes atualmente no mercado, são compostos por microplásticos que cumprem funções, desde a mais divulgada esfoliação, até as menos conhecidas: ações de viscosidade, regulação e condicionamento da pele (GESAMP, 2016; LESLIE, 2014). Essas atribuições estão presentes em uma gama extensa de produtos, a exemplo de sabonetes, xampus, desodorantes, pastas de dente, cremes antirrugas, hidratantes, cremes de barbear, protetores solares, repelentes, colorações para cabelo, maquiagem e banho de espuma para crianças (LESLIE et al., 2014). Conforme o tipo de produto, o microplástico pode variar em composição, formato ou tamanho (COLE et al., 2011). Dentre os polímeros comumente citados estão o PE, o PP e o PS, geralmente com dimensões inferiores a 1000 µm (FENDALL; SEWELL, 2009; LESLIE, 2014;).

Quando enxaguados, estes tipos de microplásticos seguem para estações de tratamento de esgoto ou, diretamente, para cursos naturais (LESLIE, 2014). Ainda que microplásticos passem pelo tratamento de esgoto, sendo majoritariamente retidos, estima-se quantidades consideráveis de emissão no ambiente marinho (GESAMP, 2016). Neste sentido, apenas para os Estados Unidos, cerca de 1 kg de microplásticos são consumidos per capita ao ano para produtos de limpeza das mãos (GOUIN et al., 2011). Por outro lado, iniciativas como o banimento de *microbeads* (termo usado para designar microplásticos em cosméticos) em alguns países e empresas (GESAMP, 2016), com substituição por materiais naturais, ajude a reduzir estas estimativas num futuro próximo (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014).

4.3.4.3. TÊXTEIS E VESTUÁRIO

Em ambientes internos, especialmente os domésticos, sabe-se que microplásticos provenientes de têxteis e vestuário são emitidos, seja como poeira, seja em processos de manutenção. Em relação à poeira, estudos sobre a qualidade do ar relatam a presença de fibras, especialmente em locais fechados (DRIS et al. 2016b), derivados de artigos de vestuário, cortinas, carpetes e outros. Estas partículas, removidas por ações de limpeza ou quando atritadas, são liberadas em efluentes de esgoto ou diretamente transportadas pelo ar, dissipando para áreas externas (CARR, 2017; DRIS et al., 2016a; MACHER, 2001; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014; WEBSTER et al., 2009).

Por outro lado, processos relacionados aos cuidados de manutenção podem ser de escala doméstica ou comercial. O primeiro caso consiste basicamente de ações de lavagem e

secagem; o segundo inclui também limpeza a seco, que é considerada menos prática, de maior custo e, por esta razão, menos utilizada (VARJONEN; AALTO, 2006). Processos de secagem e limpeza a seco não utilizam água e podem ser uma fonte de microplásticos a partir de efluentes de ar ou, alternativamente, quando os resíduos dos filtros dos equipamentos não são corretamente descartados (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Lavagens de têxteis com água, que podem ocorrer tanto em escala doméstica, quanto em lavanderias comerciais, também podem gerar poluição relacionada aos filtros das máquinas. O que passa por estes, ou seja, o efluente de lavagem, deveria ser direcionado a estações de tratamento de esgoto. Neste sentido estima-se que uma única lavagem possa gerar entre milhares e milhões de fibras em efluentes (BROWNE et al., 2011; MERMAIDS, 2016), que, de acordo com estudos recentes não são totalmente retidas em estações de tratamento de esgoto (MINTENIG et al., 2017; ZIAJAHROMI et al., 2017).

4.3.5. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS

4.3.5.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

Ao redor do globo, o plástico forma cerca de 10 % de todo o resíduo sólido municipal gerado (UNEP, 2016). Opções de destinação para este material compreendem lixões a céu aberto, aterros sanitários, diversos níveis de incineração e resíduo para geração de energia e reciclagem (GESAMP, 2016). Apesar de esta última ser reconhecida como a prática preferencial na hierarquia dos resíduos sólidos (HOPEWELL et al., 2009), ainda que na Europa entre 40 e 50 % do lixo sintético seja destinado aos aterros sanitários (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014), de acordo com GESAMP (2016) o ideal é reduzir a quantidade de plástico transformando-se em resíduo. Ainda assim, melhorar o gerenciamento de resíduos é uma das alternativas mais rápidas no sentido de reduzir a entrada de detritos aos oceanos, especialmente em países menos desenvolvidos, onde falta infraestrutura (GESAMP, 2016).

Em relação ao que é destinado aos aterros, estudos recentes apontam que diversos tipos de plástico podem ser degradados e fragmentados mais rapidamente em função do pH, temperatura e processo de compactação, sendo transportados por lixívia ou ação dos ventos (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Analogamente, quando descartados em locais pouco controlados, como lixões a céu aberto, podem ser transportados pela ação das correntes de ar (GESAMP, 2016). Neste sentido, um estudo sobre resíduos mau gerenciados, incluindo

material disposto em aterros ou inadequadamente descartado, sugere que em 2010, 192 países foram responsáveis por algo entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas de material plástico entrando nos oceanos (JAMBECK et al., 2015). Ainda que incerta, a estimativa, que leva em consideração dados sobre gerenciamento de resíduos, densidade populacional em regiões costeiras e nível econômico, serve para destacar a relevância deste tipo de fonte (UNEP, 2016).

4.3.5.2. ÁGUA E ESGOTO

Águas residuais são responsáveis pela liberação de materiais plásticos (macro e micro) no meio ambiente (GESAMP, 2016). Dentre os detritos maiores, encontram-se objetos sanitários, a exemplo de absorventes femininos, contraceptivos e fraldas (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2010; MORRITT et al., 2014; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Devido ao seu tamanho, estes materiais devem ser retidos pelos sistemas de filtragem de esgoto, mas podem ser liberados por incidentes nas plantas ou eventos extraordinários de águas pluviais (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014). Neste sentido, um estudo realizado no território francês detectou que cerca de 70 % dos objetos presentes em estações de tratamento eram compostos por têxteis sanitários, constituídos parcialmente por materiais sintéticos (HYARIC et al., 2009).

Em relação aos detritos menores, estudos recentes apontam que a tecnologia disponível é capaz de reter a maior parte dos microplásticos, com níveis de eficiência geralmente acima de 80 %, alcançando até 99,9 %, onde a maioria das fibras têxteis parece sedimentar na primeira fase (CARR; LIU; TESORO, 2016; MAGNUSSON; NOREN, 2014; TALVITIE; HEINONE, 2014; TALVITIE et al., 2015; ZIAJAHROMI et al., 2017). Uma vez que o lodo resultante desta etapa pode ser utilizado como fertilizante de solo, existe o potencial de os microplásticos retidos também poluírem o meio ambiente (BAYO et al., 2016; DRIS et al., 2015). Neste sentido, valores reportados em publicações recentes sugerem até 24 partículas por grama de peso seco de lodo proveniente de estações de esgoto na Alemanha (MINTENIG et al., 2017) e valores próximos a 16 partículas da mesma unidade para uma estação de tratamento na Suécia (MAGNUSSON; NOREN, 2014). Em um estudo apenas com fibras sintéticas, Zubris e Richards (2005) relataram até 5 fibras por grama de peso seco de lodo e entre 0,08 e 1,21 fibras por grama de peso seco em solo onde estes produtos foram aplicados. Estes autores também mostraram que, estas fibras mantêm suas características

originais de cor, tamanho e formato (HABIB; LOCKE; CANNONE, 1998), mesmo após períodos de 15 anos de exposição ao solo.

Para o que passa pela sedimentação primária, efluentes geralmente não somam mais do que 20 microplásticos por litro (BROWNE et al., 2011; MINTENIG et al., 2017; SUTTON et al., 2016; TALVITIE; HEINONE, 2014; TALVITIE et al., 2015; ZIAJAHROMI et al., 2017). Ainda assim, considerando emissões temporais, a quantidade de partículas alcançando o ambiente marinho torna-se relevante. Neste sentido, Sutton et al. (2016), por exemplo, relatam 56 milhões de partículas ao dia ($\geq 125 \mu\text{m}$) emitidas coletivamente em 6 estações de tratamento na Baía de San Francisco (Estados Unidos). Ainda em relação ao período de 1 dia, apenas para uma estação de tratamento da Austrália, Ziajahromi et al. (2017) descrevem valores de até 460 milhões de partículas (entre $60 \mu\text{m}$ e $500 \mu\text{m}$). Para o período de 1 ano, em uma planta da Alemanha, Mintenig et al. (2017) estimam até 5 trilhões de partículas ($< 500 \mu\text{m}$).

Apesar destes dados dependerem de diferenças metodológicas entre os trabalhos (ex., porosidade dos filtros para captação dos materiais) e variações sazonais no fluxo d'água, considera-se que estações de tratamento sejam uma importante rota de entrada de resíduos plásticos, especialmente ao ambiente marinho. Ademais, é necessário considerar que nos países em desenvolvimento é comum que a maior parte do esgoto não seja tratado (GESAMP, 2016), onde no Brasil este número chega a cerca de 60 % (BRASIL, 2016).

4.4. DISTRIBUIÇÃO NO AMBIENTE MARINHO

No ambiente marinho, microplásticos são considerados ubíquos (COLE et al., 2014; IVAR DO SUL; COSTA, 2014; ZALASIEWICZ et al., 2015), registrados comumente em 5 tipos de compartimentos (**Figura 2**): superfície dos oceanos, coluna d'água, fundo do mar, praias/linhas costeiras e biota (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Sendo este um sistema dinâmico, com relações intra e inter compartimentos, a distribuição das partículas ocorre nestes 2 níveis, sofrendo ações químicas, físicas e biológicas particulares a cada local (GESAMP, 2016).

Figura 2 – Dinâmica e fluxos entre os 5 compartimentos do ambiente marinho.

Fonte: Adaptado de GESAMP (2016)

Em termos de tendências temporais e espaciais, não obstante seja provável que a quantidade de microplásticos venha aumentando desde 1950, em função do aumento na produção, consumo e descarte, pouco se sabe sobre este padrão. Isto ocorre muito em função da variabilidade de tempo, espaço no meio ambiente, além da quantidade de fontes e das possibilidades de transporte, que variam regionalmente e dificultam amostragens regulares e randômicas (GESAMP, 2015b).

4.4.1. SUPERFÍCIE DOS OCEANOS

Dentre os 5 compartimentos, a superfície dos oceanos é atualmente a região mais amostrada (GESAMP, 2016), com o norte dos oceanos Atlântico e Pacífico como os locais mais pesquisados (GESAMP, 2015b). A presença de correntes marítimas diversas (os primeiros 50 m variam significativamente) e a ação de ondas e vento, que agem não apenas verticalmente, mas horizontalmente, tornam difícil precisar qual o local de residência das partículas plásticas. De qualquer forma, uma recente estimativa sobre detritos flutuantes em escala global sugeriu entre 5 trilhões de itens ou mais de 250000 toneladas (ERIKSEN et al., 2014), onde giros subtropicais e mares fechados, próximos a áreas mais densamente populosas, são considerados pontos de convergência (GESAMP, 2015b; GESAMP, 2016). Ainda assim, partículas flutuantes também são encontradas em áreas remotas a exemplo de águas de superfície no Ártico (LUSHER et al. 2015). Isto porque, quando nos pontos de convergência, podem ser exportadas ou perdidas para outras áreas oceânicas ou costeiras

(GESAMP, 2016). Podem ainda, eventualmente, afundar em função de degradação ou bioincrustação (GESAMP, 2016). Esta última ocorre quando plásticos que possuem uma massa específica inferior à da água do mar, como o PE e o PP (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014), são incrustados por micro-organismos marinhos, alterando suas características originais e afundando, para então alcançar a coluna d'água ou o leito dos mares (GESAMP, 2015b; HIDALGO-RUZ et al., 2012).

4.4.2. COLUNA D'ÁGUA

De acordo com GESAMP (2015b), ocorre um baixo número de estudos relatando microplásticos a cerca de 10 m da superfície e nenhum relativo a profundidades para além de 200 m na coluna d'água. A explicação para este fato estaria atrelada à dificuldade e pouca experiência de amostragem nestes locais (GESAMP, 2015b). Como consequência, pouco se sabe sobre os microplásticos nestas posições (GESAMP, 2016).

Dependendo do estado da água e das características do material plástico, uma quantidade significativa de microplásticos pode ser misturada às camadas inferiores do oceano, em função da quebra de ondas e da mixagem das metragens superiores (GESAMP, 2016). Neste caso haverá uma proporção de detritos com flutuabilidade neutra (GESAMP, 2016), podendo variar de profundidade (COLE et al., 2011), e outra porção que sedimentará para o fundo do mar ou ascenderá à superfície (GESAMP, 2016). Em relação à variabilidade de profundidade, GESAMP (2015b) ressalta que as correntes oceânicas variam e, desta forma, os microplásticos podem estar sujeitos a diferentes circulações. Em relação ao afundamento, há que se considerar que aqui também pode haver a contribuição da bioincrustação, alterando as características de flutuabilidade originais do plástico (WRIGHT, THOMPSON, GALLOWAY, 2013).

4.4.3. FUNDO DO MAR

Polímeros com densidade superior àquela da água do mar, a exemplo das fibras têxteis como o PET, a PA e o acrílico (PAC) (**Tabela 2**) (NEVES et al., 2015; SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014), tendem a afundar no ambiente marinho, sugerindo sua maior participação no leito dos mares, um ambiente ainda pouco estudado em relação aos microplásticos (GESAMP 2015b, 2016). Neste sentido, estudos apontam que fibras têxteis

são cerca de 4 vezes mais abundantes no fundo dos oceanos Atlântico e Índico e do mar Mediterrâneo do que em águas de superfície (WOODALL et al., 2014).

Tabela 2 – Massas específicas de alguns materiais plásticos

Categoria ou classe	Massa específica ¹
PE	0,91 – 0,94
PP	0,90 – 0,92
SBR	0,94
EPS	0,10 – 1,05
Água do mar	~1,02
PS	1,04 – 1,09
PAC	1,09 – 1,20
PVC	1,16 – 1,30
PA	1,13 – 1,15
PUR	1,20
PET	1,34 – 1,39

¹ Massa Específica refere-se a razão entre a massa de uma substância e o volume ocupado por ela.

Fonte: Adaptado de Sundt, Schulze e Syversen (2014).

Além dos pedaços menores, autores a exemplo de Pham et al. (2014) reportam a presença de macrolásticos em ambientes sedimentares profundos. Entretanto, para todos os detritos, padrões de deposição dependem de inúmeros fatores, incluindo o tamanho e densidade do plástico, a profundidade da água, a força das correntes de superfície e a topografia do fundo do mar (UNEP, 2016). Neste sentido, especialistas apontam que cânions submarinhos e locais próximos à atividade humana podem aumentar a incidência de microplásticos (GESAMP, 2016). Analogamente, partículas menores são mais facilmente influenciadas por advecção, ou seja, deslocamento no sentido horizontal, e padrões de circulação em função de seu tamanho (WOODALL et al., 2014). Ainda assim, ocorre a necessidade de melhor compreender os processos que dirigem o afundamento e o acúmulo de lixo marinho no leito dos oceanos, local onde, em função da falta de luz, baixa temperatura e menores níveis de oxigênio, o plástico tende a manter sua forma original (GESAMP, 2016).

4.4.4. PRAIAS E LINHAS COSTEIRAS

Material plástico em praias é a forma mais comum de lixo marinho visível e, portanto, recebe maior atenção do público em geral (GESAMP, 2016). Neste sentido, a maior parte dos estudos foca nos pedaços maiores, com alta incidência de pesquisas com *pellets*, que são mais facilmente identificáveis do que pedaços menores (GESAMP, 2015b). De qualquer forma, o

impacto ecológico dos microplásticos em áreas costeiras em geral, ainda é pouco claro (GESAMP, 2016).

De acordo com Hidalgo-Ruz et al. (2012), amostragens de sedimentos majoritariamente ocorrem em praias, com a maioria dos estudos tratando de sedimentos de superfície, contra aqueles soterrados (GESAMP, 2015b). Neste sentido, Turra et al. (2014) coletaram sedimentos em até 2 m de profundidade, sugerindo que a maior parte dos microplásticos encontra-se nas camadas inferiores. Em relação à distribuição dentro deste compartimento, processos como degradação e ação dos ventos e das ondas têm influência, com a participação inclusive de eventos menos comuns como tempestades. Para o enterramento das partículas na areia, podem ocorrer ações naturais como erosão e sedimentação. Para os materiais visíveis, operações de limpeza são consideradas eficazes, especialmente em relação aos pedaços maiores. Entretanto, ocorre pouca padronização destes dados, dificultando análises globais de remoção deste tipo de resíduo (GESAMP, 2015b; 2016).

4.4.5. BIOTA

Atualmente existem diversos relatos de partes plásticas em organismos marinhos como mamíferos, pássaros, peixes e crustáceos, tanto em campo, quanto em laboratório, com maior potencial de ingestão para os pedaços menores (GESAMP, 2016; COLE et al., 2011). Além de representarem um local de destino às partículas, estes animais também podem funcionar como veículos de transporte para outros ambientes (GESAMP, 2016). Neste sentido, o material pode ser ingerido e retido por diversos períodos, com locomoção a longas distâncias para ser posteriormente excretado (GESAMP, 2015b; 2016).

O transporte para quaisquer compartimentos do ambiente marinho dependerá não apenas das condições ambientais, mas das propriedades do plástico (ex. densidade) que afetará sua interação com processos biológicos. Dentro da cadeia alimentar, por exemplo, micro algas aderidas a microplásticos são mais facilmente ingeridas por organismos que se alimentam por filtração. Similarmente, o gosto e cheiro de partes plásticas influenciadas pela incrustação de micro-organismos pode atrair mais facilmente espécies que se alimentam por estes sentidos (GESAMP, 2016).

4.5. IMPACTOS ECOLÓGICOS NO AMBIENTE MARINHO

A vasta presença de material plástico no ambiente marinho lida com sua disponibilidade à interação de diversas espécies, que pode ter início por uma série de vias, dentre as quais: aderência e absorção, ventilação (entrada pelas brânquias) e ingestão (GESAMP, 2016). Desta forma, microplásticos podem aderir aos organismos, como demonstrado em zooplânctons por Cole et al. (2013) e serem absorvidos por membranas das células (GESAMP, 2016). Também podem ser recolhidos por brânquias, conforme mostrado por Watts et al. (2014) em crustáceos. Analogamente podem ser ingeridos direta ou indiretamente, de forma intencional ou inintencional, por animais com diferentes condições de alimentação, como detritívoros e aqueles que selecionam o alimento por filtração (GESAMP, 2016; THOMPSON et al., 2009). Ainda em relação à ingestão, apenas para citar alguns exemplos, microplásticos podem ser escolhidos por assemelharem-se ao tipo de alimento de determinada espécie ou, alternativamente, encontrarem-se nas presas capturadas, lidando com a transferência trófica, assunto ainda pouco desvendado (GESAMP, 2016; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

Não obstante uma série de trabalhos desenvolvidos em campo, detectando microplásticos em organismos selvagens ou de cultura de pesca (exemplos em LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2012; MATHALON; HILL, 2014; JEMEC et al., 2016), de acordo com GESAMP (2016) a maioria das publicações contém informações sobre concentração das partículas, com poucos dados sobre tempo de retenção e excreção. Por outro lado, pesquisas laboratoriais auxiliam na compreensão dos mecanismos de captura e posteriores efeitos, ainda que se apresentem, geralmente, em concentrações superiores do que no habitat natural (GESAMP, 2016; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Sobre as pesquisas de campo, GESAMP (2016) indica que a maioria analisa o trato digestivo dos animais, entretanto, há que se considerar outros órgãos, uma vez que, após ingestão ou absorção, pode haver translocação. Neste sentido, Browne et al. (2008) foram precursores em demonstrar que após 3 dias de exposição a esferas de PS, houve deslocamento de micropartículas do trato digestivo para o sistema circulatório de moluscos, permanecendo na hemolinfa por até 48 dias.

4.5.1. IMPACTOS NOS ORGANISMOS MARINHOS

Enquanto os impactos referentes à interação de macroplásticos com os organismos vivos são conhecidos há mais tempo, com os microplásticos este tipo de pesquisa só iniciou a partir dos anos 2000, o que implica em pouco conhecimento sobre seus efeitos. Ainda assim, a maioria dos trabalhos publicados sobre o tema trata apenas dos menores níveis de organização biológica (ex.: moléculas, células e organismos). Por outro lado, impactos ecológicos relevantes estão geralmente associados a níveis biológicos maiores, como populações, comunidades e ecossistemas. Neste sentido, efeitos verificados nos níveis menores auxiliam a compreender relações causais naqueles maiores (GESAMP, 2016; ROCHMAN et al., 2016).

De maneira geral, os estudos que verificam os efeitos sobre a interação de microplásticos com seres vivos são, quase que exclusivamente, desenvolvidos em laboratório (GESAMP, 2016; IVAR DO SUL; COSTA, 2014; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Referem-se a uma gama extensa de organismos, incluindo plânctons, animais vertebrados e invertebrados (COLE et al., 2011; GESAMP, 2015b) onde, em função da maior facilidade de experimentação, pesquisas com moluscos, crustáceos e peixes são mais comuns (GESAMP, 2016). Como consequência, ainda que nem todas as pesquisas tenham verificado resultados negativos sobre a presença de microplásticos, os efeitos incluem respostas sub-letais, onde, em geral, as partículas podem reduzir saúde, alimentação, crescimento e a sobrevivência de organismos dos níveis tróficos menores (GESAMP, 2016).

Para organismos na base da cadeia alimentar, Sjollem et al. (2016), por exemplo verificaram que a exposição a partículas nanométricas de PS impactaram negativamente o crescimento de fitoplânctons. Analogamente, para zooplânctons, Cole et al. (2015) averiguaram influência negativa na ingestão de microplásticos de PS, lidando com efeitos na alimentação, fecundidade e sobrevivência. Para organismos invertebrados, Nobre et al. (2015) confirmaram que a exposição a grânulos de PE aumentaram a taxa de desenvolvimento embrionário anômalo em equinodermos. Ainda na classe dos invertebrados, Browne et al. (2013) constataram que a ingestão de microplásticos de PVC por anelídeos lidaram com menor capacidade de lidar com estresse oxidativo. Similarmente, de acordo com Von Moss, Burkhardt-Holm e Köhler (2012), moluscos em contato com partículas de PE sofreram alterações histológicas notáveis e forte resposta inflamatória após 3 horas de exposição. Em relação ao grupo dos vertebrados, De Sá, Luís e Guilhermino (2015) mostraram menor

desempenho predatório para peixes expostos a microplásticos de PE e Rochman et al. (2013) toxicidade no fígado após a ingestão deste mesmo polímero.

4.5.2. IMPACTOS RELACIONADOS AOS QUÍMICOS DOS PLÁSTICOS

A presença das substâncias químicas nos plásticos tem duas principais origens (TEUTEN et al., 2009; GESAMP, 2015b; 2016). A primeira diz respeito a subprodutos ou substâncias adicionadas durante sua manufatura (GESAMP, 2015b; 2016). São citados, como exemplo, resíduos da combustão do petróleo e monômeros, oligômeros e aditivos constituintes do material, como ftalatos (emolientes usados como plastificantes), bisfenóis A (BPA) (monômeros constituintes de têxteis e plásticos como o PVC) e nonilfenóis (NP) (presentes em surfactantes e detergentes na indústria têxtil) (GESAMP, 2016). A segunda origem refere-se a contaminantes presentes no meio ambiente tais como os poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais, que podem acumular no plástico a partir do oceano (GESAMP, 2016). Neste último caso, também são exemplo as bifenilas policloradas (PCB), os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH) e os pesticidas organoclorados (DDT) (COLE et al., 2011). Os primeiros são resultado da mistura de cerca de 200 componentes clorados e estão presentes principalmente em equipamentos elétricos. Os segundos são compostos por mais de 100 diferentes substâncias químicas formadas durante a queima de carvão, óleo, gás, lixo e outras materiais a exemplo do tabaco. Também são encontrados em ferrugem, petróleo, em alguns medicamentos e tipos de corante. Os terceiros constituem um tipo de pesticida usado na agricultura, atualmente banido nos Estados Unidos e Canadá, mas ainda disponível no meio ambiente (RIOS; MOORE; JONES, 2007).

Uma vez que os plásticos estejam no ambiente marinho, a concentração de suas substâncias químicas, tanto na superfície, quanto em seu interior, são governadas por diversos fatores, incluindo: propriedades físico-químicas do plástico e da substância química, dimensão do plástico, concentração na água que o rodeia e outros fatores ambientais, como temperatura e pH. A partir daí, a transferência para os organismos vivos pode ocorrer pela ingestão (forma direta) ou dos microplásticos para a água (forma indireta) para então serem absorvidos via bioacumulação. Alternativamente podem ser indiretamente transferidos pela ingestão de presas contaminadas com plástico. Neste sentido, pouco se sabe sobre a contribuição relativa de cada uma destas vias (GESAMP, 2016).

No ambiente marinho, acredita-se que as várias matrizes, incluindo água, sedimento, biota e plástico, funcionem no sentido do equilíbrio. Assim, caso a biota esteja contaminada

por outras fontes, pode não ocorrer a transferência dos químicos do plástico. Além do mais, é provável que os químicos se transfiram no sentido do material sintético. De qualquer forma, diferenças entre os resultados dos estudos desenvolvidos até o momento, sugerem a necessidade de mais pesquisas neste sentido (GESAMP, 2016).

Dentre os poucos estudos laboratoriais que efetivamente testaram hipóteses relacionadas aos impactos associados à complexa mistura de plástico e contaminantes absorvidos nos organismos, estão os estudos de Browne et al. (2013) e Rochman et al. (2013). Os primeiros sugeriram que a combinação de PVC com triclosan, um tipo de aditivo antimicrobiano, levaram a alterações na capacidade de alimentação e mortalidade em anelídeos. Já Rochman et al. (2013) detectaram que, a exposição de peixes a PE contaminado a partir de poluentes da Baía de San Francisco, Estados Unidos, conduziram a estresse hepático incluindo depleção de glicogênio, lipidose, morte celular e desenvolvimento de tumores.

4.5.3. TRANSPORTE DE ESPÉCIES NÃO NATIVAS

Alguns estudos apontam, atualmente, a anexação de diversas espécies de organismos, desde micróbios a invertebrados, em materiais plásticos presentes no ambiente marinho. Esta realidade já era conhecida com os materiais naturais flutuantes, entretanto, diante da disponibilidade de polímeros sintéticos no meio ambiente e de sua longevidade, estes tornaram-se um substrato adicional. A maior parte dos trabalhos neste sentido refere-se aos pedaços plásticos maiores, onde, de qualquer forma, relatam espécies capazes de colonizar os microplásticos (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

Uma das principais questões ligadas à criação de um novo tipo de habitat está no transporte de espécies não nativas (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Neste sentido, Calder et al. (2014) identificaram, na costa oeste dos Estados Unidos, pelo menos 5 espécies de hidroides nunca antes registrados naquele local, a partir de detritos resultantes do tsunami que atingiu o Japão em 2011. Considerando que, uma vez na água do mar, os microplásticos tendem a desenvolver biofilmes, que incluem diversas comunidades de micróbios, ocorre uma aproximação e ataque de organismos maiores que identificam estas espécies na superfície dos plásticos (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Além do mais, considera-se que diversos elementos patogênicos possam proliferar no meio ambiente através da distribuição dos materiais plásticos, constituindo um risco à saúde humana e dos organismos marinhos, ainda que, até o momento, a concentração destes agentes nos oceanos seja baixa e pouco relevante

em termos de risco (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). De qualquer forma, Zettler, Mincer e Amaral-Zettler (2013), por exemplo, identificaram bactérias do gênero *Vibro* anexadas a microplásticos coletados no norte do oceano Atlântico, que quando em contato com humanos, podem causar, dentre outros, sérias desordens gastrointestinais (UNEP, 2016).

Ainda em relação à colonização de organismos, Goldstein, Rosenberg e Cheng (2012) sugerem que *pellets* plásticos presentes no giro subtropical do Pacífico agem como um local de deposição de ovos para *Halobates sericeus*, um tipo de inseto marinho, que de acordo com GESAMP (2016) produz um efeito positivo no tamanho da população e dispersão da espécie. Analogamente, Duarte et al. (2013) pontuam uma relação entre o crescimento de detritos gerados pelo homem e florescência de águas-vivas. De qualquer forma, estudos no sentido de melhor compreender extensão e impacto deste tipo de risco, ainda estão em desenvolvimento (GESAMP, 2016).

4.6. IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS

4.6.1. SAÚDE DOS SERES HUMANOS E SEGURANÇA ALIMENTAR

Além da possibilitarem uma cultura de elementos patogênicos, materiais plásticos são responsáveis por outros riscos relacionados à saúde humana, por exemplo, através de químicos concentrados no plástico que podem entrar em contato com o homem tanto durante a produção, uso ou descarte do material. Neste sentido, estudos de populações envolvidas com plantas de reciclagem mostraram maiores taxas de contaminação com retardantes a chamam para trabalhadores ou moradores próximos a estes locais. Estes e outros químicos possuem comprovados efeitos nos seres humanos, mas a exata extensão deste tipo de contaminação, ainda é desconhecida (UNEP, 2016).

Ainda sobre o gerenciamento de resíduos, principalmente em relação aos pedaços maiores, podem ocorrer problemas de bloqueio nas estações de tratamento de esgoto. Também podem provocar a retenção de água da chuva, causando doenças como a Zika. Analogamente, quando dispersos no mar, podem causar danos ou até mesmo risco de morte. Isto sucede, por exemplo, quando há colisões de embarcações com objetos submersos ou emaranhamento em mergulhos ou atividades similares, principalmente durante o resgate de animais presos (UNEP, 2016). Ademais, GESAMP (2016) cita menores benefícios psicológicos em contato com a natureza percebida como poluída.

Em relação aos possíveis impactos dos pedaços menores, GESAMP (2016) cita não apenas a ingestão de animais que tenham de alguma forma interagido com estas partículas e seus químicos, mas a exposição direta a ambos (plásticos e químicos) por exemplo pelos próprios cosméticos, ou pelo contato com os mares e oceanos. UNEP (2016) cita adicionalmente a aspiração de partículas. Além do mais, alguns estudos encontraram microplásticos diretamente em alimentos e bebidas, tornando-os uma via adicional de contaminação (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2014; 2015; YANG et al., 2015).

Especificamente em relação à segurança alimentar ameaçada pela ingestão de animais marinhos contaminados, existem poucos estudos desenvolvidos e, dessa forma, o risco ainda é desconhecido (GESAMP, 2016). Por outro lado, diante da diversidade de espécies marinhas encontradas com algum tipo de microplástico em seu interior, é evidente que seres humanos estão expostos a este tipo de problema (UNEP, 2016). Neste sentido, um estudo recente aponta que espécies comerciais de mexilhões da Bélgica, derivadas de aquicultura, apresentaram maiores concentrações de microplásticos quando comparadas a espécies selvagens (MATHALON; HILL, 2014). De fato, mexilhões encontram-se entre os principais organismos marinhos consumidos como alimento (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Para as implicações relacionadas à ingestão de animais marinhos contaminados, GESAMP (2016) cita 3 tipos. A primeira diz respeito à toxicidade da partícula relacionada ao seu tamanho diminuto, podendo interagir com células e tecidos. A segunda trata da toxicidade química destas partículas, ou seja, de seus aditivos ou poluentes absorvidos do meio ambiente. A terceira refere-se a riscos de doença causados pela presença de bactérias em microplásticos. Em se tratando de partículas muito pequenas, que possam assumir dimensões até a escala nanométrica, acredita-se que haja maior risco atrelado uma vez que, em função de seu tamanho, maior razão entre superfície e volume e maior reatividade associada ao grupo nanométrico, as mesmas possam penetrar diretamente em órgãos (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

4.6.2. PERDA DE RENDA

A perda de renda é considerada um custo social uma vez que afeta diretamente indivíduos e comunidades e pode ser exemplificada pelos setores de pesca, aquicultura e turismo (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Nos dois primeiros, o custo associado à presença de plástico está tanto na contaminação ou dano aos peixes e outros organismos marinhos, diminuindo seu valor de mercado, quanto na percepção dos consumidores, lidando com um

risco associado ao alimento e, dessa forma, queda nas vendas (GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Já em relação ao turismo, a presença de lixo marinho pode desencorajar visitantes e atividades recreativas, o que, de quebra, lida com perda de lucro na indústria e oportunidades de trabalho para a população (GESAMP, 2016). Além do mais, a degradação do ambiente natural, com alguns danos irreversíveis e o custo de lidar com operações de limpeza, podem agravar esta situação (GESAMP, 2016).

Ainda em relação aos impactos econômicos causados por micro e macroplásticos, há que se considerar que o dano a embarcações e a perda de equipamentos também deve onerar estes setores (COLE et al., 2011). Neste sentido, além dos custos associados a reparos e aquisições de novos materiais, para pesca e aquicultura, pode haver uma redução no número de capturas e consequentemente de vendas (GESAMP, 2016).

4.7. ABORDAGENS PARA UMA ECONOMIA CIRCULAR

Atualmente, a produção e o consumo de plástico seguem uma direção linear, desde a extração da matéria-prima, até a geração de resíduos (UNEP, 2016). Neste sentido, esta última deveria ser planejada fora do ciclo, alinhando-se ao conceito de economia circular que preconiza a preservação e aumento de capital natural, otimizando recursos e promovendo a efetividade do sistema (UNEP, 2016; WORLD ECONOMIC FORUM, 2016). De qualquer forma, mesmo pensando em medidas que possam ser tomadas a curto prazo, há de se obter melhores iniciativas no sentido de coleta e gerenciamento de resíduos (UNEP, 2016). Isto preconiza que, em ambos os casos, ocorra o reconhecimento e a compreensão sobre as fontes geradoras de macro e microplásticos.

Diversas publicações recentes, a exemplo de GESAMP, (2016), Ivar do Sul e Costa (2014) e UNEP (2016), sugerem que questões relacionadas às fontes de plástico ao meio ambiente, permanecem pouco compreendidas. Isto inclui, numa aproximação pontual, as fibras têxteis, sua contribuição à poluição geral por microplásticos, suas fontes, rotas e locais de destino no ambiente marinho (BROWNE et al., 2011; CARR, 2017; GESAMP, 2016; UNEP, 2016). Neste sentido, existe uma necessidade de compartilhar o conhecimento e *expertise* de uma maneira multidisciplinar e somente desta forma será possível estabelecer esforços mais efetivos que reduzam a emissão de microplásticos aos oceanos e mitiguem seus impactos ecológicos e socioeconômicos (UNEP, 2016). Além do incentivo às áreas que possam auxiliar nesta compreensão, há que se considerar que o envolvimento da sociedade é essencial e só é possível através de conhecimento e educação (UNEP, 2016).

Desta forma, daqui em diante, o presente trabalho se propõe a abordar as fibras sintéticas, especialmente aquelas provenientes de lavagens domésticas como uma das principais fontes de microplásticos.

4.8. FIBRAS TÊXTEIS

4.8.1. FIBRAS NO CONTEXTO DOS MICROPLÁSTICOS

Atualmente, pesquisas de campo apontam que fibras como microplásticos são registradas em diversos habitats, incluindo locais remotos a exemplo dos gelos polares (OBBARD et al., 2014). Como forma predominante de microplástico no ambiente marinho, são detectadas em sedimentos de praias e mangues (THOMPSON et al., 2004; BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2010; NEL; FRONEMAN, 2015; NOR; OBBARD, 2014), sedimentos sublitoral (FRIAS et al., 2016; THOMPSON et al., 2004), águas de superfície e subsuperfície (DUBAISH; LIEBEZEIT, 2013; COLE et al., 2014; DESFORGES et al., 2014; LUSHER et al., 2014; LUSHER et al., 2015; ZHAO et al., 2014) e habitats sedimentares do fundo do mar (FISCHER et al., 2015; WOODALL et al., 2014). Em espécies marinhas, são relatadas em peixes de diferentes profundidades (CARTES et al., 2016; LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2012; NEVES et al., 2015; ROCHMAN et al., 2015), camarões (DEVRIESE et al., 2015) e mexilhões (DE WITTE et al., 2014; LI et al., 2015; LI; TSE; FOK, 2016; MATHALON; HILL, 2014). Neste sentido, a **Tabela 3** sumariza as concentrações de microplásticos em publicações onde fibras foram majoritárias dentre os microplásticos. Apesar da evidência, GESAMP (2015b) alerta para o fato de que formatos fibrosos são mais facilmente detectáveis do que outros tipos, o que sugere uma superestimação de microplásticos têxteis sobre os outros.

Tabela 3 – Trabalhos de campo onde fibras foram consideradas majoritárias dentre outros microplásticos (MPs).

Referência	Amostra	Definição de MPs (µm)	Tamanho de MPs (µm)	Forma dos MPs	Concentração (mínima e máxima)	Concentração (média)	Unidade	Fibras (%)	Composição dos MPs
Cole et al. (2014)	Águas de subsuperfície no Canal da Mancha	< 5000 (diâmetro)	6 a 175 (diâmetro) < 250 (comprimento)	conta, fibra, plana, fragmento, grão	0.24 a 0.27 0.27 a 0.35	0.26 (local 1) 0.31 (local 2)	item m ⁻³ item m ⁻³	61	sim
Desforges et al. (2014)	Águas de subsuperfície do nordeste do oceano Pacífico	333 a < 5000	64.8 a 5810	fibra, fragmento	8.51 a 9180	2080 ±2190	partícula m ⁻³	75	não
Dubaish; Liebezeit (2013)	Águas de superfície e subsuperfície do mar do Norte (Alemanha)	< 5000	<100 a 1000 ^a	fibra, grão, partícula	0 a 1770 0 a 650	64 ±194 88 ±82	grão L ⁻¹ fibra L ⁻¹	> 50	não
Fischer et al. (2015)	Sedimentos do fundo do noroeste do oceano Pacífico	< 1000	~300 (maioria)	fibra, <i>chip</i> , craquelados	60 a 2020	nenhuma	parte m ⁻²	75	não
Frias et al. (2016)	Sedimentos costeiros do sudeste de Portugal	nenhuma	< 500	fibra, fragmento	0 a 0.2628	0.01 ±0.001	MPs g ⁻¹	~80	sim ^b
Lusher et al. (2014)	Água de subsuperfície no nordeste do oceano Atlântico	< 5000 (comprimento)	200 a 43200	conta, fibra, espuma, fragmento	0 a 22.5	2.46 ±2.43	partículas m ⁻³	95.9	sim ^c
Lusher et al. (2015)	Águas árticas de superfície e subsuperfície, na Noruega	< 5000	250 a 7710	fibra, filme, fragmento	0 a 1.31 ^d 0 a 11.5 ^e	0.34 ±0.31 ^d 2.68 ± 2.95 ^e	partículas m ⁻³ partículas m ⁻³	95	sim ^b
Nel; Froneman (2015)	Sedimentos de praias e águas da zona de <i>surf</i> do sudeste da África do Sul	< 5000	65 a 5000 ^f 80 a 5000 ^g	fibra, fragmento	689 ±348 ^a 3308 ±1449 ^f 258 ±53 ^a 1215 ±277 ^g	nenhuma	partículas m ⁻² partículas m ⁻³	> 90	não
Nor; Obbard (2014)	Sedimentos costeiros de manguezal em Singapura	< 5000	< 20 (maioria)	fibra, filme, grão	12.0 ±8.0 a 62.7 ±27.2	36.8 ±23.6	partícula kg ⁻¹ sedimento	72	sim
Obbard et al. (2014)	Gelo do mas Ártico	< 5000 (diâmetro)	≤ 2000 (fibra, comprimento) < 200 (<i>chips</i> , outros)	<i>chip</i> , fibra, outro	38 a 234	nenhuma	partícula m ⁻³	≥ 54	sim ^b
Thompson et al. (2004)	Sedimentos de praia, estuários e sublitorâneos ao redor de Plymouth (Reino Unido)	nenhuma	~20 (diâmetro)	fibra, fragmento	nenhuma	< 1 ^h < 3 ⁱ < 7 ^j	fibra 50 mL ⁻¹	>50	sim
Woodall et al. (2014)	Sedimentos de do fundo dos oceanos Índico e Atlântico e mas Mediterrâneo	nenhuma	2000 a 3000 (comprimento) < 100 (diâmetro)	fibra	1.4 a 40	13.4 ±3.5	parte 50 mL ⁻¹	100	sim ^b
Zhao et al. (2014)	Águas de superfície do sistema de estuário Yangtze (China)	< 5000	>500 a 5000	fibra, filme, grão, esfera	500 a 10200 ^k 0.030 a 0.455 ^l	4137 ±2462 ^k 0.167 ±0.138 ^l	n m ⁻³ n m ⁻³	79.1 ^k 83.2 ^l	não

^a Ocasionalmente, foram encontradas fibras maiores; ^b Viscose (fibra artificial manufaturada) foi identificada e considerada nos resultados ^c Viscose (fibra manufaturada artificial) foi identificada mas removida da contagem final; ^e Amostras de superfície; ^e Amostras de subsuperfície; ^f Praia; ^g Coluna d'água; ^h Areia; ⁱ Estuário; ^j Sublitoral; ^k Estuário Yangtze; ^l Águas Costeiras do leste do mar da China.

Fonte: Adaptado de Cesa, Turra e Baruque-Ramos (2017)

Quando em seleção visual ou microscópica, fibras são geralmente catalogadas como materiais finos ou fibrosos (COLE et al., 2014; FREE et al. 2014), com uma espessura uniforme ao longo do seu comprimento (HIDALGO-RUZ et al., 2012; ZHAO et al., 2016). Entretanto, forças externas, como aquelas sofridas pelo material durante o processo de manufatura, na torção ou formação do fio, por exemplo, podem alterar sua seção transversal (MOGAHZY, 2009). Desta forma, Cesa, Turra e Baruque-Ramos (2017) sugerem que, a principal característica a ser considerada na identificação das fibras como microplásticos seja a aparência filiforme, função da razão entre seu comprimento e espessura. Neste sentido, os autores ainda indicam que, uma vez que a principal dimensão das fibras é o comprimento, este seja a referência adotada para o limite < 5 mm, que define os microplásticos.

Outra questão relacionada ao contexto das fibras como microplásticos, está na utilização do termo ‘microfibras’ como seu sinônimo. Na indústria têxtil, onde a definição é mais antiga, microfibras refere-se a uma unidade de medida relacionada a massa por unidade de comprimento (MCINTYRE, 2005), onde o material é geralmente mais fino que um fio de cabelo, com uma seção transversal inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ (LEWIN, 2007) (**Figura 3**). Neste sentido, o emprego do termo ‘microfibras’ nas ciências ambientais é ambíguo e pode gerar confusão dentro do contexto têxtil (CESA, TURRA, BARUQUE-RAMOS, 2017).

Figura 3 – Exemplos de diâmetro (em μm) de fibras comuns naturais e a microfibras.

Fonte: Adaptado de Alfieri (2007).

Ainda tratando da caracterização das fibras nas ciências ambientais, algumas publicações incluem as de natureza artificial como parte dos microplásticos encontrados em campo. Esta condição é destacada por autores como Remy et al. (2015) e Wesch et al. (2016), que alertam para o fato de que, fibras presentes no meio ambiente nem sempre são de origem sintética e que a falta de análises físico-químicas pode lidar com uma falsa estimativa de microplásticos em certas pesquisas. Este é o caso das que consideram fibras

artificiais de viscose (FRIAS et al., 2016; LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2012; LUSHER et al., 2015; NEVES et al., 2015; OBBARD et al., 2014; WOODALL et al., 2014) e acetato de celulose (WRIGHT et al., 2015) como parte, às vezes predominante, de lixo sintético. Não obstante no contexto têxtil, materiais sintéticos e artificiais sejam denominados como manufaturados, suas classes possuem diferentes origens (**Figura 4**). Neste sentido, além das fibras naturais, que são encontradas diretamente na natureza, as manufaturadas são aquelas caracterizadas pela interferência humana na formação do material. Desta forma, estas últimas podem ser obtidas tanto por polímeros regenerados, como é o caso das fibras artificiais, quanto pela síntese de substâncias químicas, majoritariamente provenientes do petróleo, resultando em fibras sintéticas (NEEDLES, 1986). Assim, apenas têxteis sintéticos poderiam ser considerados como material plástico (CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017).

Figura 4 – Classificação das fibras têxteis. Em negrito, grupo com exemplos de fibras têxteis sintéticas que podem ser consideradas constituintes de microplásticos.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12744 (1992).

Esta diferenciação entre materiais é, adicionalmente, confirmada por McIntyre (2005), que menciona que a *International Organization for Standardization* (ISO) exclui da definição das fibras sintéticas aquelas de caráter artificial. Em relação ao risco destas últimas, apesar da celulose ser biodegradável, outras substâncias tóxicas podem fazer parte de sua constituição, podendo indicar que, metabolizá-las seria mais rápido em materiais artificiais do que em sintéticos (REMY et al., 2015; WRIGHT et al., 2015; YU et al., 2016; ZHAO; ZHU; LI, 2016).

Além do mais, considerando a contaminação por substâncias químicas, materiais têxteis de todas as origens podem potencialmente liberar substâncias tóxicas ao ambiente natural, durante tratamentos industriais ou domésticos, incluindo lavagens de vestuário (BRIDGEN; SANTILLO; JOHNSTON, 2012). Pesticidas, monômeros, corantes, mordentes, aditivos e plastificantes, presentes nas águas residuais e no meio ambiente (ST LAURENT

et al., 2007; BRUCE et al., 2016; CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017), podem ser absorvidos por outros tipos de plástico que não apenas as fibras sintéticas.

Conforme Zonatti (2016), a maioria dos poluentes químicos têxteis são representados por corantes que podem conter aminas cancerígenas, metais pesados tóxicos ou elementos-traço, pentaclorofenol entre outros. Estes elementos também podem estar presentes em diferentes processos têxteis que não apenas aqueles relacionados à utilização de corantes (CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017; ZONATTI, 2016). Neste sentido,, o pentaclorofenol é um composto orgânico aromático presente em fungicidas, inseticidas e bactericidas (ZONATTI, 2016). Já o nonilfenol etoxilado pode se apresentar como surfactante ou detergente que, em contato com a água, forma o nonilfenol, considerado persistente, bioacumulativo e tóxico (BRIDGEN; SANTILLO; JOHNSTON, 2012).

Apesar da indústria têxtil produzir esforços no sentido de restringir ou banir algumas destas substâncias, esta não é uma realidade para todos os países. A falta de informação sobre os elementos disponíveis, alinhada à legislação escassa, falta de fiscalização e responsabilidade das empresas, agravam a situação. Isto implica não apenas na necessidade de mais pesquisa sobre os contaminantes, como na responsabilidade de *players* globais, incluindo o governo, indústrias e outras partes (BRUCE et al., 2016; BRIDGEN; SANTILLO; JOHNSTON, 2012; CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017).

4.8.2. FONTES DE FIBRAS AO AMBIENTE MARINHO

Atualmente, fibras sintéticas são responsáveis por mais de 60 % do consumo mundial, onde PES, PA, PAC, PE e PP estão entre as mais comuns (CARR, 2017; FAO-ICAC, 2013; OERLIKON, 2010). Seu processo de manufatura inicia quando polímeros constituídos de macromoléculas livres são forçados através de orifícios e então solidificados (MCINTYRE, 2005). Depois da formação da fibra, que pode ser mantida na forma contínua, chamada filamento (**Figura 5a**), ou descontínua, chamada fibra cortada (**Figura 5b**), o material pode ser processado em fios para formar tranças, malhas e tecidos planos ou, alternativamente, diretamente de fibras ou filamentos para não tecidos (MOGAHZY, 2009). Todos estes podem assumir diversas características, satisfazendo aplicações que incluem vestuário, agricultura, construção e aplicações médicas (MOGAHZY, 2009). Diante do fato de que as opções não se esgotam nestes exemplos, é importante considerar que todos os produtos têxteis sintéticos, em quaisquer fases de seu ciclo de vida, possuem o potencial de transformarem-se em poluentes microplásticos (BROWNE, 2015).

Figura 5 – Exemplo de formação de fios de: (a) filamentos e (b) fiados.

Fonte: Adaptado de Mogahzy (2009).

Neste sentido, fibras como microplásticos podem ser geradas a partir de ambientes externos, como é o caso de têxteis destinados a pesca (ver item 4.3.3.1) e aquicultura (ver item 4.3.3.2), produtos sanitários (ver item 4.3.5.2) e geotêxteis (ver itens 4.3.2.1 e 4.3.2.2). Por outro lado, podem partir de ambientes internos como é o caso de lavanderias comerciais e atividades domésticas, tanto na limpeza de produtos da casa que contenham têxteis, quanto na utilização de lavadoras domésticas para manutenção de vestuário (ver item 4.3.4.3). Nestes casos, há ainda que se considerar as estações de tratamento de esgoto como rotas ao meio ambiente (ver item 4.3.5.2). Desta forma, diversos estudos apontam que, as lavagens domésticas de vestuário estão entre as principais fontes de fibras sintéticas ao ambiente marinho (BROWNE et al., 2011; CARR, 2017; GESAMP, 2016, UNEP, 2016). Este argumento está alinhado aos estudos que identificaram fibras como partes dominantes de microplásticos em efluentes de estações de tratamento de esgoto (MAGNUSSON; NOREN, 2014; MINTENIG et al., 2017; SUTTON et al., 2016; TALVITIE; HEINONE, 2014; ZIAJAHROMI et al., 2017).

4.8.3. LAVAGENS DOMÉSTICAS

4.8.3.1. ESTIMATIVAS GLOBAIS E HÁBITOS DE CONSUMO

Lavagens de têxteis, sejam aquelas realizadas à mão ou aquelas em máquina, são parte importante da atividade doméstica diária e altamente influenciadas por fatores sociais,

culturais e morais (LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011). Em países em desenvolvimento como Brasil, Índia ou China, a lavagem à mão é mais comum e presente em pelo menos 30 % das residências. De qualquer forma, projeções sugerem um crescimento na aquisição e uso de lavadoras para um futuro próximo (AMBERG, 2014; PAKULA; STAMMINGER, 2015). Em países desenvolvidos, por outro lado, em geral, mais de 95 % das residências são equipadas com lavadoras automáticas, alcançando valores de até 100 % em locais como a Coreia do Sul (AMBERG, 2014; LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011; PAKULA; STAMMINGER, 2010; 2015).

Ao redor do globo, presume-se que existam mais de 840 milhões de lavadoras domésticas que consomem anualmente algo em torno de 20 km³ de água e mais de 100 TWh de energia, com alta variabilidade de modelos e condições de operação (BARTHEL; GÖTZ, 2013; MAC NAMARA et al., 2012; PAKULA; STAMMINGER, 2010). Isto inclui diferenças como direção do eixo (PAKULA; STAMMINGER, 2010; 2015; WATT; ROUX; ROBERTSON, 2007), duração do ciclo e temperatura (MALUF, KOLBE, 2003). Modelos de lavadoras domésticas com etiquetas de alta eficiência estão aumentando participação no mercado e podem gerar tanto economia de recursos, quanto preservação dos têxteis (LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011), mas atualmente não são avaliadas em relação ao potencial de gerarem fibras.

Além da tecnologia da lavadora, o comportamento dos consumidores efetivamente impacta nos recursos utilizados, com uma alta variação entre países e uma falta de dados em continentes como África, Américas Central e do Sul (PAKULA; STAMMINGER, 2010). Estudos publicados indicam que parte das lavagens domésticas ocorre exclusivamente por hábito, sem investigação do grau de sujeira, onde na Europa, valores mais comuns ficam entre 3 e 5 ciclos a cada semana (FABERI et al., 2007; KRUSCHWITZ et al., 2014; LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011; PAKULA; STAMMINGER, 2010). No Brasil, a média estimada é de cerca de 3,5 por semana (DUPONT, 2014).

Em relação à carga das lavadoras, pesquisas mostram que consumidores frequentemente utilizam menos de 75 % de sua capacidade, com o carregamento médio Europeu entre 3 e 4 kg (KRUSCHWITZ et al., 2014; PAKULA; STAMMINGER, 2010), mas mais baixo em se tratando de roupas delicadas (MERMAIDS, 2017a). Neste sentido, tratamentos de cuidados indicados em etiquetas têxteis devem complicar a economia por parte dos consumidores, porque estimulam mais grupos, sob diferentes condições de lavagem (PAKULA; STAMMINGER, 2015).

Em relação às temperaturas de lavagem, ainda que alguns especialistas recomendem 1 ciclo por mês a 60° C para evitar a formação de biofilmes, é reconhecido que valores próximos a 30° C permitem uma remoção eficaz da sujeira, em parte em função do desenvolvimento e uso de novos detergentes. Ainda que em locais como a Europa, a temperatura média esteja acima do recomendado (> 40° C), campanhas de redução estão gerando mudanças positivas na população (FABERI et al., 2007; KRUSCHWITZ et al., 2014; LAITALA; BOKS; KLEEP, 2011; MERMAIDS, 2017a; SHOVE, 2003).

Ainda em relação aos hábitos de consumo de lavagens domésticas, uma pesquisa recente, com cerca de 500 consumidores Europeus, sugere que o tempo de duração comum, para cada ciclo das lavadoras, ocorre em cerca de 1,5 h, com consumo de água geralmente entre 30 e 50 L. Naquele continente, são comuns máquinas com divisão de modo de lavagem por tipo de fibra e, neste caso, o modo algodão é mais frequentemente selecionado para todos os tipos de fibra, exceto para roupas delicadas. Para estas últimas, as lavadoras centrifugam a cerca de 400 R.P.M. (rotações por minuto), contra 800 a 1000 R.P.M. para ciclos comuns. Ainda em relação ao modo de lavagem selecionado, cerca de 13 % dos respondentes admitem utilizar o pré-tratamento, especialmente quando se trata de roupas brancas ou de cama e banho. Sobre os tipos de produtos utilizados para auxiliar na limpeza, 54 % dos respondentes preferem detergentes líquidos frente a outras opções, como pó (19 %) ou tablete (12 %) e cerca de metade deles utilizam amaciantes (MERMAIDS, 2017a).

4.8.3.2. DINÂMICAS ENVOLVIDAS NO PROCESSO DE LAVAGEM

Em um estudo sobre o movimento dinâmico de lavadoras domésticas de eixo horizontal, Mac Namara et al. (2012) apontam que o desempenho da limpeza é fruto de um processo de múltiplas fases e escalas, com diferentes fenômenos físicos que afetam a transferência de massa em têxteis, bem como ações químicas de misturas de detergentes que resultam na liberação e suspensão da sujeira no líquido de lavagem.

A liberação da sujeira ocorre tipicamente pela ação química, mecânica ou ambas. Entretanto, sua transferência para fora do substrato têxtil é resultado da energia cinética do fluxo de água que passa pelo artigo, que por sua vez é obtida pela rotação do tambor e agitação do próprio artigo (MAC NAMARA et al., 2012). Considerando um têxtil comum como uma estrutura tridimensional, consistindo em poros mais largos entre fios e menores entre fibras (**Figura 6**), a transferência de massa dentro do artigo é governada por uma convecção relativamente veloz do fluxo de água (VAN DEN BREKEL, 1987). Desta forma,

a ação sofrida pelo artigo a ser limpo é de deformação, expansão e compressão para permitir o alcance mais efetivo do líquido na remoção da sujeira (WARMOESKERKEN et al., 2002), onde as características do têxtil determinam sua eficiência durante a lavagem e esta última age sobre as qualidades do têxtil (ST LAURENT et al., 2007).

Figura 6 – Estrutura de um artigo têxtil e seus poros resultantes do espaço entre fios e fibras.

Fonte: Adaptado de Mac Namara et al. (2012).

4.8.3.3. INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE LAVAGEM SOBRE AS FIBRAS

Tanto a ação mecânica da lavagem, quanto o ataque químico a grupos reativos das fibras enfraquece sua estrutura com um progressivo dano da cadeia molecular, ou seja, diminuição do grau de polimerização (DP) (MALUF; KOLBE, 2003; ST LAURENT et al., 2007; GOYNES; ROLLINS, 1971). Neste sentido, é necessário considerar que fibras são essencialmente de base polimérica, diferenciando-se de outros tipos de materiais em função de sua estrutura, que é formada por pequenas moléculas ou monômeros que, unidas, formam longas cadeias moleculares e estruturas menores denominadas fibrilas (MOGAHZY, 2009).

Desta forma, de acordo com MERMAIDS (2017c), a ação mecânica é governada pelo modelo da máquina, com 2 tipos mais comuns: o de abertura superior, que pela presença de um agitador central move os artigos em volta do tambor, e o de abertura frontal, onde pás, da extremidade ao meio, acompanham o tambor na rotação. Neste sentido, Hartline et al. (2016) e Bruce et al. (2016), uns dos poucos autores a explorar a ação mecânica na liberação de fibras, sugerem que lavadoras de abertura superior são responsáveis por uma aumento na massa liberada em relação aos modelos de abertura frontal. Isto se dá, supostamente, pela presença de um agitador central, que ocasiona maior ação mecânica no modelo de abertura superior.

Já a ação química está relacionada ao uso de detergentes, amaciantes e outros auxiliares que, dependendo de sua composição e pH, podem funcionar a favor da liberação das fibras ou, contrariamente, preservando-as (MERMAIDS, 2017c). Neste sentido, para lavagens de *fleece* (artigo com superfície pilosa) de PES, com detergentes e amaciantes, Pirc et al. (2016) não verificaram influência significativa destes últimos na emissão de fibras. Resultado contrário ao de Astrom (2016), que comparando lavagens de *fleece* com e sem detergentes, encontrou maior número de fibras liberadas com o uso do produto. Analogamente, Hernandez, Nowack e Mitrano (2017) verificaram que, quando comparados a lavagens de artigos de malha de PES apenas com água, aquelas com detergentes, tanto em formato líquido, quanto em pó, liberaram mais fibras. Para estes mesmos autores o aumento na concentração dos produtos não influenciou no desprendimento. Não obstante o relatório MERMAIDS (2017c) também tenha encontrado maior liberação de fibras em banhos de tecidos de PES com detergentes do que sem, formatos líquidos frente àqueles em pó foram mais brandos. De maneira similar, detergentes para roupas delicadas e produtos amaciantes diminuíram a emissão quando comparados a lavagem apenas com detergentes comuns (MERMAIDS, 2017c). Nesta mesma linha, Napper e Thompson (2016) sugeriram que, apesar das relações intrincadas, a ausência de detergentes ou uso de bio-detergentes para fibras de PES e PAC causaram menor emissão quando comparados às mesmas lavagens com detergentes comuns.

Em relação ao tempo de lavagem, quanto maior for, maior a ação química e mecânica sobre o artigo têxtil (MALUF; KOLBE, 2013; MERMAIDS, 2017c). Além do mais, especialmente para os têxteis com maior afinidade para a água, contatos prolongados podem enfraquecer as fibras, pois o intumescimento facilita a liberação de fibrilas (GOYNES; ROLLINS, 1971; HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017; MALUF; KOLBE, 2003; VAN AMBER et al., 2010). Neste contexto, experimentos de laboratório com artigos compostos de PES, variando a duração dos ciclos entre 1 h, 2 h, 4 h e 8 h não demonstraram alterações significativas no desprendimento de fibras (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017).

Em relação à temperatura de lavagem, melhores resultados de limpeza são obtidos com banhos mais quentes, que intensificam as reações químicas, solubilizam sujeiras oleosas e enfraquecem as ligações entre sujeira e têxtil (MERMAIDS, 2017c). Por outro lado, em casos onde a temperatura da água exceda 70° C, o equivalente à maioria das temperaturas de transição das fibras, pode haver transformações irreversíveis com dano à estrutura (LAITALA, BOKS, KLEPP, 2011; ST LAURENT et al., 2007). Neste sentido,

tentando detectar a influência da temperatura da água, lavagens em equipamentos de laboratório que simulam a escala doméstica, variaram a intensidade de calor entre 25° C, 40° C, 60° C e 80° C (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017). Em todos os casos não houve diferenças estatísticas significativas (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017). De maneira similar, outros experimentos em laboratório indicaram que, alterando a temperatura entre 40° C, 60° C e 90° C, houve mais fibras desprendidas para 60° C, seguidas de 40° C e finalmente 90° C, indicando a necessidade por maiores estudos (MERMAIDS, 2017c).

Finalmente, considerando variações temporais, causadas por ações de lavagem e simulações de uso, os resultados diferem conforme o autor. Simulando o desgaste em jaquetas sintéticas a partir de um equipamento específico, Bruce et al. (2016) e Hartline et al. (2016), verificaram que o processo de envelhecimento lidou com maior número de fibras lançadas em efluentes de lavagem, entretanto, para ambas publicações, uma das jaquetas apresentou rupturas, o que poderia justificar a maior emissão. Analogamente, em uma comparação com 7 tipos de tecidos, Astrom (2016) indicou que, fios polidos por testes de simulação de uso, causaram aumento nas emissões de fibras. Por outro lado, conduzindo lavagens domésticas comuns, de maneira sucessiva, Pirc et al. (2016) determinaram que, a partir da oitava, de 10 lavagens conduzidas, a porcentagem de massa de fibras de PES liberadas em *fleece* diminuiu significativamente. Neste sentido, Napper e Thompson (2016) indicaram que entre a quarta e quinta lavagem sucessiva, conduzidas com artigos de PES, PA e PES/algodão (CO), houve estabilização no número de fibras liberadas. Por outro lado, Hernandez, Nowack e Mitrano (2017) não verificaram alterações significativas no número de fibras de PES liberadas em 5 lavagens sucessivas, incitando, também em relação à temporalidade, a necessidade por maiores estudos.

4.8.3.4. INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS TÊXTEIS SOBRE AS FIBRAS

Além da influência dos parâmetros de lavagem, há que se considerar as características dos têxteis que com eles interagirão. Isto porque estas últimas compõem a estrutura que facilitará, ou impedirá, a soltura e a quebra das fibras (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017). Neste sentido, de acordo com Napper e Thompson (2016), na literatura sobre a qualidade dos artigos têxteis, sabe-se que as fibras são liberadas por meio do *pilling*, que é definido como o emaranhamento da superfície dos tecidos durante o uso ou lavagem, resultando na formação de pilosidades que são protuberantes na superfície

do têxtil. Desta forma, a extensão na qual os têxteis liberarão fibras, integrais ou como fragmentos, depende de uma série de variáveis que incluem: tipo de tecido, abertura de sua estrutura, tipo de fio e a natureza dos tipos de fibras envolvidas (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017).

Neste sentido, de acordo com MERMAIDS (2017b) e St Laurent et al. (2007), fibras mais curtas lidam com maior número de extremidades por unidade de peso e portanto mais pontas soltas no material. Considerando a quantidade de fibras dentro da estrutura de um fio, quanto maior seu número, maior a possibilidade de se desprenderem da estrutura (MERMAIDS, 2017b). Analogamente, fios pouco paralelos e coesos lidam com maior desprendimento das fibras e, portanto, quanto maior a torção, maior a retenção e resistência do material (MERMAIDS, 2017b). Em relação à estrutura do tecido, ligamentos mais fechados e mais densos devem lidar com menor disponibilidade de fibras, bem como processos físicos (ex. calandragem) e químicos (ex. auxiliares para união das fibras) que ajudem a mantê-las coesas (MERMAIDS, 2017b).

Assim, quando o têxtil não está suficientemente coeso e com certa pilosidade, as próprias etapas de sua manufatura podem enfraquecer a estrutura, lidando com a quebra de fibras e sua emissão. Ainda, a poeira gerada, além de uma fonte direta de microplásticos, pode ser incorporada ao produto têxtil sendo liberada também na lavagem (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017; MERMAIDS, 2017b). Posteriormente, o próprio atrito decorrente do uso e manutenção dos artigos têxteis pode enfraquecer as fibras (MERMAIDS, 2017b).

Sobre os estudos experimentais que, atualmente, produziram resultados relacionados à estrutura têxtil, em uma pesquisa precursora, Browne et al. (2011) detectaram que a lavagem de 1 único artigo de PES é capaz de liberar mais de 1900 fibras (< 1 mm). De acordo com os autores, comparados a mantas e camisetas, artigos do tipo *fleece* liberaram 180 % mais fibras, mas fatores específicos, como tipo de fio, não foram explorados. Em estudo análogo, a partir de lavagens conduzidas em equipamentos de laboratório, Astrom (2016) também detectaram maior desprendimento para artigos *fleece* de composições não declaradas, frente a outras estruturas. De fato, em lavagens experimentais com artigos similares de PES, Pirc et al. (2016) mostraram que a maior parte dos microplásticos liberados era referente à parte pilosa que é mais fina do que a base do tecido. Por outro lado, em comparação com 2 tipos de *fleece* de PES e uma jaqueta de PA com parte isolante de PES, Bruce et al. (2016) detectaram maior desprendimento para esta última, sugerindo a necessidade por maiores pesquisas nesta direção.

Sobre outros tipos de estrutura de tecidos, de acordo com Hernandez, Nowack e Mitrano (2017), malhas simples e duplas de PES, construídas com fibras de mesmo diâmetro e densidade tiveram índices similares de emissão. Neste sentido, análises microscópicas indicaram que a grande maioria das fibras liberadas estava abaixo de 1 mm de comprimento, com maior abundância para os pedaços menores (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017). Ainda sobre diferentes tipos de tecidos, de acordo com MERMAIDS (2017c), lavagens padrão em equipamentos de laboratório indicaram que, artigos de malha de PES lidaram com menor desprendimento frente àqueles de tecidos planos. A razão estaria no fato de que, os primeiros apresentaram fibras contínuas (filamento) e estrutura mais fechada, o que seguraria as fibras; enquanto os segundos possuíam maior densidade linear (massa de fibras por unidade de comprimento do fio) e menor torção, além de fibras mais curtas (MERMAIDS, 2017c). Em relação à estrutura mais fechada, contrariamente a MERMAIDS (2017c), Astrom (2016) defendeu que, quanto maior o número de filamentos em malhas de PES e mais fechado o ligamento, maior a quantidade de fibras por área e, portanto, maiores taxas de emissão. Ainda de acordo com este autor, ao contrário do que esperado, em seus experimentos, taxas de emissão para fios fiados (cortados) e de filamento (contínuos) foram similares. Finalmente, analisando composições de diferentes fibras (100 % PES, 100 % PAC e 65 % PES, 35 % CO), Napper e Thompson (2016) sugeriram que misturas PES/CO foram responsáveis pelos menores níveis de emissão em diversas condições. Isto porque, de acordo os autores, o CO possui baixa resistência, mas é ancorado pelo PES que é mais tenaz e o mantém, até certo ponto, no artigo têxtil.

5. METODOLOGIA

A presente pesquisa pode ser descrita pelo caráter experimental, onde uma ou mais variáveis independentes são articuladas para controle e análise de seus efeitos sobre o objeto de estudo (GIL, 2002). Desta forma, a emissão de fibras a partir de lavadoras domésticas é estudada pela manipulação de variáveis independentes relacionadas aos parâmetros mecânicos temporais, químicos e têxteis. Para tanto, a metodologia de trabalho se desenvolve pela caracterização dos artigos têxteis e pela condução dos experimentos propriamente ditos. Ainda neste sentido, considerações sobre as escolhas dos artigos têxteis e parâmetros de lavagem serão apresentadas mais adiante, no item sobre resultados e discussões.

5.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ARTIGOS DE VESTUÁRIO

Nesta etapa, artigos de cada composição (CO, PAC, PES, PA) sem nunca terem sido usados ou lavados em escala doméstica, foram discriminados de acordo com suas características (**Tabela 4**). Desta forma, foram levantadas informações de:

- a) marca, país de origem, cor, modelo, tamanho, composição, dimensões e peso seco, para a peça confeccionada;
- b) gramatura, *regain*, espessura, carreiras e colunas, para o tecido;
- c) tipo de fio, densidade linear, torções e número de filamentos (quando aplicável), para os fios;
- d) comprimento das fibras (quando aplicável).

Cor e modelo da peça confeccionada, foram obtidos por uma análise visual simples. Marca, país de origem, composição e tamanho dos artigos foram retirados das etiquetas das peças, uma vez que constam como informações obrigatórias para etiquetagem de artigos confeccionados têxteis (BRASIL, 2008).

Tabela 4 – Características levantadas para cada artigo de vestuário.

Referência	Características
Peça confeccionada	marca
	país de origem
	cor
	modelo
	tamanho
	composição
	dimensões
	peso seco
Tecido	gramatura
	<i>regain</i>
	espessura
	carreiras e colunas
Fio	ligamento
	tipo de fio
	densidade linear
	torções
Fibra	número de filamentos
	comprimento das fibras

Fonte: A própria autora.

5.1.1. COMPOSIÇÃO DA PEÇA CONFECCIONADA POR FTIR

A fim de confirmar as composições declaradas nas etiquetas, uma amostra de cerca de 10 cm do tecido de cada tipo de peça foi analisada pela técnica de espectroscopia na região do infravermelho médio, em equipamento marca Thermo, modelo Avatar 370 FTIR, utilizando célula de ATR/Germânio (Ge) (Nicolet, EUA) e *software* Omnic, versão 4.1. para comparação com os padrões armazenados na biblioteca do equipamento.

5.1.2. DIMENSÕES DA PEÇA CONFECCIONADA

A fim de melhor caracterizar as peças confeccionadas para cada tipo de composição, foram verificadas suas dimensões conforme procedimento da norma ABNT NBR 12071:2002 – Artigos confeccionados para vestuário – Determinação das dimensões. Desta forma, cada peça foi disposta sem tensões ou dobras sobre uma superfície plana e horizontal. A partir daí, por meio de uma régua metálica, foram efetuadas 11 medições (**Figura 7**), conforme orientação da norma: (1) comprimento do ombro, (2) tórax/busto, (3) cintura externa (na borda inferior), (4) cava, (5) comprimento total manga (incluindo punho, se

houver), (6) abertura da barra da manga, (7) gola, (8) largura de ombro a ombro, (9) largura das costas, (10) comprimento total traseiro, (11) comprimento total dianteiro.

Figura 7 – Exemplo das medidas para artigo confeccionado: (a) frente; (b) verso.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12071:2002.

5.1.3. PESO SECO DA PEÇA CONFECCIONADA

Os pesos secos dos artigos foram obtidos a partir de 3 amostras de cada tipo de composição, que foram colocadas em estufa com recirculação forçada de ar (Binder, modelo FD 115, Alemanha) a 60° C até atingir peso constante (*overnight*, ou seja, no mínimo 12 h, no máximo 16 h). Após este período cada peça foi retirada da estufa e imediatamente pesada em balança digital (Elgin, DP3000, Brasil). Este procedimento se fez necessário para posterior cálculo do percentual de fibras liberadas do vestuário.

5.1.4. GRAMATURA DO TECIDO

A gramatura de um tecido é expressa em massa por unidade de área e sua unidade usual é em gramas por metro ao quadrado (ABNT, 2008). Para o presente estudo, a obtenção da gramatura foi baseada na norma ABNT NBR 10591:2008 – Determinação da gramatura de superfícies têxteis. No procedimento, uma peça de cada composição foi recortada em 5 áreas de 100 cm² cada, distantes entre si e das regiões das costuras. Estes corpos-de-prova foram então climatizados conforme procedimento estabelecido nas normas (1) ABNT NBR ISO 139:2005 - Têxteis - Atmosferas-padrão para condicionamento de ensaios e (2) ABNT NBR 12331:1991: Fibras têxteis - Taxa convencional de condicionamento – Padronização. Desta forma, o período mínimo de climatização consistiu em 48 h, a 20° C e umidade relativa de 65 % em climatizadora (Mesdan, modelo Climatest M250-RH, Itália).

Imediatamente após a climatização, os corpos-de-prova foram pesados em balança analítica de 4 casas (Sartorius, modelo ED124S, Alemanha) e a gramatura individual calculada, conforme **Equação 1**.

$$\text{Gramatura (g m}^{-2}\text{)} = \text{peso da amostra (g)} \times 100 \quad \text{(Equação 1)}$$

5.1.5. *REGAIN* DO TECIDO

O *regain* é descrito como a recuperação percentual de umidade de uma fibra (MALUF; KOLBE, 2003) e, se distante de valores reportados na literatura, pode indicar possíveis beneficiamentos ou acabamentos têxteis que possam alterar as qualidades primárias das fibras e consequentemente do resultado final do experimento. Neste sentido, determinou-se que as amostras testadas não possuiriam acabamentos a fim de evitar influências nos resultados dos experimentos. De qualquer forma, para aqueles acabamentos que não são fáceis de detectar, optou-se pela análise dos valores de *regain* como indicador indireto de sua existência no tecido.

Para determinação do *regain* das fibras, uma peça idêntica de cada tipo de composição recebeu 5 recortes de área de 100 cm². Estes corpos-de-prova foram então climatizados conforme procedimento padrão e imediatamente após, pesados em balança analítica de 4 casas (ver item 5.1.4), registrando os valores como ‘peso original’. Após a pesagem, cada corpo-de-prova foi seco em estufa com recirculação forçada de ar (ver item 5.1.3) a 60° C até atingir peso constante (*overnight*). As massas secas individuais foram então pesadas e registradas como ‘peso seco’. O *regain* de cada corpo-de-prova foi obtido pelo cálculo da diferença das 2 massas dividido pela massa seca, conforme **Equação 2**.

$$\text{Regain (\%)} = [\text{peso seco (g)} - \text{peso original (g)}] \times 100 \div \text{peso seco (g)} \quad \text{(Equação 2)}$$

Eventuais diferenças encontradas com os valores de *regain* para fibras têxteis reportadas em literatura (MALUF; KOLBE, 2003) foram utilizadas para indicar possíveis beneficiamentos ou acabamentos têxteis que eventualmente pudessem alterar as qualidades primárias das fibras dos artigos.

5.1.6. ESPESSURA DO TECIDO

A espessura dos tecidos, ou seja, a distância entre suas faces, foi verificada a partir das diretrizes da norma ABNT NBR 13371:2005 – Materiais têxteis – Determinação da espessura. Neste procedimento adaptado, 5 corpos-de-prova de cada composição foram recortados em uma área aproximada de 100 cm² e condicionados conforme procedimento padrão (ver item 5.1.4). Logo após a climatização, os corpos-de-prova foram posicionados entre o apalpador paralelo do aparelho medidor de espessura (modelo 188F, Mesdan, Itália) (**Figura 8**) aguardando 10 s para registrar cada valor.

Figura 8 – Aparelho medidor de espessura.

Fonte: MESDAN (2017).

5.1.7. CARREIRAS E COLUNAS DO TECIDO

Para verificação do número de carreiras e colunas por unidade de comprimento, foi utilizada a norma ABNT NBR 12060:1991 – Materiais têxteis – Determinação do número de carreiras/cursos e colunas em tecidos de malha. Nela, carreiras são definidas como uma série de malhas na horizontal do tecido (**Figura 9a**) e colunas, na vertical (**Figura 9b**). No procedimento adaptado, para cada tipo de composição, 5 corpos-de-prova de 100 cm² foram inicialmente climatizados conforme procedimento padrão (ver item 5.1.4). Em seguida, o número de carreiras e colunas foi verificado pela utilização de uma lente conta-fios com 1 cm de área de visualização e aumento de 10 vezes (23 CFP, Intex, Brasil), onde os corpos-de-prova estavam sobre uma superfície plana e livre de dobras ou tensão. Os valores para carreiras e colunas por centímetro foram então registrados.

Figura 9 – Representação de: (a) carreiras; (b) colunas.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12060:1991.

5.1.8. LIGAMENTO DO TECIDO

Os ligamentos ou estruturas de cada tecido foram determinados com base nas normas: (1) NBR 13460: 1995 – Tecido de malha por trama – Determinação da estrutura e (2) NBR 13462: 1995 – Tecido de malha por trama – Estruturas fundamentais. Pelo desmalhar de 1 retalho de cerca de 100 cm² para cada composição, foram observadas as evoluções dos fios com o auxílio de lente conta-fios com aumento de 10 vezes (23 CFP, Intex, Brasil), se malha, *fang* ou não trabalha (**Figura 10 a e b**). Após considerar o raporte, ou seja, a sequência mínima de carreiras e colunas necessária para definir a estrutura de cada tecido, os ligamentos foram anotados em papel pontilhado.

Figura 10 – Representação de: (a) *fang* (indicado pelas 3 setas); (b) não trabalha (indicado pelas 3 setas). O ponto tipo malha é representado pelas carreiras na cor branca, pelo 'x' no papel quadriculado ou pelo círculo em torno do ponto, no papel pontilhado. As imagens em formato quadriculado e pontilhado são a maneira de representar os diversos pontos.

Fonte: Adaptado de Mogahzy (2009).

5.1.9. TIPO DE FIO

Para verificação do tipo de fio que constituía cada amostra, se fiado ou de filamento, 1 corpo-de-prova de cerca de 100 cm² foi retirado de cada composição para desconstrução da malha e análise dos fios. Este corpo-de-prova foi então manualmente desfiado para observação a olho nu, em relação ao número de cabos (singelo ou retorcido) e às fibras que o compunham: se cortadas (material descontínuo) ou filamentos (material contínuo).

5.1.10. DENSIDADE LINEAR DOS FIOS

Densidade linear é sinônimo de título de fios. O procedimento para sua obtenção foi adaptado da norma ABNT NBR 13216: 1994 – Materiais têxteis – Determinação do título de fios em amostras de comprimento reduzido. Desta forma, cada peça confeccionada de uma composição foi desconstruída, retirando-se 10 corpos-de-prova constituídos de fios de, no mínimo, 70 cm, para posteriormente cortá-los em 50 cm com o auxílio de torcímeter (Mesdan, modelo 2531C, Itália). Os corpos-de-prova foram então climatizados conforme procedimento padrão e imediatamente após, pesados individualmente em balança analítica de 4 casas (ver item 5.1.4). Em seguida os valores dos títulos em Tex (gramas por 1000 m de comprimento de fio), foram calculados através da **Equação 3**.

$$\text{Título (Tex)} = 1000 \times \text{peso do fio (g)} \div \text{comprimento do fio (m)} \quad (\text{Equação 3})$$

5.1.11. TORÇÕES DOS FIOS

As torções dos fios e seus sentidos foram verificadas de acordo com as diretrizes do fabricante do torcímeter (Mesdan, modelo 2531C, Itália) e norma ABNT NBR 7031:2014 – Indicação do sentido da torção dos fios têxteis e produtos similares – Procedimento. Cinco (5) corpos-de-prova de fios com cerca de 70 cm foram retirados de cada composição e posicionados no torcímeter, com pré-tensão estabelecida que chega até 70 cN no equipamento. Após acionar o fio, os valores foram registrados em torções por metro (TPM) e o sentido das torções anotado ('S' ou 'Z') (**Figuras 11 a e b**).

Figura 11 – Sentido das torções de fios: (a) sentido ‘Z’; (b) sentido ‘S’.

Fonte: Mogahzy (2009).

5.1.12. NÚMERO DE FILAMENTOS DOS FIOS

Quando aplicável, ou seja, apenas no caso onde os fios eram compostos por filamentos (PA), ao invés de fibras cortadas, foi utilizado o procedimento de acordo com a norma ABNT NBR 15291:2005 – Filamentos têxteis – determinação do número de filamentos em fios ou tecidos multifilamentos. Neste caso, 3 fios de PA foram desmalhados e os filamentos retirados com pinça, 1 a 1, para contagem e registro do valor total de filamentos por fio.

5.1.13. COMPRIMENTO DAS FIBRAS

Este procedimento foi aplicável apenas aos fios fiados. Desta forma, 1 fio de cada uma das composições de CO, PAC e PES, com aproximadamente 50 cm de comprimento cada, foi manualmente destorcido para retirada cuidadosa de cerca de 10 fibras como corpos-de-prova. Em casos onde a fibra apresentava resistência na retirada ou alternativamente era rompida, o corpo-de-prova era descartado. Cada corpo-de-prova válido foi então mantido esticado com duas pinças e seu comprimento medido com régua, para então ser registrado. Para este teste não se encontrou norma específica, apesar de usualmente empregado no meio têxtil.

5.2. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL DAS LAVAGENS

Após a caracterização de cada tipo de artigo, procedeu-se com os experimentos propriamente ditos (**Tabela 5**). Desta forma, foram realizadas 10 lavagens individuais sucessivas (apenas 1 peça por lavagem), em artigos de CO, PAC, PES e PA onde, seguidamente à lavagem, deixava-se secar cada peça por 60 min em estufa a 60° C. Duas (2) réplicas foram conduzidas sem detergente e 2 com detergente, possibilitando resultados para as análises mecânicas, químicas e têxteis propostas nos objetivos do presente estudo. A sequência das lavagens ocorreu primeiramente para todos os artigos, sem detergente e, posteriormente, para todos os artigos com detergente, evitando a contaminação das lavagens que não deveriam conter o produto. Neste sentido, ressalta-se que a máquina de lavar utilizada é nova e foi adquirida para realização específica destes experimentos.

Tabela 5 – Resumo da condução das lavagens com e sem detergente.

Detergente	Composição	Nº de lavagens	Réplicas	Total de lavagens
Sem	CO	10	2	20
	PAC	10	2	20
	PES	10	2	20
	PA	10	2	20
Com	CO	10	2	20
	PAC	10	2	20
	PES	10	2	20
	PA	10	2	20
Total				160

Fonte: A própria autora.

5.2.1. ANÁLISE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO

A fim de garantir que não ocorreriam variações de resultado em função de diferenças na água utilizada para lavagem, estabeleceu-se que seriam realizadas análises prévias diárias sobre suas propriedades: condutividade elétrica, temperatura e pH. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2009), a condutividade elétrica demonstra a capacidade da água de conduzir corrente elétrica, dependendo de concentrações iônicas e

temperatura e, geralmente em valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados. Já o potencial hidrogeniônico (pH) é padrão de potabilidade e, em se tratando de abastecimento público deve estar em torno de 6,0 a 9,5.

Desta forma, nas datas em que ocorreram lavagens, a torneira da água de abastecimento foi aberta, em fluxo médio e cronometrada durante 3 min. Após este período, uma amostra de aproximadamente 200 mL foi coletada em pote de vidro. Após a calibragem diária dos equipamentos, a condutividade elétrica foi verificada pelo medidor de bancada (Mettler Toledo, modelo FE30-KIT, Suíça) e o pH determinado pela leitura em pHmetro de bancada (Metrohm, modelo IRDA, Suíça) equipado com eletrodo para meio aquoso (Metrohm, modelo Primatrode, Suíça). Os valores destas propriedades e da temperatura da água, registrados nos equipamentos, foram anotados.

5.2.2. MATERIAIS E EQUIPAMENTO DE LAVAGEM

Diante da condição de que as lavagens seriam individuais, optou-se por utilizar um equipamento de baixa capacidade de carga (1 kg), neste caso, mini lavadora de roupas (Brastemp, modelo BWI01AB, Brasil) (**Figura 12 a e b**) com cano de descarga da água acoplado a um balde de plástico de cerca de 20 L de capacidade, previamente limpo e coberto com película plástica de PVC. Referente às características da lavadora, o fabricante não informa quais são os volumes total e útil, mas indica que o consumo aproximado de água é de 42 L por ciclo e que o tipo de agitador é ‘Impeller’ (BRASTEMP, 2017). Ressalta-se que a lavadora não possui ação centrífuga, entretanto, durante o turbilhonamento, foram contados cerca de 72 meias rotações por minuto, intercaladas uma a uma, em sentido horário e anti-horário.

Figura 12 – Mini lavadora: (a) vista frontal; (b) vista superior.

Fonte: BRASTEMP (2017)

Procurando seguir tanto quanto possível a realidade doméstica, as lavagens foram executadas mantendo o filtro da mini lavadora em seu interior. Este acessório, constituído de uma malha com porosidade inferior a 1 mm serviu para reter as fibras maiores que são desprendidas (**Figura 13 a e b**).

Figura 13 - Filtro da mini lavadora: (a) vista lateral em tamanho real; (b) porosidade (ampliada 80 vezes).

Fonte: A própria autora.

A única opção de lavagem da mini lavadora, denominada ‘lavagem completa’, corresponde a cerca de 40 min de duração, com 4 processos de turbilhonamento, 4 enxágues e consumo aproximado de 40 L de água. Entretanto, a fim de diminuir o consumo de água e o tempo de execução dos experimentos, optou-se por pausar a lavagem completa em aproximadamente 20 min. Desta forma, para o que foi denominado como ‘lavagem simples’, foram consumidos cerca de 20 L de água, com a condução de 2 turbilhonamentos e 2 enxágues (**Tabela 6**).

Tabela 6 - Resumo das etapas e duração da lavagem simples da mini lavadora

Etapa	Duração aproximada (min)
Primeiro abastecimento da água	2
Primeiro turbilhonamento	10
Primeiro enxágue e despejo da água	3
Segundo abastecimento da água	2
Segundo turbilhonamento	2
Segundo enxágue e despejo da água	3
Total	22

Fonte: A própria autora.

Para as lavagens que ocorreram com o uso de detergentes, ainda que a forma em pó do produto seja a mais comum em âmbito nacional (AMBERG, 2014), optou-se pela utilização do detergente líquido para permitir sua completa solubilização na ‘lavagem simples’. Desta forma, a quantidade adicionada seguiu a recomendação do fornecedor do produto (Procter & Gamble, Ariel concentrado, Brasil), onde, para cargas de 9 kg foram sugeridos 63 mL de detergente (**Figura 14 a e b**) (ARIEL BRASIL, 2017). Considerando a carga de 1 kg da mini lavadora, o total deste produto, por lavagem, equivaleu a 7 mL. Ressalta-se que a escolha da marca do detergente foi com base no critério de liderança dos mercados nacional e internacional, onde pesquisa recente, com cerca de 500 respondentes europeus, aponta Ariel entre as mais consumidas (MERMAIDS, 2017a). Para o produto líquido a composição indicada é: alquil sulfato de sódio etoxilado, linear alquil benzeno sulfato de sódio, álcool etoxilado tensoativo não-iônico, estabilizante, coadjuvante, quelante, enzimas, conservante, branqueador óptico, corante, fragrância e água (ARIEL BRASIL, 2017).

Figura 14 – Detergente líquido usado nos experimentos: (a) embalagem; (b) tampa dosadora.

Fonte: ARIEL BRASIL (2017)

5.2.3. EXECUÇÃO DAS LAVAGENS

Para cada réplica testada, um único artigo têxtil novo foi introduzido na lavadora, a qual operou nas condições estipuladas para uma ‘lavagem simples’. Em casos onde não houve utilização de detergente, a lavadora foi ligada, aguardando o segundo enxágue e esvaziamento, para pausa do equipamento e continuação dos experimentos. Quando houve adição de detergente, 7 mL foram retirados do recipiente comercial com uso de pipeta volumétrica e adicionados ao banho durante o primeiro abastecimento de água. Daí em

diante, seguiu-se a lavagem, aguardando o segundo enxágue e esvaziamento, para pausa, conforme descrito no processo sem detergente.

Diante do fato de que a mini lavadora não possui ação centrífuga, ao término das lavagens com e sem detergente, os artigos têxteis foram torcidos à mão, dentro da lavadora, para retirada do excesso de água. Em seguida, foram secos em estufa (ver item 5.1.3) durante 60 min a 60° C com circulação forçada de ar, conforme limite de temperatura estabelecido na norma ISO: 6330:2012 – *Domestic washing and drying procedures for textile testing*. Este procedimento foi necessário para viabilizar a realização de sucessivas lavagens dentro do período do desenvolvimento da pesquisa. Após a secagem, cada artigo foi submetido a uma nova lavagem, sob o mesmo procedimento, até completar 10 sucessivas. Para o efluente coletado em balde, após cada lavagem individual, foram efetuados os procedimentos de filtragem e posterior análise das fibras liberadas.

5.2.4. FILTRAGEM DOS EFLUENTES

Após passarem pelo filtro no interior da lavadora, os efluentes de cada lavagem (cerca de 20 L) foram filtrados em duas peneiras granulométricas de aço inox (Granutest, Brasil) (**Figura 15**), conforme adaptação da metodologia de Gregory e Andrady (2003). A primeira peneira com porosidade de 500 μm (nº ABNT 35), a segunda com 63 μm (nº ABNT 230).

Figura 15 - Exemplo de peneira granulométrica.

Fonte: SYNTH (2016)

O efluente resultante destas duas filtrações foi então armazenado em balde plástico de cerca de 20 L e colocado sobre agitador magnético (Ika, Modelo C-MAG H7 S1, Alemanha) para evitar a deposição das fibras. Em seguida, 100 mL deste efluente foram retirados com bquer, aferidos em proveta e imediatamente tampados com película plástica de PVC. Agitando manualmente, este conteúdo foi despejado sobre papel-filtro (Quanty,

Brasil) com porosidade de 8 μm . A escolha do volume de amostra de 100 mL, deu-se em decorrência de testes prévios que demonstraram que quantidades superiores ao último valor, conduziriam ao bloqueio do papel-filtro. De qualquer forma, para melhor filtragem dos 100 mL, utilizou-se bomba a vácuo (Quimis, Modelo Q-355B, Brasil) acoplada a sistema de filtração com copo, base de vidro sinterizado, kitasato de 500 mL e pinça.

5.2.5. ARMAZENAMENTO DOS EFLUENTES PARCIAIS

A fim de possibilitar eventuais análises posteriores, foram armazenados cerca de 100 mL de cada efluente de lavagem em pote de vidro com tampa. Para as 3 primeiras filtrações (filtro da máquina, peneira de 500 μm e de 63 μm) os baldes recipientes foram inicialmente dispostos sobre o agitador magnético (ver item 5.2.4), evitando a deposição das fibras, para posteriormente retirar manualmente o volume a armazenar, com o próprio pote de vidro. Para a última filtragem (100 mL em papel-filtro de 8 μm), o efluente final foi transferido diretamente do kitasato para o pote de vidro. Assim, cada lavagem executada rendeu 4 armazenagens de efluentes:

- a) após a passagem pelo filtro da mini lavadora (fibras < 1 mm);
- b) após a passagem pelo filtro e peneira de 500 μm (fibras < 500 μm);
- c) após passagens pelo filtro e peneiras de 500 μm e 63 μm (fibras < 63 μm);
- d) após a passagem pelo filtro, peneiras de 500 μm e 63 μm e papel-filtro de 8 μm (fibras < 8 μm).

Ressalta-se que, não obstante a porosidade dos materiais filtrantes ter sido considerada como fator limitante das dimensões de fibras retidas e filtradas, é possível e até provável que esta limitação não seja absoluta. Em outras palavras, fibras de menores dimensões que os poros dos materiais filtrantes (i.e. filtro, peneiras e papel-filtro) podem ter ficado retidas nestes em função do bloqueio dos poros. Analogamente, fibras de maiores dimensões podem ter ultrapassado o limite dos materiais filtrantes, em função, por exemplo, da pressão exercida durante as filtrações. De qualquer forma, é esperado que as classes retidas sejam majoritariamente guiadas pela porosidade dos materiais filtrantes.

5.2.6. EMBORCAÇÃO E PESAGEM DAS FIBRAS

Após as filtrações de cada efluente, o filtro da mini lavadora e as duas peneiras de aço foram emborcados para pesagem das fibras retidas. Neste procedimento, cada

dispositivo de filtração foi enxaguado separadamente com água destilada sobre recipiente limpo. O volume resultante deste enxágue (emborcação) foi então filtrado com bomba a vácuo sobre papel-filtro de 8 μm , previamente seco em estufa (ver item 5.1.3) a 60° C até atingir peso constante (*overnight*).

Os papéis-filtro resultantes das emborcações do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm e aquele resultante da filtração final de 100 mL sobre papel-filtro de 8 μm (ver item 5.2.4), eram então secos em estufa e pesados sob o mesmo procedimento. O cálculo da diferença entre os valores secos dos papéis-filtro, com e sem as fibras indicou a quantidade, em miligramas, das fibras liberadas nas lavagens. Estes valores foram analisados em sua totalidade e por classes de tamanho:

- a) fibras maiores, retidas pelo filtro da mini lavadora ($> 1 \text{ mm}$);
- b) fibras retidas pela peneira de 500 μm ($1 \text{ mm} < \text{fibras} \leq 500 \mu\text{m}$);
- c) fibras retidas pela peneira de 63 μm ($500 \mu\text{m} < \text{fibras} \leq 63 \mu\text{m}$);
- d) fibras retidas pela peneira de 8 μm ($63 \mu\text{m} < \text{fibras} \leq 8 \mu\text{m}$).

A divisão da quantidade total de fibras desprendidas pelo peso seco do artigo têxtil indicou o percentual de massa liberada para cada peça de vestuário. Vale aqui a mesma ressalva sobre o limite da dimensão das fibras retidas e filtradas que podem ser influenciadas, por exemplo, pela pressão exercida durante a filtração e obstrução dos poros dos filtros (ver item 5.2.5).

5.2.7. CONTAMINAÇÃO DE FIBRAS

Medidas preventivas para evitar a contaminação de fibras provenientes do ar foram tomadas conforme método utilizado por Lusher et al. (2014). Desta forma, todos os recipientes e equipamentos foram cobertos quando não estavam em uso e lavados com água destilada, a cada nova utilização. Analogamente, superfícies de bancada foram limpas com álcool e mãos e antebraços dos indivíduos presentes no laboratório lavados com água corrente. Finalmente, antes de dar início ao conjunto de 10 lavagens a que seria submetido cada artigo têxtil, a lavadora foi acionada para uma lavagem completa, baseada em metodologia utilizada por Browne et al. (2011) e em seguida inspecionada. Se necessário, novas lavagens foram executadas, até que não houvesse fibras visíveis em seu interior.

5.3. CONTAGEM DAS FIBRAS

5.3.1. PRÉ-TESTES COM CÂMARA DE NEUBAUER E GOTA SECA SOBRE LÂMINA

Pelo acúmulo de fibras sobre os papéis-filtro, não foi possível realizar a contagem das partículas observando-as em microscópio. Dessa forma optou-se por utilizar a metodologia para contagem de células ou partículas em câmara de Neubauer ou hemacitômetro (**Figura 16 a**).

Figura 16- Câmara de Neubauer: (a) vista completa; (b) ranhuras referentes a cada câmara.

Fonte: (a) LABOROPTIK (2017) e (b) CELOROMICS (2017)

A câmara de Neubauer consiste em duas divisões centrais com uma câmara superior, outra inferior, onde encontram-se ranhuras que permitem a delimitação de um espaço para contagem de partículas por volume. Cada câmara (3×3 mm) é separada em 9 quadrantes (1×1 mm), subdivididos em diferentes marcações (**Figura 16 b**). Os quadrantes identificados como 'A' são formados por 16 quadrados ($0,25 \times 0,25$ mm) e servem para contagem de concentrações menores. O quadrante identificado como 'B' é formado por 25 quadrados contendo 16 quadrados cada ($0,05 \times 0,05$ mm), totalizando 400 quadrados. Este último é utilizado para contagem de concentrações maiores (BASTIDAS, 2016). Ambos os tipos de quadrantes foram considerados na quantificação das fibras dos efluentes de lavagem.

Pela colocação de uma lamínula centralizada sobre a câmara de Neubauer (Laboroptik, Inglaterra), cria-se uma profundidade de 0,1 mm. Desta forma, parte do efluente resultante da passagem pelo filtro da lavadora, na primeira réplica de cada lavagem de cada artigo (CO, PAC, PES, PA), foi inicialmente agitado para homogeneização das fibras desprendidas. Com pipetador automático (Eppendorf, Alemanha) foram retirados 10 μ L desta solução e inseridos por capilaridade entre a lamínula e a câmara, tomando o cuidado para não formar bolhas que comprometessem o cálculo das concentrações. A

câmara era então posicionada para análise microscópica através de microscópio biológico (Leica, modelo BME, Alemanha) acoplado a videocâmara de captação digital de imagens (Sony, Color Video Camera ESWAREHAD, modelo 55C-DC93-P, China). As ampliações corresponderam a 128, 320, 640, 1280 e 2016 vezes. As imagens captadas foram processadas pelo sistema Video Analyser 2000 code 250 (Mesdan, Itália) (**Figura 17**).

Figura 17 – Sistema *Video Analyser*. Estéreo-microscópio (à direita), microscópio biológico (à esquerda).

Fonte: MESDAN (2016).

Uma vez focalizados os quadrantes, as imagens eram salvas e procedia-se com a contagem do número de partículas por quadrado. No caso do quadrante ‘A’, consideravam-se os 16 quadrados do quadrante superior esquerdo. No caso do quadrante ‘B’, consideravam-se os 16 quadrados contidos no primeiro quadrado de 25, no canto superior esquerdo. Quando encontradas as partículas, procedia-se com o cálculo relativo à concentração da câmara, conforme (**Equação 4**), onde ‘Np’ refere-se ao número de partículas contadas e ‘ac’ à área contada. Ao término do cálculo, a concentração seria extrapolada de 10 µL para o volume total de lavagem.

$$\text{Concentração da Câmara de Neubauer} = Np \div ac \text{ (mm}^2\text{)} \div 0,1 \quad \text{(Equação 4)}$$

A fim de evitar erros de contagem, procedeu-se com o método de contagem bustrofédico, que consiste em linhas alternadas, da esquerda para a direita e da direita para a esquerda. Para evitar a contagem duplicada das partículas, considerou-se que não seriam contadas as que estivessem sobre as linhas superior e direita de cada quadrante. Analogamente, evitando contagens de partículas não fibrosas, optou-se por elaborar leituras na câmara de Neubauer em condições que possibilitassem a comparação do número de partículas. Desta forma, foram estabelecidas as seguintes leituras:

- a) da câmara com lamínula sem líquido;

b) da câmara com lamínula contendo água potável da rede de abastecimento (SABESP, 2017);

c) da câmara com lamínula contendo a água proveniente da descontaminação da máquina.

Os resultados obtidos a partir destas 3 leituras foram comparados àqueles obtidos a partir do efluente de lavagem, para confiabilidade do método.

Alternativamente, caso não fosse possível visualizar as fibras na câmara de Neubauer, optou-se por realizar análise em gota seca sobre lâmina. Esta última ocorreu então através do gotejamento de 10 μL do efluente resultante da passagem pelo filtro da lavadora, na primeira réplica de cada lavagem de cada artigo (CO, PAC, PES, PA), utilizando pipetador automático (Eppendorf, Alemanha) em lâmina de vidro ($26 \times 76 \times 1$ mm) previamente limpa e seca sobre placa aquecedora do agitador magnético (Ika, Modelo C-MAG H7 S1, Alemanha), a 60° C. Após a secagem, as lâminas foram analisadas no mesmo sistema Video Analyser 2000 code 250 (Mesdan, Itália) para quantificação das fibras no volume de 10 μL e extrapolação para quantidade por litro e pelo volume total da lavadora (corresponde à quantidade de fibras que cada artigo liberou na lavagem).

5.3.2. PRÉ-TESTES COM MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA

Além dos testes com câmara de Neubauer e gota seca sobre lâmina, para visualização das fibras, optou-se por utilizar microscópio eletrônico de varredura da marca LEO Electron Microscopy/Oxford (Modelo: Leo 440i, Cambridge/Inglaterra).

Novamente 10 μL do efluente resultante da passagem pelo filtro da lavadora, na primeira réplica de cada lavagem de cada artigo (CO, PAC, PES, PA) foram pipetados sobre lâmina de vidro ($26 \times 76 \times 1$ mm) previamente limpa e seca. As lâminas com a gota foram então secas sobre placa aquecedora do agitador magnético (ver item 5.2.4) a 60° C. Em seguida, foram posicionadas em ‘*stubs*’ (dispositivos metálicos circulares, fixados em ‘*holder*’, que são dispositivos metálicos capazes de comportar todas as amostras), sobre fitas dupla-faces de carbono condutoras de corrente elétrica, cobertas com ouro e carbono (máquina Sputter Kolter Modelo K550 marca EMITECH) (CATTANI, 2016). Finalmente, foram levadas ao microscópio (estéreo microscópio – lupa – câmera Leica e microscópio Zeiss), software Las Core (Leica Application Suite), com resolução das imagens 2592×1944 pixels, para visualização das imagens. Novamente, o volume de 10 μL seria extrapolado para o total de cada lavagem (20 L).

5.3.3. CÁLCULOS DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS

Além das técnicas para contagem de fibras, optou-se por utilizar cálculos adotados em literatura. Com base na quantidade total de fibras de uma lavagem (20 L), um destes é proposto por Pirc et al. (2016), o qual utiliza o comprimento médio das fibras desprendidas na lavagem (L), sua densidade linear (ou título) (T), o percentual de fibras desprendido durante a lavagem (PFD) e a massa do artigo têxtil em questão (M_{artigo}) (**Equação 5**).

$$\text{Núm. de fibras por Pirc (n)} = M_{\text{artigo}} (\text{g}) \times \text{PFD} (\%) \div 100 \div T (\text{g m}^{-1}) \div L (\text{m}) \quad (\text{Equação 5})$$

Para aplicação da fórmula no presente estudo, para a massa do artigo têxtil, considerou-se o peso seco obtido na caracterização dos artigos têxteis. O percentual desprendido foi obtido através da divisão da massa de fibras desprendidas pelo peso seco dos artigos. O comprimento, conseguido pela média da medição de 10 fibras aleatórias, visualizadas a partir dos materiais filtrantes de cada primeira lavagem, com detergente, primeira réplica, totalizando 30 medições (10 para filtro, 10 para peneira de 500 μm e 10 para a de 63 μm), em microscópio biológico (ver item 5.3.1). Finalmente, o título ou densidade linear das fibras foi obtido pela medição do diâmetro de 10 fibras aleatórias, de cada material filtrante de cada primeira lavagem, totalizando 30 medições, pelos mesmos aparelhos recém descritos. Pela média dos valores encontrados, procurou-se o título correspondente, conforme relação entre diâmetro e título das fibras sintéticas encontrada em literatura (**Tabela 7**). Em função de o CO ser uma fibra natural e, desta forma, possuir variações de diâmetro ao longo do seu comprimento, seriam necessários testes específicos para obter seu título, pelo aparelho *Micronaire*. Desta forma, esta fibra natural foi excluída da estimativa de unidades pelo cálculo proposto por Pirc et al. (2016).

Tabela 7 – Relação entre diâmetro e título das fibras de PAC, PES e PA.

PAC (μm)	PES (μm)	PA (μm)	Título (dtex) ^a
10,7	10,1	11,1	1,1
15,2	14,3	15,7	2,2
18,7	17,5	19,3	3,3
21,6	20,2	22,3	4,4
24,2	22,6	24,9	5,5

^a Dtex refere-se à massa em gramas presentes em 10000 m.

Fonte: Adaptado de Maluf e Kolbe (2003).

O outro cálculo proposto em literatura para estimar a quantidade total de fibras de uma lavagem (20 L), é proposto por Napper e Thompson (2016) que utilizaram, além da massa de fibras coletadas (M_{fibras}), sua densidade (d), raio (r) e comprimento (L) (**Equação 6**). Neste caso, a massa de fibras foi obtida pela diferença entre o peso seco dos papéis-filtro vazios e com fibras retidas. A densidade foi obtida pela consulta à tabela reportada em literatura, relativa à densidade das principais fibras têxteis (**Tabela 8**). O raio conseguido pela divisão do diâmetro médio adquirido pela medição de 30 fibras aleatórias, explicado anteriormente para o cálculo proposto por Pirc et al. (2016). O comprimento, pelo mesmo método.

$$\text{Núm. de fibras por Napper (n)} = M_{\text{fibras}} (\text{mg}) \div d (\text{mg mm}^{-3}) \div \pi \div r^2 (\text{mm}) \div L (\text{mm}) \quad (\text{Equação 6})$$

Tabela 8 – Densidade das fibras (mg mm^{-3})

Fibra	Densidade (mg mm^{-3})
CO	1,54
PAC	1,14 – 1,17
PES	1,34 – 1,39
PA	1,13 – 1,14

Fonte: Adaptado de Maluf e Kolbe (2003).

5.4. EXTRAPOLAÇÃO DOS RESULTADOS

Em relação aos valores das fibras emitidas em lavagens domésticas, esses dados foram transpostos e extrapolados com aqueles do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas) referentes ao número de domicílios brasileiros com lavadora de roupas, por região e estado. Conforme séries estatísticas obtidas do site IBGE (2011), 31.250.000 domicílios ou 50,99 % em números relativos declararam possuir máquinas de lavar roupas no Brasil. Considerando uma média nacional de 3,5 lavagens por semana (DUPONT, 2013) e uma lavadora para cada domicílio, os dados foram extrapolados para uma estimativa nacional de potencial de fibras liberadas em efluentes de lavagem doméstica. Analogamente, com base no consumo mundial para as fibras sintéticas e natural de CO, foram realizadas estimativas de fibras liberadas em lavagens domésticas em nível mundial.

Ainda neste sentido, não obstante menos da metade da água de esgoto coletada no Brasil seja tratada (BRASIL, 2016), extrapolou-se os valores de fibras emitidas em lavadoras domésticas para fibras emitidas em efluentes de esgoto, após tratamento. Para tanto assumiu-se que:

- a) 100 % do esgoto doméstico proveniente de máquinas de lavar é tratado;
- b) eficiência média de remoção de fibras de 96,57 % nas plantas de tratamento (TALVITIE; HEINONE, 2014).

5.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

À exceção das medidas de diâmetro e comprimento das fibras, referentes aos cálculos para conversão de massa em unidades, todos os dados computados no mínimo em triplicata, foram analisados estatisticamente, calculando média (**Equação 7**), desvio padrão (**Equação 8**) e coeficiente de variação (**Equação 9**).

$$\bar{x} = \sum x/n \quad (\text{Equação 7})$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (\text{Equação 8})$$

$$C.V.(%) = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (\text{Equação 9})$$

Onde ‘n’ representa o número de amostras em cada teste e ‘x’, cada valor determinado no teste.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ARTIGOS DE VESTUÁRIO

Os resultados referentes às características dos artigos de vestuário de CO, PAC, PES e PA são apresentados nas **Tabelas 9 a 14** e serão brevemente discutidos nesta parte inicial dos resultados. Mais adiante, com a exposição dos valores finais dos experimentos, algumas destas informações serão exploradas para racionalizar possíveis causas de desprendimento das fibras, relacionadas às características têxteis.

6.1.1. ESCOLHA DOS ARTIGOS TÊXTEIS

A escolha por artigos de vestuário em malha, frente a outros tipos de têxteis, se deu em função de os primeiros serem bastante relevantes neste setor. Nesse sentido, dados apontam que, apenas no Brasil, em 2014, foram produzidas cerca de 9 bilhões de peças confeccionadas, das quais pelo menos 5 bilhões referiram-se a artigos de vestuário e 3 destes últimos, a artigos em malha (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2015). Frente à necessidade por fibras sintéticas para classificação como microplásticos, optou-se por testar as mais relevantes em termos de consumo nacional e internacional: PAC, PES e PA (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2015; OERLIKON, 2010). Não obstante a origem natural do CO, esta composição foi incluída nos experimentos como parâmetro de comparação, uma vez que representa, individualmente, a fibra têxtil de maior consumo no Brasil e no mundo (FAO-ICAC, 2013; INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2015). Em relação aos tipos de fios que comporiam estes artigos, optou-se, sempre que possível, por aqueles fiados, elaborados a partir de fibra cortada, uma vez que lidariam com um maior desprendimento durante as lavagens (MCINTYRE, 2005; ST LAURENT et al., 2007). Ainda que esta não seja a forma predominante na produção de fibras sintéticas (CARR, 2017), dados atuais apontam que detém cerca de 40 % da fatia de mercado (OERLIKON, 2010).

A partir da escolha das características gerais dos artigos de vestuário, decidiu-se que cada composição (CO, PAC, PES e PA) apresentaria uma tonalidade forte e distinta das demais. Desta forma, 5 peças de mesma composição e características foram adquiridas: 1 para caracterização do artigo, 2 para duplicata dos experimentos com detergente e 2 para duplicata sem detergente. Além das características pré-determinadas, procurou-se, sempre

que possível, adquirir camisetas masculinas, tamanho grande e de modelagem próxima. Quando não possível, foram adquiridas as mais similares. Desta forma, cada artigo têxtil utilizado nos experimentos foi caracterizado em seus parâmetros de peça confeccionada, tecido, fio e fibra. Isto possibilitou não apenas sua identificação, mas a averiguação de diferenças que pudessem influenciar na liberação das fibras durante as lavagens.

6.1.2. PEÇAS CONFECCIONADAS

As características das peças confeccionadas, ou seja, marca, país de origem, cor, modelo, tamanho, composição, peso seco e medidas, de 1 a 11, (conforme **Figura 6**) são apresentadas na **Tabela 9**.

Tabela 9 – Características levantadas, considerando os artigos como um todo.

Características ^a	CO	PAC	PES	PA
marca	Hering	Aquarella	Sjons	Rohling
país de origem	Brasil	Brasil	Brasil	Brasil
cor	azul	amarelo	preto	verde
modelo	camiseta masculina	blusa feminina	camiseta masculina	camiseta masculina
tamanho	G	M	G	G
composição	100 % CO	100 % PAC	100 % PES	100 % PA
peso seco (g)	145,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)	240,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)	178,33 ± 2,89 (CV 1,62 %)	148,33 ± 5,77 (CV 3,89 %)
medida 1 (cm)	14,00	11,50	12,00	17,00
medida 2 (cm)	49,00	44,00	55,00	53,00
medida 3 (cm)	52,50	48,50	52,00	54,00
medida 4 (cm)	24,50	17,00	26,00	24,50
medida 5 (cm)	22,00	58,00	26,00	21,00
medida 6 (cm)	17,50	8,00	15,00	20,00
medida 7 (cm)	23,50	19,50	21,00	21,00
medida 8 (cm)	46,50	52,00	43,00	52,50
medida 9 (cm)	41,00	38,00	44,50	49,0
medida 10 (cm)	69,00	54,00	71,00	64,50
medida 11 (cm)	72,00	56,00	73,00	69,00

^a Medidas 1 a 11 referem-se à Figura 6 (ver item 5.1.2) e às seguintes medições: (1) comprimento do ombro, (2) tórax/busto, (3) cintura externa (na borda inferior), (4) cava, (5) comprimento total manga (incluindo punho, se houver), (6) abertura da barra da manga, (7) gola, (8) largura de ombro a ombro, (9) largura das costas, (10) comprimento total traseiro, (11) comprimento total dianteiro.

Fonte: A própria autora.

Neste sentido, em relação ao modelo do artigo, não obstante o padrão foi estabelecido como camiseta básica masculina, tamanho grande (G), para a composição PAC, houve necessidade de adaptação por indisponibilidade no mercado. Desta forma, esta última foi constituída por blusa feminina, tamanho médio (M), onde a mudança em relação ao

padrão é percebida especialmente nas medidas 5 e 6, relativas ao comprimento total da manga e abertura da barra da manga.

Ainda em relação aos dados da **Tabela 9**, após a coleta das composições indicadas nas etiquetas para cada artigo, foram realizados testes de FTIR para confirmar estas informações. Neste sentido, as **Figuras 18 a 21** mostram a similaridade dos espectros obtidos das fibras dos experimentos (espectros superiores, em cada figura), com aqueles dos padrões armazenados na biblioteca do equipamento (espectro inferiores, em cada figura).

Figura 18 – FTIR de amostra de camiseta de CO comparado com os padrões da biblioteca do aparelho (CO sem mercerizar – espectro central e CO mercerizado – espectro inferior).

Fonte: Leonardi (2016).

Figura 19 – FTIR de amostra de blusa de PAC ('amarelo') comparada com o padrão da biblioteca do aparelho.

Fonte: Leonardi (2016).

Figura 20 – FTIR de amostra de camiseta de PES (‘preto’) comparado com o padrão da biblioteca do aparelho.

Fonte: Leonardi (2016).

Figura 21– FTIR de amostra de camiseta de PA (‘verde’) comparado com o padrão da biblioteca do aparelho.

Fonte: Leonardi (2016).

6.1.3. TECIDO

Para as características do tecido de cada peça confeccionada, as informações de gramatura, *regain*, espessura, carreiras e colunas são apresentadas na **Tabela 10**.

Tabela 10 – Características levantadas, considerando o tecido dos artigos têxteis.

Características	CO	PAC	PES	PA
gramatura (g m ⁻²)	169,61 ± 4,27 (CV 2,52 %)	305,45 ± 8,90 (CV 2,92 %)	185,83 ± 3,66 (1,97 %)	158,77 ± 1,90 (CV 1,20 %)
<i>regain</i> (%)	5,81 ± 0,70 (CV 11,99 %)	0,83 ± 0,01 (CV 1,26 %)	0,50 ± 0,03 (6,55 %)	2,87 ± 0,18 (CV 6,42 %)
espessura (mm)	0,51 ± 0,01 (CV 1,63 %)	1,38 ± 0,02 (CV 1,29 %)	0,45 ± 0,01 (CV 2,88 %)	0,47 ± 0,01 (CV 2,76 %)
carreiras (n cm ⁻¹)	19,40 ± 0,55 (CV 2,82 %)	9,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)	23,40 ± 0,55 (CV 2,34 %)	24,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)
colunas (n cm ⁻¹)	14,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)	6,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)	15,80 ± 0,45 (CV 2,83 %)	17,00 ± 0,00 (CV 0,00 %)

Fonte: A própria autora.

Neste caso, o *regain* calculado no presente trabalho foi comparado aos valores reportados em literatura, conforme **Tabela 11**.

Tabela 11 – *Regain* das fibras.

Fibra	<i>Regain</i> (%)
CO	8,5 – 10,5
PAC	1,0 – 1,5
PES	0,4
PA	2,5 - 5

Fonte: Adaptado de Maluf e Kolbe (2003).

Para PES e PA, os percentuais de umidade recuperada dos ensaios (**Tabela 11**) foram condizentes com aqueles esperados. Para PAC, apenas os *regains* de 4 corpos-de-prova foram utilizados em função de um deles ter sido muito divergente dos demais. A média dos 4 corpos-de-prova finais, apesar de não idêntica à referência da literatura, foi considerada similar. Finalmente, em relação ao CO, o percentual de umidade recuperada apresentou um valor bastante inferior ao esperado. Neste caso, a fim de detectar possíveis acabamentos que pudessem ter sofrido alterações após a lavagem, o *regain* foi determinado também após 10 sucessivas lavagens com detergente. O resultado (5,94 % ± 0,12 - CV 2,03 %) mostrou valores muito similares aos anteriores à lavagem (5,81 % ± 0,70 - CV 11,99 %), indicando que, caso haja algum acabamento nesta composição, o mesmo se manteve após 10 sucessivas lavagens com detergente.

Ainda em relação às características dos tecidos, a **Tabela 12** apresenta a imagem com aumento de 10 vezes para cada um, com lado direito e avesso, a descrição do tipo de ligamento e sua representação gráfica.

Tabela 12 – Características levantadas, considerando o ligamento dos tecidos.

Descrição	CO	PAC	PES	PA
Lado Direito Técnico
Lado Avesso Técnico
ligamento	meia malha de trama simples (<i>jersey</i>)	malha de trama tipo <i>rib</i> 1 × 1	meia malha de trama simples (<i>jersey</i>)	meia malha de trama com <i>fang</i> e não trabalha
Representação do ligamento ^a

^a Na representação dos ligamentos um ponto simples representa uma agulha, uma sequência de agulhas na horizontal representa uma carreira e uma sequência de agulhas na vertical, uma coluna. Um círculo em volta do ponto representa uma laçada completa. Um ‘v’, representa um *fang*. Um traço, representa um ‘não trabalha’. Para a estrutura tipo *rib*, as agulhas e malhas são dispostas na diagonal, em fileiras duplas.

Fonte: Apenas as imagens de representação do ligamento foram adaptadas de Spencer (2001). O restante foi elaborado pela autora (aumento de 10 vezes).

6.1.4. FIO

As informações relativas aos fios das 4 composições são apresentadas na **Tabela 13**: tipo, densidade linear, torções, sentido e número de filamentos.

Tabela 13 – Características levantadas, considerando o fio dos artigos têxteis.

Características	CO	PAC	PES	PA
tipo de fio	fiado	fiado	fiado	filamento
densidade linear (Tex)	22,42 ± 0,87 (CV 3,86 %)	58,34 ± 1,36 (CV 2,33 %)	20,92 ± 1,03 (CV 4,94 %)	8,98 ± 0,27 (CV 3,05 %)
torções (TPM)	686,0 ± 23,0 (CV 3,36 %)	403,80 ± 19,09 (CV 4,73%)	767,60±30,39(CV 3,96 %)	NSA ^b
sentido da torção	Z	Z	Z	NSA ^b
número de filamentos ^a	NSA ^b	NSA ^b	NSA ^b	63,00 ± 2,65 (CV 4,20 %) ^c

^a Número de filamentos para o fio multifilamentos. ^b Não se aplica. ^c Neste caso a variabilidade pode ter sido ocasionada por algum erro metodológico ou por fios com perda de filamentos.

Fonte: A própria autora.

Assim como para a blusa de PAC que saiu do modelo pré-estabelecido de peça confeccionada, os fios das peças elaboradas com PA só foram encontrados no mercado compostos por filamentos, desta forma, esta foi a diferença em relação aos demais. Assim, para os 3 tipos de fios fiados (CO, PAC e PES), não houve determinação de número de filamentos. Por outro lado, para o único caso de fios de filamentos (PA), não houve determinação do número de torções por metro (TPM), tampouco do sentido da torção, uma vez que fios deste tipo praticamente não passam pelo processo de torção (MOGAHZY, 2009). Ainda em relação à PA, foi possível verificar que os fios de cada carreira eram formados, por monofilamentos (1 único) ou, alternativamente, por multifilamentos (**Figura 22**). Neste sentido, os primeiros compunham as carreiras composta por 3 pontos ‘não trabalha’ e 1 laçada completa (**Tabela 12**). Todos os outros tipos de carreira eram compostas por fios multifilamentos.

Figura 22 – Fios de PA: acima, multifilamentos, abaixo monofilamento.

Fonte: A própria autora.

6.1.5. FIBRA

Finalmente, para a única caracterização relativa às fibras, o valor do comprimento médio, desvio padrão e coeficiente de variação, são reportados na **Tabela 14**.

Tabela 14 – Características levantadas, considerando as fibras dos artigos têxteis..

Características	CO	PAC	PES	PA
comprimento das fibras (cm)	$1,70 \pm 0,54$ (CV 31,62 %)	$4,00 \pm 0,00$ (CV 0,00 %)	$3,50 \pm 0,00$ (CV 0,00 %)	NSA ^a

^a Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Ressalta-se neste caso que, em se tratando de fibras manufaturadas sintéticas, a PA, constituída por filamentos, não teve medida de comprimento de fibras. Por outro lado, para os artigos de PAC e PES, houve medida da fibra cortada e o tamanho não variou. Finalmente, para a fibra natural (CO), a variação de comprimento médio ($1,70 \pm 0,54$ - CV 2,03 %) consistiu nas medidas de:

- a) 1 fibra com cerca de 1 cm;
- b) 6 fibras com cerca de 1,5 cm;
- c) 2 fibras com cerca de 2 cm;
- d) 1 fibra com cerca de 3 cm.

6.2. EXPERIMENTOS DAS LAVAGENS

6.2.1. ANÁLISE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO

As análises da condutividade elétrica e pH da água, bem como das temperaturas medidas nos respectivos equipamentos, foram registradas para todos os dias dos experimentos e são apresentadas, resumidamente na **Tabela 15**.

Tabela 15 – Análises de condutividade elétrica e pH da água da rede de abastecimento.

Composição	Detergente	Réplica	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Temperatura ^e ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Temperatura ^f ($^{\circ}\text{C}$)
CO	não	1	126,9 a 137,5	27,3 a 29,3	6,9 a 7,5	27,0 a 28,9
		2	129,8 a 131,8	25 a 26,6	6,9 a 7,4	25,3 a 26,4
	sim	1	107,6 a 108,8	26	7,0 a 7,4	25,4 a 25,9
		2	108,5	23,5 a 24,8	7,4 a 7,5	23,1 a 24,8
PAC	não	1	110,4 a 114,2	20,5 a 23,9	7,4	21,4 a 23,0
		2	109,6 a 110,4	18,2 a 23	7,4 a 7,6	17,4 a 22,7
	sim	1	108,2 a 109,2	26,3 a 26,8	7,4 a 7,5	25,7 a 26,7
		2	107,8 a 109,1	27,0 a 27,4	7,4 a 7,5	26,5 a 26,7
PES	não	1	108,5 a 113,3	18,5 a 22,0	7,1 a 7,6	17,5 a 21,5
		2	113,5 a 114,0	22,8 a 25,0	7,4 a 7,6	22,5 a 23,2
	sim	1	108,2	26,7 a 27,2	7,5 a 7,7	26,2 a 26,9
		2	113,0 a 114,2	27,8 a 29,2	7,3 a 7,4	27,2 a 28,8
PA	não	1	124,1 a 147,1^a	19 a 21,3	7,3 a 7,5	20,6 a 21,1
		2	89,5^b a 142,8^c	26	7 a 7,3	25,4 a 25,9
	sim	1	114,2 a 127,8	26,7 a 26,8	7,4 a 7,8	26,3 a 27,2
		2	138,9 a 168,4^d	26,0 a 26,8	7,4 a 7,5	25,0 a 26,8

^a O valor de 147,1 correspondeu às lavagens 1 e 2 da camiseta de PA, sem detergente, réplica 1. ^b O valor de 89,5 correspondeu às lavagens 6 a 10 da camiseta de PA sem detergente, réplica 2. ^c O Valor de 142,8 correspondeu às lavagens 1 a 5 da camiseta de PA sem detergente, réplica 2. ^d O valor de 168,4 correspondeu às lavagens 8 a 10 da camiseta de PA com detergente, réplica 2. ^e Temperatura medida pelo medidor de condutividade. ^f Temperatura medida pelo medidor de pH.

Fonte: A própria autora.

Considerando as variações das propriedades dentro de cada fibra, o pH se manteve entre o mínimo de 6,9 e o máximo de 7,8, valores bastante próximos, mesmo com variações de temperatura entre 17,4° C e 28,9° C. Por outro lado, em se tratando da condutividade elétrica, o valor mínimo registrado foi de 89,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e o máximo de 168,4 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com temperaturas variando entre 18,2° C e 29,3° C. Neste caso, analisando as condutividades a partir da variação dentro de uma mesma réplica, os valores mais discrepantes compreendem: 124,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 147,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para a lavagem da primeira réplica da camiseta de PA, sem detergente; 89,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 142,8 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para a lavagem da segunda réplica da camiseta de PA sem detergente; 138,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 168,4 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para a segunda réplica da camiseta de PA com detergente. Desta forma, apenas a água para lavagem do artigo de PA apresentou maiores variações de condutividade elétrica e mais adiante, com a exposição dos resultados dos experimentos de lavagem, poderá indicar uma possível influência da água na liberação das fibras.

6.2.2. ESCOLHA DOS PARÂMETROS DE LAVAGEM

Em relação aos parâmetros mecânicos de lavagem, optou-se por analisar a influência temporal de 10 sucessivas lavagens. Considerando que a vida útil de uma peça de vestuário pode ser estimada em cerca de 40 lavagens (AGARWAL; KOEHL; PERWVELZ, 2011), ainda que este número seja relativo, o experimento desenvolveu-se no primeiro quarto da vida útil do artigo. Além do mais, a utilização de amostras novas (sem lavagens domésticas, nem utilização prévias) permitiu a avaliação da ação mecânica sobre artigos novos e lavados domesticamente.

Sobre os parâmetros químicos, optou-se por verificar a influência da presença de detergentes domésticos no desprendimento das fibras. Primeiramente, há que se considerar a importância fundamental que este tipo de produto desempenha nas lavagens para dissolução e remoção da sujeira (ST LAURENT et al., 2007). Em segundo lugar, tomando notadamente por base a metodologia desenvolvida por Browne et al. (2011) ocorre a necessidade de investigar seu efeito no desprendimento das fibras. Nesse sentido, os próprios autores sugerem a exploração desta questão, uma vez que, por problemas com o papel-filtro, suas lavagens foram elaboradas sem a presença de quaisquer tipos de detergentes.

6.2.3. QUANTIFICAÇÃO DAS FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS

Em relação às massas de fibras computadas no presente trabalho, ainda que o planejamento inicial fosse utilizar os valores retidos em todos os materiais filtrantes (filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μm e papel-filtro de 8 μm), esta condição teve de ser alterada. Isto é, não foi possível considerar a massa de fibras retidas na última filtração pois, o volume reduzido de 100 mL (ver item 5.2.4), aliado ao tamanho das fibras, muito possivelmente entre 63 μm e 8 μm , conduziram a erros de gravimetria onde, alguns papéis-filtro indicavam massas negativas. Desta forma, deste ponto em diante, as massas de fibras foram consideradas apenas oriundas das filtrações em filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . De qualquer forma, a visualização dos papéis-filtro referentes à última filtração (8 μm) de cada lavagem, indicaram a presença de fibras possivelmente entre 63 μm e superiores a 8 μm (**Figura 23**), sugerindo ainda que o líquido que passou por essa filtração possa conter fibras de dimensões inferiores a 8 μm , até materiais de escala nanométrica, conforme apontado por autores anteriores (GESAMP, 2016).

Figura 23 – Imagem do papel-filtro (8 μm) referente à filtragem final de 100 mL da primeira réplica da primeira lavagem da camiseta de PES, sem detergente.

Fonte: A própria autora.

6.2.3.1. ALGODÃO

Para lavagens com artigos de CO, sem detergente, um único processo despreendeu de 9,0 mg a 80,0 mg de massa de fibras por lavagem, com uma perceptível tendência a maiores valores nos primeiros processos e queda ao longo do tempo (**Figuras 24 a e b**). Em relação aos diferentes materiais usados para as filtrações (filtro da lavadora, peneira de 500 μm e de 63 μm), a ordem de retenção de massa foi maior para o filtro da lavadora, seguido pela peneira de 63 μm e finalmente pela peneira de 500 μm (**Figuras 24 c e d**). Considerando 10 lavagens sucessivas, sem detergente, o total despreendido para a camiseta de CO foi de 284,8 mg (0,20 % em relação ao peso seco do artigo, de 145,00 g) para a primeira réplica e 286,5 mg (0,20 %) para a segunda. Não obstante a proximidade dos valores referentes a 10 lavagens, considerando as lavagens individualmente, as réplicas apresentaram resultados com divergências, sendo estas maiores entre as primeiras lavagens.

Figura 24 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de CO: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora ($< 1\text{ mm}$), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

Já em relação aos processos de artigos de CO com detergente, houve o mesmo comportamento de queda ao longo de 10 sucessivas lavagens (**Figura 25 a e b**), com um desprendimento entre 11,7 mg e 46,4 mg. Neste caso, para ambas as réplicas, o padrão de queda ao longo do tempo foi similar, ainda que para a segunda houve mais valores mais baixos seguidos de pequenos picos. Também para as lavagens com detergente o filtro da lavadora foi o material que mais reteve massa de fibras, seguido pela peneira de 63 μm e pela de 500 μm (**Figura 25 c e d**). Considerando o conjunto de 10 sucessivas lavagens, o desprendimento das fibras totalizou 231,6 mg (0,16 %) na primeira réplica e 245,6 mg (0,17 %) na segunda. Na comparação entre lavagens com e sem detergente, as massas desprendidas a partir de lavagens com detergente foram menores em relação àquelas sem o produto.

Figura 25 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de CO: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora ($< 1\text{ mm}$), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

6.2.3.2. ACRÍLICO

Para lavagens de artigos de PAC sem detergente, a massa emitida foi de 14,3 mg a 47,1 mg (**Figuras 26 a e b**). Por classe de tamanho, também para peças desta composição, o filtro da lavadora foi o maior retentor de fibras (**Figuras 26 c e d**). Neste caso também a peneira de 63 μm apresentou, majoritariamente, massas desprendidas maiores ou iguais a da peneira de 500 μm . Ainda em relação às lavagens sem detergente, considerando 10 sucessivas, o total desprendido na primeira réplica foi de 307,8 mg (0,13 % sobre o peso seco do artigo, de 240,00 g) e na segunda de 228,0 mg (0,09 %). Considerando os valores de massa de blusas de PAC, em 10 sucessivas lavagens sem detergente, houve uma diferença de cerca de 80 mg entre a massa total liberada entre uma réplica e outra, o que pode ter sido causado por alguma diferença não notável entre os 2 artigos lavados ou, alternativamente, alguma obstrução na parte interna da lavadora. Variações na qualidade da água estão

descartadas, já que condutividade elétrica e pH foram similares em ambas as réplicas (**Tabela 15**).

Figura 26 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PAC: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

Por outro lado, considerando as lavagens com detergente, houve um desprendimento de 12,2 mg a 31,8 mg (**Figuras 27 a e b**) com tendência de diminuição de massa ao longo de 10 sucessivas lavagens. Neste sentido, em termos gerais, houve maior retenção de fibras no filtro, com um comportamento em relação às peneiras, diferente entre réplicas, ainda que os valores de desprendimento estejam bem próximos (**Figuras 27 c e d**). Considerando 10 sucessivas lavagens, para a primeira réplica foram desprendidos 178,6 mg (0,07 %) e para a segunda 196,1 mg (0,08 %). Ambos os valores são inferiores aos das lavagens sem detergente, denotando uma possível influência deste tipo de produto. Em relação a todas as réplicas de blusas de PAC, tanto com, quanto sem detergente, o desprendimento de massa parece ser menor na primeira lavagem do que nas imediatas subsequentes. Em seguida, há um decréscimo da massa, similar ao ocorrido nas lavagens com artigos de CO.

Figura 27 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PAC: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

6.2.3.3. POLIÉSTER

Em relação às lavagens realizadas com artigos de PES, sem detergente, os valores desprendidos foram de 4,8 mg a 26,2 mg. Nestes casos, houve a mesma tendência de queda na massa de fibras desprendidas, da primeira à décima lavagem (**Figuras 28 a e b**). Considerando as classes de fibras, também para as lavagens de camisetas de PES sem detergente, foi possível verificar maior massa retida no filtro da lavadora e na peneira de 63 μm do que na peneira de 500 μm . Entretanto, para esta composição, as fibras retidas na peneira de 63 μm apresentaram massa superior àquelas retidas no filtro da lavadora e na peneira de 500 μm (**Figuras 28 c e d**). Para as 10 lavagens consecutivas, o total desprendido, por réplica, foi de 115,4 mg na primeira, 109,3 mg na segunda. Em relação ao

peso seco do artigo de PES (178,33 g), os percentuais desprendidos para lavagens sem detergente foram de 0,06 % para ambas as réplicas.

Figura 28 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PES: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

Em se tratando de lavagens de camisetas de PES com detergente, 0,9 mg a 16,4 mg foram emitidos por lavagem (**Figuras 29 a e b**), com a mesma tendência temporal de diminuição da massa. As massas retidas no filtro da lavadora e na peneira de 63 μm também foram mais significativas frente às da peneira de 500 μm , entretanto, contrariamente às lavagens sem detergente, a peneira de 63 μm apresentou, em relação ao filtro, uma menor diferença de massa (**Figura 29 c e d**). Analisando as 10 lavagens com detergente, em conjunto, houve desprendimento de 49,8 mg (0,03 %) para a primeira réplica e 63,0 mg (0,03 %) na segunda. Estes 0,03 % representam cerca da metade do percentual desprendido nas lavagens sem detergente, denotando a maior diferença observada até o momento em relação ao uso de detergentes.

Figura 29 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PES: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

6.2.3.4. POLIAMIDA

As lavagens com artigos de PA, conduzidas sem detergente, emitiram de 0,5 mg a 45,4 mg por processo (**Figuras 30 a e b**), com a tendência de queda na massa, comportamento este já percebido para todas as outras composições. Em relação à classe de tamanho, quando comparados à peneira de 500 μm , lavagens sem detergente mostraram a mesma tendência de maior retenção de massa no filtro e na peneira de 63 μm , com pouca distinção de valores entre estes últimos (**Figuras 30 c e d**). Somando 10 sucessivas lavagens, os valores liberados para as camisetas de PA, sem detergente foram de 142,0 mg para a primeira réplica e 120,0 mg para a segunda. Considerando o peso seco do artigo de PA (148,33 g), os percentuais corresponderam a 0,10 % e 0,08 %, respectivamente.

Figura 30 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PA: (a) e (c) Réplica (RP) 1, sem detergente (SD); (b) e (d) Réplica 2, sem detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

Finalmente, levando em conta as lavagens de camisetas de PA, com detergente, houve de 0,8 mg a 24,4 mg de emissão, com queda ao longo das 10 lavagens (**Figuras 31 a e b**). Essa queda, entretanto, é menos acentuada do que para as lavagens de artigos de PA sem detergente. Considerando a classe de tamanho, as quantidades para cada retenção nos materiais filtrantes, foram bastante similares. Ainda assim, filtro e peneira de 63 μm se sobressaíram (**Figuras 31 c e d**). Para o conjunto das 10 lavagens, com detergente, a primeira réplica liberou 63,2 mg (0,04 %) e a segunda 63,3 mg (0,04 %). Neste sentido, em relação às lavagens de artigos da mesma composição sem detergente, houve queda de cerca de metade ou mais da massa de fibras com o uso do produto.

Figura 31 – Massa de fibras emitidas em lavagens de artigos de PA: (a) e (c) Réplica (RP) 1, com detergente (CD); (b) e (d) Réplica 2, com detergente. As curvas (a) e (b) referem-se a: (♦) soma das massas das fibras retidas no filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm . As curvas (c) e (d) referem-se a: (♦) massa das fibras retidas no filtro da lavadora (< 1 mm), (▲) massa das fibras retidas na peneira de 500 μm ; (*) massa de fibras retidas na peneira de 63 μm .

Fonte: A própria autora.

6.2.3.5. SUMARIZAÇÃO DOS RESULTADOS

A fim de compilar os resultados apresentados por ora, a **Tabela 16** traz um resumo dos valores relativos às emissões em lavagens individuais e em conjunto (10 sucessivas) para cada artigo. As porcentagens indicadas são em relação ao peso seco de cada artigo lavado. Considerações sobre a divisão por materiais filtrantes (filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μm) serão tratadas mais adiante.

Tabela 16 – Resumo dos resultados dos experimentos com lavagens.

Condição ¹	Lavagem individual (mg)	10 lavagens (mg)	10 lavagens ² (%)
CO SD	9,0 a 80,0	284,4 a 286,5	0,20
CO CD	11,7 a 46,4	231,6 a 245,6	0,16 a 0,17
PAC SD	14,3 a 47,1	228,0 a 307,8	0,09 a 0,13
PAC CD	12,2 a 31,8	178,6 a 196,1	0,07 a 0,08
PES SD	4,8 a 26,2	109,3 a 115,4	0,06
PES CD	0,9 a 16,4	49,8 a 63,0	0,03
PA SD	0,5 a 45,4	120,0 a 142,0	0,08 a 0,10
PA CD	0,8 a 24,4	63,2 a 63,3	0,04

¹ SD significa ‘sem detergente’ e CD, ‘com detergente’. ² Em relação ao peso seco de cada artigo lavado.

Fonte: A própria autora.

6.2.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE PARÂMETROS DE LAVAGEM

6.2.4.1. MECÂNICO TEMPORAIS

Mediante os resultados de desprendimentos em lavagens de artigos de CO, PAC, PES e PA, é possível afirmar que houve influência mecânica na massa liberada, temporalmente. Isto é, para todas as composições experimentadas, com ou sem detergente, houve tendência de queda na massa de fibras desprendidas ao longo de 10 sucessivas lavagens, com algumas das últimas alcançando valores próximos a zero. Resultados similares foram obtidos por Pirc et al. (2016) que, em processos de limpeza com *fleece* de PES, 10 vezes seguidas, além da queda gradual, verificaram estabilização nos últimos valores. Analogamente, Napper e Thompson (2016) sugeriram que a partir da quarta de 5 lavagens, realizadas em artigos de PA, PES ou PES/CO, ocorria estabilização da massa. Por outro lado, utilizando o mesmo método de lavagens em sequência, Hernandez, Nowack e Mitrano (2017) não encontraram diferenças significativas entre 5 processos para artigos com PES. Entretanto, estes autores realizaram um pré-enxágue antes dos experimentos, o que pode ter influenciado no desprendimento.

Neste sentido, para o presente estudo, os artigos de CO, PES e PA, para todas as condições de lavagem, emitiram o máximo de massa de fibras na primeira lavagem. A exceção foi a blusa de PAC que, apresentou seus picos de massa entre as segundas e as

terceiras lavagens. Tal constatação, permite não apenas verificar a importância do desprendimento nas primeiras lavagens, quanto sugerir que, para alguns tipos de artigos têxteis, apenas 5 processos podem ser considerados insuficientes para verificar influências temporais. Questão esta que pode ser agravada se ocorrerem pré-lavagens.

Ainda em relação a tendências temporais e diferenças de resultados entre autores, há que se considerar a metodologia empregada. Para o presente estudo, onde as lavagens ocorreram em lavadora doméstica, não em equipamento de laboratório, e onde as fibras foram transferidas de peneiras para recipientes para então serem filtradas, diversos fatores podem ter contribuído para diferenças entre uma e outra lavagem. Por se tratarem de materiais muito pequenos, além de difíceis de serem pesadas (alguns papéis-filtro contendo fibras pesaram 0,00 mg), algumas fibras podem ter ficado retidas ou terem sido perdidas principalmente nas etapas de lavagem e emborcação. Alternativamente, podem ter sido liberadas nos efluentes de uma lavagem posterior. Evidência, esta última, que foi perceptível principalmente nas trocas de composição, mesmo quando ocorriam processos de descontaminação. Desta forma, as primeiras lavagens das primeiras réplicas de artigos de PAC (amarelo claro), PES (preto) e PA (verde), com e sem detergente, foram contaminadas com as lavagens anteriores, respectivamente de artigos de CO (azul marinho), PAC (amarelo claro) e PES (preto), nas mesmas condições (**Figura 32 a, b, e c**).

Figura 32 – Papéis-filtro com fibras retidas no filtro da lavadora, contaminados pelas lavagens anteriores com outras fibras: (a) fibras de PAC contaminadas com as de CO; (b) fibras de PES contaminadas com as de PAC; (c) fibras de PA contaminadas com as de PES. Todos referentes a lavagens da primeira réplica de cada fibra, sem detergente.

Fonte: A própria autora.

Neste sentido, a sequência de 10 sucessivas lavagens permite melhores inferências quando considerada como grupo, do que individualmente. Além disso, quanto menor o pedaço e o peso do artigo têxtil experimentado, menores as massas absolutas, indicando que,

no caso de Hernandez, Nowack e Mitrano (2017), a não observação de tendências temporais pode ter sido causada pelo tamanho e peso do artigo têxtil usado (cerca de 7×25 cm; 7g de peso). Por outro lado, a utilização de equipamentos de laboratório, por parte destes autores, pode ter lidado com menores perdas de massa e maior precisão no resultado, uma vez que este método consiste em um único recipiente hermeticamente fechado, com esferas metálicas e sem canos, onde os efluentes podem ser filtrados diretamente em função do baixo volume. Ainda assim, os fatores que podem ter influenciado nas diferenças entre trabalhos, devem ser observados em conjunto e, em última instância, precisam de maiores pesquisas para inferências mais concretas acerca dos parâmetros temporais mecânicos. Neste sentido, próximos estudos podem considerar pré-lavagens industriais de têxteis, com efluentes devidamente filtrados, como uma forma de mitigar futuras emissões na escala doméstica.

6.2.4.2. QUÍMICOS

Assim como para a influência temporal, observada a partir dos parâmetros de lavagem, houve consequências da ação química de detergentes no desprendimento das fibras. Desta forma, para todas as composições onde o produto foi adicionado, houve queda na massa de fibras liberadas, onde, para algumas lavagens, a diferença chegou a cerca de metade do valor daquele onde o produto não era usado. Este foi o caso das camisetas de:

- a) PES (de 0,06 % para 0,03 %);
- b) PA (de 0,10 % e 0,08 % para 0,04 %).

Ainda assim, para os artigos de CO e PAC, também houve redução a partir do uso do produto químico, respectivamente:

- a) CO(0,20 % para 0,16 % e 0,17 %);
- b) PAC (0,13 % e 0,9 % para 0,08 % e 0,07 %).

De qualquer forma, observa-se que a técnica de análise gravimétrica comporta uma significativa margem de erro analítico o qual pode influenciar na significância das diferenças constatadas.

Sobre a participação de produtos químicos, autores a exemplo de MERMAIDS (2017c) haviam considerado a influência do detergente, tanto para o sentido do desgaste, quanto para a preservação do têxtil. Entretanto, para os estudos experimentais com publicações computadas até o momento, só houve redução no desprendimento de fibras em relação ao uso de outros produtos químicos mais agressivos e não em relação à água, onde,

contrariamente, houve a menor de todas as emissões. Desta forma, MERMAIDS (2017c) sugere que detergentes em pó promovem mais emissão de fibras do que líquidos. Napper e Thompson (2016), por sua vez, indicam que bio-detergentes, são responsáveis pela menor emissão de fibras, quando comparados a detergentes comuns. Nesta mesma linha, Astrom (2016), Hernandez, Nowack e Mitrano (2017) e MERMAIDS (2017c) defendem que lavagens com água são responsáveis pelas menores emissões, em todos os casos. Ainda que Pirc et al. (2016) não tenham verificado influência significativa no desprendimento de fibras pelo uso de detergentes e que, para algumas composições Napper e Thompson (2016) tenham divulgado complexidade de relações, não houve até o momento, resultados com queda no número de fibras a partir do uso destes produtos.

Neste sentido, de um modo geral, diferenças metodológicas entre estudos e a escassa literatura sobre a influência de ingredientes químicos sobre os têxteis impedem análises mais específicas. Ainda assim, MERMAIDS (2017c) sugere que a soma de aditivos como polímeros às fórmulas de produtos para lavagem pode prevenir ou ao menos diminuir o desprendimento. De fato, diversos polímeros podem ser usados para melhorar a manutenção da limpeza de fibras sintéticas e naturais, bem como torná-las mais macias (MERMAIDS, 2017c). Esta ação, possivelmente se sobreporia às ações degradantes como o ataque químico nas ligações das fibras e o atrito causado pela presença de detergentes em pó (MERMAIDS, 2017c). De qualquer forma, maiores estudos neste sentido são necessários, especialmente em função de compreender quais substâncias, presentes em detergentes, preveniriam a emissão de fibras.

6.2.5. CONSIDERAÇÕES SOBRE PARÂMETROS TÊXTEIS

Primeiramente, considerando 10 sucessivas lavagens e adição de detergentes foram notadas diferenças de comportamento entre os tipos de artigos. Em 10 sucessivas lavagens, blusas de PAC, por exemplo, foram as únicas a não liberar o pico de massa no primeiro processo. Analogamente, quedas evidenciadas pelas **Figuras 24 (a e b) a 31 (a e b)** mostram reduções mais acentuadas para alguns, do que outros artigos, como é o caso dos de PA, comparados aos de PES (**Tabela 17**).

Tabela 17 – Diferenças de massa desprendidas entre artigos de PA e PES ao longo de 10 sucessivas lavagens.

Condição ^a	RP ^b 1			RP 2		
	Mínimo (mg)	Máximo (mg)	Diferença (mg)	Mínimo (mg)	Máximo (mg)	Diferença (mg)
PA SD	5,8	45,4	39,6	0,5	40,4	39,9
PES SD	4,8	26,2	21,4	5,6	20,8	15,2
PA CD	0,8	24,4	23,6	0,4	23,1	22,7
PES CD	0,9	16,4	15,5	3,4	14,3	10,9

^a SD significa ‘sem detergente’ e CD, ‘com detergente’; ^b RP significa ‘réplica’.

Fonte: A própria autora.

Analogamente, considerando a adição de detergentes, houve variação de cerca de metade do desprendimento de massa para artigos de algumas composições (PES e PA) e não para os de outras (PAC e CO) (**Tabela 18**).

Tabela 18 – Diferenças de percentuais desprendidos sem e com detergente para todos os artigos.

Artigo	Sem Detergente		Com Detergente	
	RP ^a 1 (%)	RP 2 (%)	RP 1 (%)	RP 2 (%)
CO	0,20	0,20	0,16	0,17
PAC	0,13	0,09	0,07	0,08
PES	0,06	0,06	0,03	0,03
PA	0,10	0,08	0,04	0,04

^a RP significa ‘réplica’.

Fonte: A própria autora.

Estas evidências apontam que, mantidas as mesmas condições de lavagem, as características particulares a um e outro artigo, agindo em conjunto ou individualmente, seriam a razão para diferenças de desprendimento. Uma vez que o presente estudo se propôs a realizar 2 réplicas para cada lavagem e que, as características têxteis não foram isoladas e são diversas, inferências mais concretas não foram possíveis. Por outro lado, considerando maiores e menores emissões para o conjunto de 10 sucessivas lavagens e as informações coletadas em literatura, é possível sugerir quais características têxteis em cada caso contribuíram para um maior ou menor desprendimento. Ainda assim, esta análise é limitada uma vez que não são considerados fatores como constituição química das fibras, tampouco o conjunto de características que, como grupo, determinam o maior ou menor desprendimento.

Desta forma, tomando como referência 10 lavagens conjuntas, mantidas mesmas condições de lavagem, todas as peças de vestuário emitiram fibras. Isto aponta para um problema eminente, não apenas de poluição por microplásticos, com as fibras sintéticas, mas para as possíveis consequências relacionadas à presença de outras fibras que, ainda que biodegradáveis, contenham poluentes e lidem com outras questões até o momento inexploradas. Neste sentido, tanto em termos absolutos, quanto em relativos, de massa, o artigo que mais liberou fibras foi o CO, seguido pelas sintéticos PAC, PA e PES, nesta ordem, onde os dados relativos às características têxteis encontram-se nas **Tabelas 9 a 14** e são resumidos na **Tabela 19**. Esta última, por sua vez, quando aplicável, destaca o maior valor de cada característica, em negrito.

Tabela 19 – Resumo das características têxteis de cada tipo de artigo tratado nos experimentos.

Artigos	Tecido				Densidade linear (Tex)	Fio Torções (TPM)	Tipo de fio	Fibra Tamanho das fibras (cm)
	Gramatura (g m ⁻²)	Espessura (mm)	Carreiras/Colunas (n cm ⁻¹)	Ligamento				
CO	169,61	0,51	19,40/14,00	<i>Jersey</i>	22,42	686,0	Fiado	1,70
PAC	305,45	1,38	9,00/6,00	<i>Rib</i>	58,34	403,80	Fiado	4,00
PA	158,77	0,47	24,00/17,00	Meia malha com <i>fang</i> e não trabalha	8,98	NSA	Filamento	NSA ^a
PES	185,83	0,45	23,40/15,80	<i>Jersey</i>	20,92	767,60	Fiado	3,50

^a Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Para a camiseta de CO, primeira no *ranking* do desprendimento, as características relacionadas ao tipo de tecido, ou seja, gramatura (169,61 g m⁻²), espessura (0,51 mm) e densidade de carreiras e colunas (19,40 n cm⁻¹ e 14,00 n cm⁻¹, respectivamente), não estiveram entre as mais altas dentre os artigos de outras composições, o que sugeriria que estas características não foram preponderantes no desprendimento. Analogamente, a densidade linear dos fios (22,42 Tex) ficou abaixo daquela para a blusa de PAC, maior do grupo. Em relação ao número de torções por metro (686,0 TPM) que, quanto maior, mais resistente o fio, o valor foi médio. Já em relação ao tamanho das fibras, o artigo de CO foi o único a apresentar variabilidade de valores e a menor média (1,70 cm), o que poderia indicá-lo, entre os fatores coletados, como predominante para emissão de fibras na lavagem. Este raciocínio estaria alinhado com o estudo de MERMAIDS (2017b) e St Laurent et al. (2007) que sugeriram que fibras mais curtas lidam com mais pontas por unidade de peso e maior desprendimento.

Em relação às blusas de PAC, diante dos resultados apresentados de gramatura ($305,45 \text{ g m}^{-2}$), espessura (1,38 mm), carreiras e colunas ($9,00 \text{ n cm}^{-1}$ e $6,00 \text{ n cm}^{-1}$, respectivamente), densidade linear (58,34 Tex), torção (403,80 TPM) e comprimento das fibras (4,00 cm), os fatores preponderantes apontam para a gramatura, espessura e densidade linear, que foram as maiores do grupo, indicando mais massa de fibras por unidade de área. Apesar de menor do grupo, o número de carreiras e colunas é condizente com a estrutura *rib*, que trata-se de um tecido com formato canelado, que causa um efeito de malha dupla, o que continuaria sugerindo maior quantidade de fibras por área, ao mesmo tempo que um ligamento mais aberto. Analogamente, as torções por metro, menor valor do grupo, contribuiriam para uma estrutura de fio menos resistente, o que conduziria ao desprendimento. Finalmente, o tamanho das fibras, fator isolado, maior do grupo, reagiria em sentido contrário ao desprendimento.

Para as camisetas de PA, terceiras em sucessão de desprendimento, dentre as características citadas até o momento, destaque para a menor gramatura ($158,77 \text{ g m}^{-2}$) e densidade linear (8,98 Tex). Analogamente, a segunda menor espessura (0,47 mm), muito próxima da primeira colocada, influenciaria no mesmo sentido. Por outro lado, o artigo não possui torção e é formado por filamentos, mono (1 filamento) e multi (63 filamentos). Característica esta que, ao contrário do que esperado, também lidou com o desprendimento de fibras milimétricas. Neste sentido, estudos anteriores apontaram para a similaridade de desprendimento entre fibras cortadas e fios de filamento (ASTROM, 2016), reforçando a probabilidade de poluição por microplásticos por este tipo de fio. Ainda em relação aos artigos de PA, a maior densidade do tecido ($24,00 \text{ carreiras cm}^{-1}$ e $17 \text{ colunas cm}^{-1}$), ainda que muito próxima daqueles dos outros tecidos de malha simples, apontaria por uma lado à maior presença de massa de fibras por área, mas por outro, a ligamentos mais fechados. Nesse sentido, este artigo foi o único que apresentou pontos tipo 'não trabalha' e '*fang*', o que indicaria uma estrutura menos densa em alguns pontos do tecido. Este conjunto de informações suporia que a estrutura do tecido é fechada, mas em alguns pontos conta com a ausência de laços completos, o que poderia estar relacionado com menor disponibilidade de fibras.

Considerando o artigo com menor desprendimento, o de PES, as características que parecem ter mais influenciado nesta condição, são, a menor espessura (0,45 mm) do grupo, o maior número de torções por metro (767,60 TPM) e o segundo maior comprimento das fibras (3,50 cm), com pouca diferença para o primeiro colocado. Por outro lado, gramatura ($185,83 \text{ g m}^{-2}$) e densidade linear (20,92 Tex) mantiveram-se próximas à média do grupo. A

segunda maior densidade de carreiras e colunas ($23,40 \text{ n cm}^{-1}$ e $15,80 \text{ n cm}^{-1}$, respectivamente), muito próxima daquela das camisetas de PA, reforçaria a questão de que, se por um lado há mais material disponível por unidade de área, por outro, a estrutura fechada impediria a liberação das fibras.

Finalmente, considerando a variabilidade de características têxteis entre artigos, que podem influenciar a emissão de fibras, e as questões aqui colocadas, dentre as quais o não isolamento de variáveis, são necessários mais estudos. Neste sentido a adoção de características padrão que conduzissem a uma preservação das fibras nos artigos têxteis, poderiam ser utilizadas em estudos de *design*, para a elaboração de peças mais alinhadas a uma economia circular.

6.2.6. DIMENSÕES DAS FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS

Em relação às dimensões das fibras medidas após o desprendimento das lavagens, ressalta-se, novamente, que as massas retidas nos diversos materiais filtrantes (filtro da lavadora, peneira de $500 \mu\text{m}$ e peneira de $63 \mu\text{m}$), não consideraram as fibras referentes à última filtragem (papel-filtro de $8 \mu\text{m}$). De qualquer forma, neste último caso, foi possível verificar a existência de fibras muito pequenas (provavelmente abaixo de $63 \mu\text{m}$ e acima de $8 \mu\text{m}$) sem que no entanto, pudessem ser pesadas (ver item 6.2.3).

Considerando apenas as massa retidas nos 3 primeiros materiais filtrantes (filtro, peneira de $500 \mu\text{m}$ e peneira de $63 \mu\text{m}$), em 10 sucessivas lavagens, destaca-se que, para todos os artigos, o filtro da lavadora ($< 1 \text{ mm}$) e a peneira de $63 \mu\text{m}$ foram os materiais que mais retiveram massa de fibras. Neste sentido, em conjunto, estes 2 materiais filtraram, no mínimo 81 % e no máximo 92 % do total retido (filtro, peneira de $500 \mu\text{m}$ e peneira de $63 \mu\text{m}$) (**Tabela 20**). A diferença, tendo em consideração o valor de 100 % para cada caso, está relacionada com a massa de fibras retida na peneira de $500 \mu\text{m}$, diferença esta que variou de 8 % a 19 %.

Tabela 20 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 63 µm e percentuais em relação à massa total, em 10 lavagens.

Condição ^a	Filtro da lavadora		63 µm		Total
	(mg)	(%)	(mg)	(%)	(%)
CO SD RP 1	170,4	60	70,6	25	85
CO SD RP 2	162,2	57	74,4	26	83
CO CD RP 1	128,8	55	65,4	28	83
CO CD RP 2	129,6	52	79,7	32	84
PAC SD RP 1	171,5	56	76,9	25	81
PAC SD RP 2	131,6	58	58,5	26	84
PAC CD RP 1	89,5	50	50,1	28	78
PAC CD RP 2	113,7	58	39,2	20	78
PES SD RP 1	34,8	30	71,9	62	92
PES SD RP 2	27,7	25	71,1	65	90
PES CD RP 1	13,0	26	30,6	61	87
PES CD RP 2	22,6	36	32,8	52	88
PA SD RP 1	58,7	41	60,8	43	84
PA SD RP 2	49,9	42	58,2	49	91
PA CD RP 1	28,3	45	27,0	42	87
PA CD RP 2	24,1	38	31,6	50	88

^a SD significa ‘sem detergente’, CD, ‘com detergente’ e RP ‘réplica’.

Fonte: A própria autora.

Isoladamente, o acessório da lavadora reteve a maior massa de fibras nas lavagens com artigos de CO e PAC. Já nos processos com camisetas de PA, as massas retidas neste dispositivo estiveram muito próximas daquelas retidas pela peneira de 63 µm. Por último, para as lavagens dos artigos de PES, o filtro da lavadora foi superado pela peneira de 63 µm, onde o primeiro reteve entre 25 % e 36 % da massa de fibras liberadas, enquanto o segundo alcançou no mínimo 52 % e no máximo 65 %. Isto indica que, se por um lado fibras de PES maiores (acima de 1 mm) são mais pesadas, em função do comprimento, fibras de PES menores (abaixo de 500 µm, retidas na peneira de 63 µm) foram bastante significativas em termos de volume, superando inclusive a massa daquelas retidas entre 500 µm e 1 mm.

Neste sentido, o filtro da lavadora mostrou-se um acessório fundamental para a mitigação da emissão de fibras, ainda que haja potencial para melhorar sua eficácia em função da porosidade. Neste caso, mudar os filtros para uma porosidade de cerca de 500 µm não representaria resultados tão positivos, quanto diminuí-lo para dimensões próximas a 63 µm. De qualquer forma, esta solução deveria estar alinhada ao modelo da lavadora e seu consumo de água, levando em conta o fluxo e a pressão sobre o dispositivo. Ainda neste sentido, seria necessário considerar que a medida seria no sentido de mitigar e não eliminar totalmente as fibras. Neste contexto, futuros experimentos com lavagens domésticas

deveriam considerar o tamanho e eficácia do filtro, quando utilizadas lavadoras domésticas, questão que, até o momento, não foi discutida.

6.3. ESTIMATIVA DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS

6.3.1. PRÉ-TESTES EM CÂMARA DE NEUBAUER E GOTA SECA SOBRE LÂMINA

Em relação à contagem do número de fibras pela câmara de Neubauer, aplicada inicialmente para as lavagens com artigos de CO, a análise de outros efluentes, ou seja, água potável da rede de abastecimento (SABESP, 2017) e água de descontaminação da lavadora, bem como a da câmara de Neubauer sem líquido (limpa e seca), mostraram inconsistência no número de partículas encontradas. Isto é, para alguns casos, o número de partículas visualizadas, contadas como possíveis fibras, foram maiores para a câmara seca do que para a análise do efluente da lavadora. Apenas para citar um exemplo de leitura, a câmara limpa e seca, com água da rede de abastecimento (SABESP, 2017) e com descontaminação da lavadora, apresentaram número de partículas iguais a 9, 9 e 4, respectivamente. Estes valores foram superiores do que os referentes à leitura da câmara com efluente de lavagem (3 partículas), indicando que não se conseguia fazer distinção por esta metodologia entre fibras e outros tipos de partículas. Neste sentido, a **Figura 33** mostra uma micrografia para a câmara de Neubauer limpa e seca, em outro exemplo, onde não deveriam ser visualizadas quaisquer partículas.

Figura 33 – Câmara de Neubauer seca, visualizada em microscópio, com aumento de 640 vezes.

Fonte: A própria autora.

Desta forma, o método de contagem de fibras em câmara de Neubauer foi descartado em função da não confiabilidade dos resultados. Alternativamente, a visualização da gota seca em lâmina de vidro, tampouco possibilitou a distinção entre quaisquer tipos de partículas e fibras, sendo também uma metodologia que foi deixada de ser empregada nesta pesquisa.

6.3.2. PRÉ-TESTES COM MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA

Além da tentativa de leituras diretas em câmara de Neubauer e gota seca sobre lâmina de vidro, a visualização das imagens na microscopia eletrônica de varredura (MEV), sobre lâmina de vidro com recebimento de ouro ou carbono, tampouco permitiu a distinção entre o que eram fibras ou outro tipo de partículas. Neste sentido, as **Figuras 34 (a e b)** mostram exemplos de micrografias capturadas para a primeira réplica da primeira lavagem sem detergente para o artigo de CO e a **Figura 34 (c)**, a micrografia referente à primeira réplica da primeira lavagem sem detergente para o artigo de PAC. Ambas confirmam a dificuldade de identificação das fibras. Desta forma, a visualização em MEV também foi descartada para a contabilização do número de fibras.

Figura 34 – Visualização de partículas a partir do efluente de lavagem das camisetas de CO, sem detergente: (a) micrografia da gota seca da lavagem de CO, ampliada 250 vezes; (b) micrografia de uma partícula aleatória da lavagem de CO, ampliada 1000 vezes, escala de 30 μm ; (c) e (d) micrografias de partícula aleatória da lavagem de PAC, ampliadas 500 vezes, escalas de 100 μm .

Fonte: A própria autora.

Apesar de não se poder confirmar ou refutar que as partículas visualizadas por MEV constituem fragmentos de fibras têxteis liberados nas lavagens, a comparação desses registros com os de trabalhos futuros poderá ser de importância na validação de futuras metodologias.

Ainda, sobre a possibilidade de confirmar o material constituinte de tais partículas, tem-se que Andrady (2011) sugere, dentre outras técnicas, o eventual emprego de equipamento de FTIR que, acoplado a sistema de microscopia, permitiria direcionar o feixe de infravermelho diretamente sobre a partícula para determinação de sua composição. Não se conseguiu, nesta pesquisa, aplicar tal possibilidade metodológica em função de haverem

pouquíssimos equipamentos no país e nenhum que se soubesse passível de realizar as presentes análises em partículas de dimensões tão baixas.

6.3.3. CÁLCULOS DO NÚMERO DE FIBRAS EMITIDAS NAS LAVAGENS

Considerando cada tipo de composição individualmente, e o conjunto de 10 sucessivas ‘lavagens simples’, estimou-se o número de fibras desprendidas (200 L). Neste sentido, os cálculos baseados em Pirc et al. (2016) só foram possíveis para as fibras sintéticas (ver item 5.3.3). Já aqueles baseados em Napper e Thompson (2016), foram aplicáveis a todas. Para ambos os métodos, dimensões de raio ou diâmetro e comprimento das fibras foram verificadas em papel-filtro visualizado em microscópio, entretanto, em função da área de visualização e do acúmulo de material para alguns papéis-filtro, fibras mais longas não puderam ser medidas na sua maior dimensão. Isto significa que, para todos os casos, foram dimensionadas apenas fibras de menor comprimento, comprometendo a confiabilidade dos cálculos. Se para cada tipo de artigo foram previstas 10 medições de comprimento por papel-filtro referente à primeira lavagem com detergente, primeira réplica, totalizando 30 valores (10 para fibras retidas em filtro da lavadora, 10 para peneira de 500 μm e 10 para a peneira de 63 μm), na prática, nem sempre foi possível computá-las.

Neste sentido, o PES foi a única fibra a ter 30 medidas completas de comprimento (10 para as fibras retidas em filtro, 10 para a peneira de 500 μm e 10 para a de 63 μm). Fibras de CO e PA, por sua vez, só puderam ser medidas em relação à peneira de 500 μm e à de 63 μm , totalizando 20 valores. Ainda para a fibra de PA, 2 tipos de fios compunham o tecido e, não obstante os monofilamentos foram visíveis no papel-filtro das emborcações, para a estimativa dos cálculos, foram considerados apenas diâmetros e comprimentos dos filamentos mais finos, provenientes dos fios multifilamentos, que eram mais numerosos. Neste sentido, destaca-se que em alguns papéis-filtro também foram notados fios de costura, considerados apenas no peso e não para as medidas de comprimento. Finalmente, para o PAC, o comprimento das fibras não foi mensurável em quaisquer papéis-filtro. Desta forma, utilizou-se a estimativa de comprimento de 1 mm em razão da semelhança com as médias obtidas no comprimento de outras composições ($L_{\text{CO}} = 0,820 \text{ mm}$; $L_{\text{PES}} = 1,224 \text{ mm}$; $L_{\text{PA}} = 1,085 \text{ mm}$). Uma vez estabelecidas as ressalvas em relação ao comprimento das fibras, a **Tabela 21** traz os resultados dos cálculos, para ambos os métodos, junto com àqueles das massas e percentuais relativos, referentes ao conjunto de 10 sucessivas lavagens.

Tabela 21 – Resultados referentes a 10 sucessivas lavagens (aproximadamente 200 L, sendo 20 L de cada lavagem), para os artigos de CO, PAC, PES e PA.

	Unidade	CO		PAC		PES		PA	
		RP 1	RP2	RP 1	RP2	RP 1	RP2	RP 1	RP2
Sem Detergente	(mg)	284,8	286,5	307,8	228,0	115,4	109,3	142,0	120,0
	(%)	0,20	0,20	0,13	0,09	0,06	0,06	0,10	0,08
	Pirc ^h (n)	NSA ^j	NSA ^j	945×10^3 ^a	654×10^3 ^a	397×10^3 ^b	397×10^3 ^b	621×10^3 ^c	497×10^3 ^c
	Napper ⁱ (n)	807×10^3 ^d	812×10^3 ^d	1×10^6 ^e	754×10^3 ^e	426×10^3 ^f	404×10^3 ^f	514×10^3 ^g	434×10^3 ^g
Com Detergente	(mg)	231,6	245,6	178,6	196,1	49,8	63,0	63,2	63,3
	(%)	0,16	0,17	0,07	0,08	0,03	0,03	0,04	0,04
	Pirc ^h (n)	NSA ^j	NSA ^j	509×10^3 ^a	582×10^3 ^a	199×10^3 ^b	199×10^3 ^b	248×10^3 ^c	248×10^3 ^c
	Napper ⁱ (n)	656×10^3 ^d	696×10^3 ^d	590×10^3 ^e	648×10^3 ^e	184×10^3 ^f	233×10^3 ^f	229×10^3 ^g	229×10^3 ^g

^a Onde, $M_{\text{artigo}} = 240,00 \text{ g}$; $T = 0,00033 \text{ g m}^{-1}$ (em função do diâmetro médio de $18,30 \mu\text{m}$); $L = 0,001 \text{ m}$ (estimativa). ^b Onde, $M_{\text{artigo}} = 178,33 \text{ g}$; $T = 0,00022 \text{ g m}^{-1}$ (em função do diâmetro médio de $14,36 \mu\text{m}$); $L = 0,001224 \text{ m}$ (comprimento médio). ^c Onde, $M_{\text{artigo}} = 148,33 \text{ g}$; $T = 0,00022 \text{ g m}^{-1}$ (em função do diâmetro médio de $16,90 \mu\text{m}$); $L = 0,001085 \text{ m}$ (comprimento médio). ^d Onde, $d = 1,54 \text{ mg mm}^{-3}$ (Tabela 8); $r = 0,00943 \text{ mm}$; $L = 0,820 \text{ mm}$. ^e Onde, $d = 1,15 \text{ mg mm}^{-3}$ (média Tabela 8); $r = 0,00915 \text{ mm}$; $L = 1 \text{ mm}$ (estimativa). ^f Onde, $d = 1,365 \text{ mg mm}^{-3}$ (média Tabela 8); $r = 0,00718 \text{ mm}$; $L = 1,224 \text{ mm}$ (estimativa). ^g Onde, $d = 1,135 \text{ mg mm}^{-3}$ (média Tabela 8); $r = 0,00845 \text{ mm}$; $L = 1,085 \text{ mm}$ (estimativa). ^h Método baseado em Pirc et al. (2016). ⁱ Método baseado em Napper e Thompson (2016). ^j Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Neste sentido, os resultados dos cálculos apontam que houve predominância de valores na casa das centenas de milhares, com apenas uma exceção na casa dos milhões. Este foi o caso da primeira réplica da blusa de PAC, lavada sem detergente, que resultou em 1×10^6 unidades, pelo cálculo de Napper e Thompson (2016). Confrontando os valores dentro de cada método, resultados baseados em Napper e Thompson (2016), mostraram, além do recém descrito máximo de unidades, o mínimo de desprendimento de 184×10^3 unidades para a primeira réplica da camiseta de PES lavada com detergente. Analogamente, para os cálculos pela fórmula de Pirc et al. (2016), houve um máximo desprendimento de 945×10^3 unidades para a mesma primeira réplica da blusa de PAC sem detergente e mínimo de 199×10^3 unidades para a mesma primeira réplica da camiseta de PES com detergente. Desta forma, os dois métodos de cálculo foram considerados bastante próximos.

Em relação a outros autores que publicaram resultados referentes ao número de fibras liberadas em lavagens domésticas, primeiramente foram ponderados experimentos em equipamentos de laboratório. Nestes casos, o volume de água da lavagem e o tamanho do têxtil foram reduzidos, o que possibilitou a contagem das fibras. Neste sentido, Astrom (2016) utilizou pedaços de tecido de $10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm}$ e um volume de água de 125 mL . Com um filtro de porosidade de $1,2 \mu\text{m}$, durante lavagens a 60°C por 30 min , o autor encontrou unidades de fibras variando entre 200 e 2000 unidades, a depender do tipo do têxtil e o uso de detergentes. Analogamente, MERMAIDS (2017c), com pedaços de tecido de tamanho

reduzido, mas indiscriminado, em equipamentos similares de laboratório, encontraram no mínimo 100 e no máximo 4281 fibras desprendidas de lavagens em diversas condições e tipos de têxteis. Os materiais utilizados para a filtragem, neste caso, compreendiam uma porosidade de 5 μm , o que indica similaridade com os resultados de Astrom (2016). Considerando as medidas da camiseta de CO usada no presente estudo (ver item 6.1.2), a área total de uma peça de vestuário foi estimada em 9100 cm^2 . Sendo a medida adotada por Astrom (2016) de 100 cm^2 , a área de uma camiseta equivale a 91 vezes aquela de um pedaço de tecido. Neste sentido, multiplicando o valor mínimo de 100 e máximo de 5000 fibras por lavagem, encontrados por Astrom (2016) e MERMAIDS (2017c) respectivamente, por 91, o total desprendido neste experimentos para uma peça de vestuário equivaleria a algo entre 9100 e 455×10^3 fibras.

Já em relação a estudos que utilizaram equipamentos domésticos com peças confeccionadas inteiras, Browne et al. (2011) determinaram que uma única lavagem a 600 R.P.M., 40° C e sem detergente pode liberar mais de 1.900 fibras, sem detalhes a respeito da porosidade dos filtros, nem método de contagem. Por outro lado, utilizando suas fórmulas propostas, Pirc et al. (2016) e Napper e Thompson calcularam a quantidade de fibras a partir de percentual relativo e massa desprendida, respectivamente. No caso dos primeiros autores, foram estimadas cerca de 11×10^3 fibras a partir da oitava lavagem de um *fleece* de PES, a 600 R.P.M., 30° C e porosidade dos filtros de 200 μm . Já para os segundos, foram calculadas as unidades de fibras liberadas de uma carga de 6 kg, a 1400 R.P.M., por 1 h 15 min, com poros de filtros de 25 μm . Neste sentido, Napper e Thompson (2016) encontraram no mínimo 138×10^3 e no máximo 729×10^3 fibras a partir da quinta lavagem. Considerando um têxtil de 200 g, estes valores ficariam entre 4589 e 24×10^3 .

Uma vez que os valores do presente trabalho referem-se a 10 lavagens sucessivas, dividindo o mínimo e máximo valores encontrados por 10, os resultados estariam, na média, entre 18×10^3 e 100×10^3 fibras por lavagem. Isto indica que, não obstante a diversidade de métodos, equipamentos e artigos, os resultados do presente estudo estão na mesma ordem de grandeza de seus pares, seja aqueles realizados a partir de contagens ou de cálculos conversores de massa. Desta forma, baseados nos últimos estudos desenvolvidos neste sentido, pode-se afirmar que uma única lavagem doméstica libera entre milhares e centenas de milhares de fibras para sistemas de esgoto e cursos d'água. Estas fibras são de distintas dimensões, variando de comprimentos de cm a μm , podendo-se cogitar inclusive que muitas possam ser de escala nanométrica, conforme apontam estudos mais recentes em literatura (GESAMP, 2016).

6.4. EXTRAPOLAÇÃO DOS RESULTADOS

A fim de estabelecer uma perspectiva sobre as fibras emitidas em escala nacional e internacional, foram estimadas as emissões anuais para artigos de CO e, alternativamente para o grupo das sintéticas que são os microplásticos propriamente ditos. Neste sentido, dados da FAO-ICAC (2013) apontam que, em 2010, do consumo mundial de 69,7 milhões de toneladas de fibras para vestuário, 32,9 % ou 22,9 milhões de toneladas referiam-se ao CO, enquanto 60,1 % ou 41,9 milhões de toneladas às sintéticas. Paralelamente, em relação às lavagens domésticas, dados mundiais apontam 840 milhões de lavadoras (BARTHEL; GÖTZ, 2013; MAC NAMARA et al., 2012), onde, no Brasil, 31,25 milhões de domicílios declararam possuir o equipamento (IBGE, 2011). Considerando que:

- a) lavadoras são comumente carregadas com menos de 75 % de sua capacidade (KRUSCHWITZ et al., 2014; PAKULA; STAMMINGER, 2010, 2015);
- b) a média da capacidade das lavadoras está entre 6,00 e 7,00 kg (PAKULA; STAMMINGER, 2015), seriam carregados 4,875 kg por lavagem ($6,50 \times 0,75$);
- c) o consumo de fibras de CO para vestuário é de 32,9 % e de sintéticas é de 60,1 % (FAO-ICAC, 2013);
- d) a cada 4,875 kg de lavagem, 1,60 kg são de CO ($4,875 \times 0,329$) e 2,93 kg de sintéticas ($4,875 \times 0,601$);
- e) o desprendimento de fibras de CO em lavagens com detergente é de 0,0165 % o peso do artigo têxtil (considerando que 10 lavagens liberam cerca de 0,165 % do peso do artigo);
- f) o desprendimento de fibras sintéticas em lavagens com detergente é de 0,0048 % o peso do artigo têxtil (considerando que 10 lavagens com detergente liberam em média 0,048 % do peso do artigo);
- g) ocorrem entre 3 a 5 ciclos por semana de lavagem na Europa (PAKULA; STAMMINGER, 2010) e 3,5 ciclos no Brasil (DUPONT; 2013), utiliza-se o mínimo de ciclos de 3,5 por semana;
- h) 1 ano possui 52 semanas.

Em 1 ano de lavagens domésticas mundiais, haveria um desprendimento de aproximadamente 40,4 mil toneladas de fibras de CO ($840.000.000 \times 3,5 \times 52 \times 1,60 \times 0,000165$) e 21,5 mil toneladas de fibras sintéticas ($840.000.000 \times 3,5 \times 52 \times 2,93 \times 0,000048$).

Em uma perspectiva nacional, para o mesmo período, tomando como base os dados do IBGE com 31.250.000 domicílios com lavadoras, a estimativa seria de cerca de 4 % ($31,25 \div 840$) do consumo mundial. Desta forma, apenas no Brasil, em 1 ano, seriam liberados cerca de 1,6 mil toneladas de fibras de CO ($40,4 \times 0,04$) e cerca de 860 toneladas de fibras sintéticas em corpos d'água e efluentes de esgoto.

Neste sentido, levando em conta que fibras de CO são biodegradáveis, se 100 % da água proveniente de lavadoras domésticas fosse coletada, com um nível de eficiência ideal em estações de tratamento de 96,57 % (TALVITIE; HEINONE, 2014), ainda assim haveria uma quantidade significativa de fibras sintéticas lançadas ao meio ambiente.

Isto é, considerando que 3,43 % das fibras não seriam retidas ($100 \% - 96,57 \%$), cerca de 737 toneladas ($21500 \times 0,0343$) de fibras sintéticas seriam emitidas em escala mundial e cerca de 29 toneladas ($860 \times 0,0343$), em escala nacional. De toda forma, estes números devem ser observados de maneira conservadora uma vez que, na prática, menos de 40 % do esgoto é tratado no Brasil (BRASIL, 2016). Adicionalmente, o nível de eficiência considerado para o tratamento de efluentes, refere-se a uma única estação de tratamento em São Petersburgo, na Rússia, em coletas acima de 20 μm (TALVITIE; HEINONE, 2014). Isto indica que, ainda haveriam fibras menores, possivelmente nas escalas micro e nanométrica, lançadas em cursos d'água. Finalmente, ainda que haja melhorias nos sistemas de filtragem das lavadoras, com sistemas de tratamento de esgoto de alta eficiência, a quantidade de fibras atingindo o ambiente marinho, pode ser considerada significativa.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por volta de 1960, vieram à tona os primeiros sinais de plástico no meio ambiente, pela presença em carcaças de aves marinhas (THOMPSON et al., 2009). Desde então, este tipo de poluição ganhou notoriedade crescente sendo, atualmente, alvo de diversas instituições internacionais. De fato, o material plástico e os microplásticos, categoria mais específica e menos estudada, foram inicialmente abordados por cientistas ambientais para então alcançarem os setores a eles relacionados. Paralelamente, instituições governamentais iniciaram pequenos movimentos para controlar a emissão deste tipo de poluição. Mas, neste sentido, se por um lado as últimas décadas foram fundamentais para desenvolver o que se sabe sobre os materiais sintéticos no meio ambiente, especialmente o marinho, por outro inúmeras questões permanecem não resolvidas, o que por sua vez, impede medidas mais assertivas no controle a este problema.

No trabalho regressivo, a partir dos plásticos encontrados em campo, fontes, distribuição e impactos no ecossistema são alguns dos assuntos que ainda não foram esgotados. Considerando especialmente pontos de convergência interdisciplinares, como é o caso das fibras têxteis, há que se levar em conta um desafio adicional no sentido de reunir esforços para compartilhar conhecimento e direcionar decisões sinérgicas. Estas últimas compactuariam não apenas com a continuidade do desenvolvimento social e econômico, como também à preservação ambiental.

Para as fibras sintéticas, que são o foco deste trabalho, a maioria das publicações têm em sua autoria cientistas ambientais, com escassos trabalhos a partir da perspectiva têxtil. Neste sentido, até o momento, foram mapeadas diversas fontes destes materiais, com maior foco para lavagens domésticas, onde, apesar do crescente interesse, pouco se sabe acerca dos parâmetros influenciadores da emissão. Todavia, existe um enorme potencial compreendido entre fatores de lavagem e artigos têxteis que podem contribuir para a mitigação e possíveis soluções para este tipo de poluição.

Neste contexto, para o presente trabalho foram considerados parâmetros mecânicos temporais, relacionados à sucessão de 10 lavagens domésticas, fatores químicos, ligados à adição de detergente e, finalmente, características têxteis presentes em artigos de vestuário de diferentes composições. Neste sentido, primeiramente, há que se considerar que o número de fatores explorados permaneceu limitado. Questões como modelo da lavadora, temperatura da água e duração das etapas de lavagem, ainda que registradas, não foram discutidas, nos resultados, em comparação com outros trabalhos. Isto, em parte, em função

da variabilidade de definições, metodologias e apresentação de resultados entre os estudos (**Tabela 22**). Apesar de não especificados nesta tabela, em relação aos parâmetros têxteis (tipo de fibra, fio, estrutura, etc.) e de lavagem (modelo do equipamento, volume do banho, duração da lavagem, etc.), as escolhas dos parâmetros entre trabalhos divergiram quase que totalmente.

Tabela 22 – Estudos com lavagens domésticas relacionados à emissão de microplásticos (MPs).

Referência	Definição MPs (µm)	Variáveis	Nº de artigos testados (origem) ^f	Equipamento de lavagem	Porosidade dos filtros (µm)	Resultados obtidos em relação às fibras emitidas
Astrom (2016)	< 5000	detergente, têxtil, uso ^a	11 (laboratório/mercado)	Laboratório	1,2	unidades (n) tamanho (mm)
Bruce et al. (2016)	< 5000 (diâmetro)	modelo de máquina, têxtil, uso	5 (mercado)	Lavadora doméstica	20 333	massa (mg) massa relativa (%),
Browne et al. (2011)	< 1000	têxtil	3 (não especificado)	Lavadora doméstica	não especificado	unidades (n) unidades relativas (n l ⁻¹)
Hartline et al. (2016)	< 5000	modelo de máquina, têxtil, uso	5 (mercado)	Lavadora doméstica	20 333	massa (mg)
Hernandez, Nowack, Mitrano (2017)	< 5000	detergente, duração ^b , temperatura, temporalidade ^c	2 (acervo)	Laboratório	0,45	massa relativa (mg g ⁻¹) tamanho (µm)
MERMAIDS (2017c)	não especificado	água, auxiliares ^d , detergente, duração, esferas de aço ^e , temperatura, têxtil	3 (laboratório)	Laboratório	5	unidades (n)
Napper, Thompson (2016)	< 5000 (menor dimensão)	amaciante, detergente, temperatura, têxtil	3 (mercado e acervo)	Lavadora doméstica	25	massa (mg) unidades (n) ^g tamanho (µm; mm)
Pirc et al. (2016)	< 5000	amaciante, detergente, temporalidade	2 (mercado)	Lavadora doméstica	200	massa relativa (%) tamanho (mm) unidades (n) ^g

^a O termo ‘uso’ refere-se à variável relacionada a artigos novos e usados (simulações de uso); ^b O termo ‘duração’ refere-se à duração da lavagem; ^c O termo ‘temporalidade’ refere-se à condução de sucessivas lavagens; ^d O termo ‘auxiliares’ refere-se a amaciantes e outros tipos de produtos adicionados durante a lavagem, como por exemplo alvejantes; ^e O termo ‘esferas de aço’ refere-se a uma simulação da ação mecânica da lavagem em laboratório; ^f A origem dos artigos pode ser: laboratório – quanto se tratar de construção específica para os testes, mercado – quando forem adquiridas no comércio comum e acervo – quando forem retiradas do acervo do laboratório ou dos autores; ^g O número de fibras não foi contado mas, outrora, calculado através da massa de fibras desprendida;

Fonte: A própria autora.

Em outras palavras, para a presente pesquisa, discutir a influência de um modelo de abertura superior sem agitador, com aquele de um modelo frontal não parece plausível quando tantas outras variáveis, como tipo de têxtil, duração de lavagem, tipo de produto químico foram diferentes. Ainda assim, há que se considerar, especialmente em trabalhos futuros, a compreensão destas diferenças para que, além de orquestrar as variáveis possa-se encontrar soluções metodológicas que permitam tais comparações.

As metodologias, cerne dos experimentos e alvo das mais diversas opções entre os trabalhos publicados, todavia, apontam possíveis soluções, ainda não estabelecidas. Neste sentido, as primeiras experiências com lavagens domésticas explorando microplásticos, não

apenas surgiram da área ambiental, como foram produzidas a partir de equipamentos de escala doméstica. De forma subsequente, as publicações logo a seguir mantiveram o mesmo modelo. Se por um lado esta adoção permite ampliar a análise sobre a realidade doméstica, contando com particularidades como a presença de acessórios como o filtro da lavadora, por outro, incorrem em demasiada variabilidade e pouco controle sobre os estudos. Neste sentido, trabalhos mais recentes e posteriores ao primeiro grupo, publicados basicamente a partir de 2016, utilizaram normas têxteis que simulam lavagens domésticas para utilização, por exemplo, em ensaios de solidez da cor. Para estes casos, a vantagem latente é, que uma vez selecionadas as mesmas variáveis dentro da norma, o experimento é mais controlado e permite menos perdas. Por outro lado, pela limitação de tamanho dos equipamentos, há que se utilizar apenas um pedaço de tecido, o que pode incorrer em diferenças em relação à realidade doméstica. No presente estudo, por exemplo, foi possível visualizar, para alguns papéis-filtro, fios de costura soltos das peças confeccionadas e estes foram pesados e computados nos resultados, uma vez que, compuseram as fibras desprendidas. Por outro lado, ainda que, na escala laboratorial, os pedaços de tecido sejam costurados para evitar a fuga de fibras de pontas soltas, há um maior cuidado neste procedimento que deve diferenciá-lo de uma peça pronta.

Em última instância, há que se considerar que, a recenticidade da temática dos microplásticos e, em especial, a participação das fibras dentro deste grupo, relacionam-se com problemáticas recém surgidas. Neste sentido, se o primeiro trabalho reconhecido sobre o tema, foi publicado em 2011, e o corpo principal a partir de 2016, as análises a respeito deste tipo de fonte ainda estão em fase inicial. De qualquer forma, os resultados obtidos até o momento e, paralelamente, o aumento de conhecimento relativo aos plásticos e microplásticos em geral, encorajam futuras pesquisas a se apropriarem do tema em busca de possíveis soluções. Isto não apenas vislumbra alternativas no campo têxtil, mas permite que o conhecimento seja usado em etapas como tratamento de efluentes e opções de equipamentos de lavagem, incluindo iniciativas de educação da população em geral. Finalmente, a importância atribuída ao tema, aliada a projeções de aumento de consumo e poder aquisitivo da população (BROWNE et al, 2011), pedem urgência na obtenção de soluções que estejam mais alinhadas a uma forma de economia circular.

8. CONCLUSÃO

O presente estudo analisou parâmetros de lavagem, mecânicos e químicos e características têxteis que influenciaram o desprendimento de fibras na escala doméstica. Além da emissão de uma fibra natural (CO), poluente pelas substâncias tóxicas nela contidas, a liberação de fibras sintéticas, consideradas microplásticos, causam diversos impactos ao ecossistema, com destaque para o marinho.

Desta forma, experimentos de lavagens individuais, em equipamento doméstico, mostraram emissão de fibras de artigos de CO, PAC, PES e PA, com queda de desprendimento em 10 sucessivas lavagens e com o uso de detergentes. Em ambos os casos, as diferenças de comportamento entre fibras sugeriram influência das características têxteis.

No ranking de emissão, os artigos de CO desprenderam mais fibras em 10 sucessivas lavagens, com valores entre 284,8 mg e 286,5 mg para processos sem detergente e 231,6 mg e 245,6 mg para aqueles com detergente. Em relação às fibras sintéticas, a ordem decrescente foi: PAC, PA e PES. Blusas de PAC emitiram entre 307,8 mg e 228,0 mg em lavagens sem detergente e 178,6 mg e 196,1 mg em lavagens com detergente. Camisetas de PA, liberaram entre 142,0 mg e 120,0 mg para lavagens sem detergente e 63,2 mg e 63,3 mg com detergente. Camisetas de PES, com menor desprendimento, emitiram entre 115,4 mg e 109,3 mg para lavagens sem detergente e 49,8 mg e 63,0 mg com detergente. Sobre as dimensões das fibras, para todos os casos, massas retidas no filtro da lavadora (porosidade < 1 mm) e aquelas em peneiras de 63 µm foram mais representativas do que as de 500 µm. Para todos os artigos, o filtro da lavadora foi o principal dispositivo, com exceção às lavagens de artigos de PES, onde o acessório deu lugar à peneira de 63 µm. Tal resultado sugere não apenas a importância do filtro da lavadora, mas o potencial de diminuição de porosidade, ainda que esta não seja uma solução definitiva.

Convertendo massa em unidades, uma única lavagem desprende entre milhares e centenas de milhares de fibras. Extrapolando massas para uma perspectiva mundial, estimam-se cerca de 40,4 mil toneladas de fibras de CO e 21,5 mil toneladas de fibras sintéticas. Na perspectiva brasileira, estimam-se 1,6 mil toneladas de CO e 860 toneladas de fibras sintéticas. Considerando fibras naturais como biodegradáveis e que todos os efluentes de lavagem seriam tratados em condições ideais, as perspectivas mundiais e brasileiras de fibras sintéticas, após tratamento de esgoto cairiam para 737 toneladas e 29 toneladas ao ano, respectivamente. Tais valores indicam a necessidade por mais pesquisa e soluções que, no mínimo, mitiguem este tipo de poluição.

REFERÊNCIAS¹

- AGARWAL, G.; KOEHL, L.; PERWVELZ, A. Simultaneous influence of ageing and softener on mechanical properties of knitted textiles during life cycle of garment. **International Journal of Clothing Science and Technology**, v. 23, n. 2-3, p.152-169, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/10.1108/09556221111107342>
- ALFIERI, P. **Tecnologia das fibras têxteis III**. Centro Universitário Fundação Educacional Padre Saboia de Medeiros, Departamento de Engenharia Têxtil. 2007, p. 131.
- AMBERG, C. Hygiene under the microscope: microbiology in the domestic laundry settings in developed and developing settings – challenges and solutions. **Swissatest testmaterials ag, St. Gallen, Schweiz**, 2014. Disponível em : <http://www.swissatest.ch/files/downloads>. Acesso em 24 jan. 2016.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, n. 62, p. 1596 – 1605, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- ARIEL BRASIL. Disponível em: <https://www.arielbrasil.com.br/pt-br/como-lavar-roupa/roupas-preferidas/experimente-o-ariel-liquido-concentrado>. Acesso em 08 jul. 2017.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. **NOAA Technical, Memorandum NOS-OR&R30**, p. 9-11, 2009.
- ASTROM, L. **Shedding of synthetic microfibers from textiles**. University of Gothenburg, 2016. Disponível em: http://bioenv.gu.se/digitalAssets/1568/1568686_linn---str--m.pdf. Acesso em 07 jun. 2017.
- BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 1526, p. 1985-1998, 2009. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- BARTHEL, C.; GÖTZ, T. **The overall worldwide saving potential from domestic washing machines: With results detailed for 10 world regions**. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, p. 64, 2013. Disponível em: <http://www.bigee.net/en/appliances/guide/residential/group/3/>. Acesso em 28 fev. 2016.
- BASTIDAS, O. Cell Counting with Neubauer Chamber: Basic hemocytometer usage. **Technical Note**. Disponível em: <http://www.celeromics.com/en/resources/Technical%20Notes/cell-article-chamber.php>. Acesso em 06 mar. 2016.

¹ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 6023: 2002.

- BAYO, J.; OLMOS, S.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J.; ALCOLEA, A. Microplastic and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v. 11, n. 5, p. 812-821, 2016. <http://dx.doi.org/10.2495/SDP-V11-N5-812-821>
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** – 2014. Brasília: SNSA/ MCIDADES, 2016. 121 p. Disponível em: < http://www.epsvjv.fiocruz.br/upload/Diagnostico_AE2014.pdf>. Acesso 02 de mai. 2017.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – CONMETRO. Resolução nº02, de 6 de maio de 2008. Dispõe sobre a aprovação do Regulamento Técnico Mercosul sobre etiquetagem de produtos têxteis. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 09 maio 2008, Seção 1, p.77-79.
- BRASTEMP. Disponível em: < <https://www.brastemp.com.br/produto/minilavadora-brastemp-eggo/>>. Acesso em 08 jul. 2017.
- BRIGDEN, K.; SANTILLO, D.; JOHNSTON, P. Nonylphenol ethoxylates (NPEs) in textile products, and their release through laundering. **Greenpeace**, 2012, 14p. Disponível em: < <http://www.greenpeace.org/luxembourg/Global/luxembourg/image/2012/FashionVictim2012/TechnicalReport-06-2012.pdf>>. Acesso 11 jul. 2017.
- BROWN, J.; MACFADYEN, G.; HUNTIGTON, T.; MAGNUS, J.; TUMILTY, J. Ghost fishing by lost fishing gear. Final Report to DG Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission. Institute for European Environmental Policy/Poseidon Aquatic Resource Management Ltd joint report 151, 2005, 151 p. Disponível em: < <http://www.ieep.org.uk/assets/243/ghostfishing.pdf>>. Acesso em 26 de abr. 2017.
- BROWNE, M.; DISSANAYAKE, T. GALLOWAY, T.; LOWE, D.; THOMPSON, R. C. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel. **Mytilus edulis (L.)**, v. 42, n.13, p. 5026-5031, 2008. <http://dx.doi.org/10.1021/es800249a>
- BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science and Technology**, n. 44, p.3404-3409, 2010. <http://dx.doi.org/10.1021/es903784e>
- BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, n. 21, p. 9175-9179, 2011. <http://dx.doi.org/10.1021/es201811s>
- BROWNE, M. A.; NIVEN, S.; GALLOWAY, T. S.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. **Current Biology**, v. 23, p. 2388-2392, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>

- BROWNE, M. A. Sources and pathways of microplastics to habitats. In: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. **Marine Anthropogenic Litter**. Springer International Publishing, 2015. Capítulo 9, p. 229-244. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- BRUCE, N.; HARTLINE, N.; KARBA, S.; RUFF, B.; SONAR, S. Microfiber pollution and the apparel industry. **Group Project Report**, 2016. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- CARTES, J. E.; SOLER-MEMBRIVES, A.; STEFANESCU, C.; LOMBARTE, A.; CARASSÓN, M. Contributions of allochthonous inputs of food to the diets of benthopelagic fish over the northwest Mediterranean slope (to 2300). **Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 109, p. 123-136, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2015.11.001>
- CALDER, D. R.; CHOONG, H. H. C.; CARLTON, J. T.; CHAPMAN, J. W.; MILLER, J. A.; GELLER, J. Hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) from Japanese tsunami debris washing ashore in the northwestern United States. **Aquatic Invasions**, v. 9, n.4, p. 425 – 440, 2014. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.02>
- CARR, S. A., LIU, J., TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174-182, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>.
- CARR, S. A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.13, n. 3, p. 466-469, 2017. <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1916>
- CATTANI, I. M. **Fibra de Buriti (*Mauritia flexuosa* Mart.): registro em comunidade local (Barreirinhas-MA, Brasil), caracterização físico-química e estudo com impregnação de resinas**. 2016. 213 f + 1 CD-ROM. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Artes Ciências e Humanidades, Programa Têxtil e Moda, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
- CELOROMICS. Disponível em: < [www.celeromics.com/em/resources/Technical% 20Notes /cell-article-chamber.php](http://www.celeromics.com/em/resources/Technical%20Notes/cell-article-chamber.php)>. Acesso em 08 jul 2017,
- CESA, F. S.; TURRA, A.; BARUQUE-RAMOS, J. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 1116-1129, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: Apêndice A**. São Paulo, CETESB: 2009, 44 p. Disponível em: < <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em 19 jun. de 2017.
- CLAESSENS, M.; CAUWENBERGHE, L.; VANDEGEHUCHTE, M.; JANSSEN, C. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected

- organisms. **Marine Pollution Bulletin**, v.70, n. 1-2, p. 227-233, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastic as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, n. 12, p. 2588-2597, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, E.; GOODHEADS, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v.47, n. 12, p. 6646-6655, 2013. <http://dx.doi.org/10.1021/es400663f>
- COLE, M.; WEBB, H.; LINDEQUE, P. K.; FILEMAN, E. S.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific Reports**, v. 4, p.1-8, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/srep04528>
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n.2, p. 1130-1137, 2015. <http://dx.doi.org/10.1021/es504525u>
- DE SÁ, L. C.; LUÍS, L. G.; GUILHERMINO, L. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. **Environmental Pollution**, v. 196, p. 359-362, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.026>
- DE WITTE, B.; DEVRIESE, L.; BEKAET, K.; HOFFMAN, S.; VANDERMEERSCH, G.; COOREMAN, K.; ROBBENS, J. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edis*): comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, p. 146-155, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>
- DESFORGES, J.; GALBRAITH, M.; DANGERFIELD, N.; ROSS, P. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, p. 94-99, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>
- DEVRIESE, L. I.; MEULEN, M. D. V.; MAES, T.; BEAKERT, K.; PAUL-PONT, I.; FRÈRE, L.; ROBBENS, J.; VETHAAK, A. D. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, p. 179-187, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>
- DERRAIK, J. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 842-852, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- DRIS, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; SAAD, M.; RENAULT, N.; TASSIN, B. Microplastic contamination in an urban area: a case in Greater Paris. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 592-599, 2015. <http://dx.doi.org/10.1071/EN14167>

- DRIS, R.; GASPERI, C.; MIRANDE, C.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; TASSIN, B. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, p.1-6, 2016a. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.envpol.2016.12.013](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013)
- DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, M.; TASSIN, B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? **Marine pollution bulletin**, v. 104, n. 1, p. 290-293, 2016b. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006)
- DUARTE, C.M.; PITT, K. A.; LUCAS, C. H.; PURCELL, J. E.; UYE, S.; ROBINSON, K.; BROTZ, L.; DECKER, M. B.; SUTHERLAND, K. R.; MALEJ, A.; MADIN, L.; MIANZAN, H.; GILI, J.; FUENTES, V.; ATIENZA, D.; PAGÉS, F. Is global ocean sprawl a cause of jellyfish blooms? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 2, p. 91-97, 2013. [http://dx.doi.org/ 10.1890/110246](http://dx.doi.org/10.1890/110246)
- DUBAISH, F. LIEBEZEIT, G. Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade system, Southern North Sea. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, n. 2, p. 1-8, 2013. [http://dx.doi.org/ 10.1007/s11270-012-1352-9](http://dx.doi.org/10.1007/s11270-012-1352-9)
- DUPONT[®]. **Brazil laundry habits & attitudes**, TNS, January 2013. Disponível em :< <http://fhc.biosciences.dupont.com/consumer-trends/consumer-studies/brazilian-consumer-laundry-study/>>. Acesso em 17 set. 2015.
- EPA. **Methods to manage and control plastic wastes: report to congress**. Washington DC, 1990. Disponível em: < <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=100019KK.TXT>>. Acesso em 16 fev. 2016.
- ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C. M.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORRERO, J. C.; BORRERO, F.; RYAN, P. G.; REISSER, J. Plastic Pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. 1-15, 2014. [http://dx.doi.org/ 10.1371/journal.pone.0111913](http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0111913)
- FABERI, S.; PRESSUTO, M.; STAMMINGER, R.; SCIALDONI, R.; MEBANE, W.; ESPOSITO, R. **Preparatory study for eco-design requirements of EuPs. LOT 14 Domestic washing machines & dishwashers**. Final Report Task 3–5–1. P. 230-463, 2007. DISPONÍVEL EM: < http://www.eup-network.de/fileadmin/user_upload/Lot_13_Final_Report_Taks_3-5.pdf>. Aesso em 18 mai. 2017.
- FAO-ICAC. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS AND INTERNATIONAL COTTON ADVISORY COMMITTEE. **World apparel fiber consumption survey**, Washington, 2013. 5p. Disponível em: https://www.icac.org/cotton_info/publications/statistics/world-apparel-survey/FAO-ICAC-Survey-2013-Update-and-2011-Text.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.

- FENDALL, L.; SEWELL, M. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n.8, pp. 1225-1228, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- FRIAS, J.P.G.L.; GAGO, J.; OTERO, V.; SOBRAL, P. Microplastics in Coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. **Marine Environmental Research**, v. 114, p. 24-30, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.006>
- FREE, M. C.; JENSEN, O.; MASON, S. A.; ERIKSEN, M.; WILLIAMSON, N. J.; BOLDGIV, B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 156-163, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- FISCHER, V.; ELSNER, N. O.; BRENKE, N.; SCHWABE, E.; BRANDT, A. Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka Trench area (NW pacific). **Deep-Sea Research Part II**, v. 111, p. 399-405, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.08.012>
- GALGANI, F., FLEET, D., FRANEKER, J.V., KATSANEVAKIS, S., MAES, T., MOUAT, J., OOSTERBAAN, L., POITOU, I., HANKE, G., THOMPSON, R., AMATO, E., BIRKUN, A., JANSSEN, C. Task group 10 report: marine litter. **Marine Strategy Framework**, 2010. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/9-Task-Group-10.pdf>>. Acesso em 16 fev. 2016.
- GALGANI, F.; HANKE, G.; MAES, T. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. **Marine Anthropogenic Litter**. Primeira edição. Suíça: Springer, 2015, cap. 2, ISBN: 978-3-319-16509-7.
- GESAMP. **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.). (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. 82, 68p. 2010. (Retrieved from) http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/Reports_and_studies_82/gallery_1510/object_1670_large.pdf
- GESAMP. JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION. **Microplastics in the ocean**, 2015a. (Retrieved from) <http://www.gesamp.org/microplastics-in-the-ocean---a-global-assessment---wg-40-brochure>
- GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of 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, 96p. 2015b. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925>

- GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment.** (Kershaw, P. J. and Rochman, C. M., eds.). (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. 93, 220p. 2016. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925>
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa:** 4ª Edição. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2002.
- GOLDSTEIN, M. C.; ROSENBERG, M.; CHENG, L. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. **Biology Letters**, v.8, n.5, p.817-820, 2012. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2012.0298>
- GOUIN, T., ROCHE, N., LOHMANN, R., HODGES, G. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. **Environmental Science & Technology**, n. 45, p.1466-1472, 2011. <http://dx.doi.org/10.1021/es1032025>
- GOYNES, W. R.; ROLLINS, M. L. A scanning electron-microscope study of washer-dryer abrasion in cotton fibers. **Textile Research Journal**, v. 41, n. 3, p. 226-231, 1971. <http://dx.doi.org/10.1177/004051757104100307>
- GREGORY, M. R.; ANDRADY, A. L. Plastics in the marine environment. In: ANDRADY, A. L. **Plastics and the Environment**. John Wiley and Sons, 2003, Capítulo 10, p. 379-402.
- HABIB, D.; LOCKE, D. C.; CANNONE, L. J. Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 103, n. 1-4, p. 1-8, 1998.
- HARSHVARDHAN, K; JHA, B. Biodegradation of low-density polyethylene by marine bacteria from pelagic water, Arabian Sea, India. **Marine Pollution Bulletin**, v.77, p. 100-106, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.025>
- HARTLINE, N.; BRUCE, N.; KARBA, S.; RUFF, E.; SONAR, S.; HOLDEN, P. Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n.21, p. 11532-11538, 2016. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b03045>
- HERNANDEZ, E.; NOWACK, B.; MITRANO, D. M. Synthetic textiles as a source of microplastics from households: a mechanistic study to understand microfiber release during washing. **Environmental Science and Technology**, 2017. Just accepted manuscript. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b01750>
- HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science & Technology**, n. 46, p.3060-3075, 2012. <http://dx.doi.org/10.1021/es2031505> |

- HOPEWELL, J.; DVORAK, R.; KOSIOR, E. Plastic recycling: challenges and opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science**, v. 364, p. 2115-2126, 2009 <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- HYARIC, R. L.; CANLER, J. P.; BARRLLON, B.; NAQUIN, P.; GOURDON, R. Characterization of screenings from three municipal wastewater treatment plants in the region Rhone-Alpes. **Water Science & Technology**, v. 60, n.2, p.525-531, 2009. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.391>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Séries históricas e estatísticas**, 2011. Disponível em: <
<http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=6&op=0&vcodigo=PD280&t=domicilios-particulares-permanentes-posse-maquina-lavar>>. Acesso em 17 set. 2015.
- INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL. Brasil Têxtil 2015. **Relatório Setorial da Indústria Têxtil Brasileira**, São Paulo, v. 15, n.15, out. 2015.
- IVAR DO SUL, J.A., SPENGLER, A., COSTA, M.F. Here, there and everywhere, small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n.58, p.1236–1238, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>
- IVAR DO SUL, J.; COSTA, M. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352-364, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; NADRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p.768-770, 2015. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781107415386.010>
- KRUSCHWITZ, A.; KARLE, A.; SCHMITZ, A.; STAMMINGER, R. Consumer laundry practices in Germany. **International Journal of Consumer Studies**, v. 38, n. 3, p. 265-277, 2014. <http://doi.wiley.com/10.1111/ijcs.12091>
- LABOROPTIK. Disponível em:<
<http://www.lolaboroptik.de/englisch/level2/produkte.html>>. Acesso em 08 jul. 2017.
- LAITALA, K.; BOKS, C.; KLEEP, I. G. Potential for environmental improvements in laundering. **International Journal of Consumer Studies**, v. 35, n. 2, p. 254-264, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1470-6431.2010.00968.x>
- LAW, K. L., THOMPSON, R C. Microplastics in the sea: concern is rising about widespread contamination of the marine environment by microplastics. **Science**, v. 345, v. 6193, p. 144-145, 2014. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1254065>
- LEE, J., LEE, J. S., JANG, Y. C., HONG, S. Y., SHIM, W. J., SONG, Y. K., HONG, D. H., JANG, M. HAN, G. M., KANG, D., HONG, S. Distribution and size relationships of plastic marine debris on beaches in South Korea. **Archives of Environmental**

- Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 288-298, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-015-0208-x>
- LEONARDI, B. **Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <f_cesa@hotmail.com> em 02 mar. 2017.
- LESLIE, H.A. Review of microplastics in cosmetics. Report R14/29. **IVM Institute for Environmental studies**, p. 1-33, 2014. Disponível em: <http://www.ivm.vu.nl/en/Images/Plastic_ingredients_in_Cosmetics_07-2014_FINAL_tcm234-409859.pdf>. Acesso 26 abr. 2017.
- LEWIN, M. **Handbook of fiber chemistry**. 3ª edição. Boca Raton: CRC Press, 2007, 1044 p.
- LI, J., YANG, D., LI, L., JABEEN, K., SHI, H. Microplastics in commercial bivalves from China. **Environmental Pollution**, v. 207, p. 190-195, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>
- LI, W.; TSE, H.; FOK, L. Plastic Waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects. **Science of Total Environment**, v. 566-567, p. 333-349, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 31, n. 9, p. 1574-1578, 2014. <http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>
- LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Origin of synthetic particles in honeys. **Polish Journal of Food and Nutrition Sciences**, v. 65, n.2, p. 143-147, 2015. <http://dx.doi.org/10.1515/pjfn-2015-0025>
- LUSHER, A.L.; MCHUGH, M.; THOMPSON R.C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, n. 1-2, p. 94-99, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- LUSHER, A.; BURKE, A.; O'CONNOR, A.; OFFICER, R. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling, **Marine Pollution Bulletin**, v.88, n. 1-2, p. 325-333, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.023>
- LUSHER, A. L.; TIRELLI, V.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. Microplastic in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, v. 5, n. 14947, pp.1-9, 2015. <http://dx.doi.org/10.1038/srep14947>
- MAC NAMARA, C., GABRIELE, A.; AMADOR, C.; BAKALIS, S. Dynamics of textile motion in front-loading domestic washing machine. **Chemical Engineering Science**, v.75, p. 14-27, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ces.2012.03.009>

- MACHER, J., M. Review of methods to collect settled dust and isolate culturable microorganisms. **Indoor Air**, v.11, n.2, p.99-110, 2001. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0668.2001.110204.x>
- MAGNUSSON, K.; NOREN, F. **Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant**. IVL Swedish Environmental Research Institute, 2014. Disponível em: < <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf>>. Acesso em 02 mai. 2017
- MALUF, E.; KOLBE, W. **Dados técnicos para a indústria têxtil**. 2ª edição. São Paulo: IPT/ ABIT, 2003. 336p.
- MATHALON, A.; HILL, P. Microplastic fibers in the intertidalecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. **Marine Pollution Bulletin**, n. 81, p.69-79, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- MERMAIDS. **Ocean Clean Wash: plastic soup foundation charter to stop plastic microfiber release from laundry in washing machines, 2016**. Disponível em: <http://www.plasticsoupfoundation.org/en/2016/04/new-collaboration-with-gstar-to-stop-plastic-microfibers>. Acesso em 20 de mar. 2017.
- MERMAIDS. **Report on localization and estimation of laundry microplastics sources and on micro and nanoplastics present in washing wastewater effluents. Associated action A1**. 2017a, 125p. Disponível em: < <http://life-mermaids.eu/en/deliverables-mermaids-life-2/>>. Acesso em 17 mai. 2017.
- MERMAIDS. **Report on the influence of commercial textile finishing, fabrics geometry and washing conditions on microplastics release. Associated action: A2**. 2017b, 55 p. Disponível em: < <http://life-mermaids.eu/en/deliverables-mermaids-life-2/>>. Acesso em 17 mai. 2017.
- MERMAIDS. **Report on the influence of commercial laundry agents and washing conditions on microplastic release reduction by use of commercial detergents, additives and changing laundering conditions. Associates action: A2**. 2017c, 179 p. Disponível em: < <http://life-mermaids.eu/en/deliverables-mermaids-life-2/>>. Acesso em 17 mai. 2017.
- MESDAN. Disponível em: <http://www.mesdan.it/scheda_lab.php/linea/7/destinazione/10/applicazione/21/prodotto/27>. Acesso em 25 jan 2016.
- MESDAN. Disponível em: <<https://www.saviotechnologies.com/mesdan/en/mesdan-lab/products/miscellaneous/others/Pages/Spessimetri-portatili.aspx>>. Acesso em 08 jul. 2017.
- MCINTYRE, J. E. **Synthetic fibres: nylon, polyester, acrylic, polyolefin**. 1ª edição. Boca Raton: Woodhead Publishin Limited, 2005, 300 p.
- MINTENIG, S. M.; INT-VEEN, I.; LODER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, G. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal

- plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v. 108, p. 365-372, 2017. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.watres.2016.11.015](http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015)
- MOGAHZY, Y. E. **Engineering textiles: integrating the design and manufacture of textile products**. Cambridge, England: Woodhead Publishing Limited and CRC Press. 2009. 538 p.
- MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, v.108, n.2, p.131 – 139, 2008. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.envres.2008.07.025](http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025)
- MORRITT, D.; STEFANOUDIS, P. V.; PEARCE, D.; CRIMMEN, O. A.; CLARK, P. F. Plastic in the Thames: a river runs through it. **Marine Pollution Bulletin**, v. 78, n.1-2, p. 196-200, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.035>
- NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 39-45, 2016. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025)
- NEEDLES, H. L. **Textile fibers, dyes, finishes, and processes. A concise guide**. United States: Noyes Publications, 1986. 227 p.
- NEL, H. A.; FRONEMAN, P. W. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, p. 274-279, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2015.09.043](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.043)
- NEVES, D., SOBRAL, P., FERREIRA, J. L., PEREIRA, T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119-126, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2015.11.008](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008)
- NOBRE, C.; SANTANA, M.; MALUF, A.; CORTEZ, F.; CESAR, A.; PEREIRA, C.; TURRA, A. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1-2, p. 99-104, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.050>
- NOR, N.; OBBARD, J. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v.79, n. 1-2, pp. 278-283, 2014. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2013.11.025](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025)
- OBBARD, R.; SADRI, S.; WONG, Y. Q.; KHITUN, A. A.; BAKER, I.; THOMPSON, R. C. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. **Earth's Future**, v. 2, p.315-320, 2014. [http://dx.doi.org/ 10.1002/2014EF000240](http://dx.doi.org/10.1002/2014EF000240). Abstract
- OERLIKON. The Fiber Year 2009/10: **A world survey on textile and nonwovens industry**, Oerlikon, Swizerland, 2010. Disponível em:<http://www.indotextiles.com/download/Fiber%20Year%202009_10.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.

- PAKULA, C., STAMMINGER, R. Electricity and water consumption for laundry washing by washing machine worldwide. **Energy Efficiency**, v. 3, n. 4, p. 365-382, 2010. [http://dx.doi.org/ 10.1007/s12053-009-9072-8](http://dx.doi.org/10.1007/s12053-009-9072-8)
- PAKULA, C., STAMMINGER, R. Energy and water savings potential in automatic laundry washing processes. **Energy Efficiency**, v. 8, n. 2, p. 205-222, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1007/s12053-014-9288-0](http://dx.doi.org/10.1007/s12053-014-9288-0)
- PETERSSON, H.; ROSLUND, S. **Tvattemissionn: en undersokning av polesterplaggs fiberutslapp vid hushallstavattning**. University of Borås, Sweden, 2015. (Retrieved from) <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:820491/FULLTEXT01.pdf>
- PHAM, C. K.; RAMIREZ-LLODRA, E.; ALT, C. H. S.; AMARO, T.; BERGMANN, M.; CANALS, M.; COMPANY, J. B.; DAVIES, J.; DUINEVELD, G.; GALGANI, F.; HOWELL, K. L.; HUVENNE, V. A. I.; ISIDRO, E.; JONES, D. O. B.; LASTRAS, G.; MORATO, T.; GOMES-PEREIRA, J. N.; PURSER, A.; STEWART, H.; TOJEIRA, I.; TUBAU, X.; ROOIJ, D. V.; TYLER, P. A. Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. **PLoS ONE**, v. 9, n.4, p. 1-13, 2014. [http://dx.doi.org/ 10.1371/journal.pone.0095839](http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0095839)
- PIRC, U.; VIDMAR, M.; MOZER, A.; KRZAN, A. Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic laundry. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 22206-22211, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0>
- PLASTIC EUROPE. APME: **Analysis of plastic production, demand and recovery in Europe**, Brussels (BE): Association of plastic manufacturers, 2013. Disponível em: <http://www.plasticseurope.org/documents/document/20131014095824-final_plastics_the_facts_2013_published_october2013.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.
- PLASTIC EUROPE. APME: **Analysis of European plastic production, demand and waste data**, Brussels (BE): Association of plastic manufacturers, 2015. Disponível em:< http://www.plasticseurope.org/documents/document/20150227150049-final_plastics_the_facts_2014_2015_260215.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.
- REMY, F.; COLLARD, F.; GILBERT, B.; COMPÈRE, P.; EPPE, G.; LEPOINT, G. When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in Seagrass Macrophytodebris. **Environmental science & Technology**, v. 49, n. 18, p. 1158-1116, 2015. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b02005>
- RIOS, L.M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, n. 8, p. 1230-1237, 2007. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.marpolbul.2007.03.022](http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022)
- ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; KUROBE, T.; TEH, S. J. Ingested plastic transfer hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, n. 3263, p. 1-7, 2013. [http://dx.doi.org/ 10.1038/srep03263](http://dx.doi.org/10.1038/srep03263)
- ROCHMAN, C. M.; TAHIR, A.; WILLIAMS, S. L.; BAXA, D. V.; LAM, R.; MILLER, J. T.; TEH, F.; WERORILANGI, S.; THE, S.J. Anthropogenic debris in sea food: plastic

debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Scientific Reports**, v. 5, n. 14340, p.1-10, 2015. <http://dx.doi.org/10.1038/srep14340>

ROCHMAN, C. M.; BROWNE, M. A.; UNDERWOOD, A. J.; VAN FRANEKER, J. A.; THOMPSON, R. C.; AMARAL-ZETTLER, L. A. The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. **Ecology**, v. 97, n.2, p. 302-312, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

RYAN, P.; MOLONEY, C. Plastic and other artefacts on South African beaches: temporal trends in abundance and composition. **South African Journal of Science**, v. 86, p. 450-452, 1990.

SABESP. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/subHome.aspx?secaoId=30>>. Acesso em 13 jul. 2017.

SHOVE, A. Converging conventions of comfort, cleanliness and convenience. **Journal of Consumer Policy**, v. 26, p. 395-418, 2003. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1026362829781>

SIVAN, A. New perspectives in plastic biodegradation. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 22, n. 3, p. 422-426, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2011.01.013>

SJOLLEMA, S. B.; REDONDO-HASSELERHARM, P.; LESLI, H. A.; KRAAK, M. H. S.; VETHAAK, A. D. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 259-261, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002>

SPENCER, D. J. **Knitting technology – a comprehensive handbook and a practical guide**. Cambridge, England: Woodhead Publishing Limited and CRC Press. 2001. 413 p.

ST. LAURENT, J. B., BUZZACCARINI, F.; CLERCK, K.; DEMEYERE, H. LABEQUE, R. LODEWICK, R; LANGENHOVE, L. V. Laundry Cleaning of Textiles. **Handook for Cleaning/Decontamination of Surfaces**, v.1, p.57-102, 2007.

SUNDT, P.; SCHULZE, P.; SYVERSEN, F. **Sources of microplastic-pollution to the marine environment**. Norwegian Environment Agency, p. 1-108, 2014. Disponível em: <<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf>>. Acesso em 16 fev. 2016.

SUTTON, R., MASON, S. A., STANEK, S. K., WILLIS-NORTON, E. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 230–235, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>

SYNTH. Disponível em: <<http://www.lojasynth.com/inox/peneirastamis/peneira-tamis-granulometrica-em-aco-inox-tyler-250>>. Acesso em 27 mar. 2016.

- TALVITIE, J.; HEINONEN, M. **BASE PROJECT: Preliminary Study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant**. Baltic Marine Environment Protection Commission, Helcom, 2014. Disponível em: < <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/Microplastics%20at%20a%20municipal%20waste%20water%20treatment%20plant.pdf>>. Acesso em 23 fev. 2017.
- TALVITIE, J.; HEINONEN, M.; PÄÄKKÖNEN, J.; VAHTERA, E.; MIKOLA, A.; SETÄLÄ, O.; VAHALA, R. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 9, p.1495-1504, 2015. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.360>
- TEUTEN, E. L.; SAQUING, J. M.; KNAPPE, D.R.U.; BARLAZ, JONSSON, S.; BJÖRN, 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.; RUCHAYA, B.; ZAKARIA, M.P.; AKKHAVONG, K.; OGATA, Y.; HIRAI, H.; IWASA, S.; MIZUKAWA, K.; HAGINO, Y.; IMAMURA, A.; SAHA, M.; TAKADA, H. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science**, n. 364, p. 2027-2045, 2009. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- THOMPSON, R.C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSEL, A. E. Lost at Sea: Where is all the plastic? **Science**, n. 5672, p. 838, 2004. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1094559>
- THOMPSON, R. C.; MOORE, C.; ANDRADY, A. GREGORY, M.; TAKADA, H.; WEIBERG, S. New directions in plastic debris. **Science**, v. 310, n. 5751, p. 1117, 2005. <http://dx.doi.org/10.1126/science.310.5751.1117b>
- THOMPSON, R. C. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. **Krause, J.C., Nordheim, H., Bräger, S. (Eds.), Marine Nature Conservation in Europe. Federal Agency for Nature Conservation**, Stralsund, Germany, pp. 107–115, 2006. Disponível em: < https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Fachtagungen/Marine-Nature-Conservation-2006/Proceedings-Marine_Nature_Conservation_in_Europe_2006.pdf>. Acesso em 06 abr. de 2017.
- THOMPSON, R.; MOORE, C.; VOM SAAL, F. SWAN, S. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological science**, v. 364, p. 2153-2166, 2009. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/srep04435>
- UNEP. **Biodegradable plastics and marine litter misconceptions, concerns and impacts on marine environments**. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, 2015. Disponível em:

<<http://www.unep.org/gpa/documents/publications/BiodegradablePlastics.pdf>>. Acesso em 16 fev. 2016.

- UNEP. **Marine plastic debris and microplastics: global lessons and research to inspire action and guide policy change**. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, 2016. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/Marine_plastic_debris_and_microplastic_technical_report_advance_copy.pdf. Acesso em 06 abr. 2017.
- VAN AMBER, R. R.; NIVEN, B. E.; WILSON, C. A. Effects of laundering and water temperature on the properties of silk and silk-blend knitted fabrics. **Textile Research Journal**, v.80, n. 15, p. 1557-1568, 2010. <http://dx.doi.org/10.1177/0040517510366019>
- VAN DEN BREKEL, L. D. M. **Hydrodynamics and Mass Transfer in Domestic Drum-type Fabric Washing Machines**, 1987. Ph.D. Thesis. Delft University of Technology. Delft, Netherland, 1987
- VARJONEN, J.; AALTO, K. **Household production and consumption in Finland 2001: Household satellite account**. National Consumer Research Centre, Helsinki, 2006. Disponível em: <http://www.stat.fi/tup/kantilinpito/2001_household_satellite_account.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.
- VERSCHOOR, A.; POORTER, L.; ROEX, E.; BELLERT, B. Quick scan and prioritization of microplastic sources and emissions. **RIVM Advisory Letter 250012001**. National Institute for Public Health and Environment, Bilthoven (NL), 2014, p.41. (Retrieved from) <http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=b14d58ab-5579-4b17-aae2-5c5e1e21eb4f&type=org&disposition=inline>
- VON MOSS, N.; BURKHARDT-HOLM, P.; KÖHLER, A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissues of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after Experimental exposure. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 20, p. 11327-11335, 2012. <http://dx.doi.org/10.1021/es302332w>
- WARMOESKERKEN, M. M. C. G.; VAN DER VLIST, P.; MOHOLKAR, V. S.; NIERSTRASZ, V. A. Laundry process intensification by ultrasound. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 210, n. 2-3, p. 277-285, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0927-7757\(02\)00372-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00372-2)
- WATT, R. ROUX, C.; ROBERTSON, J. The population of coloured textile fibres in domestic washing machines. **Science & Justice: Journal of the Forensic Science Society**, v.45, n.2, p.75-83, 2007. [http://dx.doi.org/10.1016/S1355-0306\(05\)71632-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1355-0306(05)71632-4)
- WATTS, A. J. R.; LEWIS, C.; GOODHEAD, R. M.; BECKETT, S. J.; MOGER, J.; TYLER, C. R.; GALLOWAY, T. S. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n.15, 2014. <http://dx.doi.org/10.1021/es501090e>

- WEBSTER, T., F.; HARRAD, S.; MILLETTE, J. R.; HOLBROOK, R. D.; DAVIS, J. M.; STAPLETON, H. M.; ALLEN, J. G.; MCCLEAN, M. D.; IBARRA, C.; ABDALLAH, M. A.; COVACI, A. Identifying transfer mechanisms and sources of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in indoor environments using environmental forensic microscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 9, p. 3067-3072, 2009. [http://dx.doi.org/ 10.1021/es803139w](http://dx.doi.org/10.1021/es803139w)
- WESCH, C.; BARTHEL, A.; BRAUN, U.; KLEIN, R.; PAULUS, M. No microplastic in benthic eelpout (*Zoarces viviparous*): an urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection. **Environmental Research**, v. 148, p. 36-38, 2016. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.envres.2016.03.017](http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.017)
- WOODALL, L. C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L. J.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; CALAFAT, A.; ROGERS, A. D.; NARAYANASWAMY, B. E.; THOMPSON, R.C. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, v. 1, n. 140317, p. 1-8, 2014. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.140317>
- WORLD ECONOMIC FORUM. **The new plastics economy: rethinking the future of plastics**. Geneva, 2016. Disponível em: <http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf>. Acesso em 16 fev. 2016.
- WIEWEL, B.; LAMOREE, M. Geotextile composition, application and ecotoxicology – a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 317, p.640-655, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.060>
- WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental pollution**, n.178, p. 483— 492, 2013. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.envpol.2013.02.031](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031)
- WRIGHT, S. L.; ROWE, D.; REID, M. J.; THOMAS, K. V.; GALLOWAY, T. S. Bioaccumulation and biological effects of cigarette litter in marine worms. **Scientific Reports**, v.5, n. 14119, pp. 1-10, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1038/srep14119](http://dx.doi.org/10.1038/srep14119)
- YANG, D.; SHI, H.; LI, L.; LI, J.; JABEEN, K.; KOLANDHASAMY, P. Microplastic pollution in table salts from China. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n.22, p. 13622-13627, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1021/acs.est.5b03163](http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b03163)
- YU, X.; PENG, J.; WANG, J.; WANG, K.; BAO, S. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai sea. **Environmental Pollution**, v. 214, p.772-730, 2016. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.envpol.2016.04.080](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.080)
- ZALASIEWICZ, J.; WATERS, C. N., IVAR DO SUL, J. A., CORCORAN, L.; BARNOSKY, A. D., CEARRETA, A., EDGEWORTH, M., GALUSKA, A., JEANDEL, C., LEINFELDER, R., MCNEILL, J. R., STEFFEN, W., SUMMERHAYES, C., WAGREICH, M., WILLIAMS, M., WOLFE, A. P., YONAN, Y. The geological cycle of plastic and their use as stratigraphic indicator of Anthropocene. **Anthropocene**, v. 13, p. 4-17, 2015. [http://dx.doi.org/ 10.1016/j.ancene.2016.01.002](http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002)

- ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science & Technology**, v.47, p. 7137-7146, 2013. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es401288x>
- ZHAO, S.; ZHU, L.; WANG, T.; DAOII, L. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Stuary system in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, n. 1-2, p.562-568, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: Not only plastic but also natural fibers. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 1110-1115, 2016.
- 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 wastewater-based microplastics. **Water Research**, v. 112, p.93-99, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>
- ZONATTI, W. F. **Geração de resíduos sólidos da indústria têxtil brasileira e de confecção: materiais e processos para reuso e reciclagem.** 2016. 250 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola de Artes Ciências e Humanidades, Programa Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
- ZUBRIS, K. A. V.; RICHARDS, B. K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. **Environmental Pollution**, v. 138, p. 201-211, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>

NORMAS TÉCNICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT ISO 139**: têxteis – atmosferas normais de condicionamento de ensaios. Rio de Janeiro, 2005. 6p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7031**: indicação do sentido da torção dos fios têxteis e produtos similares - procedimento. Rio de Janeiro, 2014. 6p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10591**: materiais têxteis – determinação da gramatura de superfícies têxteis. Rio de Janeiro, 2008. 8p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12060**: materiais têxteis – determinação do número de carreiras/cursos e colunas em tecidos de malha. Rio de Janeiro, 1991. 2p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12071**: artigos confeccionados para vestuário – determinação das dimensões. Rio de Janeiro, 2002. 6p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12331**: fibras têxteis - taxa convencional de condicionamento - padronização. Rio de Janeiro, 1991. 2 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12744**: classificação de fibras têxteis. Rio de Janeiro, 1992. 8 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13216**: materiais têxteis – determinação do título de fios em amostras de comprimento reduzido. Rio de Janeiro, 1994. 2 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13371**: materiais têxteis – determinação da espessura. Rio de Janeiro, 2005. 11 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13460**: tecido de malha por trama – determinação da estrutura. Rio de Janeiro, 1955. 1 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13462**: tecido de malha por trama – estruturas fundamentais. Rio de Janeiro, 1995. 8 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15291**: filamentos têxteis – determinação do número de filamentos em fios ou tecidos multifilamentos. Rio de Janeiro, 2005. 8.p
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 6330**: domestic washing and drying procedures for textile testing. Geneva, 2012. 33 p.

APÊNDICE I

Tabela I1 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de peso seco das peças confeccionadas, utilizadas para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (g)	PAC (g)	PES (g)	PA (g)
1	145,00	240,00	175,00	145,00
2	145,00	240,00	180,00	145,00
3	145,00	240,00	180,00	155,00
média	145,00	240,00	178,33	148,33
S	0,00	0,00	2,89	5,77
C.V. (%)	0,00	0,00	1,62	3,89

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela I2 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de gramatura dos tecidos, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (g m ⁻²)	PAC (g m ⁻²)	PES (g m ⁻²)	PA (g m ⁻²)
1	174,15	310,07	190,47	157,70
2	167,16	310,27	181,70	156,79
3	169,86	299,05	182,91	159,36
4	163,77	293,28	185,69	161,73
5	173,11	314,59	188,36	158,25
média	169,61	305,45	185,83	158,77
S	4,27	8,90	3,66	1,90
C.V. (%)	2,52	2,92	1,97	1,20

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela I3 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de *regain* dos tecidos, antes das lavagens, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (%)	PAC (%)	PES (%)	PA (%)
1	5,54	0,83	0,49	2,84
2	6,08	3,88 ²	0,51	2,83
3	6,88	0,82	0,45	2,67
4	5,05	0,84	0,54	3,17
5	5,54	0,84	0,49	2,84
média	5,81	0,83	0,50	2,87
S	0,70	0,01	0,03	0,18
C.V. (%)	11,99	1,26	6,55	6,42

¹ Corpos-de-prova. ² Valor descartado em função da diferença com os outros corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela I4 – Valores individuais, média, desvio padrão e coeficiente de variação do ensaio de *regain* do tecido do artigo de CO, lavado dez sucessivas vezes, com detergente, para comparação com a média obtida antes da lavagem.

c.p. ¹	CO (%)
1	5,85
2	6,02
3	5,20
4	5,27
5	5,39
média	5,94
S	0,12
C.V. (%)	2,03

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela I5 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de espessura dos tecidos, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (mm)	PAC (mm)	PES (mm)	PA (mm)
1	0,51	1,39	0,44	0,45
2	0,52	1,37	0,45	0,48
3	0,52	1,37	0,44	0,48
4	0,50	1,41	0,46	0,47
5	0,51	1,37	0,47	0,48
média	0,51	1,38	0,45	0,47
S	0,01	0,02	0,01	0,01
C.V. (%)	1,63	1,29	2,88	2,76

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela I6 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de carreiras e colunas dos tecidos, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (cm ⁻¹)		PAC (cm ⁻¹)		PES (cm ⁻¹)		PA (cm ⁻¹)	
	carreiras	colunas	carreiras	colunas	carreiras	colunas	carreiras	colunas
1	19,00	14,00	9,00	6,00	24,00	15,00	24,00	17,00
2	20,00	14,00	9,00	6,00	23,00	16,00	24,00	17,00
3	20,00	14,00	9,00	6,00	23,00	16,00	24,00	17,00
4	19,00	14,00	9,00	6,00	23,00	16,00	24,00	17,00
5	19,00	14,00	9,00	6,00	24,00	16,00	24,00	17,00
média	19,40	14,00	9,00	6,00	23,40	15,80	24,00	17,00
S	0,55	0,00	0,00	0,00	0,55	0,45	0,00	0,00
C.V. (%)	2,82	0,00	0,00	0,00	2,34	2,83	0,00	0,00

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela 17 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de densidade linear dos fios, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC, PES e PA.

c.p. ¹	CO (Tex)	PAC (Tex)	PES (Tex)	PA (Tex)
1	24,20	58,20	22,00	9,00
2	23,00	59,40	20,60	8,80
3	22,60	57,00	20,20	9,00
4	22,80	59,20	22,20	8,80
5	22,00	56,40	21,00	9,00
6	21,20	60,40	19,40	9,60
7	22,00	60,00	20,20	8,80
8	21,40	57,20	20,20	9,20
9	22,20	57,40	20,80	9,00
10	22,80	58,20	22,60	8,60
média	22,42	58,34	20,92	8,98
S	0,87	1,36	1,03	0,27
C.V. (%)	3,86	2,33	4,94	3,05

¹ Corpos-de-prova.

Fonte: A própria autora.

Tabela 18 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos ensaios de torções por metro dos fios, utilizados para caracterização dos artigos de CO, PAC e PES. Para o artigo de PA, não se aplica.

c.p. ¹	CO (TPM)	PAC (TPM)	PES (TPM)	PA (TPM)
1	687,00	388,00	802,00	NSA ³
2	708,00	415,00	756,00	NSA ³
3	654,00	404,00	795,00	NSA ³
4	695,00	387,00	756,00	NSA ³
5	- ²	425,00	729,00	NSA ³
média	686,00	403,80	767,60	NSA³
S	23,02	19,09	30,39	NSA³
C.V. (%)	3,36	4,73	3,96	NSA³

¹ Corpos-de-prova. ² Valor não computado. ³ Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Tabela 19 – Valores individuais, média, desvio padrão e coeficiente de variação do ensaio de número de filamentos dos fios, utilizado para caracterização do artigo de PA. Para os outros, não se aplica.

c.p. ¹	CO (n)	PAC (n)	PES (n)	PA (n)
1	NSA ²	NSA ²	NSA ²	65,00
2	NSA ²	NSA ²	NSA ²	64,00
3	NSA ²	NSA ²	NSA ²	60,00
média	NSA²	NSA²	NSA²	63,00
S	NSA²	NSA²	NSA²	2,65
C.V. (%)	NSA²	NSA²	NSA²	4,20

¹ Corpos-de-prova. ² Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Tabela I10 – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação do ensaio de comprimento das fibras, utilizado para caracterização dos artigos de CO, PAC e PES. Para o artigo de PA, não se aplica.

c.p. ¹	CO (Tex)	PAC (Tex)	PES (Tex)	PA (Tex)
1	1,00	4,00	3,50	NSA ²
2	1,50	4,00	3,50	NSA ²
3	2,00	4,00	3,50	NSA ²
4	1,50	4,00	3,50	NSA ²
5	2,00	4,00	3,50	NSA ²
6	3,00	4,00	3,50	NSA ²
7	1,50	4,00	3,50	NSA ²
8	1,50	4,00	3,50	NSA ²
9	1,50	4,00	3,50	NSA ²
10	1,50	4,00	3,50	NSA ²
média	1,70	4,00	3,50	NSA²
S	0,54	0,00	0,00	NSA²
C.V. (%)	31,62	0,00	0,00	NSA²

¹ Corpos-de-prova. ² Não se aplica.

Fonte: A própria autora.

Tabela III – Valores individuais, médias, desvios padrão e coeficientes de variação para as medidas de diâmetro e largura das fibras coletadas após as lavagens no filtro da lavadora, peneira de 500 µm e peneira de 63 µm para todos os artigos (CO, PAC, PES e PA).

c.p. ¹	CO		PAC		PES		PA		
	ø ² (µm)	L ³ (mm)	ø ² (µm)	L ³ (mm)	ø ² (µm)	L ³ (mm)	ø ² (µm)	L ³ (mm)	
Filtro da Lavadora	1	28,03	- ⁴	12,67	- ⁴	11,79	1,40	16,80	- ⁴
	2	22,54	- ⁴	22,15	- ⁴	13,98	1,10	15,17	- ⁴
	3	14,73	- ⁴	15,02	- ⁴	16,80	1,70	15,17	- ⁴
	4	23,29	- ⁴	18,70	- ⁴	15,16	1,40	13,98	- ⁴
	5	23,29	- ⁴	14,58	- ⁴	13,18	1,30	14,58	- ⁴
	6	10,62	- ⁴	20,83	- ⁴	- ⁴	1,40	23,01	- ⁴
	7	16,80	- ⁴	15,17	- ⁴	13,98	1.1	16,80	- ⁴
	8	18,63	- ⁴	17,68	- ⁴	14,58	1,30	12,67	- ⁴
	9	24,29	- ⁴	20,83	- ⁴	14,73	1,60	46,12 ⁵	- ⁴
	10	16,70	- ⁴	16,24	- ⁴	- ⁴	1,20	50,17 ⁵	- ⁴
Peneira de 500 µm	1	18,75	1,00	15,02	- ⁴	11,79	1,10	67,48 ⁵	2,3
	2	20,62	1,70	17,80	- ⁴	11,79	1,10	56,86 ⁵	3,0
	3	14,58	1,10	22,14	- ⁴	9,32	1,10	59,69 ⁵	1,0
	4	14,58	1,30	12,15	- ⁴	13,98	2,20	16,27	1,0
	5	16,67	0,80	15,87	- ⁴	17,80	0,80	16,27	0,5
	6	13,98	0,90	22,54	- ⁴	17,92	1,10	16,27	0,8
	7	16,27	0,70	23,57	- ⁴	13,17	1,80	27,40	1,5
	8	18,87	1,30	24,30	- ⁴	12,67	2,60	23,29	0,8
	9	16,80	0,50	20,94	- ⁴	13,18	3,10	12,67	1,8
	10	18,87	0,60	23,75	- ⁴	12,67	1,50	17,18	0,6
Peneira de 63 µm	1	28,34	0,60	17,92	- ⁴	13,98	0,70	47,50 ⁵	0,8
	2	17,18	0,60	18,87	- ⁴	12,67	0,60	15,16	1,5
	3	22,15	1,10	17,92	- ⁴	15,02	0,70	16,80	1,4
	4	15,02	0,70	18,75	- ⁴	15,02	1,20	14,58	0,8
	5	16,27	0,50	18,75	- ⁴	16,80	0,50	14,58	0,6
	6	19,76	0,80	11,22	- ⁴	17,92	0,50	19,21	0,5
	7	19,21	0,60	15,87	- ⁴	9,32	0,70	13,18	0,6
	8	20,52	0,90	18,87	- ⁴	12,15	0,40	16,27	0,5
	9	13,34	0,30	16,80	- ⁴	16,80	0,40	22,15	0,8
	10	25,09	0,40	22,15	- ⁴	16,67	1,00	47,50 ⁵	0,9
média	18,86	0,820	18,30	- ⁴	14,36	1,224	16,91	1,085	
S	4,30	0,35	3,53	- ⁴	2,49	0,63	3,65	0,66	
C.V.(%)	22,83	42,54	19,27	- ⁴	17,36	51,60	21,60	60,86	

¹ Corpos-de-prova. ² Diâmetro. ³ Comprimento. ⁴ Medidas que não puderam ser computadas. ⁵ Medidas referentes ao monofilamento, não foram computadas para a média, desvio padrão e coeficiente de variação.

Fonte: A própria autora.

Tabela I12 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de CO sem detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	50,3	11,9	17,8	80,0	23,6	9,2	15,9	48,7
2	31,6	8,6	11,6	51,8	26,6	9,3	11,0	46,9
3	11,1	3,8	7,5	22,4	25,5	7,1	8,9	41,5
4	13,8	4,1	6,1	24,0	16,1	5,4	6,8	28,3
5	15,5	4,9	6,6	27,0	15,2	4,4	5,6	25,2
6	14,1	4,7	6,6	25,4	12,3	3,7	5,4	21,4
7	10,1	3,8	5,7	19,6	10,7	3,6	5,9	20,2
8	7,9	2,0	3,7	13,6	11,7	1,7	4,0	17,4
9	6,8	0,0	2,2	9,0	10,7	2,8	5,2	18,7
10	9,2	0,0	2,8	12,0	9,8	2,7	5,7	18,2
Soma	170,4	43,8	70,6	284,8	162,2	49,9	74,4	286,5

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I13 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de CO com detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	19,9	8,9	15,0	43,8	22,2	10,2	14,0	46,4
2	22,7	6,0	10,0	38,7	20,1	7,1	12,0	39,2
3	15,6	6,6	8,2	30,4	24,4	5,3	9,9	39,6
4	15,2	4,1	5,5	24,8	12,5	2,4	7,6	22,5
5	12,2	3,8	7,5	23,5	11,4	6,0	8,9	26,3
6	9,0	2,2	3,7	14,9	7,1	0,7	5,0	12,8
7	10,1	1,7	4,1	15,9	9,4	1,3	6,9	17,6
8	8,1	1,7	3,7	13,5	7,3	1,3	4,8	13,4
9	7,6	1,8	3,4	12,8	7,1	0,1	4,5	11,7
10	8,4	0,6	4,3	13,3	8,2	1,8	6,1	16,1
Soma	128,8	37,4	65,4	231,6	129,7	36,2	79,7	245,6

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I14 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PAC sem detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	11,4	4,9	14,1	30,4	15,7	2,5	11,7	29,9
2	26,1	8,7	12,3	47,1	15,3	4,8	9,8	29,9
3	21,7	6,8	8,2	36,7	15,5	6,3	10,3	32,1
4	23,5	9,6	8,5	41,6	13,0	5,6	8,1	26,7
5	19,5	6,8	9,2	35,5	15,2	4,3	4,3	23,8
6	15,1	6,7	5,6	27,4	12,5	3,8	4,5	20,8
7	17,2	3,7	6,2	27,1	10,9	3,7	3,5	18,1
8	12,0	4,9	4,8	21,7	10,5	3,0	2,9	16,4
9	13,3	3,7	4,6	21,6	10,4	1,9	2,0	14,3
10	11,7	3,6	3,4	18,7	12,6	2,0	1,4	16,0
Soma	171,5	59,4	76,9	307,8	131,6	37,9	58,5	228,0

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I15 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PAC com detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	5,1	2,4	9,8	17,3	7,4	4,1	6,9	18,4
2	10,8	8,7	9,5	29,0	10,4	11,9	9,5	31,8
3	15,4	4,4	7,4	27,2	15,9	4,4	4,2	24,5
4	9,9	3,9	5,2	19,0	10,8	4,9	3,8	19,5
5	10,2	3,0	4,5	17,7	15,6	5,4	3,9	24,9
6	7,4	3,0	3,6	14,0	12,5	3,2	2,0	17,7
7	8,1	2,4	4,1	14,6	12,0	3,1	2,3	17,4
8	8,3	2,8	2,1	13,2	8,1	1,2	2,9	12,2
9	7,8	3,5	2,6	13,9	11,8	2,6	2,1	16,5
10	6,5	4,9	1,3	12,7	9,2	2,4	1,6	13,2
Soma	89,5	39,0	50,1	178,6	113,7	43,2	39,2	196,1

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I16 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PES sem detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	8,0	1,8	16,4	26,2	2,6	2,9	15,3	20,8
2	3,8	1,5	13,0	18,3	4,5	1,3	13,5	19,3
3	4,9	0,9	7,4	13,2	4,0	0,7	7,9	12,6
4	4,7	1,5	6,6	12,8	2,5	0,9	7,1	10,5
5	2,0	1,4	8,0	11,4	2,4	1,4	7,6	11,4
6	2,6	0,6	3,7	6,9	2,4	0,3	4,5	7,2
7	1,6	0,1	5,6	7,3	3,5	1,1	4,1	8,7
8	1,8	0,0	4,6	6,4	1,7	0,5	4,1	6,3
9	3,2	0,9	4,0	8,1	2,2	0,6	4,1	6,9
10	2,2	0,0	2,6	4,8	1,9	0,8	2,9	5,6
Soma	34,8	8,7	71,9	115,4	27,7	10,5	71,1	109,3

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I17 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PES com detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	4,1	2,2	10,1	16,4	4,2	1,6	8,5	14,3
2	2,9	0,5	6,3	9,7	2,8	1,2	4,3	8,3
3	1,4	0,9	1,9	4,2	2,6	0,6	3,8	7,0
4	1,9	1,3	2,5	5,7	2,2	1,5	3,9	7,6
5	1,7	0,8	2,9	5,4	2,6	0,9	2,9	6,4
6	0,8	0,0	0,9	1,7	1,3	0,1	2,2	3,6
7	0,0	0,4	2,2	2,6	3,3	0,1	1,6	5,0
8	0,0	0,0	0,9	0,9	1,4	0,2	1,8	3,4
9	0,2	0,0	1,9	2,1	1,4	0,4	1,6	3,4
10	0,0	0,1	1,0	1,1	0,8	1,0	2,2	4,0
Soma	13,0	6,2	30,6	49,8	22,6	7,6	32,8	63,0

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I18 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PA sem detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	24,0	2,2	19,2	45,4	20,0	4,6	15,8	40,4
2	11,2	3,5	10,6	25,3	10,3	1,9	11,9	24,1
3	5,9	1,5	8,4	15,8	8,4	1,1	8,9	18,4
4	2,7	1,6	6,2	10,5	4,3	1,2	6,2	11,7
5	2,8	1,3	4,5	8,6	3,1	1,0	4,1	8,2
6	3,2	1,5	3,3	8,0	0,3	1,0	4,1	5,4
7	2,3	1,6	3,3	7,2	1,8	0,6	3,2	5,6
8	2,6	1,5	2,4	6,5	0,9	0,5	1,7	3,1
9	1,9	1,0	2,9	5,8	0,5	0,0	2,1	2,6
10	2,1	6,8	0,0	8,9	0,3	0,0	0,2	0,5
Soma	58,7	22,5	60,8	142,0	49,9	11,9	58,2	120,0

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

Tabela I19 – Massas de fibras retidas em filtro da lavadora, peneira de 500 μm , peneira de 63 μ e total (soma do filtro da lavadora, peneira de 500 μm e peneira de 63 μ) ao longo de dez sucessivas lavagens de PA com detergente.

Lav ⁵	Réplica 1 (mg)				Réplica 2 (mg)			
	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴	filtro ¹	500 μm^2	63 μm^3	total ⁴
1	14,8	2,9	6,7	24,4	9,7	2,3	11,1	23,1
2	5,1	3,1	6,0	14,2	5,0	2,0	5,5	12,5
3	3,9	1,5	4,1	9,5	2,8	2,0	4,0	8,8
4	0,8	0,2	3,2	4,2	5,2	0,0	3,9	9,1
5	0,3	0,0	1,0	1,3	0,6	0,0	1,9	2,5
6	2,5	0,2	1,3	4,0	0,6	0,0	0,9	1,5
7	0,0	0,0	1,1	1,1	0,2	0,6	2,2	3,0
8	0,8	0,0	1,1	1,9	0,0	0,7	1,0	1,7
9	0,0	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,7	0,7
10	0,1	0,0	1,7	1,8	0,0	0,0	0,4	0,4
Soma	28,3	7,9	27,0	63,2	24,1	7,6	31,6	63,3

¹ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações do filtro da lavadora. ² Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 500 μm . ³ Massa de fibras retidas nos papéis-filtro provenientes das emborçações da peneira de 63 μm . ⁴ Total referente à soma da massa de fibras retidas no filtro da lavadora, na peneira de 500 μm e na peneira de 63 μm . As fibras retidas na filtração de apenas 100 mL do efluente final em papel-filtro de 8 μm não foram contabilizadas. ⁵ Número da lavagem.

Fonte: A própria autora.

APÊNDICE II

Figura 11 – Micrografias eletrônicas de varredura da gota seca de 10 μ L referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de CO, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora, ampliadas 60 vezes, escala de 1 mm: (a) à esquerda da gota; (b) à direita da gota.

Fonte: A própria autora.

Figura 12 – Micrografias eletrônicas de varredura da gota seca de 10 μ L referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de CO, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora, parte direita da gota: (a) ampliada 250 vezes, escala de 200 μ m; (b) ampliada 1000 vezes, escala de 30 μ m.

Fonte: A própria autora.

Figura I3 – Micrografias eletrônicas de varredura de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de CO, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) ampliada 250 vezes, escala de 200 μm ; (b) ampliada 700 vezes, escala de 30 μm .

(a)

(b)

Fonte: A própria autora.

Figura I4 – Micrografias eletrônicas de varredura de partículas na lâmina de vidro, onde não foi aplicada a gota de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de CO, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) ampliada 100 vezes, escala de 200 μm ; (b) ampliada 250 vezes, escala de 100 μm ; (c) partícula 1, ampliada 5000 vezes, escala de 10 μm ; (d) partícula 2, ampliada 5000 vezes, escala de 10 μm .

(a)

(b)

(c)

(d)

Fonte: A própria autora.

Figura 15 – Micrografias eletrônicas de varredura da gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de PAC, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) ampliada 100 vezes, escala de 200 μm ; (b) ampliada 500 vezes, escala de 100 μm ; (c) ampliada 2500 vezes, escala de 10 μm ; (d) ampliada 5000 vezes, escala de 10 μm .

Fonte: A própria autora.

Figura 16 – Micrografias eletrônicas de varredura de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de PAC, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) partícula 1, com formato de cristal, ampliada 2500 vezes, escala de 10 μm ; (b) partícula 2, com formato de cristal, ampliada 1500 vezes, escala de 10 μm .

Fonte: A própria autora.

Figura 17 – Micrografias de microscopia ótica de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de CO, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) aumento de 10 vezes, escala de 200 μm ; (b) aumento de 50 vezes, escala de 50 μm .

(a)

(b)

Fonte: A própria autora

Figura 18 – Micrografias de microscopia ótica de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de PAC, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) aumento de 10 vezes, escala de 200 μm ; (b) aumento de 20 vezes, escala de 100 μm .

(a)

(b)

Fonte: A própria autora.

Figura 19 – Micrografias de microscopia ótica de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de PES, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) aumento de 10 vezes, escala de 200 μm ; (b) aumento de 20 vezes, escala de 100 μm .

(a)

(b)

Fonte: A própria autora.

Figura I10 – Micrografias de microscopia ótica de partículas na gota seca de 10 μL referente à primeira lavagem da primeira réplica do artigo de PA, sem detergente, após passar pelo filtro da lavadora: (a) aumento de 10 vezes, escala de 200 μm ; (b) aumento de 20 vezes, escala de 100 μm .

(a)

(b)

Fonte: A própria autora.

APÊNDICE III

Memorial do cálculo relativo ao item 6.3.3, sobre a área da camiseta de algodão, baseada na **Figura I11**, onde:

- a) medida 5 equivale a 22,00 cm;
- b) medida 6 equivale a 17,50 cm;
- c) medida 11 equivale a 72,00 cm;
- d) medida 3 equivale a 52,50 cm.

Figura I11 – Medidas relativas à frente de uma blusa.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12071:2002.

$$\begin{aligned} \text{área total da peça} &= (\text{medida 5} \times \text{medida 6} \times 4) + (\text{medida 11} \times \text{medida 3} \times 2) = \\ &= (22,00 \times 17,50 \times 4) + (72,00 \times 52,50 \times 2) = 9100 \text{ cm}^2 \end{aligned}$$